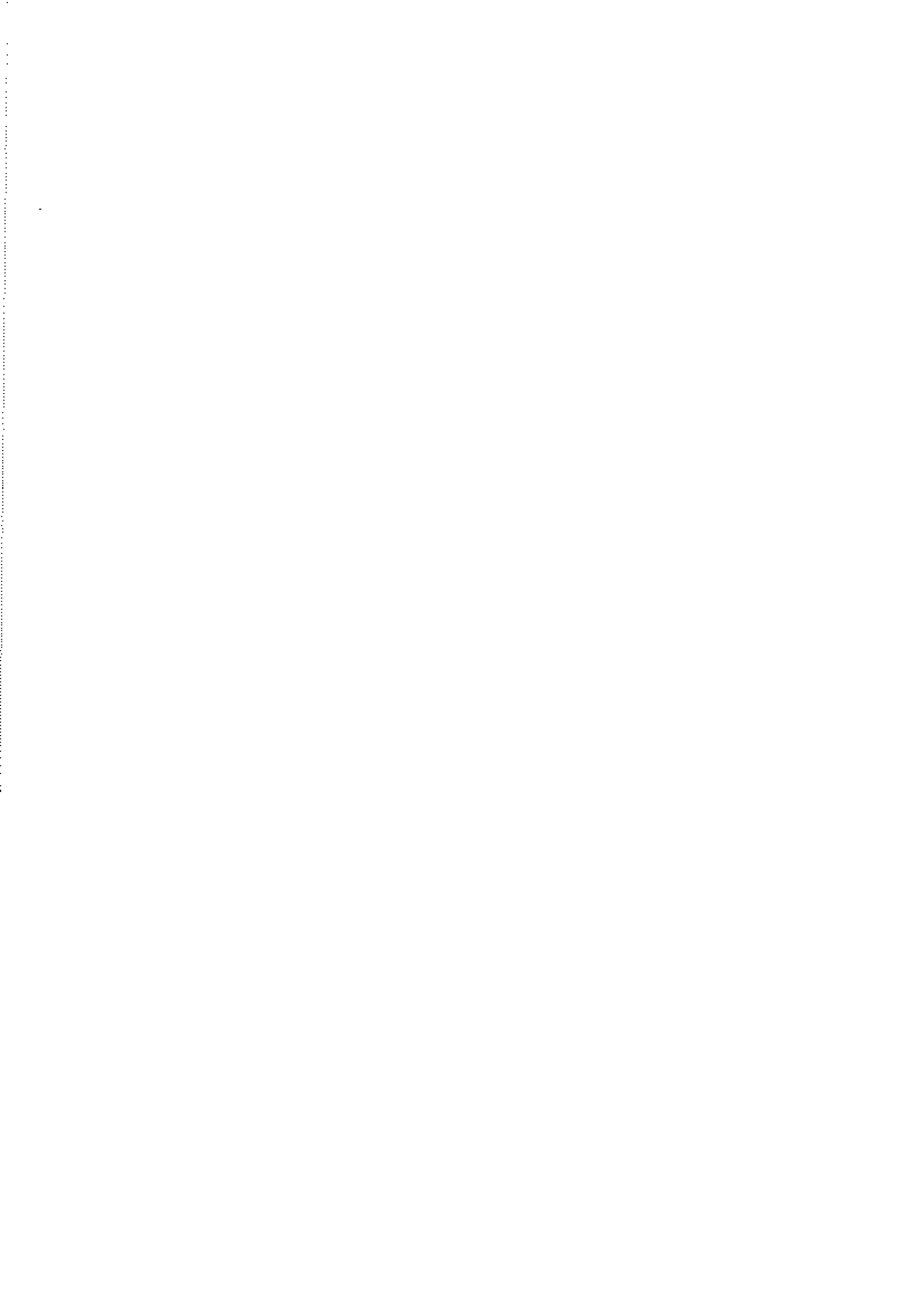


Hovedplan drikkevann 2050



IVAR



1 HOVEDPLAN DRIKKEVANN 2050 SAMMENDRAGSRAPPORT

2 Delrapport 1

Prognose vannforbruk i IVAR-kommunene mot 2050

3 Delrapport 2

Langevannsverket – Status for nåværende hovedråvannskilder og vannbehandling

4 Delrapport 3

Vurdering av fremtidige råvannskilder

5 Delrapport 4

Vurdering av aktuelle vannbehandlingsmetoder

6 Delrapport 5

Oppsummering av arbeidet i sensorisk panel i perioden 2007 - 2011

7 Vedlegg 1

Kostnadsberegning tunneller og vannbehandling - Sammendragsrapport

8 Vedlegg 2

Fremtidige nedbørforhold på Birkelandsvatn og store Myrvatn

9 Vedlegg 3

Modellberegnet fosforbelastning i Birkelandsvatn



Hovedplan drikkevann

2050

Sammendragsrapport

I·V·A·R



FORORD

Gjeldende hovedplan for vannforsyningen fra Langevannverket ble utarbeidet i 2004.

Hovedfokus da var følgende:

1. Utvidelse av råvannsforsyningen med innkobling av Storevatn
2. Styrking av vannbehandlingen med UV-anlegg
3. Økt forsyningssikkerhet og reserve med bassengutvidelse, trykkøkning og utvikling av hovedforsyningen mot de nordre deler av forsyningsområdet.

Det er særlig 2 forhold som i etterkant av dette hovedplanarbeidet har utløst behovet for en revidert hovedplan.

1. I de senere år er det registrert en forverret vannkvalitet i eksisterende hovedråvannskilder.
2. Nyere prognoser for befolkningsutvikling tilsier en sterk økning i vannforbruket frem mot 2050.

På denne bakgrunn vil fokus i foreliggende hovedplanen være vurdering av alternative nye råvannskilder og utvidet vannbehandling. Når det gjelder sikkerhet, kapasitet og reserve i fordelingsnettet vil disse forhold bli belyst i en egen hovedplan.

Det er opprettet en prosjektgruppe med IVAR-ansatte og representanter for eierkommunene:

Tor Inge Kjellesvik (IVAR), Jone Bakke (IVAR), Ernst Georg Hovland (IVAR), Sigmund Berge (IVAR), Odd Hummervoll (IVAR), Karl Olav Gjerstad (IVAR), Svein Håkon Høyvik (Stavanger), Eirik Sør-Reime (Hå), Kjersti Ohr (Klepp), Signe Kvandal (Sandnes)
Prosjektleder har vært Karl Olav Gjerstad

Dette dokumentet (hovedplan - sammendragsrapport) gir en oppsummering av følgende rapporter som er utarbeidet i forbindelse med hovedplanarbeidet:

Rapporter utarbeidet internt:

- Delrapport 1 *Prognose vannforbruk i IVAR kommunene mot 2050*
- Delrapport 2 *Langevannverket – status for nåværende kilder og vannbehandling*
- Delrapport 3 *Vurdering av fremtidige råvannskilder*
- Delrapport 4 *Vurdering av aktuelle vannbehandlingsmetoder*
- Delrapport 5 *Oppsummering av arbeidet i sensorisk panel i perioden 2007 - 2011*

Rapporter utarbeidet eksternt

- *Vedlegg 1 Samlerapport for 5 rapporter (Asplan Viak):*
 - o Tunnelfremføringer – kostnader
 - o Vannbehandling – kostnader
 - o Magasinkapasitet (Multiconsult)
 - o Påvirkning på råvannskvalitet fra tunneler
 - o Bærekraftvurderinger

- *Vedlegg 2* Fremtidige nedbørforhold - notat (Meteorologisk institutt)
- *Vedlegg 3* Fosforbelastningsmodell - notat (NIVA)
- *(ikke vedlagt)* Spredningsmodell for Birkelandsvatn (NIVA)

Denne sammendragsrapport er utarbeidet av Karl Olav Gjerstad

Mariero 12.september 2011

Tor Inge Kjellesvik

Avd.leder Plan og utbygging

Karl Olav Gjerstad

prosjektleder

1 INNLEDNING

IVAR forsyner i dag vann til ca 300.000 mennesker i en sterk vekstregion som ligger i Matfylke Rogaland. Topografien i forsyningsområdet er dominert av lavland fra Finnøy i nord til Hå i sør. Mesteparten av arealet består av jordbruksarealer og tettsteder. Vannressursene i dette området er i drikkevannssammenheng begrenset av relativt små og grunne kilder, stedvis sterkt påvirket av menneskelig aktivitet.

Allerede så tidlig som på 1950- tallet innså man at en fremtidig utbygging måtte skje mot de høyereliggende og mer uberørte områder sørøstover i Gjesdal kommune da Langevannverket ble etablert i 1959 med råvannsinntak i Langevatn. Med en økende befolkning ble det på 1980 og 1990 tallet vurdert ulike alternativer for å skaffe regionen tilstrekkelig vann. Tidlig på 1980 tallet ble Austrumdalsvatn anbefalt som ny drikkevannskilde, men nye utredninger på 1990-tallet pekte på Store Myrvatn som det beste alternativet. Det siste alternativ ble i 2004 imidlertid vurdert som for kostbart for en nær forestående utbygging, men fremdeles aktuell som Jærens fremtidige hovedvannkilde. Den videre utbygging ble konsentrert til Romsvatn- Stølsvatnfeltet med nytt råvannsinntak i Stølsvatn i 2003 og senere utvidet med råvannsinntak i Storevatn i 2008.

I vurderingene på 1980-90 tallet av de aktuelle alternativer for fremtidige råvannskilder var utgangspunktet å finne en kilde med minst mulig menneskelig aktivitet i nedbørsfeltet. Det ville da være tilstrekkelig med enkel vannbehandling bestående av pH-justering og desinfeksjon med klor. Ny kunnskap og økte krav til kvalitet og sikkerhet førte til at vannbehandlingsanlegget i 1999 måtte oppgraderes med marmorfiltrering for å redusere vannets korrosivitet og nytt UV-anlegg ble installert i 2004 for å bedre den hygieniske sikkerhet også i forhold til parasitter.

I de senere år har et annet forhold blitt mer synliggjort i vår region og det gjelder økningen i humusinnholdet i råvannskildene. Også en rekke andre vannverk spesielt i Sør-Norge har opplevd en tilsvarende utvikling. Foreliggende offisielle prognoser for fremtidige klimaendringer tilsier at det blir mer nedbør, økt nedbørsintensitet og høyere temperaturer og dette er drivere som kan føre til en ytterligere økning i humusinnholdet. I tillegg til en økning i fargetallet vil også den sensoriske kvalitet kunne bli mer påvirket. Vann er vårt viktigste næringsmiddel og Statens ernæringsråd har nå også inkludert daglig inntak av drikkevann i sine kostholdsråd for å fremme folkehelsen. Dette tilsier at den sensoriske kvalitet må tillegges stor vekt i tillegg til den hygieniske og bruksmessige kvalitet.

Disse forhold innebærer behov for utvidet vannbehandling for nåværende kilder som også vil ha en viktig funksjon som reserve/suppleringskilder i den fremtidige vannforsyning og åpner samtidig for en større fleksibilitet i forhold til vurdering av fremtidige kilder som er noe mer påvirket av menneskelig aktivitet.

Nyere prognoser for befolkningsutviklingen betyr at eksisterende hovedkilder bare har tilstrekkelig kapasitet 10 – 15 år frem i tid. På bakgrunn av erfaringer med sårbarheten i eksisterende råvannskilder vil det i vurderinger av nye kilder bli lagt vekt på at dette må være store dype innsjøer som både skal sikre en lav temperatur og være robuste i forhold til å holde en stabil vannkvalitet gjennom hele året.

2 MÅLSETTING

Vannforsyningen fra Langevannsverket til medlemskommunene skal tilfredsstille følgende krav:

- Være godkjent av Mattilsynet
- Tilfredsstille alle krav i drikkevannsforskriften til god hygienisk og bruksmessig kvalitet.
- Nærmere spesifisering av vannkvalitet som er strengere enn i drikkevannsforskriften:
 - Fargetall: < 10 mg Pt/l (*krav < 20 mgPt/l*)
 - Temperatur: < 10 °C (*ikke spesifikke krav i drikkevannsforskriften til temperatur*)
 - Lukt og smak: Fortynningsfaktor maks 2 v/25°C (*krav maks 3 v/25 °C*)
- Vannbehandlingen skal gi optimal korrosjonsbeskyttelse (pH, Ca, alkalitet) og minimalisere slamdannelse på fordelingsnettet
- Råvannskilde og vannbehandling skal representere robuste løsninger.
- Det skal leveres nok vann også i ekstreme tørrværsperioder

I valg av råvannskilder og vannbehandling skal det foretas kost/nyttevurdering og det skal være fokus på bærekraftige løsninger.

3 SAMMENDRAG

Gjeldende hovedplan for vannforsyningen fra Langevannverket ble utarbeidet i 2004. I etterkant av dette hovedplanarbeidet er det i råvannskildene registrert en forverring av mikrobiologisk kvalitet og et økende fargetall som på sikt i tillegg til en visuell effekt kan redusere effekten av eksisterende vannbehandling. Det foreligger nå nyere prognoser som tilsier en sterk økning i vannforbruket frem mot 2050. Fokus i arbeidet med ny hovedplan har derfor vært vurdering av alternative nye råvannskilder og utvidet vannbehandling.

Eksisterende råvannskilder er karakterisert ved at de er relativt grunne. Dette innebærer sårbarhet i forhold til vannkvalitetsendringer spesielt ved intensive nedbørsperioder og medfører høye sommertemperaturer. En forutsetning for valg av ny råvannskilde har derfor vært at kilden må være dyp og ha et stort volum. Det geografiske søkeområdet har vært vidtfavnende der 6 råvannskilder har vært vurdert (*Øvre og nedre Tysdalsvatn, Austrumdalsvatn, Ørsdalsvatn, Store Myrvatn og Birkelandsvatn*).

Store Myrvatn har i fylkesdelsplanene vært oppført som regionens fremtidige råvannskilde for drikkevann. Dette med bakgrunn i en gunstig beliggenhet med lite menneskelig aktivitet i nedbørsfeltet og at det er en stor vannkilde. Nyere prognoser viser at det fremtidige vannbehov vil bli større enn tidligere antatt. I tillegg innebærer etablering av utvidet vannbehandling at andre kilder som er noe mer påvirket av menneskelig aktivitet kan vurderes. Birkelandsvatn fremstår her som det mest aktuelle alternativet.

I et skisseprosjekt er det beregnet at utbyggingskostnader for fremføring av tunneller med de nødvendige tekniske installasjoner for Store Myrvatn og Birkelandsvatn beløper seg til henholdsvis kr 750 mill og kr 220 mill. Beregning av magasinbehov for Store Myrvatn viser at det spesielt i tørrår er nødvendig å supplere med betydelige volum fra magasiner i eksisterende råvannskilder. Birkelandsvatn vil dekke drikkevannsbehovet, men det vil være nødvendig med tiltak for å opprettholde alminnelig lavvannsføring ut av Innsjøen i tørrværsperioder.

Etter en sammenligning av de 2 råvannskilder der det er lagt vekt på vannkvalitet, kapasitet, kost/nytte betraktninger og miljøhensyn under utbygging vil vi anbefale Birkelandsvatn som ny råvannskilde. Det presiseres her at Birkelandsvatn selv med dagens jordbruksaktiviteter gjennom mesteparten av året regnes å representere en hygienisk barriere på grunn av innsjøens store volum og temperaturskiktningen i innsjøen gjennom sommerhalvåret. Med 2 hygieniske barrierer i vannbehandlingen som planlagt vil dette tilfredsstille myndighetenes krav til hygienisk sikkerhet med gode marginer.

I den norske vannforskriften (etter Vanddirektivet) er det nå utarbeidet klassegrenser for innsjøer i forhold til økologisk tilstand der den mest sentrale bedømmingsparameter for store dype innsjøer er algevekst i de frie vannmasser. Med bakgrunn i foreliggende analyseresultater kan tilstanden i Birkelandsvatn karakteriseres som svært god.

Når det gjelder behovet for utvidet vannbehandling har særlig 2 metoder vært vurdert inngående. Erfaringer fra pilotanlegget ved Langevatn har gitt viktige innspill til beslutningsgrunnlaget.

Den ene metoden er den såkalte Moldeprosessen som ved tilsats av et "fellings"-kjemikalium og etterfølgende filtrering gir en effektiv partikkelfjerning som inkluderer mikroorganismer og reduserer fargetallet. En ulempe med prosessen er at den produserer slam som må ledes til avløpsnettlet eller behandles ved avvanning på anlegget. Prosessen er ikke designet for å redusere naturlige lukt- og smakskomponenter som kan forekomme i overflatevannsforekomster. For å bedre sensorisk kvalitet kreves derfor et etterfølgende trinn med aktivt kull. Samlet sett stiller prosessens kompleksitet krav til relativt høy kompetanse og oppfølging.

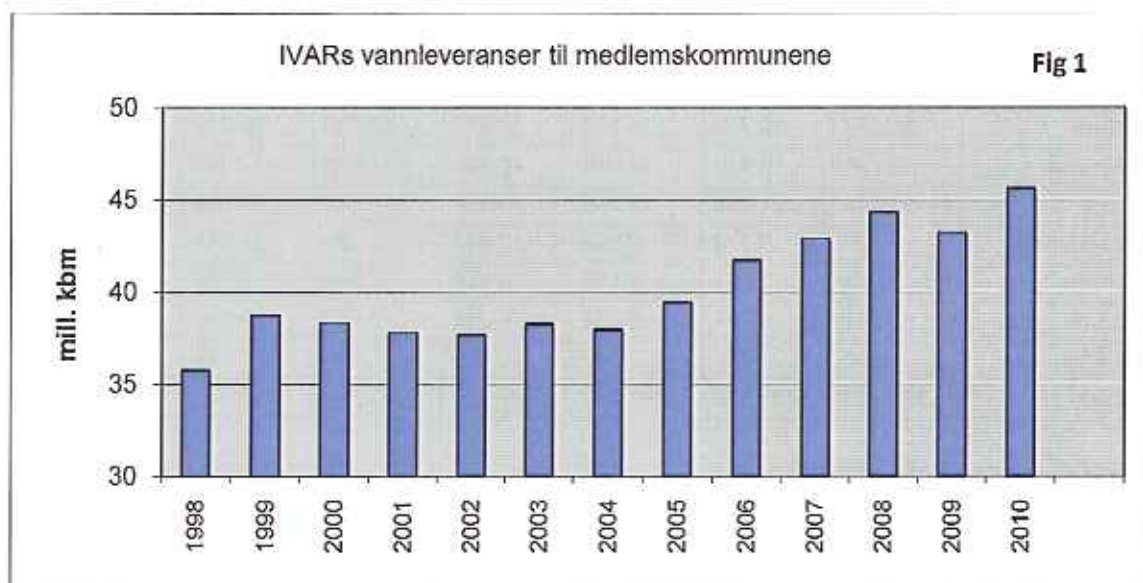
Et annet interessant alternativ er ozonering og biofiltrering der mikroorganismer drepes og fargetallet reduseres ved oksidasjon. Det produseres her bare små mengder slam som kan ledes til resipient. Sensorisk kvalitet vil erfaringsmessig bli meget god på grunn av oksidasjon av lukt og smaksstoffer. Driftsmessig er det en enklere og mer robust prosess enn Moldeprosessen. Begrensingen ligger i at den ikke er så godt egnet ved høye fargetall. Det forventes nå en prognose for fremtidig fargetallsutvikling og endelig anbefaling om hvilken prosess som er best egnet vil foreligge i løpet av 2011.

I et skisseprosjekt er det beregnet kostnader for begge løsninger som viser at disse kommer likt ut med årskostnad (drift- og kapitalkostnad) beregnet til kr 59,6 mill. Investeringskostnadene for ozon/biofilter og Moldeprosessen med kullfilter er beregnet til henholdsvis kr 697 mill og kr 633 mill. Årlige driftskostnader er beregnet til henholdsvis kr 14,1 mill og 18,3 mill.

4 PROGNOSE FOR VANNFORBRUKET

I dag har kildene Romsvatn, Stølsvatn og Storevatn en yteevne på 56 mill m³/år i det bestemmende året (10-års syklus). I det ugunstigste år (måleperioden 1897 – 2000) er kapasiteten 52 mill m³/år.

Fig 1 viser vannleveransene til medlemskommunene for perioden 1998 – 2010 der det fremgår at vannforbruket har økt betydelig og der det i 2010 ble det levert 45,6 mill m³.



Førrige prognose for vannforbruket i IVAR-kommunene ble utarbeidet i 2003, som del av revidert hovedplan for den regionale vannforsyningen. Prognosen bygget hovedsakelig på prognose for befolkningsutvikling, utarbeidet av Statistisk sentralbyrå (SSB) i 2002, samt registrerte vannleveranser fra IVAR de siste årene før 2003.

SSB utarbeider nye prognoser for befolkningsvekst i Norge hvert tredje år. Siste oppdaterte statistikk er fra 2011 men vi tar her utgangspunkt i prognosene fra våren 2008 da det er relativt små forskjeller. Det antas at folketallet i Norge trolig vil øke sterkt fram mot 2060. Den viktigste grunnen er at det regnes med fortsatt høy innvandring.

Det er laget prognose for utvikling i folketall på kommunenivå fram til 2030 etter tre hovedalternativer: høy, middels og lav vekst. Folketallet i 2050 er en rettlinjet framskriving av veksten fra 2020 til 2030. På bakgrunn av prognoser for middels befolkningsvekst og erfaringsdata for spesifikt forbruk, dvs. forbrukt liter pr person pr døgn, er det laget en prognose for årlig vannforbruk mot år 2050 med bakgrunn i 3 scenarier:

1. Konstant spes. forbruk:

Det forutsettes at det spesifikke vannforbruket i regionen holder seg på 430 l/p.d. Det betyr at mønsteret i vannforbruk hos abonnentene forblir som nå, og at saneringstakten i ledningsnettets omlag tilsvarer aldring/forringelse.

2. Avtakende spes. forbruk:

I dette alternativet forutsettes en reduksjon i spesifikt vannforbruk fra 430 l/p.d. i 2010, til 400 l/p.d. i 2025. Deretter konstant spes. forbruk.

Dette krever økt innsats på ledningsfornyelse og lekkasjetetting, evt. kombinert med endret forbruksmønster hos abonnentene.

3. Økende spes. forbruk:

I dette alternativet forutsettes en økning i spesifikt vannforbruk fra 430 l/p.d. i 2010, til 450 l/p.d i 2030, deretter konstant fram mot 2050.

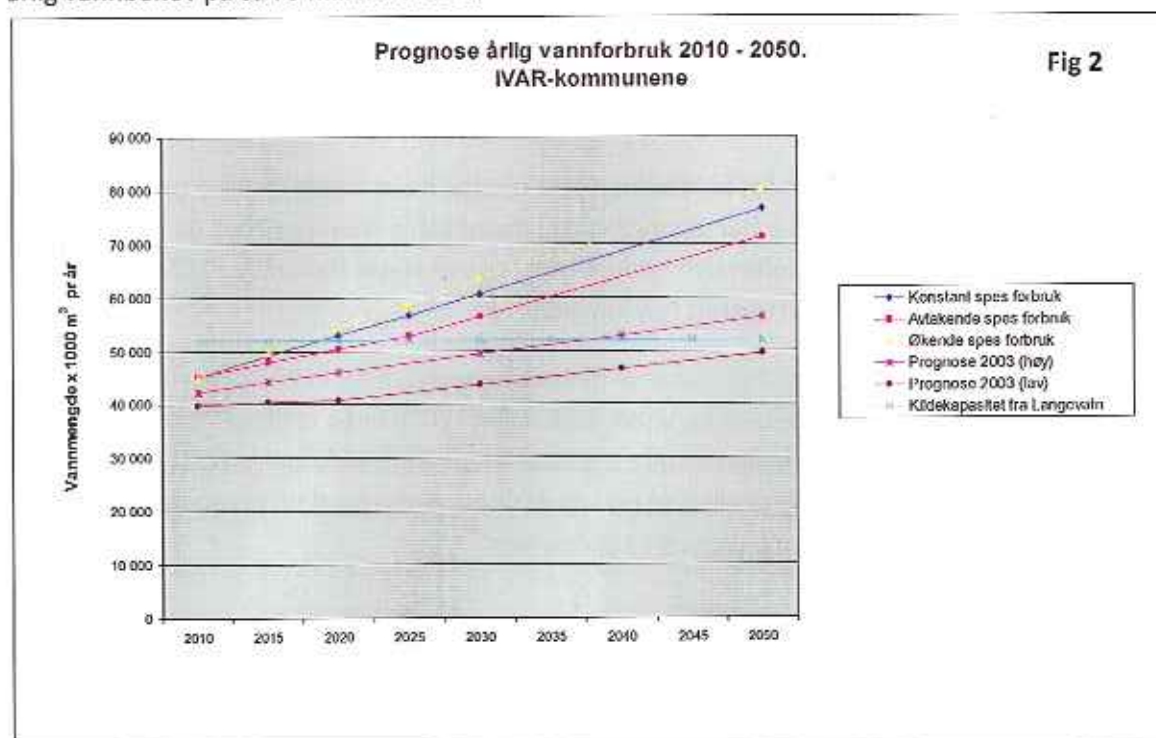
NBI Data fra 2008. Middels vekst SSB 2008 , korrigert for opplysninger fra Stavanger og Sandnes

Kommune	2008	2009	2010	2015	2020	2025	2030	2050*
Sandnes**	63 000	64 000	65 500	72 317	79 844	86 426	95 421	141 791
Stavanger**	121 000	122 700	124 400	133 000	141 400	150 000	158 500	180 000
Hå	15 438	15 678	15 925	17 054	18 181	19 312	20 403	24 847
Klepp	15 839	16 263	16 693	18 782	20 844	22 895	24 846	32 850
Time	15 459	15 794	16 123	17 670	19 109	20 479	21 759	27 059
Gjesdal	9 729	9 910	10 084	10 982	11 876	12 766	13 586	17 006
Sola	21 446	21 895	22 359	24 550	26 648	28 636	30 478	38 138
Randaberg	9 622	9 774	9 933	10 642	11 285	11 914	12 504	14 942
Finnøy	2 711	2 696	2 686	2 636	2 584	2 565	2 555	2 497
Rennesøy	3 761	3 874	3 981	4 511	5 027	5 549	6 048	8 090
Kvitsøy	538	544	547	565	568	580	590	634
Sum	278 543	283 128	288 231	312 709	337 366	361 122	386 690	487 854

* Om lag rettlinjert fra 2020 - 2030 til 2050

** korrigerte tall

Resultatene er fremstilt i *fig 2* som viser at kapasitetsgrensen forutsatt middels befolkningsvekst og konstant spesifikt forbruk for nåværende hovedkilder nås om 10 – 15 år. Det er beregnet et årlig vannbehov på ca 75 mill m³ i 2050.

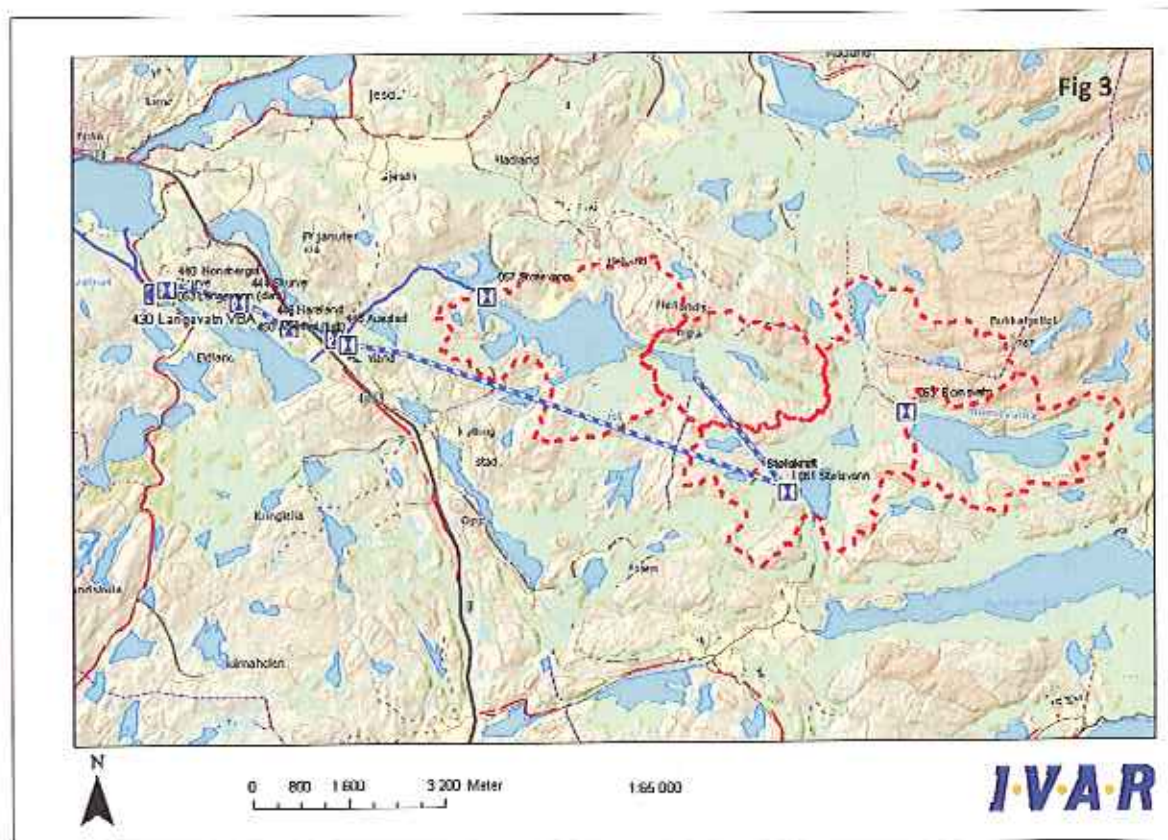


Utbygging mot nye vannkilder vil måtte gå over flere år og det er derfor viktig å få en snarlig avklaring på ny hovedkilde.

5 STATUS FOR NÅVÆRENDE HOVEDRÅVANNSKILDER OG VANNBEHANDLING

5.1 Råvannskilder

Hovedinntakskildene er i dag Stølsvatn (med Romsvatn som hovedmagasin) og Storevatn beliggende i henholdsvis Bjerkreim og Gjesdal kommune (fig 3). Som reserveskilder benyttes Langevatn i Gjesdal kommune og Hagavatn i Hå kommune.



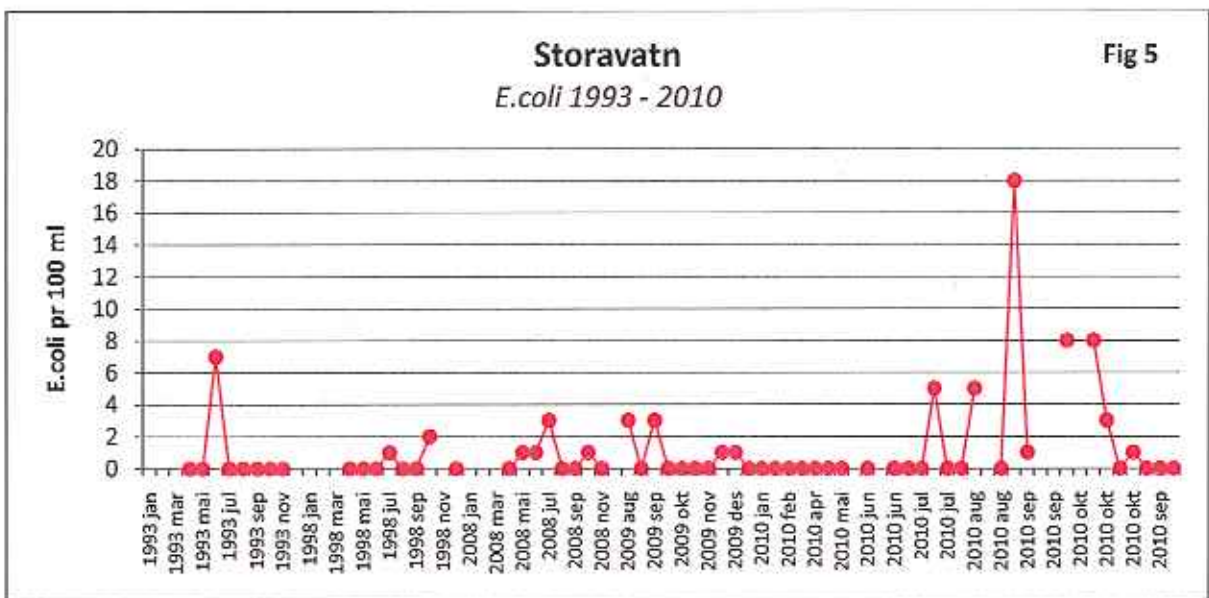
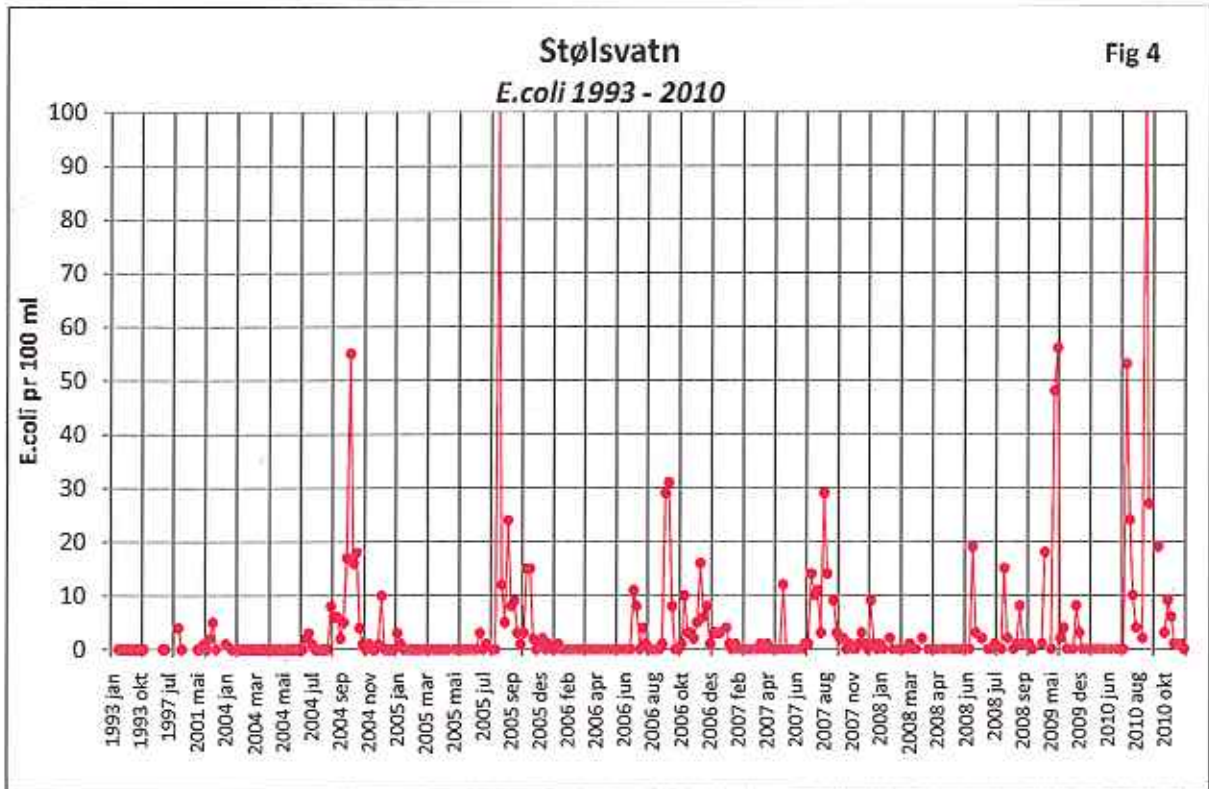
Det ligger ikke bebyggelse i nedbørfeltene til Stølsvatn og Storevatn. Det er heller ikke jordbruksarealer bortsett fra et mindre areal på nordsiden av Storevatn. Mesteparten av nedbørfeltet her er inngjerdet og det er ikke beitedyr. I Stølsvatn er det tidvis et mindre innslag av beitedyr i randsonene.

Vannkvaliteten i hovedinntakskildene er således vesentlig bestemt av de naturgitte forhold der viktige karakteristika er at kildene er relativt grunne og med liten oppholdstid. Dette medfører at vannkvaliteten lett forverres ved utvasking av nedbørfeltene spesielt under intensive nedbørsperioder. Dette har betydning for den hygieniske kvalitet representert ved indikatorbakterien *E. coli* og den bruksmessige kvalitet representert ved innholdet av humusstoffer (fargetallet). I tillegg er temperaturen i sommerhalvåret uønsket høy.

5.1.1. Hygienisk kvalitet

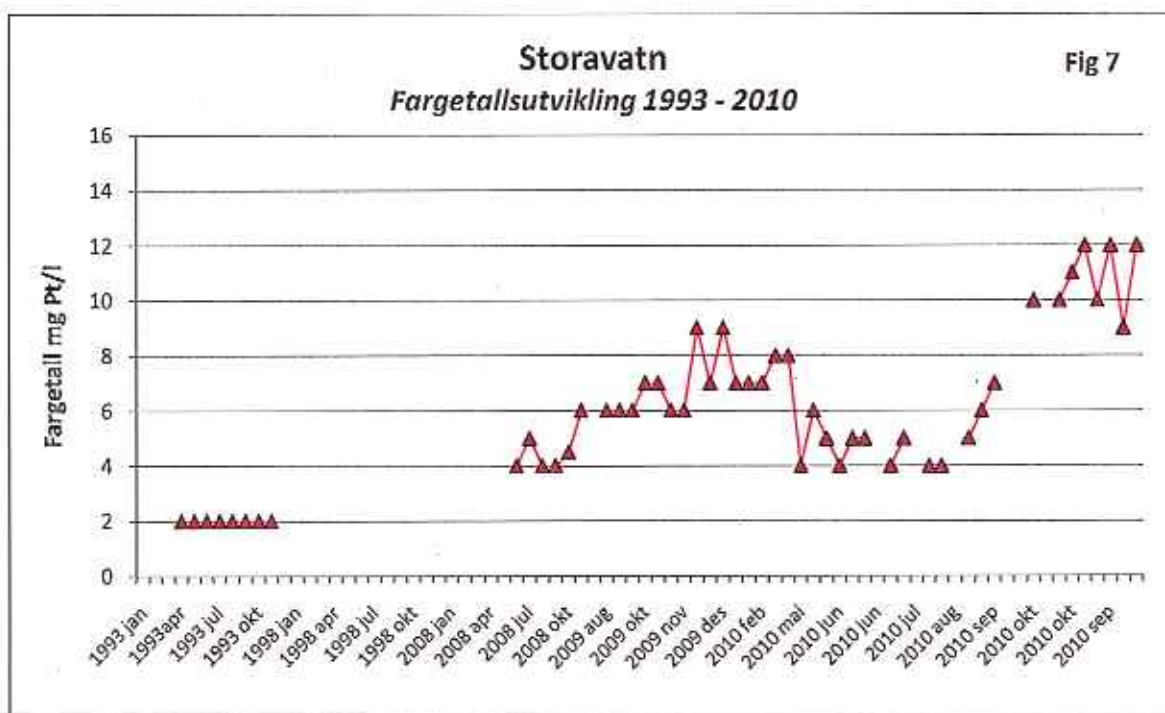
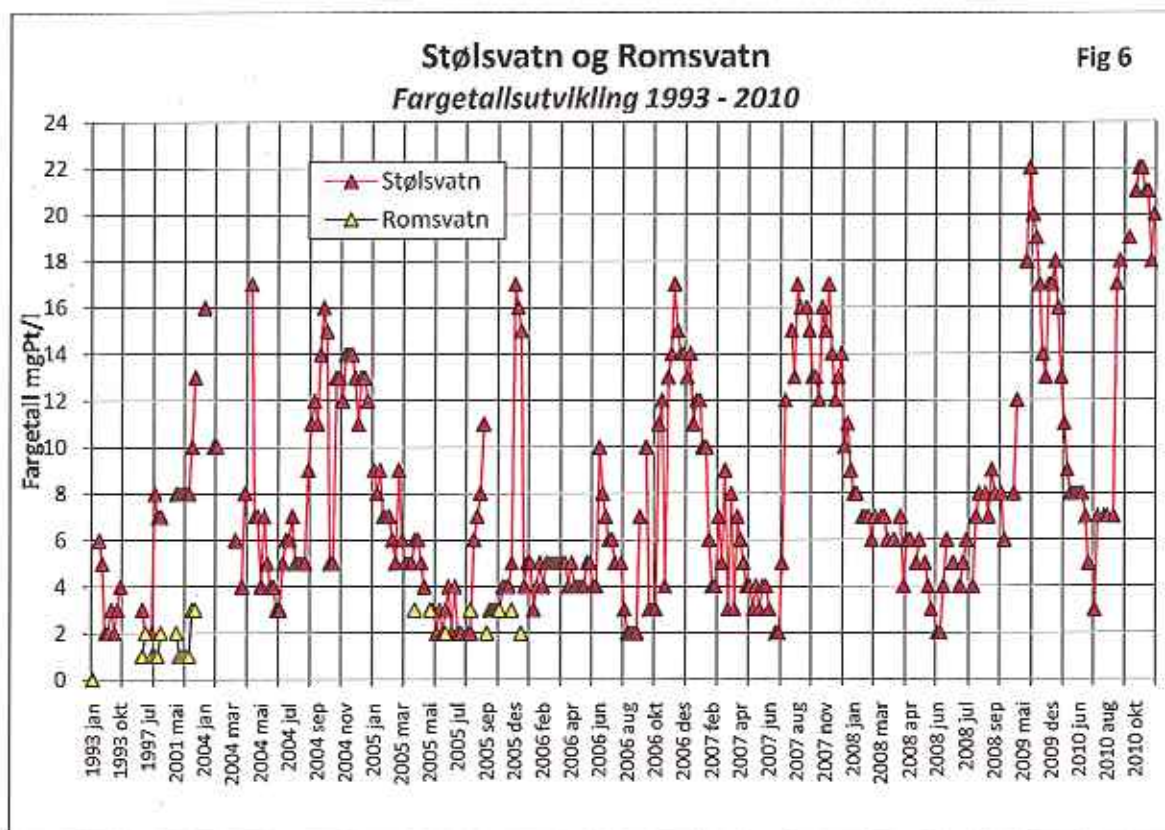
Fig 4 og 5 viser resultatene for måling av *E. coli* i Stølsvatn og Storevatn for perioden 1993 – 2010. Drikkevannsforskriften setter krav til minst 2 hygieniske barrierer. Dersom råvannskilden skal

kunne regnes som en barriere bør det ikke kunne påvises mer enn 3 *E.coli* pr 100 ml og da bare sporadisk. Resultatene spesielt for Stølsvatn viser at det hver høst de senere år i forbindelse med nedbørsperioder er til dels betydelige høyere konsentrasjoner (opp mot 100 pr 100 ml) av *E.coli* i vannmassene. Den bakteriologiske kvalitet i Storavatn er betydelig bedre som følge av en lengre oppholdstid, men og her er det spesielt i 2010 registrert relativt høye verdier for *E.coli* (18 pr 100 ml). Dette betyr at råvannskildene tidvis ikke representerer en selvstendig hygienisk barriere og vi er derfor avhengig av 2 barrierer i vannbehandlingen.



5.1.2 Fargetall

Når det gjelder innholdet av humusstoffer som gir en brunfarge på vannet er det registrert en klar økning for perioden 1993 – 2010 som vist i *fig 6* og *7*. For Stølsvatn har maksimum fargetall økt fra 6 til 22 mg Pt/l og for Storavatn fra 2 til 12 mg Pt/l. De to råvannskildene samkjøres og det høyeste fargetallet inn til vannbehandlingsanlegget er registrert

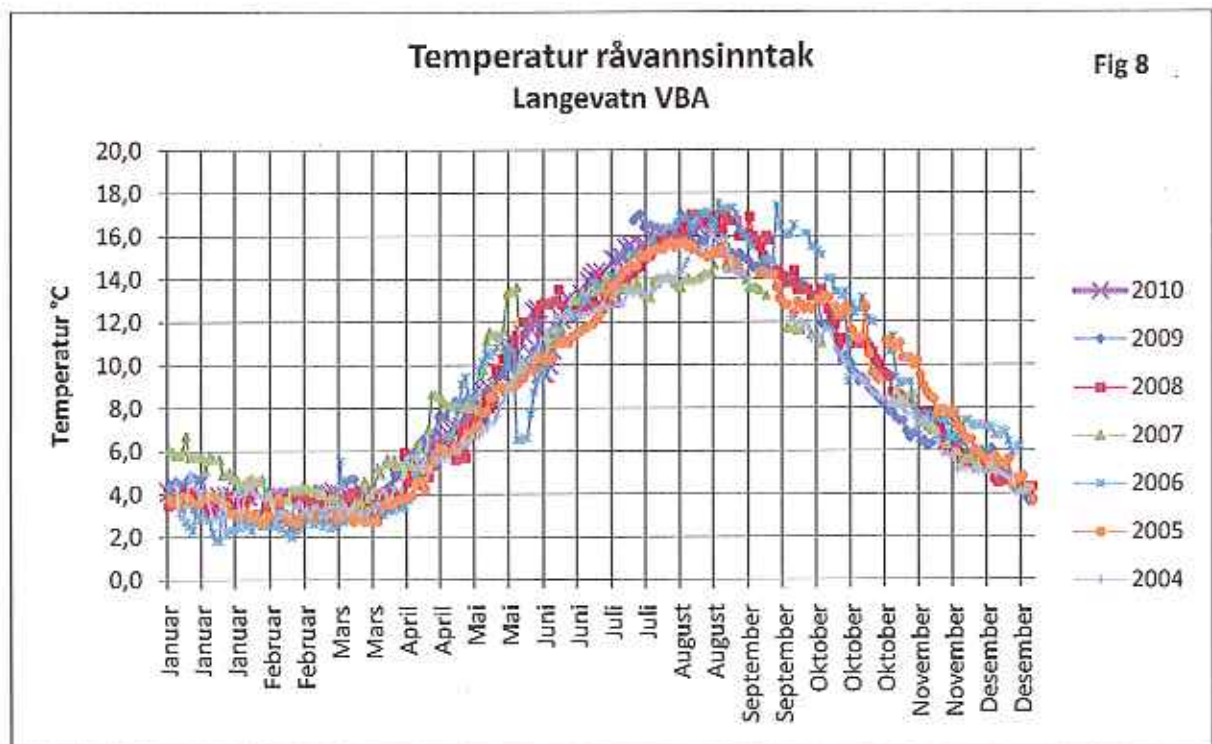


til 15 mg Pt/l. Det kan forventes en økning i fargetallet bl.a. som følge av en antatt fremtidig økt nedbørsintensitet og mer vegetasjon i nedbørsfeltene på grunn av temperaturøkning. I henhold til Drikkevannsforskriften er grensen for fargetall 20 mg Pt/l. Med en målsetning om et fargetall mindre enn 10 mg Pt/l tilsier dette allerede i dag behov for utvidet vannbehandling som samtidig vil representere en hygienisk barriere.

5.1.3 Temperatur

Da kildene er relativt grunne blir råvannsinntaket påvirket av oppvarming og vindomrøring av overflatelagene og i perioden mai – oktober ligger temperaturen over 10 °C (fig 8).

I månedsskiftet juli – august er temperaturen helt oppe i 17 °C. Sterk nedtapping av magasinene spesielt i den varme årstiden kan gi ytterligere temperaturøkning. Høye temperaturer på drikkevannet vil i tillegg til en redusert sensorisk kvalitet gi økt korrosjon på fordelingsnett (spesielt for jern) og økning i hastigheten av biofilmdannelse i fordelingsnett. Temperaturer over 10 °C gir også større mulighet for vekst av bakterier på fordelingsnett som kan ha helsemessige effekter. Temperaturkurven gir også en demonstrasjon av at råvannsinntaket også i sommerhalvåret får tilført overflatevann som er sårbart for tilførsler av eventuelle forurensinger spesielt i forbindelse med nedbørsperioder.



5.2 Langevannverket vannbehandling

Dagens prosess består av marmorfiltrering, UV-belysning og klorering



Vannet ledes først gjennom et marmorfilter der hensikten primært er å redusere vannets korrosivitet overfor ulike materialer på fordelingsnettet. Dette oppnås ved at pH, alkalitet og kalsium øker til ønskede verdier. I tillegg gir marmorlaget en filterfunksjon som reduserer råvannets innhold av finere partikler der også jern og manganforbindelser blir redusert. Dette har en positiv betydning i forhold til vedlikehold av UV-anlegg og innebærer sannsynligvis en gunstig effekt i forhold til redusert slamdannelse på fordelingsnettet.

Etter marmorfilteret passerer vannet gjennom et UV-anlegg som representerer en robust hygienisk barriere i forhold til bakterier, virus og parasitter. Til slutt blir vannet tilsatt små mengder klor som gir en hygienisk barriere i forhold til bakterier og virus men ikke parasitter.

Et økende humusinnhold med økt fargetall samtidig med økt vannforbruk kan om 5 – 10 år medføre at kapasiteten til UV-anlegget overskrides i forhold til å oppnå en ønsket dose. Høyere fargetall vil kreve høyere klordoser som øker innholdet av klororganiske forbindelser i vannet. En del av disse forbindelsene kan bidra noe til lukt- og smaksinntrykket.

Den sensoriske kvalitet er også tidvis preget av naturlige lukt- og smaksstoffer fra råvannskilden. Økende humusinnhold kan også resultere i forverret sensorisk kvalitet.

Disse forhold i tillegg til en antatt forverret hygienisk kvalitet i råvannskildene som følge av økt utvasking fra nedbørfeltene tilsier behov for en utvidet vannbehandling. Dette gjelder uavhengig av hvilke nye kilder som blir valgt for å øke kapasiteten da eksisterende råvannskilder vil få en viktig funksjon som reserve/suppleringskilder.

6 VURDERTE FREMTIDIGE RÅVANNSKILDER

I valg av råvannskilder er det en rekke hensyn som må vurderes der kvalitet, kapasitet, avstand til forsyningsområdet og beliggenhet er sentrale faktorer. Uavhengig av kildevalg vil det for de fleste steder i Norge være nødvendig med vannbehandling som inkluderer reduksjon av vannets naturlige korrosivitet og desinfeksjon som gir en hygienisk barriere.

I forhold til råvannskvalitet vil et av førstevalgene være grunnvann fra løsmasser i uberørte områder. De største løsmasseforekomstene i regionen ligger på Jæren og på 1990-tallet ble det foretatt flere undersøkelser for å kartlegge grunnvannsressursene i området. Både ut fra kapasitetsmessige vurderinger og påvirkning fra intensivt drevne jordbruksområder anses denne løsningen som uaktuell for vannforsyning til regionen.

Et tilsvarende godt alternativ til grunnvann fra løsmasser er store og dype fjellsjøer beliggende over vegetasjonsgrensen. Denne type innsjø ligger ikke innefor realistiske avstander til vårt forsyningsområde. De neste alternativene er store og dype innsjøer beliggende under vegetasjonsgrensen der nedbørfeltet er lite/moderat påvirket av menneskelig aktivitet.

En utvidet vannbehandling sett i forhold til minimumsbehandling som skissert ovenfor vil her kunne gi et meget godt sluttprodukt på linje med grunnvann fra løsmasser.

I vurderingen av nye råvannskilder har forutsetningen vært at dette må være store og dype sjøer som gir lav temperatur på vannet hele året og tilstrekkelig kapasitet også i tørrværsperioder. På denne bakgrunn er det foretatt en nærmere diskusjon av 6 innsjøer (Fig 9): Øvre Tysdalsvatn, Nedre Tysdalsvatn, Austrumdalsvatn, Ørsdalsvatn, Birkelandsvatn og Store Myrvatn der de to siste er gitt størst oppmerksomhet.

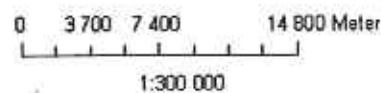
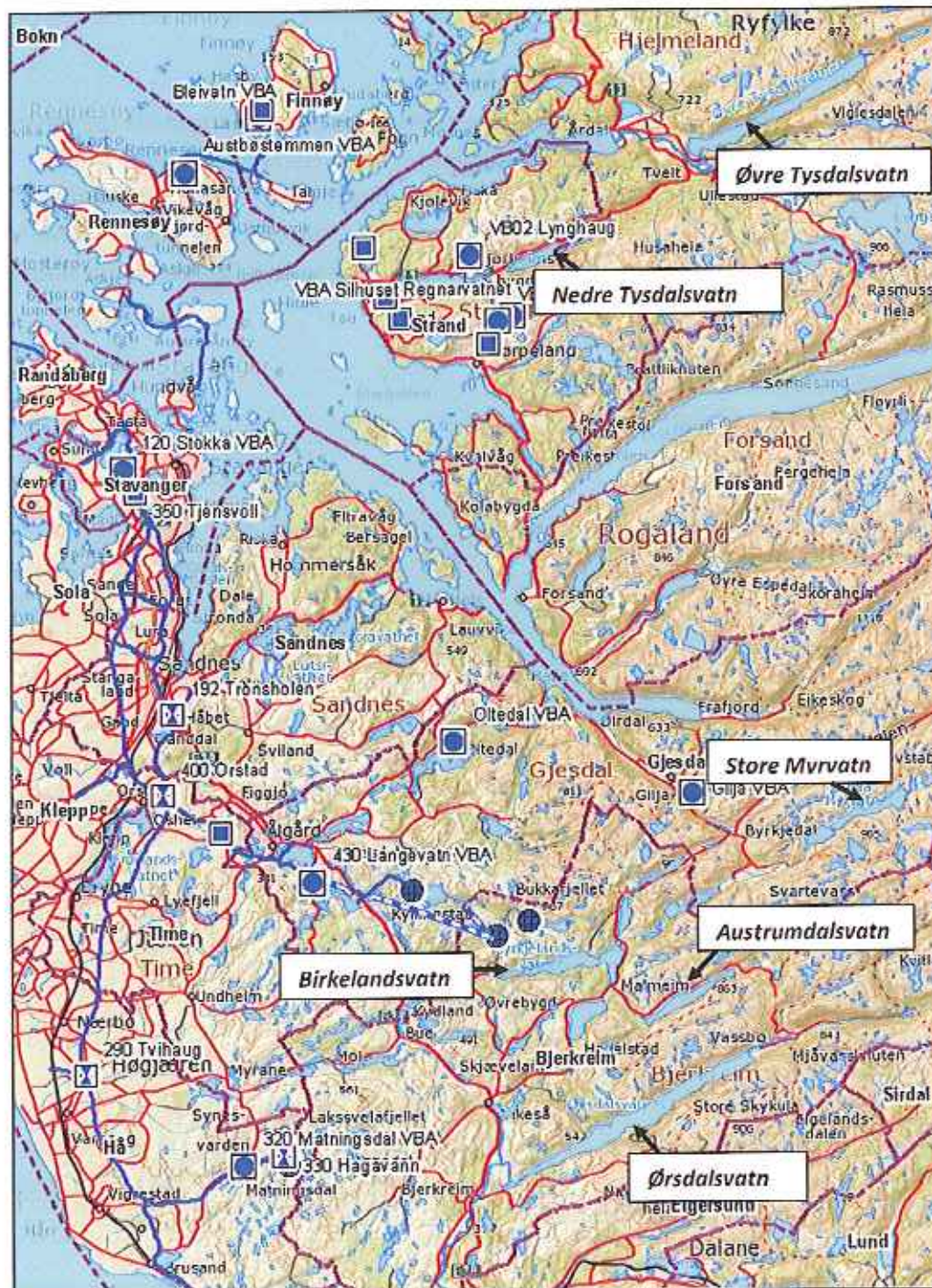
6.1 Innsjøer i Strand og Hjelmeland kommune

6.1.1 Øvre og nedre Tysdalsvatn

Øvre Tysdalsvatn (67 moh) ligger i Hjelmeland kommune mens grensen mellom Hjelmeland og Strand kommune går midtveis over Nedre Tysdalsvatn (43 moh). Det foreligger lite data fra disse kildene, men bedømt ut fra terrengforholdene er det antatt at dybdeforholdene er gode i sett i drikkevannssammenheng og kan gi kaldt vann hele året. Kapasitetsmessig vil Øvre Tysdalsvatn gi tilstrekkelige vannmengder mens det er noe usikkert for Nedre Tysdalsvatn i tørrår. Med unntak av vei langs Nedre Tysdalsvatn og 2 mindre campingplasser i hver ende av vannet er det ubetydelig menneskelig aktivitet i nedbørfeltet til disse kilder. Dette skulle tilsi et godt utgangspunkt i forhold til hygienisk kvalitet. Når det gjelder innholdet av humusstoffer viser et fåtall analyser at fargetallet varierer i området 10 – 20 mg Pt/l og dette betyr behov for utvidet vannbehandling i tillegg til korrosjonsbehandling og desinfeksjon.

Kildene ligger i betydelige avstander fra de store befolkningssentra og vil kreve fjordkryssing. Lav høydebeliggenhet (40 – 70 moh) tilsier behov for pumping. Disse forhold i tillegg til

Fig 9



I.V.A.R

nødvendigheten av å etablere helt nytt vannbehandlingsanlegg vil gi høye kostnader. Behovet for magasinkapasitet (oppdemming/nedtapping) innebærer betydelige inngrep i en ellers lite berørt natur.

Alternativene anses ikke som aktuelle i denne hovedplan sammenlignet med andre muligheter som er vurdert.

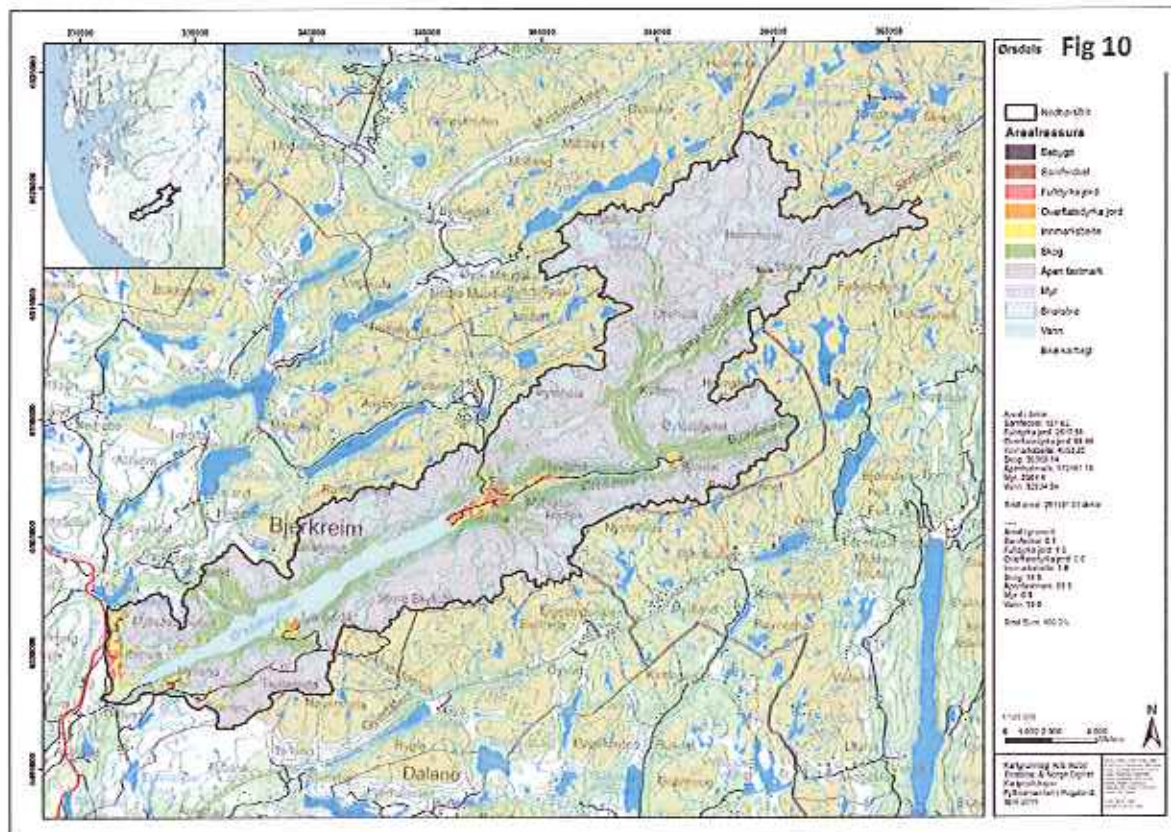
6.2 Innsjøer i Gjesdal og Bjerkreim kommune

De vurderte innsjøer ligger alle i nedbørfeltet til Bjerkreimsvassdraget som ble tatt inn i verneplan for Vassdrag 11.juni 2004. I tillegg fikk det status som nasjonalt laksevassdrag i 2006.

Dette vil gi utfordringer i forhold til uttak av vann fra vassdraget til drikkevannsmål. Med utgangspunkt i at drikkevann er vår mest grunnleggende samfunnsressurs og at nødvendige hensyn ivaretas under utbygging og drift forventes at aktuelle myndigheter gir sin aksept til anbefalt kilde.

6.2.1 Ørsdalsvatn i Bjerkreim kommune

Nedbørfeltet til Ørsdalsvatn fremgår av *fig 10*.



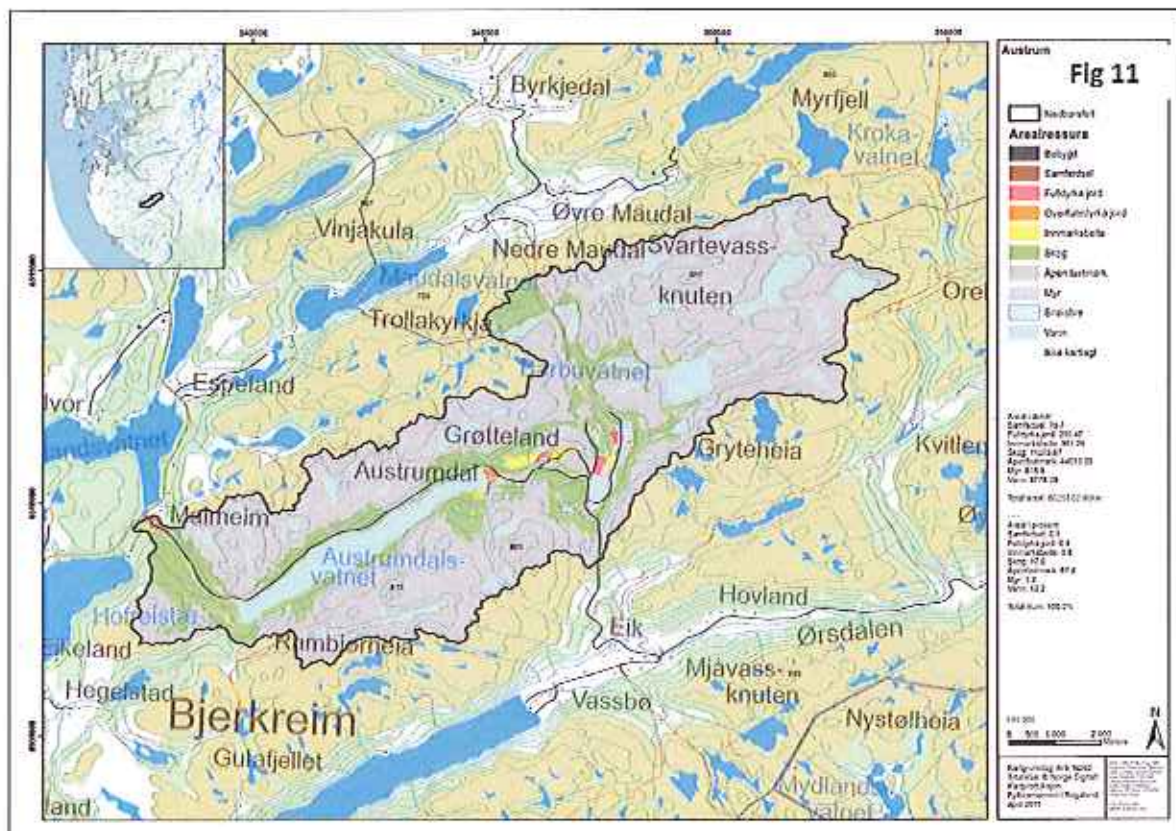
Ørsdalsvatn (63 moh) er den største av de vurderte innsjøer (areal 12.1 km², maks dybde 240 m) og har også det største nedbørfeltet (245 km²). Gjennomsnittlig årlig tilsig er oppgitt til 680 mill m³. Det er i underkant av 20 gårdsbruk i nedbørfeltet og fulldyrket jord og innmarksbeite utgjør 2,6 % av nedbørfeltet. Skog utgjør ca 15 % av nedbørfeltet. Sett i forhold til innsjøens størrelse antas den menneskelige aktivitet å ha tilnærmet neglisjerbar påvirkning på vannkvaliteten i hygienisk sammenheng. Det foreligger få data for vannkvaliteten, men nyere målinger viser et fargetall på 10 mg Pt/l.

For å føre vannet frem til nærmeste påslippspunkt i Stølsvannstunnelen må det anlegges en tunnel på ca 13 km. Den største utfordringen er imidlertid at vannet ligger på en høyde av 63 moh og dette betyr at det er nødvendig med pumping opp til et nivå på 175 moh. Bare de årlige strømutførelse til pumping er grovt estimert til kr 35 mill (*Vannforbruk i 2050 på 2,5 m³/s og kr 1 pr kwh*). Nødvendigheten av pumping vil øke sårbarheten. Det må sannsynligvis også påregnes behov for å etablere magasinkapasitet i innsjøen ved oppdemning/nedtapping.

Innsjøen ville vært godt egnet som råvannskilde sett ut fra kvalitets- og kapasitetsmessige betraktninger, men spesielt meget høye årlige kostnader til pumping tilsier at andre alternativ i området er mer aktuelle for de nærværende utbyggingsplaner. På lang sikt kan imidlertid denne kilden være interessant som drikkevannskilde for de lavereliggende områdene på Sør-Jæren og Bjerkreim ved at det etableres en ny vannforsyningsvei mot vest. Ørsdalsvatn bør derfor tas med i fylkets regionplan som en aktuell drikkevannskilde i perioden utover inneværende hovedplanperiode (2050).

6.2.2 Austrumdalsvatn i Bjerkreim kommune

Nedbørsfeltet er vist i fig 11.



Austrumdalsvatn (309 moh) representerer også i utgangspunktet en god råvannskilde for drikkevann (areal 2,8 km², maks dybde 104 m, nedbørfelt 61 km²). Gjennomsnittlig årlig tilsig er beregnet til 184 mill m³. Fulldyrka jord og innmarksbeite utgjør 1 % av nedbørfeltet. Skog utgjør ca 17 % av nedbørfeltet. Det er alpinsenter og hytteområde ved Stavtjørn og vei går langs hele nordsiden av vannet. Det foreligger få nyere data for vannkvalitet men stikkprøver tatt i 2010 og

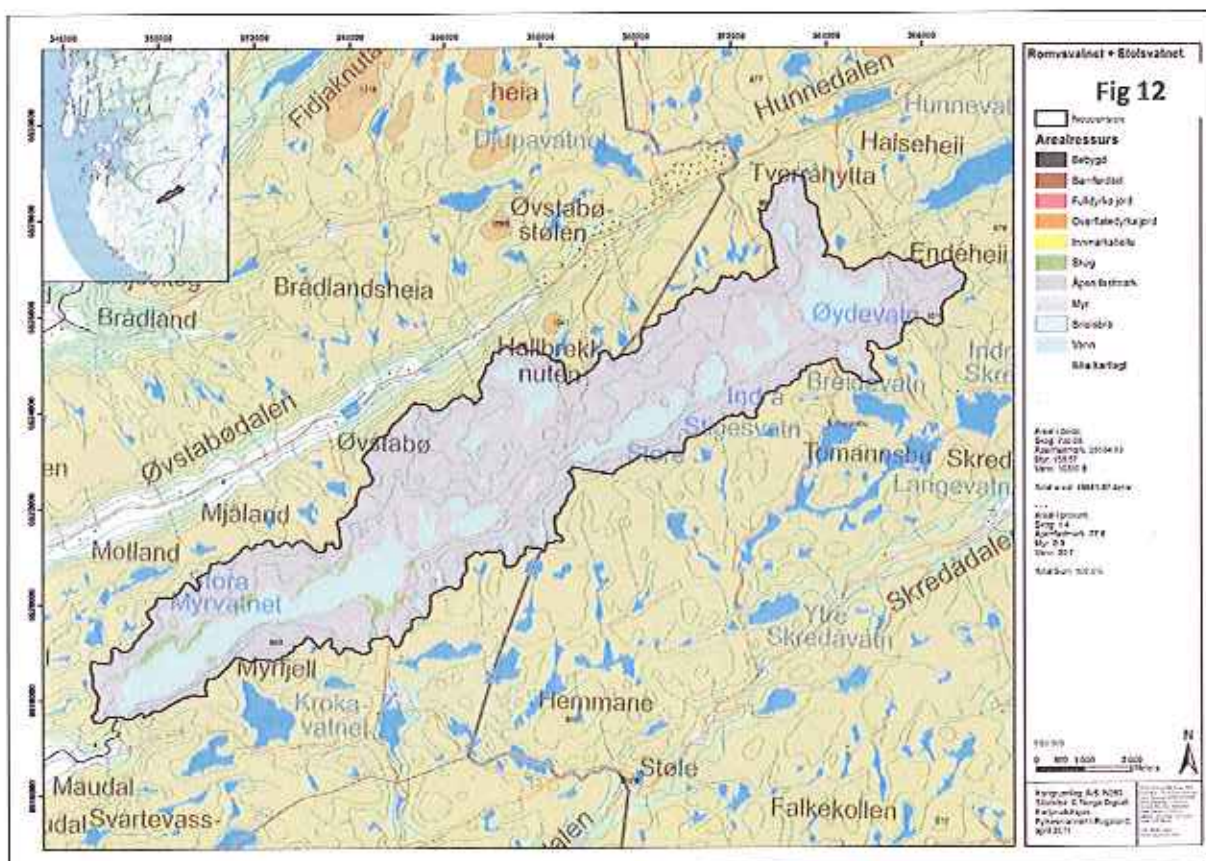
2011 viser et fargetall på 16 – 18 mg Pt/l. For å føre vannet frem til nærmeste påslippspunkt i Stølsvannstunnelen må det anlegges en tunnel på ca 14 km.

For å sikre nok vann i lengre tørrværsperioder vil det være nødvendig å etablere en betydelig magasinkapasitet ved oppdemming eller nedtapping. Dette gir utfordringer i forhold til status som vernet vassdrag for Bjerkreimsvassdraget. Austrumdalsvatn hadde lenge status som fremtidig drikkevannskilde for regionen men ble tatt ut av fylkesdelsplanene i 2000. Det har etter dette vært åpnet for mer hyttebygging i området. Med utvidet vannbehandling som skissert ville dagens aktiviteter i nedbørfeltet imidlertid ikke representert problem i forhold til vannkvaliteten i innsjøen.

Begrenset kapasitet i lengre tørrværsperioder og derav behov for et relativt stort naturinngrep som etablering av magasin vil innebære, tilsier at andre muligheter må vurderes.

6.2.3 Store Myrvatn i Gjesdal kommune

Nedbørfeltet fremgår av fig 12.



Generelt

Store Myrvatn (610 moh v/HRV) har status som fremtidig råvannskilde for regionen. Vannet har et areal på 4,1 km², maks dybde 90 m og et nedbørfelt på 47 km². Gjennomsnittlig årlig tilsig er beregnet til 126 mill m³. Skog utgjør ca 1,4 % av nedbørfeltet. Det er ingen bosetning i området, men spredt sauebeiting i de nordøstlige deler av nedbørfeltet. Innsjøen fremstår som den minst påvirkede av de mer aktuelle alternativer når det gjelder menneskelig aktivitet. Nyere analyser

viser også et lavt humusinnhold med et fargetall på ca 6 mg Pt/l og dette kan forklares ved den høye beliggenhet med lite skog.

Drikkevannsuttak i forhold til kraftproduksjon

Store Myrvatn har siden 1947 vært regulert (*regulerings høyde 593 – 610, magasin volum 60 mill m³*) til vannkraftproduksjon med kraftverk etablert i Maudal og det er LYSE som har en tidsavgrenset konsesjon til å drive kraftproduksjon. Uttaket av vann til kraftproduksjon tas fra de øvre vannlag i sørvest enden av vannet. Uttak av vann til drikkevann må tas fra dypt vann på ca 70 m og det er nødvendig å legge tunnel inn mot de dype partier i nordøst enden av vannet. Med et beregnet fremtidig (2050) behov for årlig drikkevannsuttak på ca 75 mill m³ (+ prosessvann til vannbehandling = 15 mill m³) sett i forhold til et gjennomsnittlig årlig tilsig på 126 mill m³ representerer dette et betydelig inngrep i kraftproduksjonen med et tilsvarende inntektstap for LYSE. Dette må erstattes av vannverket (brutto produksjonsverdi for oppgradert kraftverk i Maudal er grovregnet til 50 – 55 mill NOK). Et vannuttak uten samtidig kraftproduksjon anses derfor ikke som realistisk på grunn av høye årlige erstatningsbeløp.

Det har vært diskutert muligheten for å samkjøre kraft- og drikkevannsinteressene ved å bygge et nytt kraftverk på Espeland (nordøst enden av Birkelandsvatn). Dagens fallhøyde i Maudal kan da økes fra ca 300 m til ca 400 m som gir økt kraftproduksjon og planlagt oppgradering av Maudal kraftverk kan da sløyfes eller få et betydelig mindre omfang. Foreløpige grove kostnadsestimater indikerer at en slik løsning kan gi et nettobidrag (antydnet til ca 100 mill) fra kraftprodusent til dekning av utbyggingskostnader for drikkevannsformål. NVE har imidlertid her gitt signaler om at flytting av kraftstasjonen fra Maudal til Espeland vil kunne få vanskeligheter med å få innvilget konsesjon sett i forhold til verneplan for Bjerkreimsvassdraget der verneplan for vassdrag i første omgang er et vern mot kraftutbygging og saksbehandling skjer etter vassdragsreguleringsloven.

Magasinkapasitet

Det er foretatt nærmere beregninger av behovet for magasinkapasitet i forhold til drikkevannsuttak med bakgrunn i historiske avrenningsdata for perioden 1934 – 1970 der det foreligger representative data. Magasinberegningene legger til grunn et forventet forbruk på 2,5 m³/s i 2050 i tillegg til prosessvannstap (spyling etc.) som tilvarer et samlet gjennomsnittlig vannbehov på 2.9 m³/s. Som forutsetning er det også lagt inn samkjøring med nytt kraftverk på Espeland.

Kort oppsummert viser simuleringene at det i et normalår oppstår et manglende volum på 2 – 6 mill m³ og i et ekstremt år utgjør manglende volum 24 – 33 mill m³. For de laveste anslagene er det forutsatt at uttak til drikkevannsformål prioriteres fremfor vannkraft ved at maksimal uttak til vannkraftproduksjon reduseres og dette vil utgjøre en kostnadsdel for vannverket. Ved referanse til ekstremt år gjelder gjennomsnittet for 1960 og 1970, men dersom man ser disse 2 år under ett ville manglende volum utgjøre hele 48 mill m³ på grunn av en tørr sommer det ene året og en påfølgende kald og tørr vinter vår det andre året. I de senere år fremstår spesielt 2010 som eksempel på et ekstremt tørt år.

Gjennomgangen viser at det ved valg av Store Myrvatn som råvannskilde nesten årlig må påregnes supplering av vann fra eksisterende kilder og i ekstremperioder kan det bli behov for utnyttelse av mesteparten av magasinkapasiteten i disse kildene. Suppleringen må påregnes å finne sted også i sommerhalvåret der temperaturene er høye.

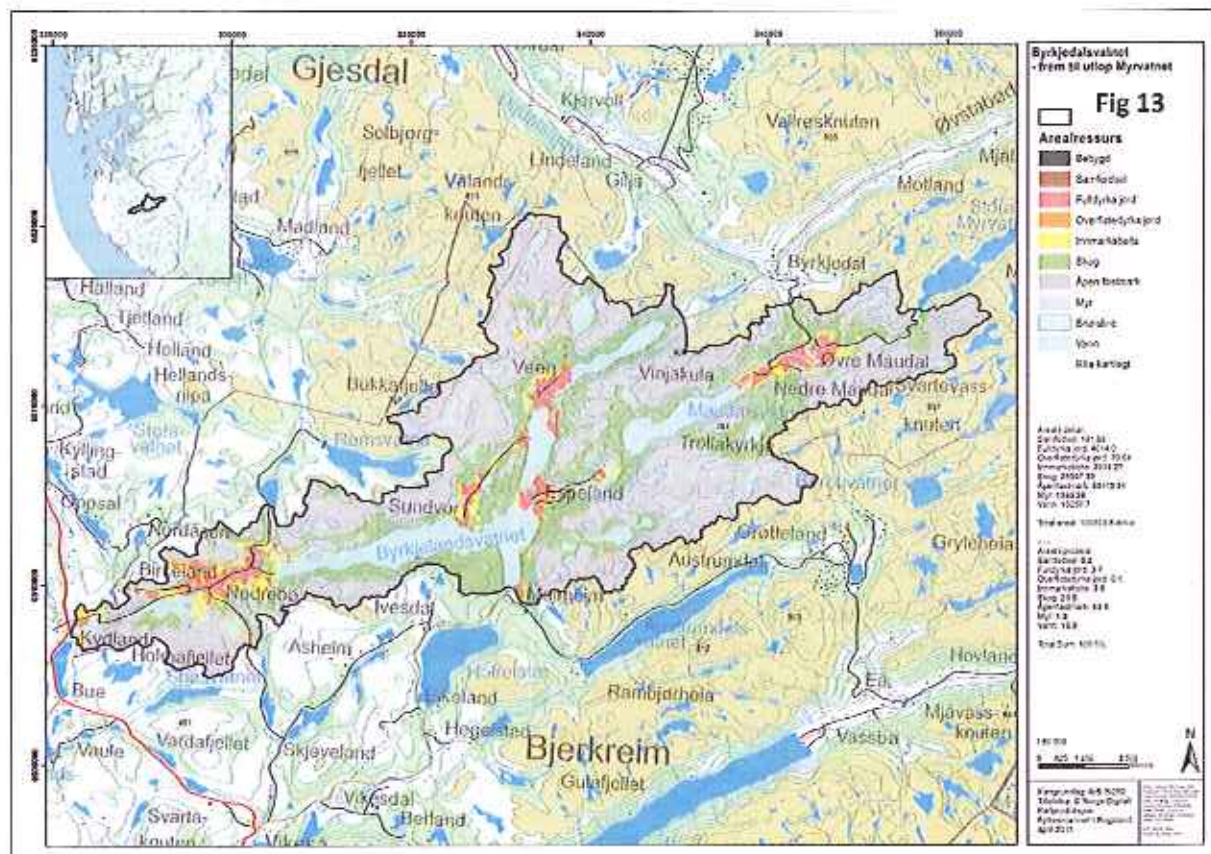
Påvirkning på vannkvaliteten fra tunell

Med bakgrunn i det lange tunellstrekket fra Store Myrvatn til Stølsvatn er det foretatt en vurdering i forhold til betydningen av innlekket grunnvann. Det er særlig jern og mangan som her kan være av betydning. Med bakgrunn i erfaringer fra lekkasjemengder fra andre tunneler og vannanalyser av grunnvannsbrønner i tilsvarende geologiske strukturer, er det konkludert med at en økning i jern og manganinnholdet i vannet som kommer frem til behandlingsanlegget neppe vil overstige henholdsvis 0,01 mg/l og 0,004 mg/l. Dette vil ikke få betydning i forhold til senere vannbehandling. Dersom det påtreffes innlekkingssoner som er tydelig metallpåvirket er det også muligheter for å tette disse før tunnelen settes i drift.

6.2.4 Birkelandsvatn i Bjerkreim kommune

Nedbørsfeltet nedstrøms Store Myrvatn er vist i *fig 13*. Nedbørsfelt inkludert Store Myrvatn fremgår av vedlegg 1.

Birkelandsvatn (179 moh) ligger i Bjerkreim kommune der de øverste deler av nedbørsfeltet strekker seg inn i Gjesdal kommune og et mindre parti (oppstrøms Store Myrvatn) helt inn til Sirdal kommune. Vannet har et areal på 5,3 km², maks dybde ca 90 m og et nedbørsfelt på 176 km². Gjennomsnittlig årlig tilsig er beregnet til 421 mill m³. Skog utgjør 19 % av nedbørsfeltet mens Fulldyrket jord og innmarksbeite dekker henholdsvis 2.9 og 2.8 % av nedbørsfeltet.



Innsjøen har et lavt farge tall som i dag ligger på 8 mg Pt/l.

Den viktigste forurensningskilden i forhold til bruken av vannet som drikkevann er jordbruksaktivitetene. Det er totalt 41 gårdsbruk med tilhørende jordbruksareal i nedbørfeltet fordelt på 4 delnedbørfelt. I tillegg går det en vei (riksvei 503) langs innsjøen i østenden over en strekning på ca 3 km og videre langs ytre- og indre Vinjavatn som drenerer ned til Birkelandsvatn. Det er etablert et hyttefelt øst for Sundvor.

6.2.4.1 Betydning av jordbruksaktivitetene

Aktiviteten i nedbørfeltet tilsier at det er nødvendig med en nærmere vurdering av egnetheten for Birkelandsvatn som råvannskilde for drikkevannsproduksjon og det er derfor foretatt relativt omfattende prøvetaking fra innsjøen og elveinnløpene. Det pågår nå også en dedikert vannundersøkelse for 2011. I tillegg til vannanalyser er det utarbeidet en matematisk strøm- og spredningsmodell der det er simulert hvordan mikroorganismer og kjemiske stoffer (drivstoff, kjemikalier) spres i innsjøen. Dette har betydning i forhold til å velge den gunstigste plassering av råvannsinntaket og for å bedre forståelsen av dynamikken i innsjøen.

Jordbruksaktivitetene kan mest hensiktsmessig deles inn i 4 delfelt:

Delfelt 1 (Nedrebø)

Det ligger 11 gårdsbruk i dette delnedbørfeltet der størstedelen av feltet (12 km²) dreneres av en elv fra Fuglestadvannet og en mindre del (1,4 km²) av en bekk fra Kyrkjefjellet. Avrenning fra jordbruksområdene renner direkte ut i Birkelandsvatn.

Delfelt 2 (Sundvor)

Det ligger 4 gårdsbruk i delnedbørfeltet som har et areal på ca 3 km². Jordbruksområdene ligger også her i moderat/sterkt hellende terreng ned mot bekk. Avrenning fra jordbruksområdene renner direkte ut i Birkelandsvatn.

Delfelt 3 (Vinjavatn/Espeland)

Det er 13 gårdsbruk i nedbørfeltet. 7 av disse er lokalisert i Veen- området i nordenden av ytre Vinjavatn og 1 gårdsbruk som ligger midtveis. Ytre Vinjavatn er et relativt stort vatn og vil fungere som et buffersystem med betydelig renseseffekt før utløpet i Birkelandsvatn. De øvrige gårdsbruk ligger ved Espeland og 1 ved Malmeim nær utløpet av Birkelandsvatn, men på flate partier.

Delfelt 4 (Maudal)

I dette delfeltet er det lokalisert 13 gårdsbruk. Avrenning fra jordbruksområdene renner via Maudalsvatn som er et stort vatn og deretter via Roaldsvatn før utløp i Birkelandsvatn. Dette tilsier en betydelig renseseffekt før utløpet i Birkelandsvatn.

Gjennomgangen ovenfor viser at ca halvparten av gårdsbrukene (Nedrebø og Sundvorområdet) har mer eller mindre direkte tilslutning ned mot Birkelandsvatn, mens avrenningen fra de resterende gårdsbruk ledes ut i innsjøer som innebærer en betydelig selvrensingsevne spesielt med hensyn på mikroorganismer før innløp i Birkelandsvatn.

Mikrobiologisk kvalitet

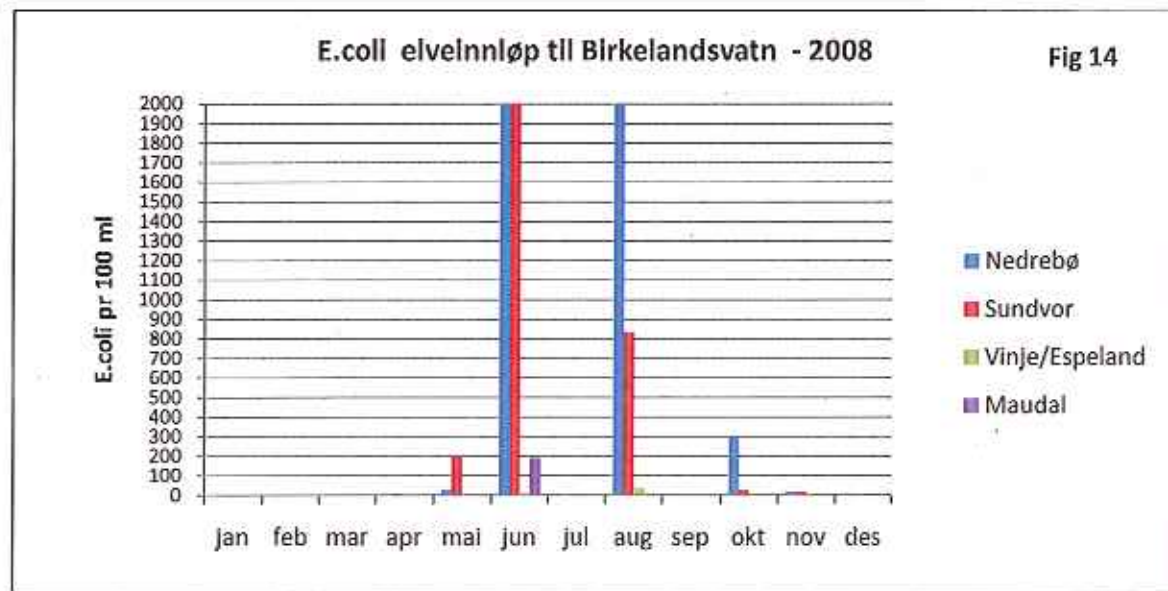
I diskusjonen om mikrobiologisk kvalitet legges det hovedvekt på parameteren *E.coli* som er den mest sentrale indikatorbakterien for fekal påvirkning.

Råvannsinntaket er tenkt lagt på ca 70 m dyp omtrent midt på innsjøens lengderetning. Et forhold som har stor betydning i forhold den mikrobiologiske kvalitet her er det såkalte sprangskiktet i innsjøen. Vannet er tyngst ved 4 °C og når temperaturen i vannoverflaten begynner å stige ved solinnstråling om våren vil det varmere overflatevannet flyte oppå vintervannet. Grenseskiktet mellom de to vannlag kalles sprangskiktet og dette vannskillet vil vare utover sommer og høsten helt til overflatevannet er nedkjølt til 4 °. Det inntreer da en fullsirkulasjon (høstsirkulasjonen) som gir en fullstendig blanding mellom vannlagene. Utførte målinger viser at denne situasjonen for Birkelandsvatn inntreffer i slutten av november.

Hovedpoenget nå er at i den perioden sprangskiktet opprettholdes vil tilførte forurensinger bli liggende i overflatelagene (ca 0–30 m) og det skjer her en betydelig reduksjon av mikroorganismer som kan ha helsemessig betydning på grunn av naturlige selvrensingsmekanismer. Råvannsinntaket vil være beskyttet mot påvirkning av overflatevann frem til høstsirkulasjon inntreffer. Sirkulasjonen kan pågå utover vinteren i relativt milde vintre, mens det i kaldere vintre vil dannes is eller vann under 4 °C slik at det oppnås et nytt stabilt overflatelag.

I noen innsjøer i Norge er det registrert at påvirket overflatevann har nådd råvannsinntak som er plassert under sprangskiktnivået selv i perioden med etablert sprangskikt. Slike situasjoner har inntruffet når elveinnløp har lave temperaturer (ca 4 °C) pga brø- eller snøsmelting eller at nedbørfeltet er sterkt leirholdig slik at egenvekten på elvevannet under nedbørsperioder øker og trenger ned under det beskyttende sprangskiktet. Potensialet for slike hendelser er neppe tilstede for Birkelandsvatn. Et annet fenomen kan inntreffe under vedvarende og sterk vind med konstant vindretning der sprangskiktet på pålandsiden blir presset ned og eventuell til et nivå under råvannsinntaket. Denne situasjonen vurderes ikke som sannsynlig for Birkelandsvatn da råvannsinntaket planlegges plassert omtrent midt på vannets lengderetning og således under akselen for vippepunktet.

Et forhold som også har betydning for den mikrobiologiske kvalitet ved råvannsinntaket er at elveinnløpene erfaringsmessig er mest påvirket med mikroorganismer fra husdyrgjødsel og beitedyr i perioden juni – september. Dette illustreres klart av resultatene for analyse av *E.coli* (den mest sentrale indikatorbakterien for fekal forurensing) i de 4 dominerende innløpselvene som vist i *fig 14*. Resultatene viser også at elvene fra Maudal og Espeland/Veen er betydelig mindre påvirket enn innløpene fra Nedrebø og Sundvor pga den store bufferevnen til mellomliggende innsjøer.



Prøver som er tatt fra innsjøen i samme periode viser en sterk reduksjon av E.coli i overflatelagene (0 – 30 E.coli pr 100 ml) på grunn av fortykning i store vannvolum kombinert med naturlige selvrensingsmekanismer. Prøver fra dypere vann på 70 m inneholder ikke E.coli i perioden med etablert sprangskikt. I perioden med begynnende høstsirkulasjon er innløpene bare lite påvirket på grunn av redusert jordbruksaktivitet og en prøve tatt under fullsirkulasjon midt i desember 2009 viste meget lave konsentrasjoner av E.coli i alle dyp (0 – 2 pr 100 ml). (I denne sammenhengen kan det nevnes at selve råvannskilden regnes som en hygienisk barriere dersom det bare sporadisk påvises E.coli og da i konsentrasjoner ikke over 3 pr 100 ml). For perioden desember – mars der det er muligheter for at fullsirkulasjonen kan pågå foreligger det pr i dag ikke målinger, men en sterkt redusert eller fraværende beiteaktivitet og ingen spredning av husdyrgjødsel i nedbørfeltet tilsier en god mikrobiologisk vannkvalitet ved råvannsinntaket.

Resultatene fra spredningsundersøkelsen der det er vurdert ulike vindretninger og vindstyrker (vind er den viktigste motoren for bevegelse av vann i innsjøer) gjennom en årssyklus og der det er regnet med realistiske tilførsler av mikroorganismer via elveinnløpene viser også at det ikke kan forventes konsentrasjoner særlig over 10 E.coli pr 100 ml i råvannsinntaket selv under høstsirkulasjonen.

Samlet sett vurderes Birkelandsvatn som en selvstendig hygienisk barriere mesteparten av året, men der barrieren kan være noe svekket de første ukene av høstsirkulasjonen. Med utvidet vannbehandling som planlagt oppnås 2 solide hygieniske barrierer i vannbehandlingen og som vil kompensere for en betydelig dårligere bakteriologisk kvalitet på råvannsinntaket enn indikert gjennom målinger og spredningsundersøkelsen.

Kjemisk kvalitet

Det er utført analyser for en rekke ulike kjemiske parametre i innsjøen som viser at vannkvaliteten er godt egnet som råvannskilde for vannforsyning. Fargetallet er også relativt lavt der høyeste verdier i dypvannet er registrert til 8 - 9 mg Pt/l.

I forbindelse med aktiviteter som jordbruksdrift og transport langs veistrekningen i østenden av vannet foreligger det mulighet for spill av petroleumprodukter som bensin/diesel og fyringsolje ved uhell. Dette er ekstremt sterke luftforbindelser og så lave nivåer som 10 ug/l kan gi luktproblem. Ved hjelp av spredningsmodellen er det foretatt en simulering med utslipp av hele 10 m³ til forskjellige årstider og fra ulike aktuelle utslippsteder til vannet. På grunn av hurtig fordamping fra overflatelagene viser resultatene at forurensingen ikke vil nå råvannsinntaket i konsentrasjoner som gir lukt eller smak.

Det er og foretatt simulering med utslipp av kjemikalier som f.eks. plantevernmidler og syre i realistiske mengder. Resultatene her viser heller ingen påvirkning på råvannsinntaket.

Det viktigste fokuset i forhold til jordbruksaktivitetene når det gjelder kjemisk påvirkning på innsjøen vil være tilførsene av næringsalter og da spesielt fosfor som normalt er den begrensende faktor for algevekst i ferskvannsresipienter der uheldige effekter i drikkevannssammenheng kan være dannelse av luftforbindelser. Ved større tilførsler kan giftproduserende blågrønnalger oppstå. Klassiske anbefalinger for drikkevannskilder angir at råvannskilden er godt egnet dersom totalfosfor (TOT P) < 7 ug/l og klorofyll a (mål på algemengde) < 2 ug/l.

Vanddirektivet og den norske vannforskriften forutsetter at tilstanden i overflatevannet skal beskyttes mot forringelse og gjenopprettes med sikte på at vannforekomsten skal ha minst god økologisk og god kjemisk tilstand. Det er også gitt en viktig presisering ved at man ikke kan nedgradere en vannforekomst i forhold til dagens tilstand. Med de analyseresultater som foreligger fra Birkelandsvatn når det gjelder klorofyll a (1,5 – 2,0 ug/l) og totalfosfor (5 – 6 ug/l) kan innsjøen plasseres i klassegrense "svært god" og denne tilstand må da opprettholdes uavhengig av om innsjøen har status som drikkevannskilde.

6.2.4.2 Magasinkapasitet

Det er foretatt nærmere beregninger av behovet for magasinkapasitet i forhold til drikkevannsuttak med bakgrunn i historiske avrenningsdata for perioden 1934 – 1970 der det foreligger representative data. Magasinberegningene legger til grunn et forventet forbruk på 2,5 m³/s i 2050 i tillegg til prosessvannstap (spyling etc.) som tilvarer et samlet gjennomsnittlig vannbehov på 2.9 m³/s.

Birkelandsvatn har et betydelig større nedbørfelt enn Store Myrvatn og gir et ca 3,5 ganger høyere årlig tilsig. Simuleringer som er foretatt viser at selv i et ekstremår vil det være nok vann til stipulert fremtidig uttak. Derimot vil det i enkelte perioder være nødvendig å tilføre vannmengder for å opprette det som kalles alminnelig lavvannføring ut av Birkelandsvatn. Behovet i et normalår er beregnet til 3,9 mill m³ og for et ekstremår 14 mill m³.

Det er vurdert ulike måter å kompensere for denne vannmangel med alternativer som: Tilførsel fra Store Myrvatn, tilførsel fra Romsvatn/Støisvatnfeltet som naturlig drenerer til Birkelandsvatn, flytting av utløp fra Austrumdalselva ca 500 m opp til utløpet av Birkelandsvatn, bygging av en liten terskeldam med utspåring ved utløpet av Birkelandsvatn.

Av disse alternativene synes den mest naturlige løsning å være påslipp via Stølsvatn (som har naturlig tilløp til Birkelandsvatn) fra Romsvatn som har en teoretisk magasinkapasitet på 21 mill m³. I motsetning til alternativet med Store Myrvatn som råvannskilde vil bruk av Romsvatn som suppleringskilde ikke gi høye sommertemperaturer på råvannet som føres til vannbehandlingsanlegget da råvannsinntaket ligger på dypt vann i Birkelandsvatn.

I spesielle situasjoner kan også behovet være tilstede for påslipp fra Store Myrvatn. Disse skisserte løsninger har den fordel at det ikke innebærer terrengmessige inngrep, noe som må vektlegges i forhold til området status som vernet vassdrag.

7. Sammenligning Store Myrvatn og Birkelandsvatn

Kvalitet, kapasitet, kostnader og bærekraftvurderinger



7.1 Vannkvalitet

Drikkevannsforskriften setter krav til 2 hygieniske barrierer for drikkevannsforsyning. Tradisjonelt har en søkt å finne råvannskilder der nedbørfelt og kilde representerer en selvstendig hygienisk barriere og der den andre barrieren legges i vannbehandlingen.

I de senere år har det for flere store vannverk i Norge vært nødvendig å utvide vannbehandlingen for å redusere vannets fargetall. Dette behovet er også tilstede for dagens råvannskilder til Langevannverket. Utvidet vannbehandling vil normalt også representere en ekstra hygienisk barriere slik at en da vil oppnå 2 hygieniske barrierer i vannbehandlingen.

Store Myrvatn der det ikke er bosetning i nedbørfeltet, men spredt sauebeiting kan regnes som en fullverdig hygienisk barriere gjennom hele året. Sammenlignet med Store Myrvatn representerer spesielt jordbruksaktivitetene i nedbørfeltet til Birkelandsvatn et potensiale for påvirkning av råvannskvaliteten.

En nærmere gjennomgang av dynamikken i innsjøen og nedbørfeltet basert både på modellberegninger og prøvetaking viser at Birkelandsvatn gjennom størsteparten av året vil representere en hygienisk barriere, men der barrieren de første ukene etter fullsirkulasjonen kan være noe svekket. Hovedpremissene for denne konklusjon er vannets store volum, inntak på dypt vann, den beskyttende effekt av sprangskiktet i perioden sen vår - sommer - høst og det forhold at det i vintermånedene sett under ett ikke forekommer gjødselspredning og at husdyraktiviteten utendørs er sterkt redusert eller fraværende. I vintermånedene vil og normalt avrenningen være lav.

Dette betyr at med 2 hygieniske barrierer i vannbehandlingen som planlagt vil drikkevannsforskriftens krav til nødvendig barrierehøyde bli tilfredstilt med gode marginer også ved valg av Birkelandsvatn. Det er da forutsatt at avrenningen til innsjøen fra jordbruksarealene ikke overstiger dagens nivå.

Jordbruksaktivitetene introduserer også en annen utfordring som må fokuseres. Det gjelder tilførselen av fosfor til innsjøen der marginene i dag er små til anbefalt grenseverdi. Dette betyr at dagens fosfortilførsler ikke bør økes.

Når det gjelder vannkvaliteten for øvrig, som i stor grad er bestemt av de naturgitte forhold, er denne i overveiende grad sammenlignbar mellom de to innsjøer.

7.2 Hydrologiske egenskaper

Det er gitt en sammenstilling av de mest sentrale egenskaper ved kildene

Hydrologiske egenskaper			
Beskrivelse	Enhet	Store Myrvatn	Birkelandsvatn
Areal nedbørfelt	Km ²	47	176
Areal innsjø	Km ²	4,1	5,3
Høyde over havet	Moh	610	179
Tillatt reguleringshøyde	M	17	0
Største dyp v/HRV	M	Ca 90 m	Ca 90 m
Totalvolum v/HRV	Mill m ³	Ikke beregnet	214
Magasinvolum	Mill m ³	60	Naturlig variasjon
Årlig tilsig	Mill m ³ /år	126	421

Innsjøene kan begge karakteriseres som store dype innsjøer der et inntak på ca 70 m vil tilfredsstillende kravet til lav temperatur hele året. Store volum representerer en god buffer i forhold til uheldige episoder som skyldes naturlige forhold (eks. ekstremnedbør, ras, ekstremtørke) eller menneskelig aktivitet i nærområdet eller ved fjerntransport.

De store forskjellene gjelder primært magasinkapasitet og årlig tilsig. Store Myrvatn har en høy magasinkapasitet som er viktig i tørrværsperioder, men beregninger har vist at det i en ekstrem situasjon der kraftproduksjonen går som normalt allikevel vil inntreffe et betydelig underskudd på vann. For å dekke opp dette må det holdes tilbake ca halvparten av det totale magasinvolum som gir en betydelig kostnad for vannverket til å dekke tapt kraftproduksjon. Et annet alternativ er å utnytte magasinkapasiteten i eksisterende kilder.

Birkelandsvatn har et tilsig som er ca 3,5 ganger høyere enn i Store Myrvatn og kan delvis kompensere for manglende magasinvolum, men der tidvis bruk av magasinvolumet i Romsvatn vil være nødvendig for å opprettholde alminnelig lavvannføring i utløpselven til Birkelandsvatn. Her ligger forholdene god til rette ved at Stølsvatn/Romsvatnfeltet drenerer naturlig ned til Birkelandsvatn.

7.3 Kostnader for utbygging og bærekraftvurderinger

I valg av råvannskilder vil også en kost/nytte vurdering utgjøre et viktig beslutningsgrunnlag og basert på ingeniørgeologiske vurderinger med utgangspunkt i geologiske kart og befaringer er det utført et skisseprosjekt med hovedfokus på å estimere kostnader for tunneler med tilhørende arrangementer. Det er også utført bærekraftvurderinger med hovedvekt på klimagass utslipp (CO₂-ekvivalenter) og energiforbruk fra byggefasen.

Kostnadene for Store Myrvatn og Birkelandsvatn er beregnet til henholdsvis kr 748 mill og kr 217 mill. Det vil alltid hefte usikkerhet ved beregning av kostnader for driving av tunneler spesielt på grunn av uforutsette geologiske forhold og denne usikkerheten vil slå mest ut for de lengste tunnelstrekk.

Utbyggingskostnader og nøkkelparametre for bærekraftvurderinger					
Innsjø	Tunnellengde (Km)	Sprengningsmasse (m ³)	Kostnad (mill kr)	Energiforbruk (MWh)	CO ₂ -ekviv. (tonn)
Store Myrvatn	25	519000	748	61000	17000
Birkelandsvatn	6	116000	217	12000	3200

Tunnelfremføringene til Store Myrvatn vil ha ca 4 ganger større lengde enn til Birkelandsvatn. Dette representerer i størrelsesorden en tilsvarende økning i energiforbruk og CO₂-ekvivalenter og krever tilsvarende store massedeponi.

Som et avbøtende tiltak for å redusere jordbruksavrenningen til Birkelandsvatn er det vurdert å anlegge avskjærende kanal og tunell fra Nedrebøfeltet til Hofreistevatn som ligger nedstrøms Birkelandsvatn. Denne avskjæringen er kostnadsberegnet til kr 143 mill kr. Tiltaket er ikke vurdert som nødvendig med den kunnskapen vi i dag har om aktivitetsnivået i nedbørfeltet.

7.5 Anbefalt råvannskilde

Gjennomgangen ovenfor viser at Birkelandsvatn representerer et godt alternativ til Store Myrvatn når det gjelder hygienisk og bruksmessig sikkerhet sett i sammenheng med planlagt utvidet vannbehandling. Det forutsettes da at avrenning fra jordbruksarealene ikke øker i forhold til dagens nivå. I henhold til klassifiseringssystemet i den norske vannforskriften (etter Vanddirektivet) som gjelder generelt for vannforekomster kan både Birkelandsvatn og Store Myrvatn i dag plasseres i klassegrense "svært god" i forhold til økologisk tilstand.

Birkelandsvatn har samlet sett den største kapasiteten også hensyntatt behovet i ekstreme tørrværsperioder. Lange tunnellstrekk frem til Store Myrvatn representerer betydelig høyere kostnader og gir en større miljøpåvirkning der det i tillegg til høyere energiforbruk og CO₂ produksjon må påregnes ulemper ved store massedeponi. Bruk av Store Myrvatn forutsetter en samkjøring mellom kraftproduksjon og drikkevannsuttak som igjen må baseres på ny kraftstasjon ved Espeland. Det hefter en viss usikkerhet ved denne løsning, primært ved at NVE har stilt seg tvilende til om det vil bli gitt konsesjon til nytt kraftverk og dels ved at drikkevannsuttak i perioder vil innebære et kostnadselement i forhold til kraftproduksjonen.

Sett i forhold til forskjellen mellom de to innsjøer når det gjelder kapasitet, kost/nytte betraktninger og miljøhensyn vil vi anbefale Birkelandsvatn som ny råvannskilde. Eksisterende hovedkilder vil ha en viktig funksjon som reserve/suppleringskilder.

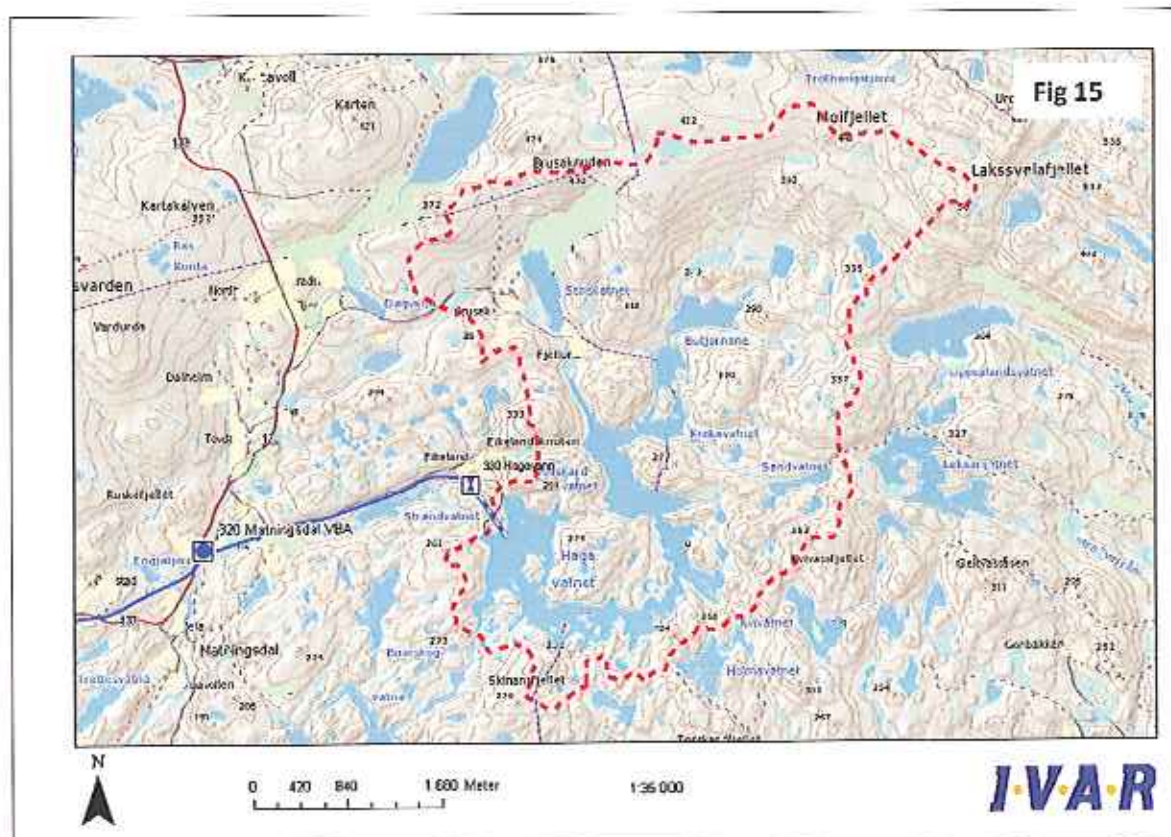
8 Reservekilder

I dag har Langevatn og Hagavatn status som reservekilder og dette er en funksjon som er viktig å opprettholde for fremtiden.

8.1 Hagavatn i Hå kommune

Nedbørfelt er vist i fig 15.

Hagavatn (209 moh) har et innsjøareal på 1,4 km² og et nedbørfelt på 14,4 km². Største dyp ved HRV er 35 m, men et middeldyp på 8 m ved HRV tilsier at dette må karakteriseres som en grunn innsjø som gjenspeiles i høye sommertemperaturer. Magasinvolument er 7,1 mill m³.



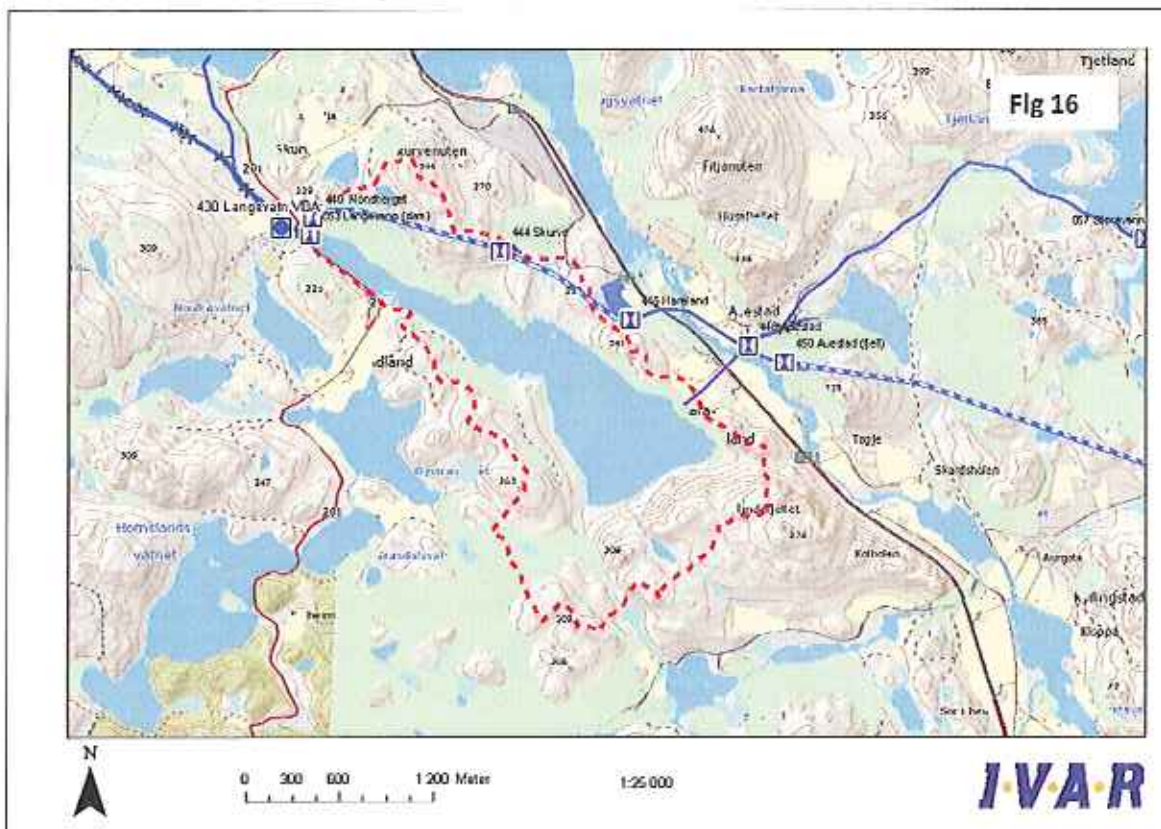
Det er et gårdsbruk i nedbørfeltet beliggende 4 – 5 km (regnet vannveien) fra råvannsinntaket med noe sauebeiting og et mindre areal dyrket mark. Den hygieniske kvalitet på vannet kan karakteriseres som god. Fargetallet er lavt (ca 8 mg Pt/l) og kan forklares ved at det er lite skog i feltet (1,3 %).

Vannbehandlingen i dag består av pH-justering med lut og klorering som sett i forhold til bruksfrekvens og varighet regnes som tilstrekkelig.

8.2 Langevatn

Nedbørsfeltet er vist i *fig 16*.

Langevatn (162 moh) har et innsjøareal på 1.05 km² og et delnedbørfelt på 3.2 km². Største dyp v/HRV er 46 m og middeldyp er 16m v/HRV. Magasinvolument er 5.9 mill m³. Innsjøen kan karakteriseres som grunn og inntak på 9 m gir høye sommertemperaturer.



Det er noe jordbruksaktivitet i nedbørfeltet. Fargetallet ligger på ca 5 mg Pt/l.

Langevatn utgjør en viktig reservekilde ved at inntaket er koblet direkte mot vannbehandlingsanlegget på Langevatn.

9 ALTERNATIVE VANNBEHANDLINGSMETODER

9.1 Generelt

Ved valg av utvidet vannbehandling på Langevannverket er det en rekke forhold som må hensyntas. De fundamentale forholdene gjelder hvilken vannbehandling vi har i dag, aktuelle råvannskilders kvalitet (eksisterende kilder og fremtidig hovedvannkilde) og hvilken målsetning som er satt for renavannskvaliteten.

Dagens vannbehandling består av alkalisering med marmorfilter som representerer en optimal løsning i forhold til å redusere vannet korrosivitet. I tillegg har vi et UV-anlegg som i dag representerer den beste teknologi når det gjelder å sikre en robust hygienisk barriere. Det er også etablert klorering for å styrke den hygieniske sikkerhet.

Behovet for utvidet vannbehandling er aktualisert ut fra en allerede registrert økning og en forventet videre økning i fargetallet som har betydning for kapasiteten til UV-anlegget og i forhold til vedtatt målsetting om et fargetall på renavnet < 10 mg Pt/l. De mest aktuelle metoder for fargefjerning vil samtidig gi hygienisk barrierevirkning. I henhold til Drikkevannsforskriften regnes et vannbehandlingstrinn som en hygienisk barriere dersom virus og bakterier reduseres 1000 ganger (log 3) og parasitter med 100 ganger (log 2).

I målsetningen for renavannskvalitet er det også gitt klare føringer i forhold til god sensorisk kvalitet og en minimalisering av slamdannelse på ledningsnett.

Det er avgjørende at det velges robuste løsninger som er godt dimensjonert og som gir en høy grad av driftsikkerhet.

9.2 Karakteristika ved råvannskilde

De aktuelle nye råvannskildene som er under vurdering er Birkelandsvatn og Store Myrvatn.

For store Myrvatn vil det spesielt i lengre tørrværsperioder, men og i et normalår være nødvendig å supplere med vann direkte fra eksisterende råvannskilder til vannbehandlingsanlegget. Ved valg av Birkelandsvatn vil det normalt ikke være nødvendig med direkte supplering fra eksisterende kilder, men der Stølsvatn/Romsvatn (som naturlig drenerer til Birkelandsvatn) har en funksjon som magasin i forhold å opprettholde nødvendig vannføring ut av Birkelandsvatn.

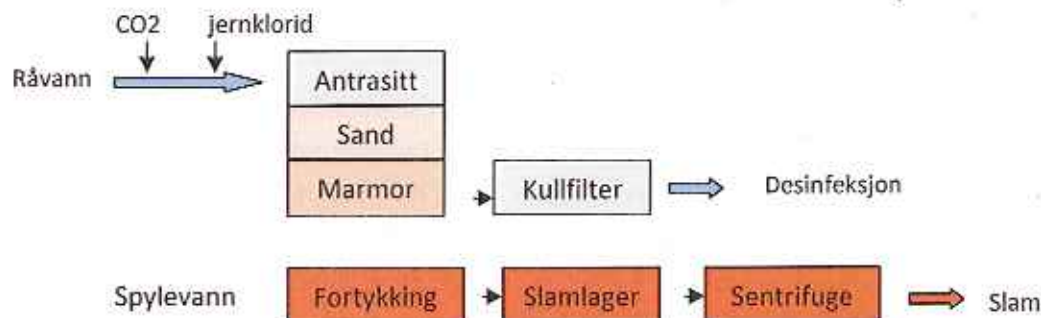
Uavhengig av disse forhold vil nåværende råvannskilder ha en viktig funksjon som reservekilder. Dette betyr at ved valg av ny vannbehandling må vannkvaliteten, og da spesielt med hensyn på innholdet av humusstoffer, i eksisterende råvannskilder hensyntas. I dag er denne karakterisert ved et høyere fargetall (Stølsvatn maks = 22 mg Pt/l og Storavatn maks = 12 mg Pt/l) enn i Birkelandsvatn (maks fargetall = 9 mg Pt/l) og Store Myrvatn (maks fargetall = 6 mg Pt/l). Bruk av nåværende kilder regnes imidlertid å ha relativt kort varighet, noe som kan hensyntas i vurderingene av vannbehandlingsmetode..

9.3 Aktuelle vannbehandlingsmetoder

Det er foretatt en gjennomgang av ulike vannbehandlingsmetoder der **Moldeprosessen** og **Ozonering/biofiltrering** fremstår som de mest aktuelle.

9.3.1. Moldeprosessen

Dette kan beskrives som en kompakt prosess i forhold til arealutnyttelse der en på det samme filterarealet og med en normal filterdybde på ca 3 m oppnår både reduksjon av farge (ca 80 – 90 %), reduksjon av organisk stoff (60 – 70 %), reduksjon av bakterier, virus og parasitter (tilsvarende en hygienisk barriere) og alkalisering (riktig pH, alkalitet og kalsiuminnhold).



Prosessen består i at råvannet tilsettes et koaguleringsmiddel (jern- eller aluminiumsalter) og ledes til filteret der det øverst skjer en utfelling av humusstoffer og tilbakeholdelse av partikler herunder mikroorganismer. I midten av filteret filtreres finere partikler vekk og i den nederste del foregår oppløsning av marmor som gir vannet den rette kjemiske sammensetning for å redusere korrosjon. Før filteret går tett i topplagene må det tilbakespyles og det produseres derfor slam som enten må behandles videre på vannbehandlingsanlegget eller ledes til avløpsnett

Moldeprosessen regnes altså som en hygienisk barriere ved at mikroorganismer blir tilbakeholdt i et filter og fjernet ved utspyling. Det forhold at mikroorganismene her ikke drepes eller inaktiveres innebærer at det kreves høy fokus på filterdrift og administrering av spylevann/modningsvann for å sikre den hygieniske barrieren.

Prosessen fjerner ikke lukt og smakskomponenter i vannet og det vil være nødvendig med et etterbehandlingstrinn til dette formålet. Dette kan f.eks bestå av et kullfilter der det må påregnes behov for regenerering f.eks hvert 3. år

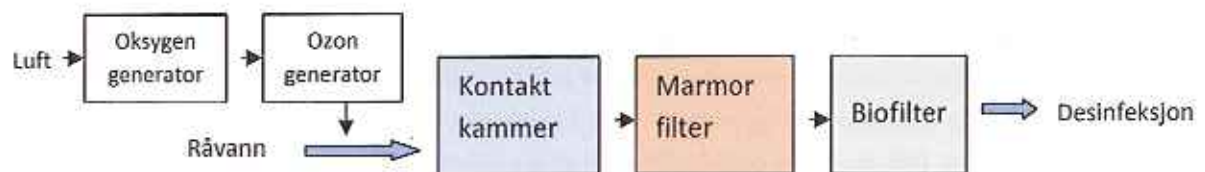
Prosessen er utviklet siden 1990-tallet og benyttes i Norge i dag av ca 30 vannverk der de 7 største anleggene er dimensjonert for 0,5 – 0,9 m³/s. Selv om påtenkt fullrenseanlegg for Langevannverket skal dimensjoneres for en rentvannsproduksjon på 3,3 m³/s regnes erfaringer fra disse anlegg som meget relevante for oss. Det er gjennom årene gjort en rekke forbedringstiltak med prosessen og det er et aktivt miljø i Norge for erfaringsutveksling.

Moldeprosessen med lokal slambehandling og sluttbehandling med kullfilter omfatter av en rekke delprosesser som hver krever oppmerksomhet, er dels avhengig av hverandre og der feil eller stans i en av prosessene kan få konsekvenser for de andre. Etter dagens standard bygges filterbassengene opp slik at de kan styres individuelt. Det store antall filterbasseng som er

beregnet for Langevannverket (totalt ca 37 stk) gir da en tilsvarende større utfordring. Med gode tekniske løsninger, høy automatiseringsgrad, kontinuerlig prosessovervåking, en tilstrekkelig oppdeling av anlegget i separate og uavhengige linjer og god prosessforståelse hos driftspersonellet må allikevel prosessen generelt kunne karakteriseres som robust og forventes å gi en jevn og forutsigbar vannkvalitet ut av anlegget. Erfaringer med denne prosessen i vårt pilotanlegg på Langevatn har vist stabil og god kvalitet på produsert vann.

8.3.2. Ozonering/biofiltrering

Dette er en prosess som er noe mer arealkrevende enn Moldeprosessen og spesielt når det tilstrebes en optimal prosessløsning.



Prosessten består i at det i vannverket først produseres oksygen fra luft som deretter oksideres i en ozongenerator til ozongass. Ozon tilsettes råvannet og ledes inn i et kontaktkammer der fargereduksjon og drap av mikroorganismer foregår. Deretter passerer vannet et marmorfilter som gir vannet den rette kjemiske sammensetning for å redusere korrosjon. Dette gir samtidig en optimal vannkvalitet for reduksjon av lett nedbrytbart organisk stoff i det påfølgende biologiske filter.

Ozon som tilsettes vannet bleker humusmolekylene slik at fargetallet reduseres (70 – 80 %). Den kraftige oksiderende virkningen dreper virus, bakterier og parasitten Giardia (tilsvarende en hygienisk barriere) ved de ozondoser som er tilstrekkelige til å redusere fargetallet. For å drepe *Cryptosporidium* med en reduksjonsfaktor på 100 kreves noe høyere ozondoser og nok oppholdstid i kontaktkammer. Spesielt dersom det bare er nødvendig å opprettholde de forhøyede doser i få uker (f.eks i forbindelse med fullsirkulasjon) gir dette en realistisk mulighet for at prosessen med riktig dimensjonering også representerer en hygienisk barriere i forhold til *Cryptosporidium*. Dette er dokumentert ved pilotanlegget på Langevatn.

I tillegg er prosessen karakterisert ved at den gir en god sensorisk kvalitet på vannet tilsvarende grunnvannskvalitet fra løsmasser. Denne egenskap er godt dokumentert ved forsøk som er foretatt i vårt pilotanlegg på Langevatn, ved besøk til vannverk som har ozonering/biofiltrering og gjennom litteraturstudier.

Moderne ozongeneratorer er meget driftssikre og krever lite vedlikehold. Da ozon er en giftig og korrosiv gass har HMS og miljøaspektet vært spesielt fokusert. Med dagens kunnskap om materialkrav, bruk av undertrykkssystemer, gode bygningsmessige løsninger og sikring/varslingstiltak representerer ikke bruk av ozon i denne sammenheng større utfordringer enn håndtering av f.eks klor og bruk av syreholdige kjemikalier til koagulering/direktefiltrering.

Da oksygen og ozon produseres på stedet er det ikke behov for tilkjøring av kjemikalier. Prosessen er karakterisert ved en relativt strømlinjeformet og enkel prosess med mindre behov for styring,

kontroll og oppfølging enn Moldeprosessen. I motsetning til for Moldeprosessen er det betydelig mindre behov for tilbakespyling av filter da det ikke tilsettes fellingskjemikalier. Spylevannet som bare inneholder naturlig organisk stoff og mindre mengder marmor fra marmorfiltrene kan som i dag ledes til lagune og videre ut i Edlandsvannet som resipient. Fravær av slambehandling må regnes som en stor fordel ved denne prosessen.

I utlandet blir ofte ozonering benyttet som sekundært desinfeksjonstrinn etter flokkulering/koagulering og for å redusere innhold av miljøgifter og bedre vannets sensoriske kvalitet. Det benyttes også i grunnvannsanlegg for å fjerne mangan og jern. I Norge har fokus mest vært på fargereduksjon og desinfeksjon. Det er i dag i Norge ca 15 anlegg med ozon/biofiltrering. Det største ble igangsatt i Skien 2010 og har en kapasitet på ca 0,4 m³/s. De øvrige anleggene er mindre (< 0,1 m³/s).

Med utgangspunkt bl.a. i norske erfaringer synes den største utfordringen ved bruk av denne vannbehandlingsprosessen å være dannelse av lett biologisk nedbrytbart organisk stoff når humusmolekylene brytes ned og som kan føre til kintallsproblem eller slamdannelse på fordelingsnettet. Det er derfor nødvendig med et godt dimensjonert etterfølgende biofilter som fanger opp mesteparten av disse produktene.

Mengden av lett nedbrytbart organisk stoff kan måles ved BDOC (biologisk degraderbart organisk stoff). BDOC vil øke med økende fargetall i råvannet da det må benyttes tilvarende større ozondoser for å oppnå en akseptabel slutfarge.

Foreløpige anbefalinger er at BDOC ut av anlegget ikke bør overstige 0,25 mg C/l. Norske erfaringer indikerer at denne veiledende verdien ikke overskrides ved et fargetall lavere enn 20 – 30 mg Pt/l og med en oppholdstid i biofilter på minst 20 – 30 min. Dette forutsetter at anlegget er bygget med optimale løsninger. Høyere fargetall enn dette som da krever tilsvarende høyere ozondoser for å oppnå tilstrekkelig fargefjerning kan i noen grad kompenseres med lengre oppholdstid i biofilter, men her går en grense i forhold til hvilke kostnader i forbindelse med filtervolum og areal som er akseptable. I kortere perioder kan imidlertid noe høyere fargetall på råvannet aksepteres (f.eks ved innkobling av reservekilder).

Registrerte problem med kintallsvekst ved enkelte norske vannverk som benytter denne metode kan i første rekke tilskrives høye fargetall i råvannskilden (> 30 mg Pt/l) med tilvarende behov for høye ozondoser. Det er og eksempler på at prosessen ikke har vært tilstrekkelig optimalisert (ugunstig pH før biofilter, ugunstig biofiltermedium, for lave oppholdstider i kontaktkammer og biofilter).

10 SAMMENLIGNING AV MOLDEPROSESS OG OZON/BIOFILTRERING

Egenskaper, kostnader og bærekraftvurderinger

I sammenligninger av kostnader og bærekraftvurderinger for de 2 prosesser er det for Moldeprosessen tatt utgangspunkt i lokal slamproduksjon på vannverket og etterbehandling i kullfilter. Alternativene med lokal slambehandling eller føring av slam til avløpsnettets gir omtrent de samme investeringskostnader og driftskostnader. Alternativet uten kullfilter innebærer en lavere investeringskostnad og årlig driftskostnad tilsvarende henholdsvis kr 180 mill og kr 4 mill, men dette alternativet regnes som mindre aktuelt på grunn av stor vektlegging på sensorisk kvalitet.

Tabellen nedenfor gir en oversikt over kostnader og bærekraftvurderinger med hovedvekt på klimagass utslipp (CO₂-ekvivalenter) og energiforbruk fra bygge- og driftsfasen.

Kostnader og nøkkelparametre for bærekraftvurderinger						
Vannbehandling	Investeringskostnad	Driftskostnad	Årskostnad	Byggefaseklimagassutslipp	Årlig Strømforbruk	Årlig klimagassutslipp
	Mill kr	Mill kr	Mill kr	CO ₂ -ekv, tonn	MWH/år	CO ₂ -ekv, tonn
Ozonerings og Biofiltrering	697	14,1	59,6	4794	4238	1088
Moldeprosess m/kullbehandling	633	18,3	59,6	4727	2109	1270

Årskostnaden (medregnet kapitalkostnader) er den samme for de 2 alternativ og er beregnet til kr 59,6 mill kr. Når det gjelder klimagassutslipp er begge alternativ sammenlignbare når det gjelder byggefasen, men der årlig klimagassutslipp er noe høyere for Moldeprosessen med kullbehandling. Årlig energiforbruket er ca dobbel så høyt for Ozonerings/biofiltrering.

Gjennomgangen viser at når det gjelder kostnader og bærekraftvurderinger er de 2 alternativ sammenlignbare.

Moldeprosessen er anerkjent som en robust prosess og kan takle høye fargetall på råvannet samtidig som prosessen ved riktig drift utgjør en hygienisk barriere i forhold til bakterier, virus og parasitter. Prosessen som beskrevet med lokal slambehandling og kullfilter består av flere delprosesser som dels er avhengige av hverandre og krever et sterkt fokus av driftspersonellet. Ut fra et hygienisk perspektiv er det et poeng at prosessen ikke aktivt dreper mikroorganismer, men fjerner disse ved filtrering. Prosessoptimalisering og overvåking må derfor tillegges stor vekt for å sikre og dokumentere barrierevirkningen. Med kullfilter som etterpolering er det grunn til å tro at sensorisk kvalitet kan bli sammenlignbar med ozonerings/ biofiltreringsprosessen.

I forhold til Moldeprosessen har ozonerings/biofiltrering en begrensning ved at fargetallet ikke bør overstige 20 – 30 mg Pt/l på grunn av mulighetene for kimtalisproblem og slamdannelse på fordelingsnettets. (Birkelandsvatn har i dag et fargetall på 8 mg Pt/l). Prosessen er en hygienisk

barriere basert på drapeseffekt i forhold til bakterier, virus og parasitten Giardia. Ved riktig dimensjonering og bruk av noe høyere ozondoser i mer kritiske perioder av kortvarig karakter (som og er forutsigbare) representerer også prosessen en hygienisk barriere i forhold til parasitten Cryptosporidium. En åpenbar fordel ved prosessen er at de små mengder slam som produseres kan ledes til resipient (via sedimenteringslagune) og prosessen er betydelig enklere å drifte. Samlet sett kan den karakteriseres som en mer robust prosess. Prosessen gir også erfaringsmessig en meget god sensorisk kvalitet på vannet.

11 VIDERE ARBEID OG FREMDRIFTSPLANER

Med bakgrunn i gjennomgang av alternative råvannskilder er det foreslått at Birkelandsvatn utpekes som ny hovedråvannskilde for Langevannsverket. Innsjøen ligger i et nedbørfelt som er omfattet av verneplan for vassdrag. I tillegg har vassdraget status som nasjonalt laksevassdrag.

Det må påregnes en omfattende søknadsprosess der sentrale instanser som Miljøverndepartementet, NVE, direktoratet for naturforvaltning, Rogaland Fylkeskommune og Fylkesmannen i Rogaland skal gi sine uttalelser. På mer lokalt nivå gjelder det Bjerkreim kommune, Mattilsynet og ulike interessegrupper (grunneiere, fiskeforeninger, naturverninteresserte). Det kan ta 2 – 3 år før nødvendige avklaringer er utført og konsesjoner foreligger.

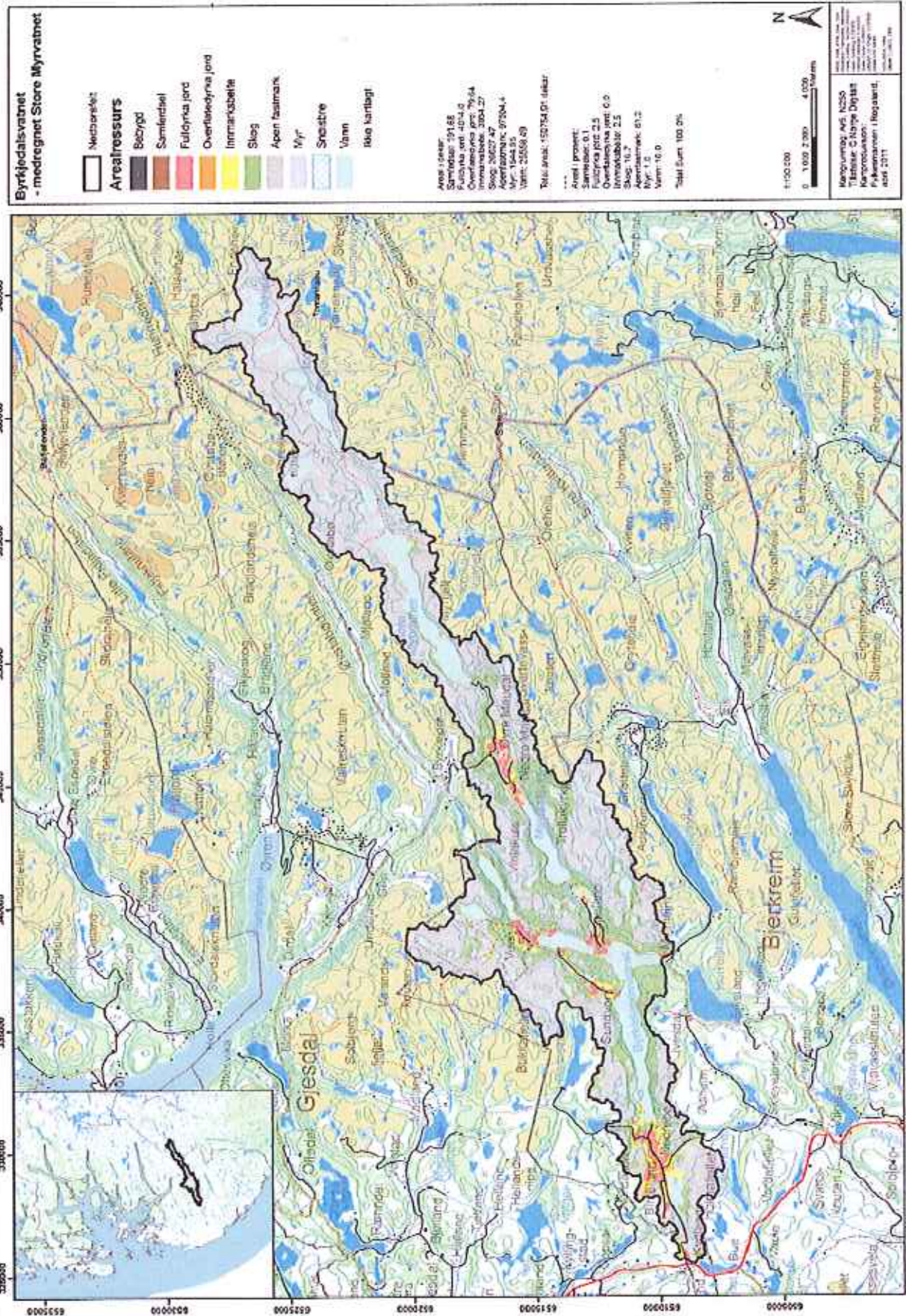
Et spesielt fokus gjelder jordbruksaktivitetene i nedbørfeltet. Det er konkludert med at Birkelandsvatn er en godt egnet råvannskilde for drikkevannsproduksjon sett i forhold til dagens aktiviteter og med planlagt utvidelse av vannbehandlingen. Vi vil allikevel stå ovenfor utfordringer i forhold til hva som er akseptabelt når det gjelder eventuelle planer for utvidelse av jordbruksaktivitetene. Prinsipielt er det også av interesse å vurdere behovet for avbøtende tiltak i forhold til dagens aktiviteter for å redusere avrenningen til innsjøen. Samarbeid med grunneiere vil her stå sentralt og kostnader for eventuelle tiltak utover rene forskriftsmessige krav må påregnes dekket av vannverkseier. På denne bakgrunn er det planlagt en ROS-analyse som vil gi oss et bedre grunnlag for å forstå dynamikken på de aktuelle arealer. ROS-analysen er planlagt ferdigstilt innen november 2011.

Det er foretatt en vurdering av ulike vannbehandlingsmetoder der flere momenter taler for Ozon/biofiltrering som den mest aktuelle metode. Fargetallet i påtenkt ny hovedkilde ligger i så henseende i dag på et meget gunstig nivå, men det hersker en viss usikkerhet i forhold utviklingen på lang sikt. Det er derfor igangsatt et prosjekt som skal ferdigstilles innen oktober 2011 der en forsøker å gi et estimat på fargetallsutviklingen frem til 2050. Endelig avgjørelse om vannbehandlingsmetode ventes å foreligge i løpet av 2011.

I skisseprosjektet for kostnadsberegning av tunellfremføringer og vannbehandling er det oppgitt at anleggsarbeidene med tunnel frem til råvannsinntak i Birkelandsvatn ventes å ta ca 2,5 år. For etablering av utvidet vannbehandling er det grovt anslått 4 – 5 år.

Prosjekteringen av utvidet vannbehandling er planlagt igangsatt tidlig i 2012.

Vedlegg 1



*Hovedplan
vannforsyning
2050*

Delrapport 1

**Prognose
vannforbruk i IVAR-kommunene
mot 2050**

I·V·A·R

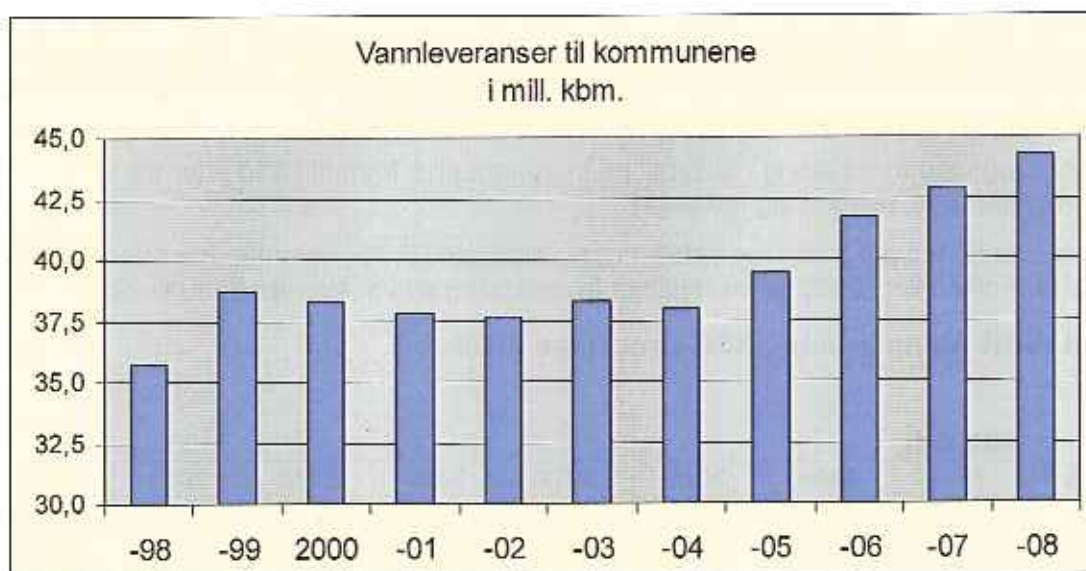
Januar 2009
Folkvard Ravndal

1	Utvikling i vannforbruket fra 1990	3
2	Prognose for vannforbruket mot 2050	4
2.1	Befolkningsutvikling	4
2.2	Spesifikt vannforbruk	6
2.3	Lekkasjer i nettet	6
2.4	Prognosegrunnlag 2003	6
2.5	Prognosegrunnlag 2009	7
2.6	Prognose vannforbruk 2010 – 2050	8

1 UTVIKLING I VANNFORBRUKET FRA 1990

På 90-tallet ble den totale vannleveranse fra IVAR redusert fra 40 mill m³ i 1990 til 36 mill m³ i 1998. Dette som følge av aktiv lekkasjetetting av kommunale ledninger og vannbesparende tiltak, bl.a. i industrien.

Vannleveransen fra IVAR til kommunene fra 1998 til 2008 er vist i diagrammet nedenfor:



Fra 2004 har vannforbruket økt betydelig, og var i 2008 på 44,3 mill m³. Utpå året i 2004 ble Rennsøy og Finnøy knyttet til Langevannverket. I 2008 utgjorde leveransen til disse to kommunene totalt i underkant av 1 mill m³, og kan ikke være hele forklaringen på den forholdsvis store økningen i vannleveransen fra IVAR de siste årene.

2 PROGNOSE FOR VANNFORBRUKET MOT 2050

Førrige prognose for vannforbruket i IVAR-kommunene ble utarbeidet i 2003, som del av revidert hovedplan for den regionale vannforsyningen.

Prognosen bygget hovedsakelig på prognose for befolkningsutvikling, utarbeidet av Statistisk sentralbyrå (SSB) i 2002, samt registrerte vannleveranser fra IVAR de siste årene før 2003.

2.1 Befolkningsutvikling

SSB utarbeider nye prognoser for befolkningsvekst i Norge hvert tredje år. Siste oppdaterte statistikk er fra våren 2008. Det antas at folketallet i Norge trolig vil øke sterkt fram mot 2060. Den viktigste grunnen er at det regnes med fortsatt høy innvandring.

Det er laget prognose for utvikling i folketall på kommunenivå fram til 2030 etter tre hovedalternativer: høy, middels og lav vekst.

Nedenfor er vist SSB's prognose for befolkningsutviklingen i IVAR-kommunene etter middels og høy vekst. Folketallet i 2050 er en rettlinjert framskrivning av veksten fra 2020 til 2030

Folketall IVAR-kommunene , SSB-prognose 2008.

Middels
vekst

(MMMM)

Kommune	2008	2009	2010	2015	2020	2025	2030	2050*
Sandnes	62 037	63 551	65 079	72 504	79 487	86 095	92 196	117 614
Stavanger	119 586	121 956	124 426	136 661	147 581	157 306	165 880	202 478
Hå	15 438	15 678	15 925	17 054	18 181	19 312	20 403	24 847
Klepp	15 839	16 263	16 693	18 782	20 844	22 895	24 846	32 850
Time	15 459	15 794	16 123	17 670	19 109	20 479	21 759	27 059
Gjesdal	9 729	9 910	10 084	10 982	11 876	12 766	13 586	17 006
Sola	21 446	21 895	22 359	24 550	26 648	28 636	30 478	38 138
Randaberg	9 622	9 774	9 933	10 642	11 285	11 914	12 504	14 942
Finnøy	2 711	2 696	2 686	2 636	2 584	2 565	2 555	2 497
Rennesøy	3 761	3 874	3 981	4 511	5 027	5 548	6 048	8 090
Kvitsøy	538	544	547	565	568	580	590	634
Sum	276 166	281 935	287 836	316 557	343 190	368 097	390 845	486 155

Høy vekst

(HHMH)

Kommune	2008	2009	2010	2015	2020	2025	2030	2050*
Sandnes	62 037	63 641	65 304	73 987	82 887	91 717	100 207	134 847
Stavanger	119 586	122 193	125 023	140 291	155 313	169 522	182 615	237 219
Hå	15 438	15 692	15 968	17 363	18 855	20 416	21 974	28 212
Klepp	15 839	16 284	16 737	19 114	21 629	24 231	26 798	37 136
Time	15 459	15 816	16 185	17 985	19 807	21 620	23 397	30 577
Gjesdal	9 729	9 922	10 122	11 214	12 393	13 616	14 782	19 560
Sola	21 446	21 922	22 428	25 049	27 769	30 507	33 121	43 825
Randaberg	9 622	9 791	9 965	10 852	11 748	12 680	13 585	17 259
Finnøy	2 711	2 700	2 689	2 678	2 695	2 717	2 781	2 953
Rennesøy	3 761	3 885	3 992	4 596	5 234	5 903	6 581	9 275
Kvitsøy	538	542	549	575	602	619	642	722
Sum	276 166	282 388	288 942	323 704	358 932	393 548	426 483	561 585

Etter muntlig kontakt med de største kommunene kan følgende oppsummeres i forhold til befolkningsutviklingen:

Stavanger kommune har en offisiell prognose for befolkningsutvikling i kommunen, med ca 140.000 innbyggere i år 2025. Kommunen er i ferd med å øke anslaget for innbyggere til ca 150.000 i år 2025 (ref. E. Skjæveland).

Sandnes kommune arbeider med planer om betydelig utbygging mot øst. Foreløpig er anslaget en årlig befolkningsvekst på ca 2%, inklusive utbygging øst (ref M. Zanussi).

Sola kommune legger til grunn en årlig befolkningsvekst på ca 1,8% i en lang periode framover (ref Ø. Langeland).

Klepp kommune legger til grunn SSB's prognose (2005), høy vekst, fram mot 2020.

Time kommune har i økonomiplanen et folketall på 19.800 i år 2018.

Hå kommune legger til grunn SSB's prognose, middels vekst, i kommuneplanen (ref H. Bergli).

Nedenfor er vist SSB's prognose (2008) for befolkningstall i IVAR-kommunene, middels vekst, og korrigert for opplysninger fra Stavanger og Sandnes.

Middels vekst SSB 2008 (MMMM), korr. for opplysninger fra Stavanger og Sandnes

Kommune	2008	2009	2010	2015	2020	2025	2030	2050*
Sandnes**	63 000	64 000	65 500	72 317	79 844	86 426	95 421	141 791
Stavanger**	121 000	122 700	124 400	133 000	141 400	150 000	158 500	180 000
Hå	15 438	15 678	15 925	17 054	18 181	19 312	20 403	24 847
Klepp	15 839	16 263	16 693	18 782	20 844	22 895	24 846	32 850
Time	15 459	15 794	16 123	17 670	19 109	20 479	21 759	27 059
Gjesdal	9 729	9 910	10 084	10 982	11 876	12 766	13 586	17 006
Sola	21 446	21 895	22 359	24 550	26 648	28 636	30 478	38 138
Randaberg	9 622	9 774	9 933	10 642	11 285	11 914	12 504	14 942
Finnøy	2 711	2 696	2 686	2 636	2 584	2 565	2 555	2 497
Rennesøy	3 761	3 874	3 981	4 511	5 027	5 549	6 048	8 090
Kvitsøy	538	544	547	565	568	580	590	634
Sum	278 543	283 128	288 231	312 709	337 366	361 122	386 690	487 854

* Om lag rettlinjert fra 2020 - 2030 til 2050

** korrigerede tall

Middels vekst-modellen til SSB synes å passe godt med de små og mellomstore kommunenes prognoser.

For Sola kommune vil en årlig vekst på ca 1,8% utgjøre om lag 1000 flere innbyggere i 2030 enn det som tabellen viser.

Finnøy er eneste kommune som viser en reduksjon i folketallet. Med ny fastlandsforbindelse kan nok situasjonen bli endret, men vil utgjøre små endringer i totalbildet for regionens befolkningsutvikling.

Til sammenligning er befolkningstallen benyttet i vannprognosen fra 2003 vist nedenfor:

Ar	2010	2020	2030	2050
Totalt innb.tall	270.000	294.000	315.000	358.000

2.2 Spesifikt vannforbruk

Med spesifikt vannforbruk menes her kommunens totale vannuttak fra IVARs forsyningsledninger fordelt pr innbygger pr døgn.

For kommuner med en del innbyggere som ikke er tilknyttet IVAR-vannverket vil dette gi et for lavt spesifikt vannforbruk i forhold til det virkelige. Tilknytingsgraden er ofte lavest i de minste kommunene. Feilen anses å ha liten betydning for hele forsyningsområdet som helhet.

Det spesifikke vannforbruket i forsyningsområdet ble betydelig redusert på 90-tallet, fra 575 l/p.d. i 1990 til ca 420 l/p.d. i 1998, og ned til 406 l/p.d. i 2004.

Fra 2005 har det spesifikke forbruket gradvis steget igjen til 433 l/p.d. i 2008.

Det spesifikke vannforbruket (l/p.d.) i hver av IVAR-kommunene er vist i tabellen nedenfor for årene 2004, 2007 og 2008:

Kommune	2004	2007	2008
Sandnes	352	344	358
Stavanger	444	476	483
Hå	435	475	508
Klepp	401	441	436
Time	246	267	263
Gjesdal	251	263	250
Sola	505	526	534
Randaberg	409	409	443
Finnøy		374	399
Rennesøy		451	366
Kvitsøy	407	483	514
Gjennomsnitt	406	425	433

2.3 Lekkasje i nettet

Det spesifikke vannforbruket inkluderer også lekkasjer i ledningsnett.

I de fleste kommunene er det bare deler av vannleveransene til forbruker som blir målt. Det er derfor ikke mulig å regne ut eksakt hvor stor lekkasjen i nettet er. Det er imidlertid vanlig å legge til grunn et spesifikt personforbruk på 200-250 liter pr. døgn. Dersom man antar et industriforbruk og offentlig forbruk på ca. 15-20 % av totalen, blir lekkasjeandelen i hele forsyningssystemet i gjennomsnitt anslagsvis 30 – 40 %.

Det er fortsatt potensiale til å redusere lekkasjene betydelig også i tiden framover. Under 20% lekkasje fra vannledningsnett i kommunene bør være et foreløpig mål.

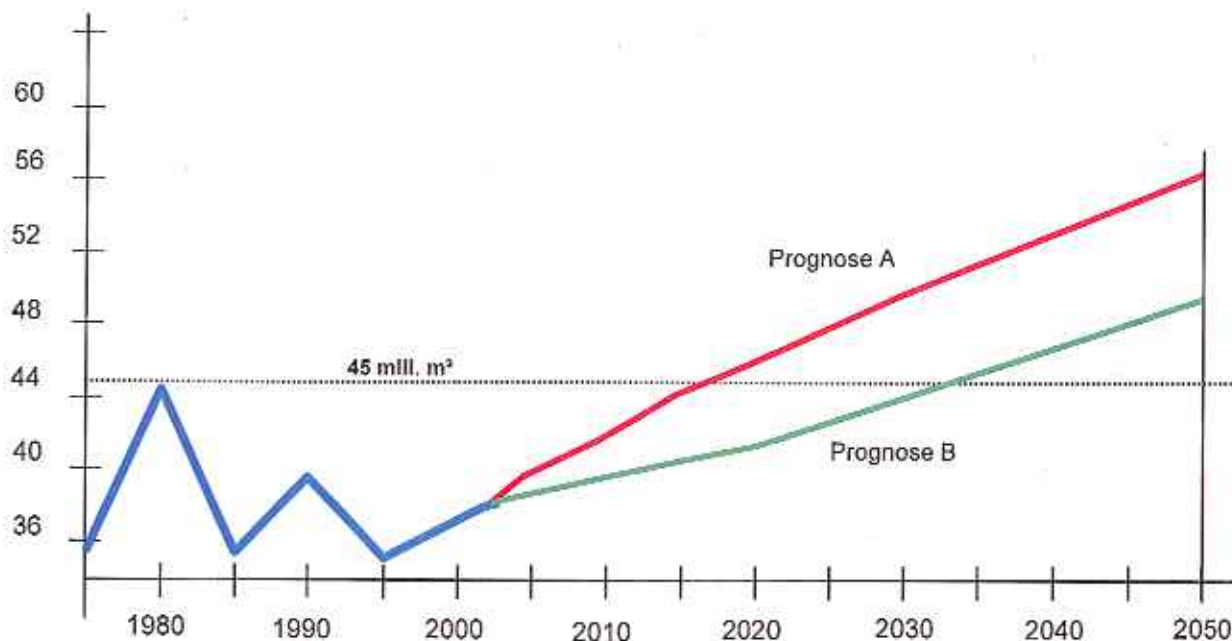
IVAR bør derfor sammen med eierkommunene arbeide aktivt for å identifisere og utbedre lekkasjer, og holde lekkasjeandelen nede på et akseptabelt nivå.

2.4 Prognosegrunnlag 2003

På grunnlag av den reelle utvikling i spesifikt vannforbruk i regionen, og enkelte kommuners målsetting om økt lekkasjeletting/ledningfornyelse, ble prognosen for vannforbruket, i 2003, basert på to alternativer:

Prognosegrunnlag A bygger på at det spesifikke forbruket ikke endres vesentlig i perioden, men forblir ca 430 l/pers/døgn. Dette fordrer en saneringstakt i nettet noenlunde tilsvarende nyanleggene, altså en forholdsvis betydelig aktivitet.

Prognosegrunnlag B forutsetter en ytterligere reduksjon i det spesifikke forbruket på ca 12% fram til 2020 (380 l/pers/døgn) for så å være jevnt fram til 2050. Dette antas å tilsvare høyeste realistiske ambisjonsnivå og krever en omfattende utskifting av gammelt nett i tillegg til planmessig lekkasjesøking. En så omfattende innsats kan også motiveres ut fra ønske om sikring av vannkvaliteten i forsyningsnettet.



Grafisk framstilling av prognose A og B

Prognose A (2003)

år	2002	2005	2010	2015	2020	2030	2040	2050
	38,3	40,6	42,4	44,3	46,1	49,5	52,8	56,2

Prognose B (2003)

	38,3	39,4	39,9	40,4	40,8	43,7	46,7	49,6
--	------	------	------	------	------	------	------	------

2.5 Prognosegrunnlag 2009

Ambisjonen bør fortsatt være å redusere lekkasjeprosenten i ledningsnettet. Innføring av vannmålere hos alle abonnenter i kommunene kan også ha en begrensende effekt på vannforbruket.

Utviklingen i spesifikt vannforbruk de seneste årene, fra 406 l/p.d. i 2004 til 433 l/p.d. i 2008 tyder på at kommunenes målsetting om redusert tap i ledningsnettet er vanskelig å oppnå.

I prognosen for fremtidig vannforbruk legges nå til grunn tre alternativer for utvikling i spes.vannforbruk:

1. Konstant spes. forbruk:

Det forutsettes at det spesifikke vannforbruket i regionen holder seg på 430 l/p.d. Det betyr at mønsteret i vannforbruk hos abonnentene forblir som nå, og at saneringstakten i ledningsnettet omlag tilsvarer aldring/forringelse.

2. Avtakende spes. forbruk:

I dette alternativet forutsettes en reduksjon i spesifikt vannforbruk fra 430 l/p.d. i 2010, til 400 l/p.d. i 2025. Deretter konstant spes.forbruk. Dette krever økt innsats på ledningsfornyelse/lekkasjetetting, evt. kombinert med endret forbruksmønster hos abonnentene.

3. Økende spes. forbruk:

I dette alternativet forutsettes en økning i spesifikt vannforbruk fra 430 l/p.d. i 2010, til 450 l/p.d. i 2030, deretter konstant fram mot 2050.

2.6 Prognose vannforbruk 2010 – 2050

På grunnlag av prognose for befolkningsvekst og spesifikt vannforbruk i IVAR-kommunene kan vi "spå" noe om utviklingen i drikkevannsbehovet framover i tid:

Vannforbruk i IVAR-kommunene

Folketall SSB 2008, korrigert for Stavanger og Sandnes

Konstant spes. forbruk 430 l/pers døgn

	2010	2015	2020	2025	2030	2050
Folketall medl.kom.	288 231	312 709	337 366	361 122	386 690	487 854
Spes. forbruk (l/p.d.)	430	430	430	430	430	430
Vannforbruk X 1000 m ³ pr år	45 238	49 080	52 950	56 678	60 691	76 569

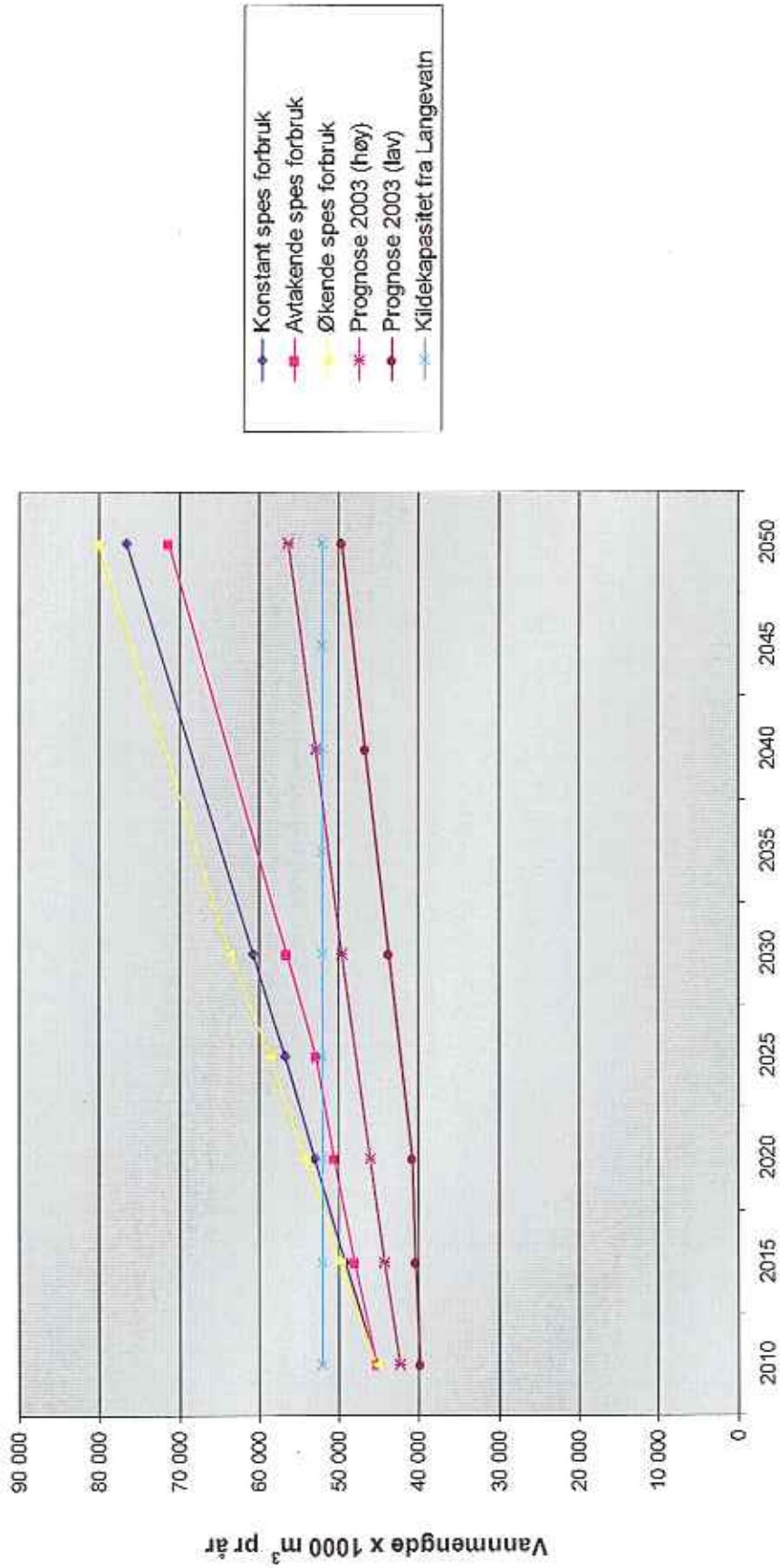
Avtakende spes. forbruk

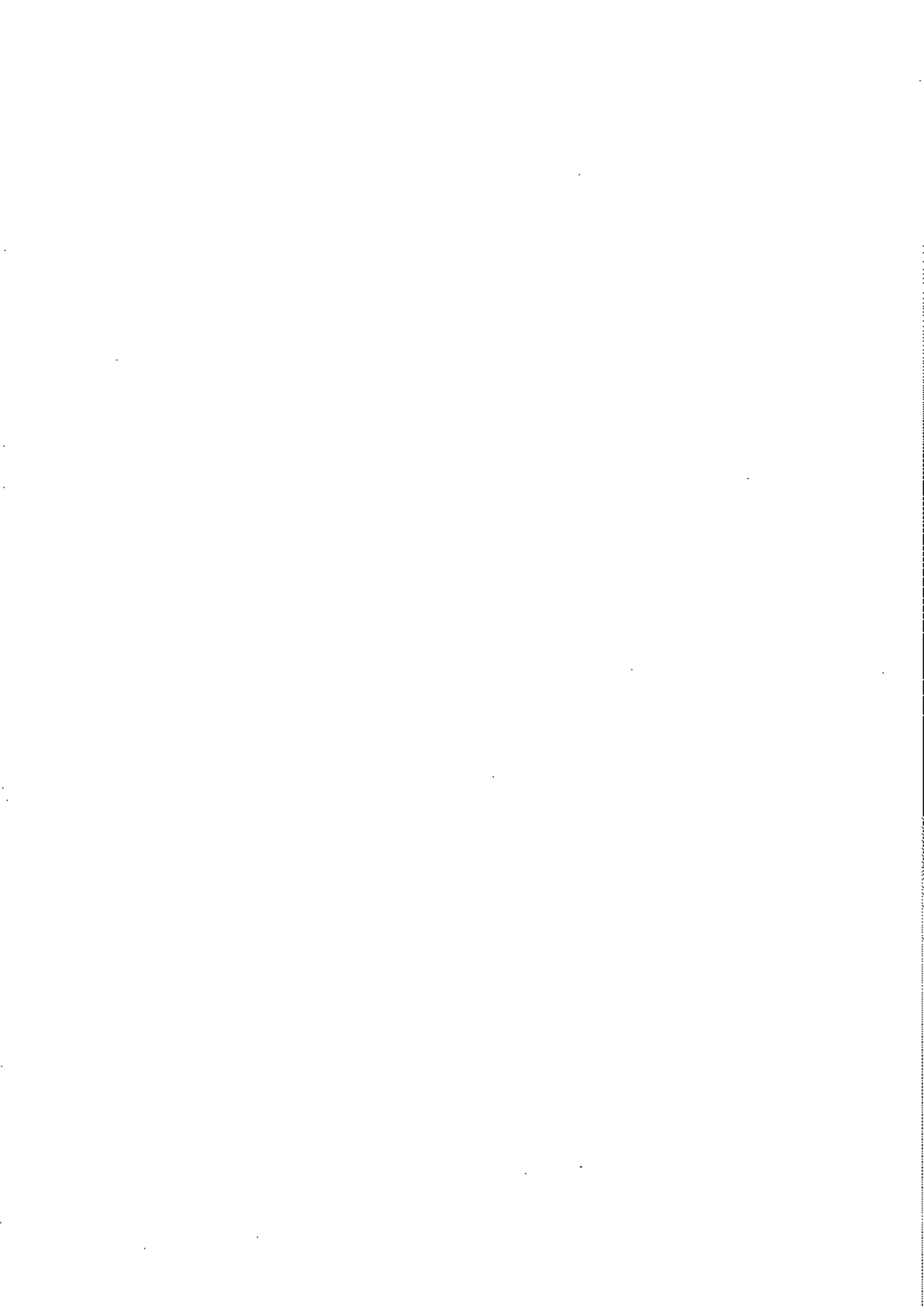
	2010	2015	2020	2025	2030	2050
Folketall medl.kom.	288 231	312 709	337 366	361 122	386 690	487 854
Spes. forbruk (l/p.d.)	430	420	410	400	400	400
Vannforbruk X 1000 m ³ pr år	45 238	47 938	50 487	52 724	56 457	71 227

Økende spes. forbruk

	2010	2015	2020	2025	2030	2050
Folketall medl.kom.	288 231	312 709	337 366	361 122	386 690	487 854
Spes. forbruk (l/p.d.)	430	435	440	445	450	450
Vannforbruk X 1000 m ³ pr år	45 238	49 650	54 181	58 655	63 514	80 130

Prognose årlig vannforbruk 2010 - 2050. IVAR-kommunene





***Hovedplan
vannforsyning
2050***

Delrapport 2
***Langevannsverket -
Status for nåværende
hovedråvannskilder og
vannbehandling***

I·V·A·R

INNHALDSFORTEGNELSE

1 Råvannskildene generelt	3
2 Stølsvatn/Rømsvatn	5
Nedbørfelt – beskrivelse og aktiviteter	6
Morfometriske forhold	7
Vannkvalitet	8
3 Storavatn	
Nedbørfelt – beskrivelse og aktiviteter	15
Morfometriske forhold	15
Vannkvalitet	17
4 Konklusjon nåværende kilder	19
5 Vannbehandling Langevannsverket	21
Kort historikk	21
Gjennomgang av de enkelte prosesser i Langevatn VBA	21
Konklusjon nåværende vannbehandling	25

1 RÅVANNSKILDER GENERELT

Hovedråvannskildene til Langevannverket er i dag Stølsvatn/Romsvatn og Storavatn (fig 1).



1.2 KORT HISTORIKK

Langevannverket ble etablert i 1959 med inntak i Langevatn som fikk tilførsler av vann fra *Storavatn* via *Tjetlandsvatn* og *Selstjern* som alle ligger i Gjesdal kommune. På grunn av økende behov for vann måtte nedbørfeltet utvides og i 1971 ble det gitt konsesjon for *Stølsvatnfeltet* (med innsjøene *Stølsvatn* og *Romsvatn*) i Bjerkreim kommune. Tunnell fra *Stølsvatn* til *Dybingen* som drenerer videre til *Storevatn* var fullført i 1975. Hovedmagasinet i *Stølsvatnfeltet* er *Romsvatn* og demningen her ble fullført i 1978. Utløp fra demningen ledes gjennom det naturlige elveleie via *Dalevatn* og inn i *Stølsvatn*. Den 25. april 2003 ble råvannsinntaket flyttet fra *Langevatn* til *Stølsvatn*. Etter dette tidspunkt har *Langevatn* hatt status som reservedrikkevannskilde. Den 16. oktober 2008 ble det også etablert et råvannsinntak direkte i *Storavatn* som ledes inn på tunnelen fra *Stølsvatn* ved *Auestad* og videre inn til *Langevatn* vannbehandlingsanlegg.

1.2 MORFOMETRI

Dette begrepet omfatter kildenes fysiske egenskaper som totalvolum, regulerbart magasinivolum, areal, dybdeforhold, inntaksdyp etc. og karakteriserer egenskaper ved kilden som har stor betydning for dens egnethet som råvannskilde for drikkevann. Store innsjøer med inntak på stort dyp er minst sårbare og har størst stabilitet (robusthet) i forhold til episoder med forurensingstilførsler og hendelser med utgangspunkt i skiftende værforhold.

1.3 VANNKVALITET

Det foreligger et meget betydelig analysemateriale for råvannskildene, dels ved spesielle undersøkelser kalt limnologiske undersøkelser som dokumentert i rapporter og dels ved rutinemessige driftsanalyser etter at kildene er tatt i bruk som råvannskilder dokumentert i en egen database. I denne rapporten vil diskusjonen bli begrenset til de parametre som har størst betydning i forhold til hygienisk og bruksmessig kvalitet og som er mest relevante for de aktuelle kilder sett i forhold til aktiviteter i nedbørfeltet. De mest aktuelle parametre er således: **E-coli, Fargetall og temperatur.**

E.coli er en sikker indikator på fersk fekal forurensing fra mennesker eller dyr inkludert fugl. Påvisning av **E.coli** betyr ikke nødvendigvis at vannet inneholder sykdomsfremkallende mikroorganismer, men at det er en risiko for dette. **Fargetallet** er et mål på organisk stoff i vannet som er utvasket fra nedbørsfeltene. Andre måter å måle organisk stoff på er ved analysen **TOC** (totalt organisk karbon) eller **UV-transmisjon**. For en gitt råvannskilde er det godt samsvar mellom disse 3 parametre og for oversikten sin skyld er det mest hensiktsmessig å fremstille resultatene bare for fargetall. Denne parameter er også relevant som en skala for å bedømme utseende på vannet og det er satt krav i drikkevannsforskriften til at fargetallet på vannet som går ut av vannbehandlingsanlegget skal være mindre enn 20 mgPt/l. Resultatene for organisk stoff målt som **UV-transmisjon** er spesielt relevant i forhold til diskusjon av kapasitet for **UV-anlegg** og vil bli kommentert nærmere under kapittel **Vannbehandling**.

Innholdet av næringsalter målt som **totalt fosfor** og **totalt nitrogen** i de ulike kildene vil bli spesielt omtalt i forbindelse med diskusjonen om **Birkelandsvatn** som mulig fremtidig vannkilde (se egen delrapport).

Temperaturen har stor betydning for sensorisk kvalitet i tillegg til at den også påvirker korrosjon og biofilmdannelse i fordelingsnettet.

2 STØLSVATN/ROMSVATN

Fig 2 viser et foto av Romsvatn sett fra demningen mot øst og Fig 3 viser Stølsvatn sett fra nord mot utløpsenden.

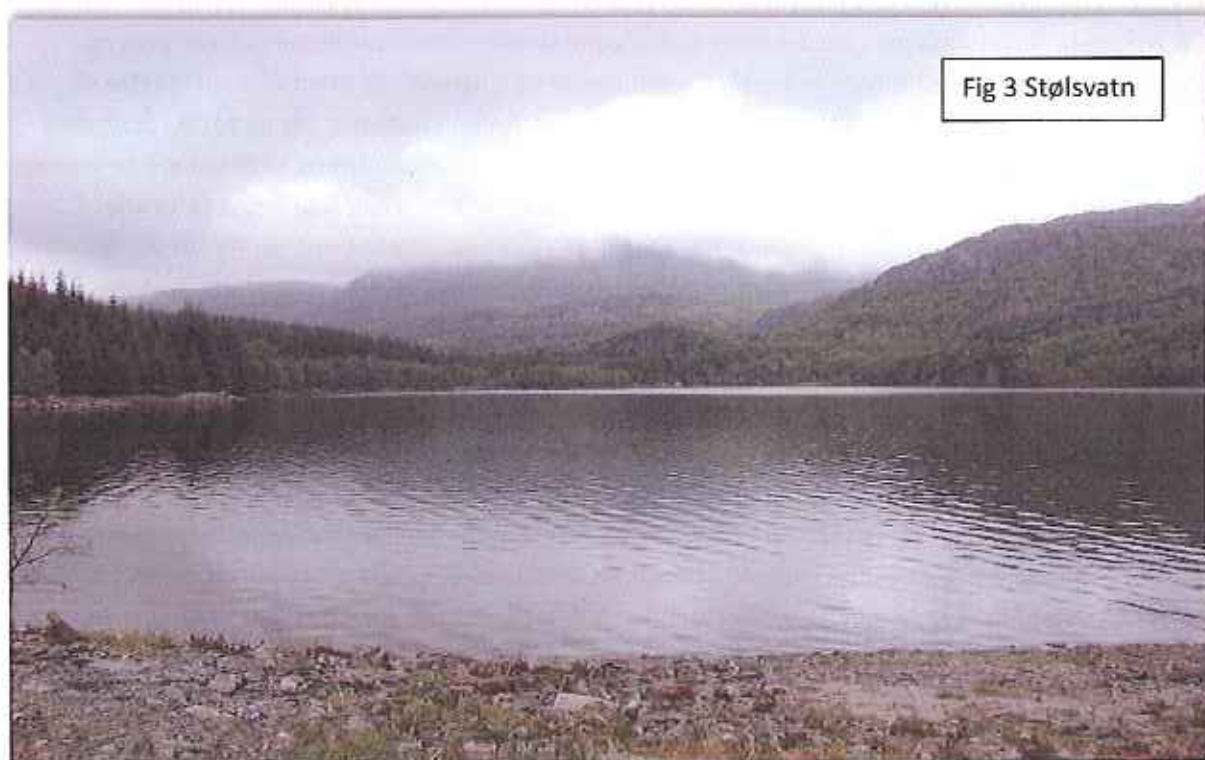
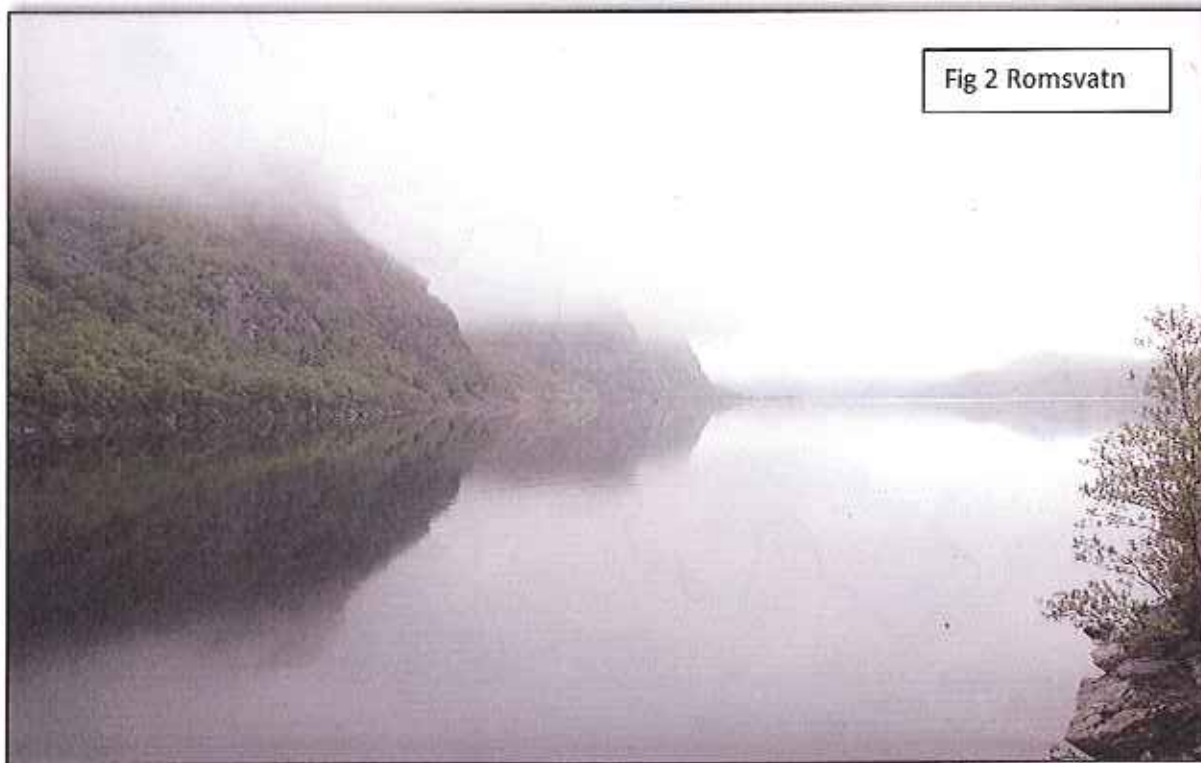
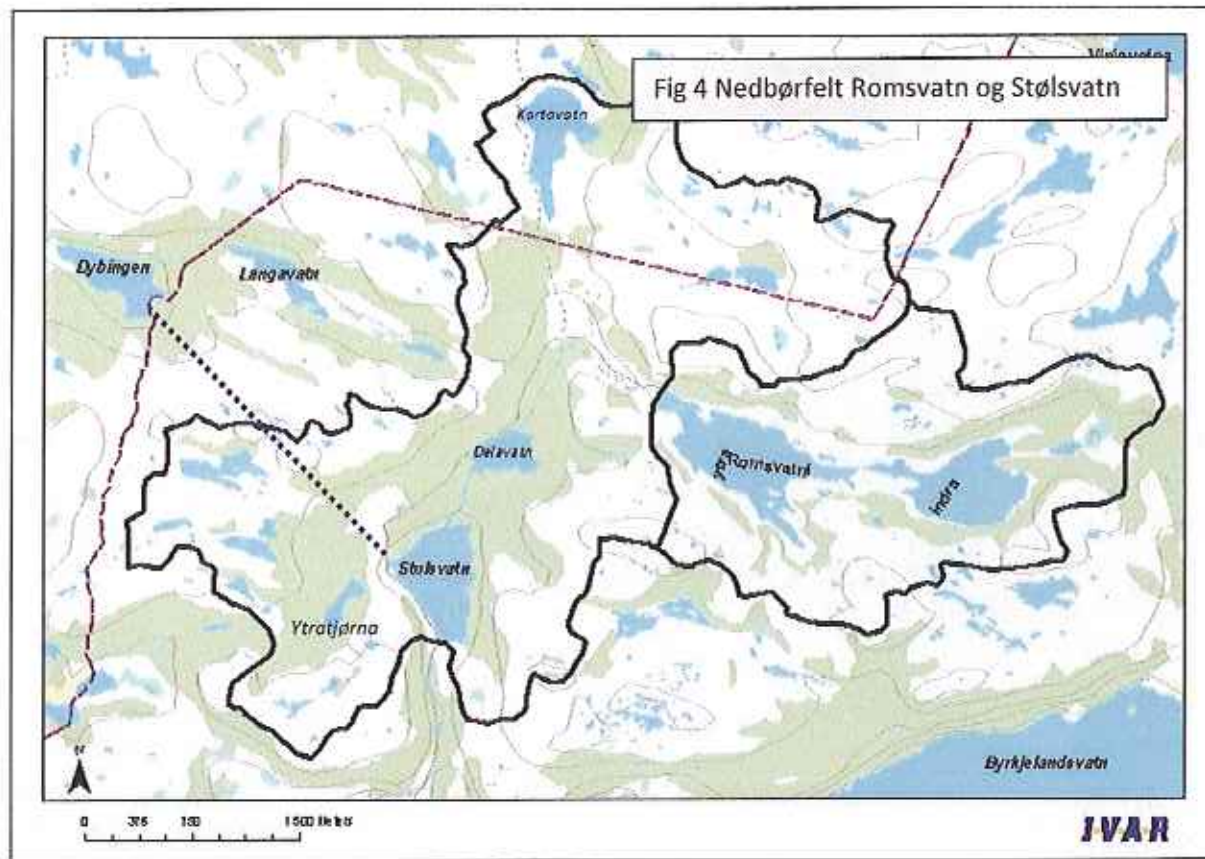


Fig 4 viser nedbørfeltet til Stølsvatn og Romsvatn.



2.1 NEDBØRFELT – BESKRIVELSE OG AKTIVITETER

Nedbørfeltet ligger innenfor et høydeintervall mellom 296 moh (Stølsvatn ved HRV) og Bukkafjellet på 767 moh. Hovedinnløpet i nord-enden av Stølsvatn drenerer nedbørfeltene til Romsvatn og Kartavatn. Disse delnedbørfeltene består for det meste av lyngheier og snaufjell med mindre innslag av lauvskog ned mot vannene. De høyereliggende nedbørfeltene rett vest, sør og øst for Stølsvatn består også av lyngheier og noe snaufjell, men i de lavereliggende områdene er det et større innslag av lauvskog og et felt med plantet barskog (nordvest-enden). De er i dag ikke bebyggelse eller jordbruksareal i nedbørfeltet. Det går et mindre antall sau i nedbørfeltet rett sør og sør-øst for Romsvatn. Noen få ganger har det vært observert beitedyr som kommer inn fra Birkeland og går inn i nedbørfeltet til Stølsvatn fra vest ned mot Ytratjørna som drenerer direkte til Stølsvatn. I 2012 er det planlagt inngjerding av dette området. Det er også gjort sporadiske observasjoner av et mindre antall sau (<10 stk) som tidvis kommer inn i nedbørfeltet til Stølsvatn fra Kartavatn i nord.

Veien langs Stølsvatn og oppover til Romsvatn benyttes i et visst omfang som turvei av lokalbefolkningen. Det går også en lite benyttet turvei fra nordenden av Stølsvatn til Kartavatn. I jaktseasonen er det jegere inne i feltene. De viktigste kildene til E.coli som spesielt påvises i Stølsvatn antas å være hjortedyr og mindre villevende dyr. Tidvis kan beitedyr også ha gitt et mindre bidrag.

2.2 MORFOMETRISKE FORHOLD

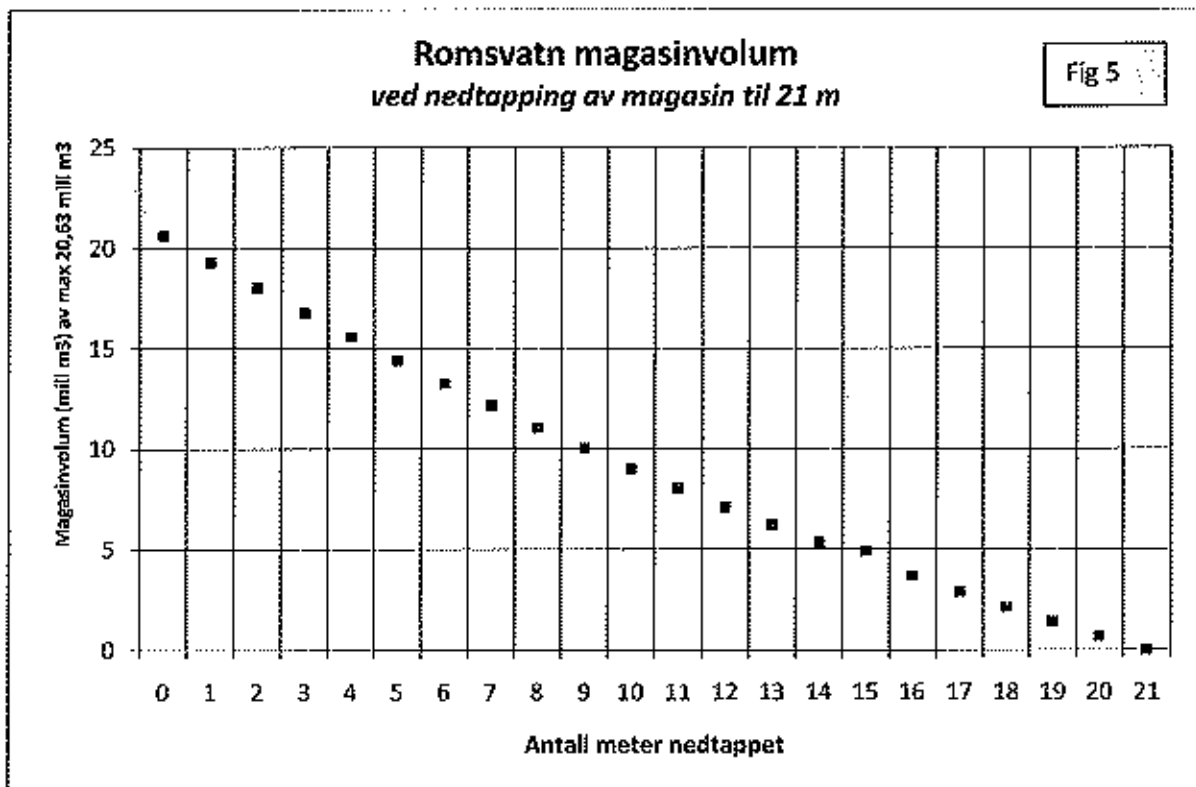
Stølsvatn har en meget lav oppholdstid. Med et totalvolum v/HRV på 2,5 mill m³ og et gjennomsnittlig vannforbruk på ca 0,86 mill m³ pr uke tilsvarer dette en reel oppholdstid på ca 3 uker (oppholdstiden forkortes i perioder med overføring av vann til Storevatn). Dette betyr at råvannsinntaket blir påvirket av overflatevann som gir høye sommertemperaturer og redusert vannkvalitet i avrenningsperioder. I konsesjonen er det tillatt med maks nedtapping av Stølsvatn med 2 m. Det er heller ikke ønskelig med større nedtapping for å unngå utvasking av bunnsedimenter til vannmassene og for å beholde et "buffervolum" over inntaket som ligger på 20 m under HRV.

I praksis er det derfor Romsvatn som har funksjon som magasinivolum. Magasinivolumkurven fremgår av fig 5. og viser et magasinivolum på 20,6 mill m³ med en reguleringshøyde ned til 21 m.

Det vil alltid være et spørsmål hvor langt ned et magasin kan tappes før faren øker for resuspendering av bunnsediment fra tørrlagte områder i forbindelse med kraftig nedbør og vindpåvirkning. Ned til en dybde på 10 m skråner bunnen bratt ned fra land og der bunn er relativt godt utvasket. Fra 10 til 15 m er det enkelte flater partier som blir tørrlagt. Magasinet over 15 meter representerer et volum på 15,7 m³. For å ha størst mulig sikkerhet mot utvasking fra tørrlagte bunnpartier er det sannsynligvis ikke ønskelig med nedtapping av magasinet på mer enn ca 15 mill m³.

Ved sterk tapping fra Romsvatn i tørrværsperioder vil vannkvaliteten i Stølsvatn forbedres både i forhold til temperatur og kjemisk/hygienisk kvalitet.

Beskrivelse	Enhet	Romsvatn	Stølsvatn
Areal nedbørfelt	Km ²	5,0	10,5 (eks.Romsv)
Areal innsjø	Km ²		0,4
Høyeste regulerte vannstand	Moh	412	296
Tillatt reguleringshøyde	M	21	2,0
Største dyp v/HRV	M	82	35,0
Middeldyp v/HRV	M		
Inntaksdyp v/HRV	M	18	20
Totalvolum v/HRV	Mill m ³	32	2,5
Totalvolum v/LRV	Mill m ³	10,2	0,80
Magasinivolum	Mill m ³	20,6	1,7
Spesifikk avrenning	l/s km ²	80	80
Gjennomsnittlig avrenning	l/s	833	1268
Årlig avrenning	Mill m ³ /år		
Teoretisk oppholdstid v/HRV	Døgn	444	22
Teoretisk oppholdstid v/LRV	Døgn	142	7



2.3 VANNKVALITET

Dokumentasjon av vannkvalitet i Stølsvatn foreligger dels gjennom spesielle undersøkelser (limnologiske undersøkelser) som ble foretatt i 1993, 1997 og 2001 og dels ved rutinemessige undersøkelser etter at kilden er tatt i bruk i ordinær vannforsyning der råvannsinntak ble etablert i Stølsvatn i 25.april 2003. For årene 1993, 1997 og 2001 er det tatt prøver 6 – 8 ganger pr år. I perioden 2004 – 2008 (til 16.oktober) da Stølsvatn har vært hovedinntakskilde er det tatt nesten ukentlige prøver (tatt fra råvannsinntak på Langevatn VBA). Etter at Storavatn ble tatt i bruk som ny inntakskilde i 16.oktober 2008 har råvannet inn til Langevatn VBA representert en blanding av Storevatn og Stølsvatn og resultatene er ikke tatt med i nedenforstående resultatfremstilling. I august 2009 ble det startet opp direkte prøvetaking fra Stølsvatn og Storavatn ved henholdsvis ventilkammer nedstrøms Stølsvatn råvannsinntak og ventilkammer på Auestad. Prøver herfra har vært tatt ca hver 14.dag og inngår i resultatfremstillingen.

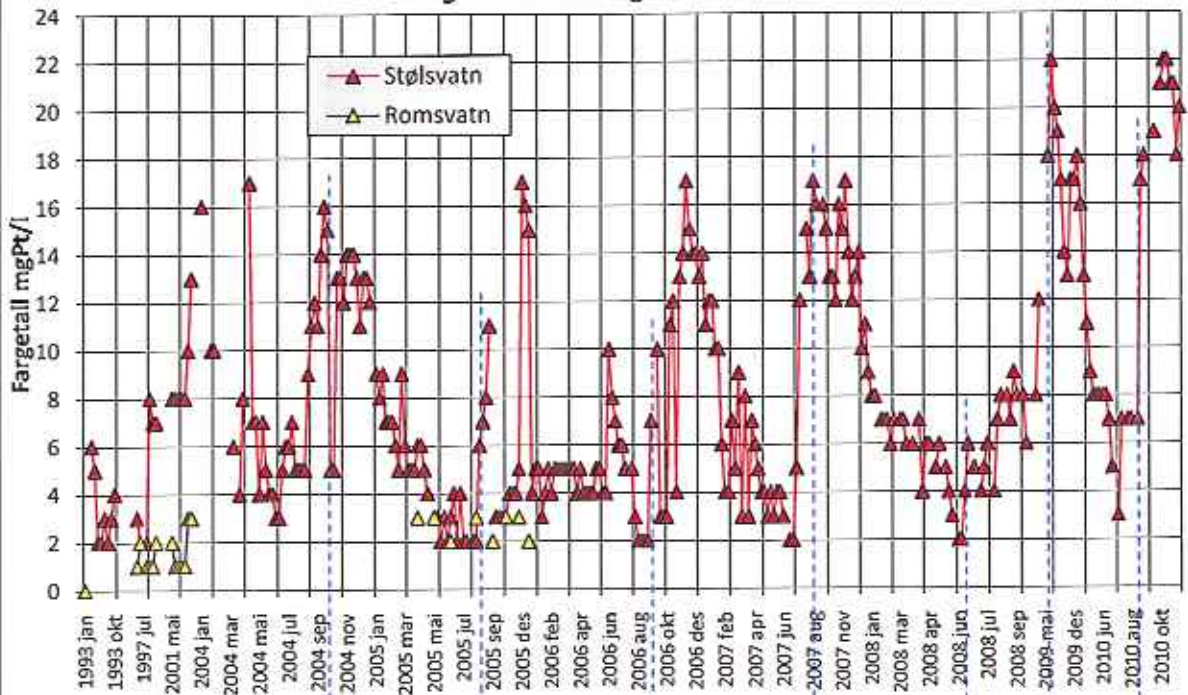
For Romsvatn er det tatt prøver i forbindelse med limnologiske undersøkelser i 1994, 1997, 2001 og 2005 med 6 – 8 prøveuttak pr år. Resultatene vil bli diskutert i forhold til nedbør og kildens egenskaper.

Resultatene for E.coli og fargetall i perioden 1993 – 2010 fremgår av fig 6 og 7.

Begge parametre viser store variasjoner og som et hovedmønster de høyeste verdiene ofte sammenfallende (se stiplede linjer), de forekommer spesielt på høsten og det er utvaskingen fra nedbørfeltene i mer intensive nedbørsperioder som her er hoveddrivkraften.

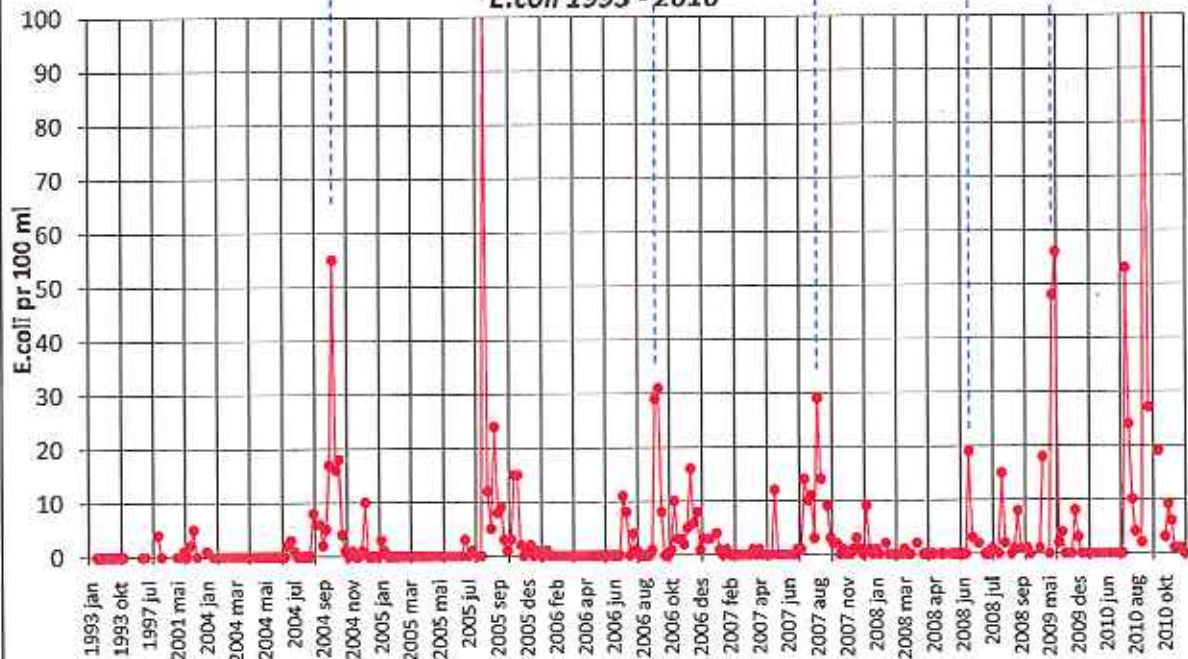
Stølsvatn og Romsvatn
Fargetallsutvikling 1993 - 2010

Fig 6

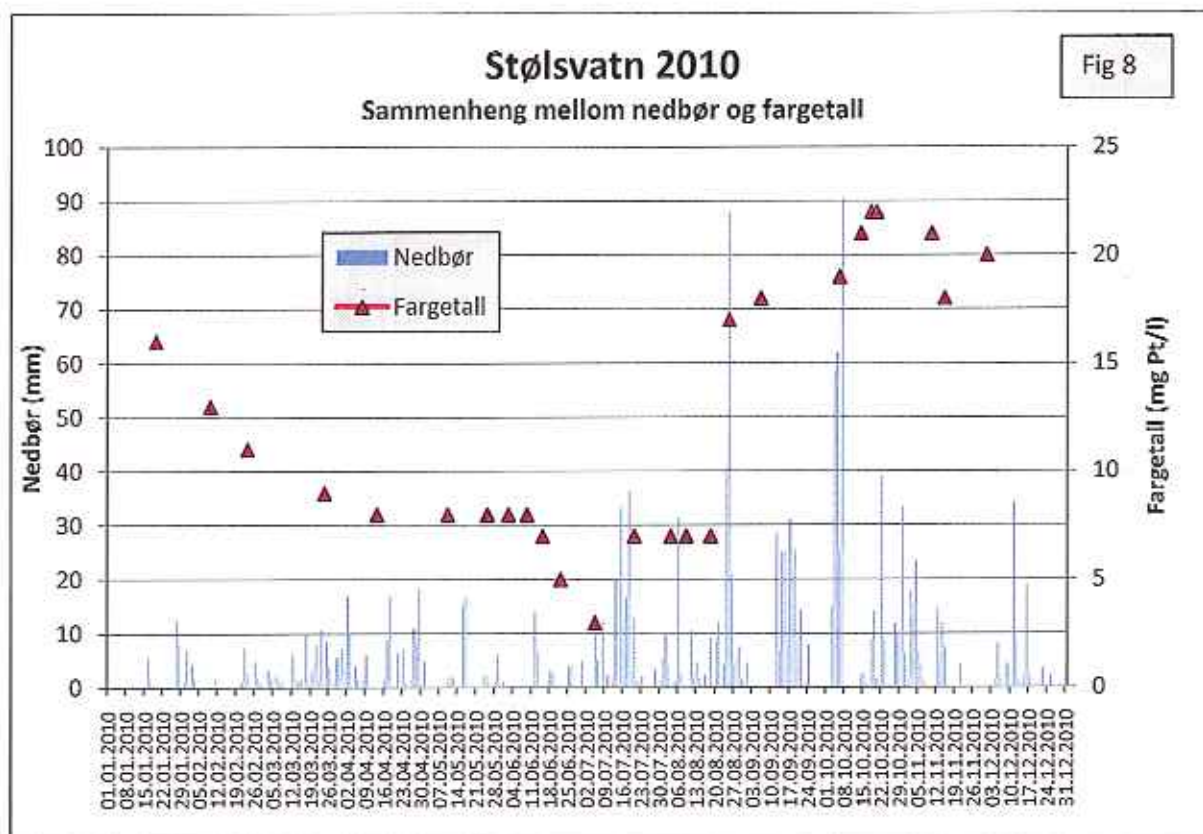


Stølsvatn
E.coli 1993 - 2010

Fig 7



Sammenhengen mellom nedbør og fargetall og mellom nedbør og E.coli er vist mer detaljert for kortere tidsrom i fig 8 og fig 9.



Fargetall

Figur 8 viser en typisk utvikling for fargetallet gjennom et år der det gjennom sen vinter og vår normalt skjer en klar reduksjon frem mot sommermånedene og en kraftig stigning om høsten. I første halvdel av 2010 reduseres fargetallet fra 16 mg Pt/l til 3 mg Pt/l i begynnelsen av juli. I denne perioden har det vært lite nedbør og fargetallsreduksjonen skyldes i stor grad at Stølsvatn får påfyll av vann fra Romsvatn som har et fargetall på < 5 mg Pt/l (resultater fra 1993 – 2005 og en prøve tatt 9.februar 2011 som viste 4 mg Pt/l).

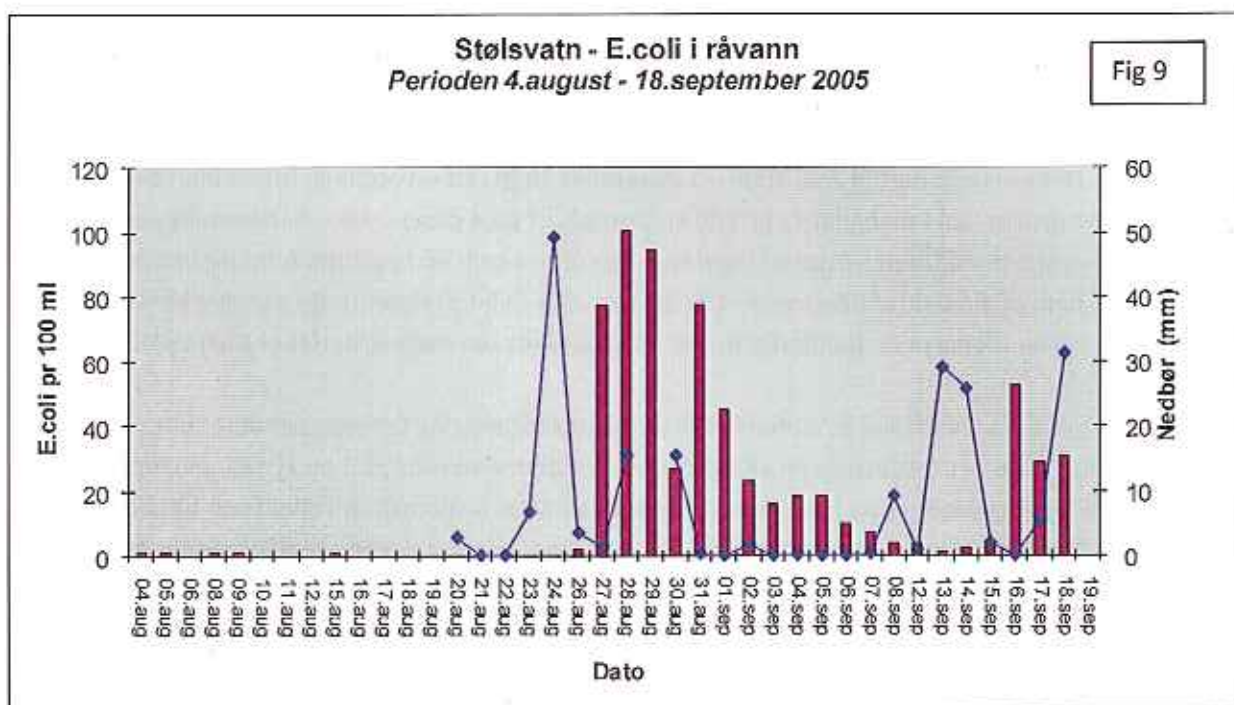
I tillegg vil det og være tilførsel av grunnvann og periodevis snøsmelting som bidrar til fargetallsreduksjonen. Den første markerte nedbørsperioden finner sted 13 – 20.juli med totalt 135 mm nedbør der de høyeste døgnerverdiene er 33 og 36 mm og resulterer i en fargetallsøkning fra 3 til 7 mg Pt/l. Neste markerte nedbørsperiode er 24 – 26.august der det faller hele 149 mm nedbør og med døgnerverdier på henholdsvis 40, 88 og 21 mm. Da Stølsvatn har et meget lite volum i forhold til nedbørfeltets størrelse stiger nå fargetallet hurtig til 17 mg Pt/l. I tidsrommet 4 -7.oktober finner det sted en ny høyintensiv nedbørsperiode med døgnerverdier på henholdsvis 58, 62, 25 og 90 mm som resulterer i en ytterligere fargetallsøkning (22 mg Pt/l).

Når det gjelder langtidstrenden for utvikling i fargetallet har det skjedd en betydelig forverring i Stølsvatn der det høyeste fargetall i 1993 ble målt til 6 mg Pt/l mens det høyeste fargetall målt i 2010 var 22 mg Pt/l. Fargetallsendringen kan i noen grad forklares ved ulike nedbørsforhold der spesielt nedbørsintensiteten synes å ha betydning. I tillegg er det sannsynlig at fargetallsøkningen kan

forklares reduksjon i sur nedbør der tidligere utløsning av aluminium bidro til å binde humusstoffene til jordsmonnet. Det er kjent at en rekke innsjøer i Norge (spesielt sør-Norge) men og i flere andre land på den nordlige halvkule som Sverige, Skotland, Storbritannia, Canada og Nord-Amerika har opplevd betydelige fargetallsøkninger i innsjøer de siste 10 – 20 år.

Når det gjelder forskjellen i fargetallet mellom Stølsvatn og Romsvatn kan dette dels forklares ved et større innslag av skog i Stølsvatn (22 % mot 17 % i Romsvatn) og ikke minst ved at nedbørsfeltet i forhold til volum av innsjøen er betydelig større for Stølsvatn enn for Romsvatn. I nedbørsfeltet til Romsvatn er vegetasjonen også betydelig skinnere. Forhold som betydelig lengre oppholdstid i Romsvatn kan også bidra noe i form av naturlige prosesser som bl.a. bleking ved hjelp av sollyset.

E. coli har liten overlevelsessevne i vannmassene (halveringstid ca 1 døgn ved 20°C og ca 4,5 døgn ved 4°C) og etter 1 – 2 uker med oppholdsvær vil tallene for E.coli vanligvis gå ned mot 0 pr 100 ml. Det ble i 2005 foretatt hyppige prøvetakinger av råvannsintaket i Stølsvatn over en måned med nesten dalige prøver for E.coli. Fig 9 viser den klare sammenhengen mellom E.coli (rød stolpe) og nedbør (blå linje) der E.coli når et maksimum 3 – 4 døgn etter nedbørsepisoden for så å avta relativt raskt.



Når det gjelder langtidstrender for E.coli er det her vanskeligere å gi en helt entydig konklusjon da nedbørsmønsteret har meget stor betydning for utvasking av fekal materiale fra nedbørsfeltet. I tillegg gir det også klare utslag (forverring) når vi har en lengre tørkeperiode (akkumulering av fekal materiale) før en større nedbørsepisode.

Undersøkelsene som ble foretatt i 1993, 1997 og 2001 var basert på månedlig prøvetaking, prøver tatt i perioden 2004 – 2008 har vært tatt nesten ukentlig og prøver i 2009 – 2010 er tatt ca hver 14.dag.

Ved hyppigere prøvetakingen er og sannsynligheten større for å fange opp de forholdsvis kortvarige episodene med høye E.coli konsentrasjoner rett etter intensive nedbørsperioder. Det høyeste resultatet for E.coli (118 pr 100 ml) ble registrert den 25.august 2010 samtidig med en meget hurtig økning i fargetallet fra 7 til 17 mg Pt/l etter at det i perioden 24 – 26.august falt 149 mm nedbør etter en månedsperiode med lite nedbør. Det har gjennom de siste 10 – 15 år vært registrert en økning i hjortedyrbestanden i området som vil kunne bidra til tilførsler av E.coli. Det må også påregnes at småvilt kan gi et bidrag.

Samlet sett viser resultatene for fargetall og E.coli at Stølsvatn er en meget sårbar inntakskilde som på grunn av et lite volum i forhold til nedbørsfeltet responderer raskt på utvasking fra feltet.

Bedømt etter både klassiske metoder og nyere metoder for vurdering av hygienisk kvalitet i råvannskilder viser resultatene for E.coli i nedbørrike perioder spesielt om høsten at Stølsvatn i disse perioder ikke utgjør en selvstendig hygienisk barriere. Den hygieniske betydning av hjortedyr er nærmere diskutert i eget notat. Resultatene for Stølsvatn alene tilsier at det er nødvendig med 2 hygieniske barrierer i vannbehandlingen for å oppnå tilstrekkelig sikkerhet. I dag ivaretas dette ved UV-behandling og kløring i forhold til inaktivering av bakterier og virus.

Da vi bare har en hygienisk barriere i vannbehandlingen (UV) overfor parasitter er det foretatt relativt grundige undersøkelser av parasitinnholdet i råvannet. I 2006 ble det undersøkt 12 prøver for parasittene Giardia og Cryptosporidium. Bare i en av prøvene ble det påvist små mengder parasitter (1 pr 10l). Det er i perioden 11.mai 2009 – 1.desember 2010 tatt en oppfølgende undersøkelse med uttak av 32 prøver. Små mengder (1 pr 10l) er bare påvist på 4 prøver. Med bedømmingskriteriene gitt i drikkevannsforskriften (*råvannskilden kan aksepteres som en hygienisk barriere ved bare sporadisk funn av parasitter tilsvarende 1 pr 10 liter eller mindre*) tilsier dette at selve kilden kan utgjøre en hygienisk barriere. Imidlertid er det i dag usikkert om dette kriteriet er tilstrekkelig strengt.

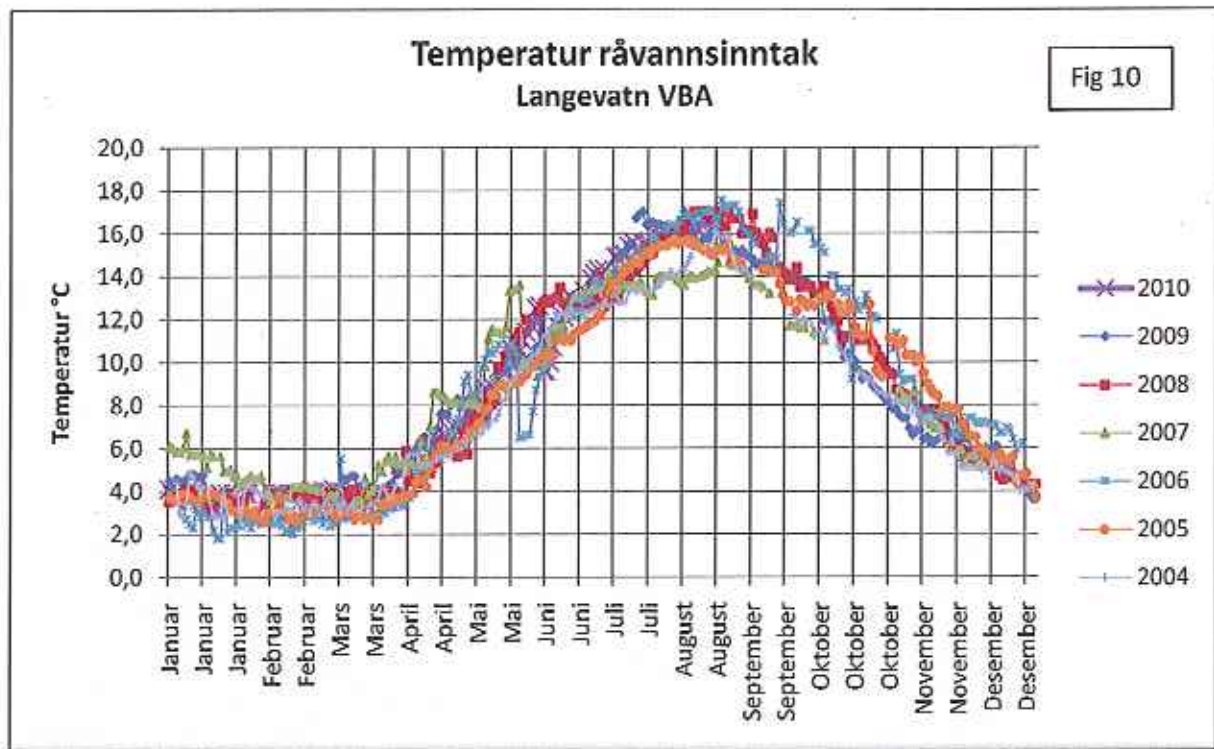
WHO har gitt som anbefaling at innholdet av parasitter (Giardia og Cryptosporidium) bør være mindre enn 0,006 pr 10 l dersom en aksepterer en sykdomsfrekvens på 1 av 10.000 personer. Disse store forskjeller i vurdering av hva som er akseptable nivåer av parasitter reflekterer også at det er betydelige forskjeller i parasittenes evne til å gi infeksjon der en i enkelte tilfeller regner med at så lite som 1 parasitt er nok til å gi infeksjon mens det i andre tilfeller kreves et betydelig høyere antall. Det er også grunn til å tro at parasitter fra avløpsvann representerer en større fare enn parasitter fra villlevende dyr og i de aktuelle nedbørsfelt er det ikke kilder til avløpsvann.

Det hefter således en liten usikkerhet i forhold til om råvannskildene utgjør en hygienisk barriere mot parasitter hele året.

Temperatur

Fig 10 viser temperaturforløpet på råvann inn til Langevatn vannbehandlingsanlegg for årene 2004 - 2010 der temperaturen har omtrent den samme utviklingen for hvert år. I perioden 2004 og frem til oktober 2008 ble det bare levert råvann til vannbehandlingsanlegget fra Stølsvatn og temperaturkurvene i denne perioden er representativ for Stølsvatn. I perioden oktober 2008 – 2010 er det levert fra både Stølsvatn og Storevatn, men med et noe varierende forholdstall gjennom året.

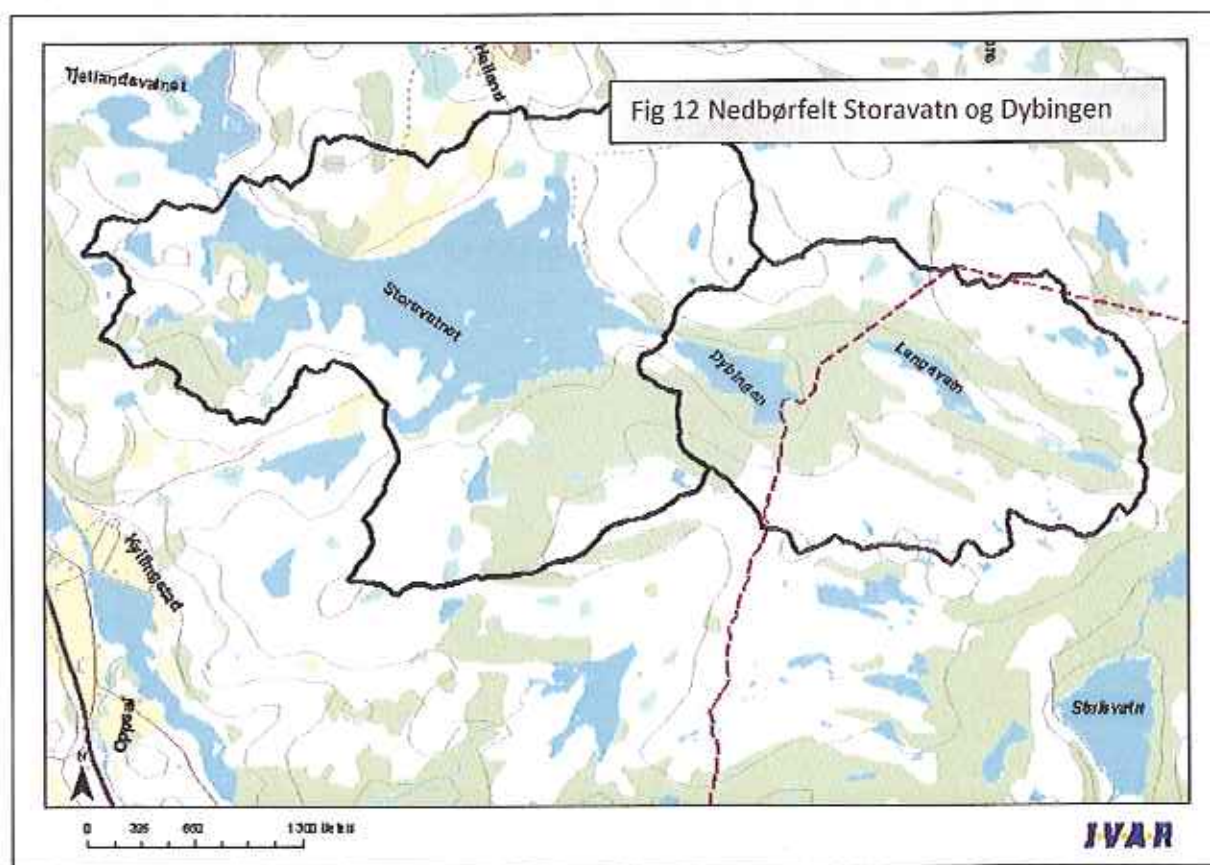
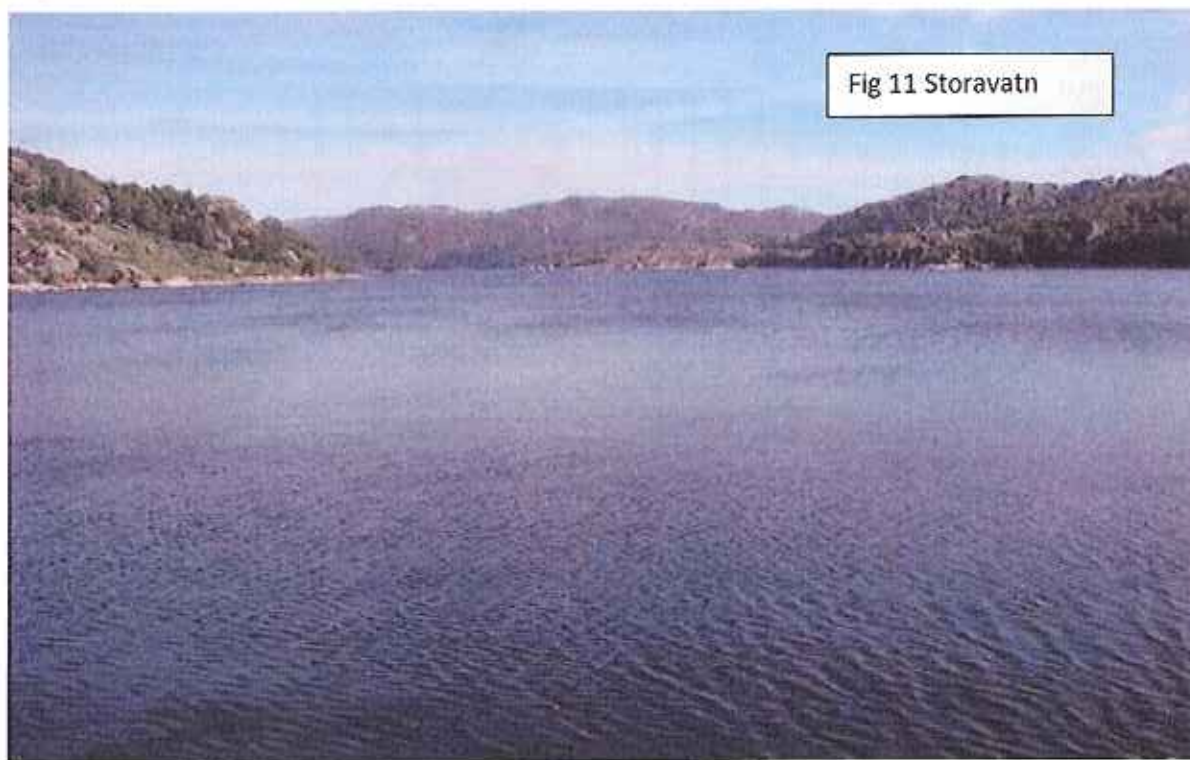
Temperaturkurven for 2008, 2009 og 2010 avviker ikke fra perioden 2004 - 2007 da bare Stølsvatn var innkoblet.



Da kildene er relativt grunne blir råvannsinntaket påvirket av oppvarming og vindomrøring av overflatelagene og i perioden mai – oktober ligger temperaturen over 10°C . I månedskiftet juli – august er temperaturen helt oppe i 17 °C . Sterk nedtapping av magasinene spesielt i den varme årstiden kan gi ytterligere temperaturøkning. Høye temperaturer på drikkevannet vil i tillegg til en redusert sensorisk kvalitet gi økt korrosjon på fordelingsnettet (spesielt for jern) og økning i hastigheten av biofilmdannelse i fordelingsnettet. Temperaturkurven gir også en demonstrasjon av at råvannsinntaket får tilført overflatevann som er sårbart for tilførsler av eventuelle forurensinger spesielt i forbindelse med nedbørsperioder.

3 STORAVATN

Fig 11 viser Storavatn fra demningen og østover og fig 12 gir en oversikt over nedbørfeltet.



3.1 NEDBØRFELT – BESKRIVELSE OG AKTIVITETER

Nedbørfeltet ligger i et høydeintervall mellom 275 m (Storavatn ved HRV) og Ulvsfjellet på 600 moh. Hovedinnløpet er fra Dybingen i øst som i tillegg til det naturlige nedbørfeltet får tilført vann fra Stølsvatn i perioder der det er ønskelig å fylle opp magasinet i Storavatn. De høyere deler av nedbørfeltet (mrk hvit farge) er dominert av fjell og lyngheier. Spesielt i øst/sør-øst ned mot vannet er feltet dominert av skog. Det er og mindre skogsområder mot vest. Områder mrk med gult er jordbruksland som tidligere besto av 250 dekar dyrket mark (i nord) og 450 dekar gjødslet beite. I forbindelse med at Storavatn ble klausulert som drikkevannskilde i opphørte all beiting og det er foretatt inngjerding langs størstedelen av nedbørfeltet. I dag er det 267 dekar dyrket mark der det bare er tillatt å benytte kunstgjødsel. Det er ikke bosetning i nedbørfeltet. Av menneskelige aktiviteter for øvrig drives noe jakt. De viktigste kildene til E.coli i vannkilden antas å være hjortedyr og mindre villlevende dyr.

3.2 MORFOMETRISKE FORHOLD

Grunnlagsdata er gjengitt i tabell. Med et middeldyp på 16 m og et inntak beliggende på 16 m (v/HRV) betyr dette at oppvarming av overflatevannet relativt raskt vil påvirke temperaturen i råvannsinntaket. Fig 13 viser sammenhengen mellom nedtapping av magasinet og tørrlegging av areal i innsjøen. Ved en nedtapping på 5 m blottlegges et areal på 446.000 m² av totalt 1820.999 m² (har da utnyttet et magasinivolum på 9 mill m³). Ved nedtapping på 10 m blottlegges et areal på 820.000 m² av totalt 1820.999 m² (har da utnyttet et magasinivolum på 15,3 mill m³). Normal reguleringshøyde for Storevatn ligger i området 0 – 3 m. Sterk nedtapping innebærer en blottlegging av bunnsedimenter og øker faren for utvasking og innblanding av sedimentfraksjoner i vannmassene ved perioder med vind og sterk nedbør.

Beskrivelse	Enhet	Storavatn	Kommentar
Areal nedbørfelt	Km ²	11,5 (ekskl stølsvatnfelt)	27,4 (inkl stølsvatnfelt)
Areal innsjø	Km ²	1,8	(fra tabell for volum/areal)
Høyeste regulerte vannstand	Moh	275	
Tillatt reguleringshøyde	M	16	
Største dyp v/HRV	M	32,5	
Middeldyp v/HRV	M	16,1	
Inntaksdyp v/HRV	M	16 m (?)	
Totalvolum v/HRV	Mill m ³	24,2	
Totalvolum v/LRV	Mill m ³	4,6	
Magasinivolum teoretisk	Mill m ³	19,6	
Magasinivolum praktisk (terskel på 13m)	Mill m ³	18	
Magasinivolum tilrådelig	Mill m ³	Ca 10	På grunn av blottlegging av bunnsiment
Spesifikk avrenning	l/s km ²	75	
Gjennomsnittlig avrenning	l/s	2055	
Årlig avrenning	Mill m ³ /år		
Teoretisk oppholdstid v/HRV	Døgn	136	
Teoretisk oppholdstid v/LRV	Døgn	25,8	

Perioden vinter vår frem til medio juli var meget tørr. Pr 12.juli 2010 (rett før den første intensive nedbørperioden) var Storavatn nedtappet med 7,1 m fra HRV som tilsvarer et rest magasinivolum på 8,1 mill m³.

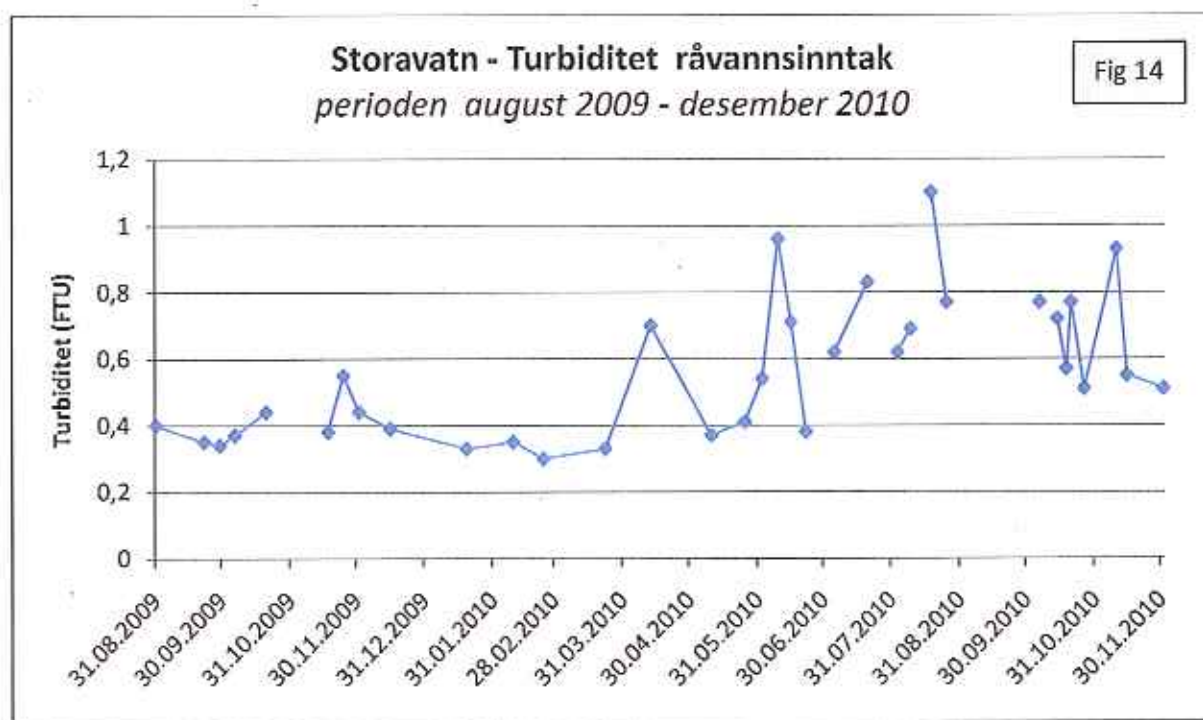
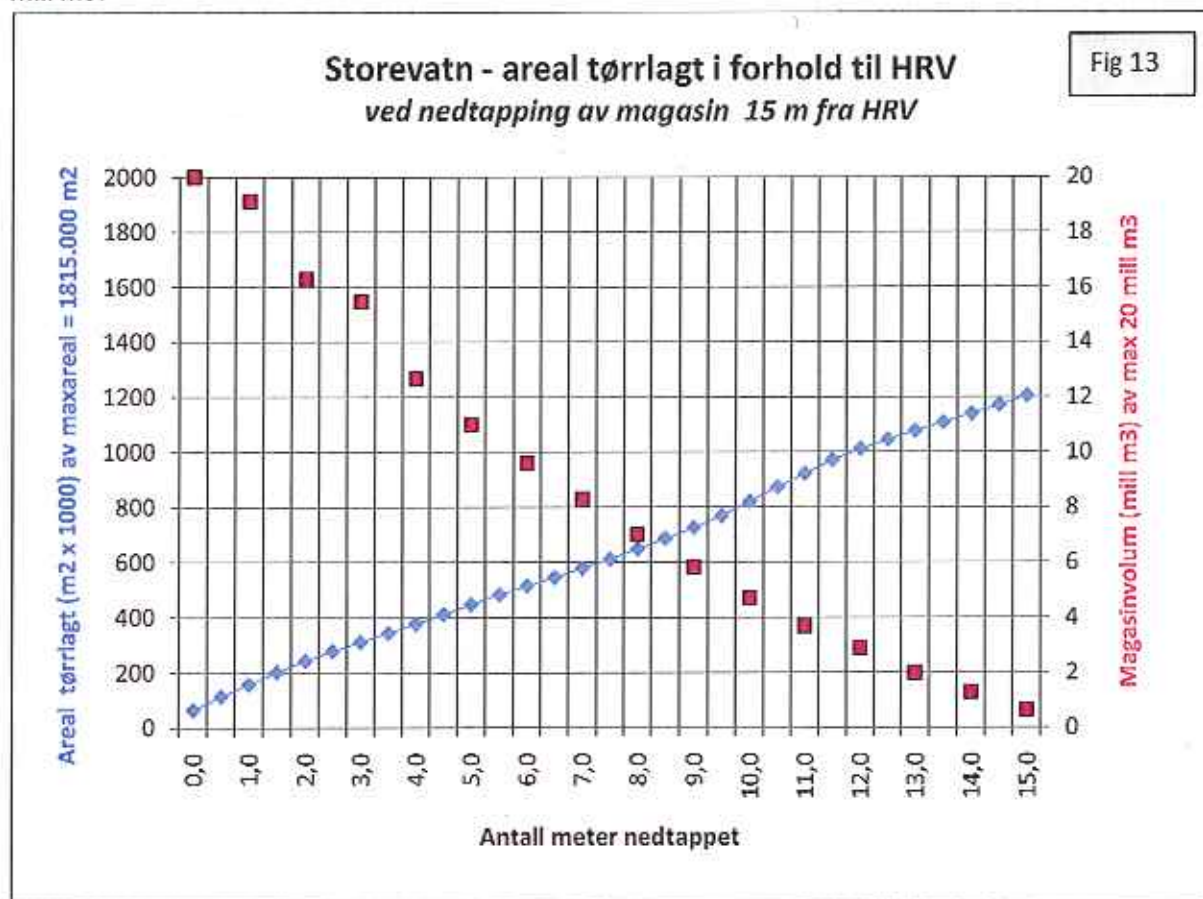
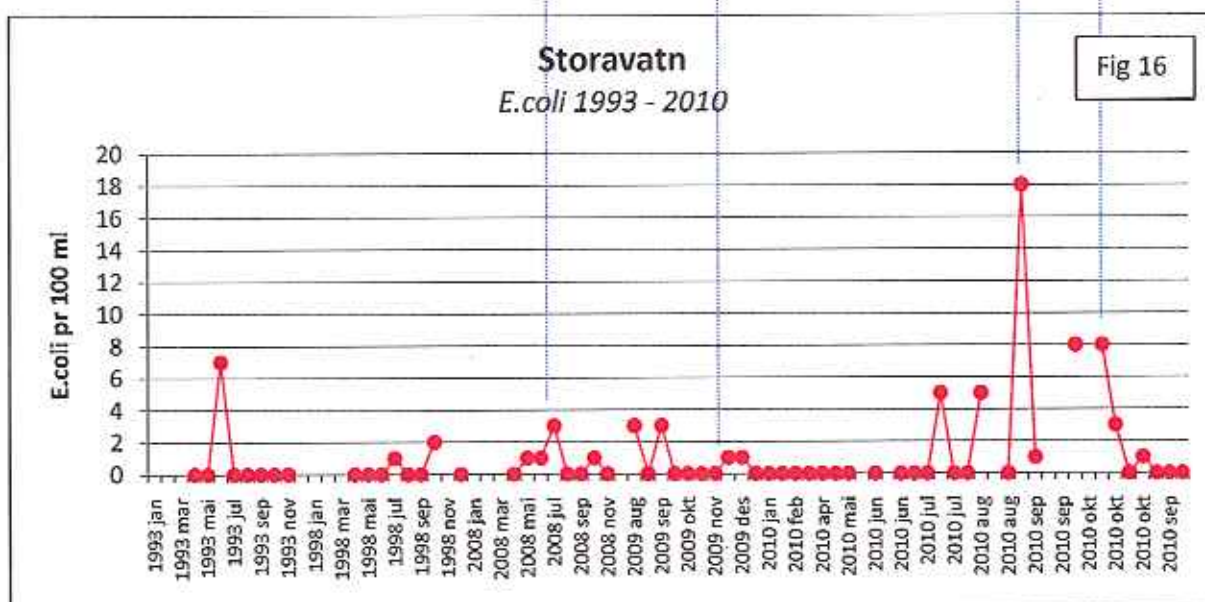
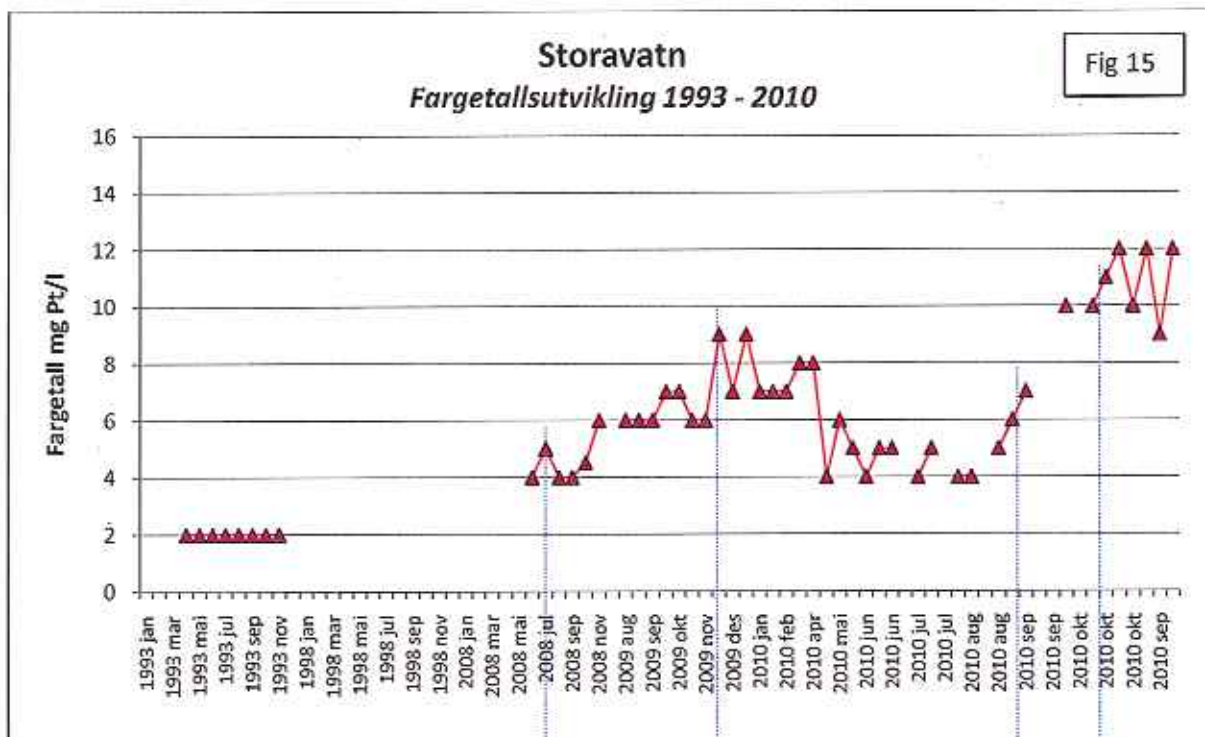


Fig 14 viser turbiditet i råvannsprøver tatt fra Auestad ventilkammer. Det fremgår at turbiditeten høsten 2010 ligger på ca 0,7 FTU i snitt mens tilsvarende verdier for høsten 2009 er ca 0,4 FTU. Det vurderes som sannsynlig at turbiditetsøkningen kan ha sammenheng med utvasking av bunnslud. Økningen er ikke kritisk (og turbiditeten reduseres noe i nåværende vannbehandling), men viser at det er viktig å ha fokus på denne problemstillingen i forbindelse med sterk nedtapping av Storavatn.

3.3 VANNKVALITET

Resultatene for fargetall og E.coli fremgår av fig 14 og Fig 15.



Vannkvaliteten er bedre enn for Stølsvatn og dette kan delvis tilskrives en lengre oppholdstid i vannet (teoretisk oppholdstid $v/HRV = 136$ døgn) og et større totalvolum i forhold til nedbørsfeltet som gir en fortyning av påvirkede tilløpsbekker.

Fargetall

Også her er det registrert en økning i fargetallet. Målinger utført i 1993 viser et fargetall på 2 mg Pt/l som har økt til 6 mg Pt/l i 2008. Høsten 2009 og 2010 ble det registrert fargetall på henholdsvis 9 og 12 mg Pt/l. Når det gjelder fargetallsøkningen i 2010 er det foretatt en mer detaljert diskusjon for å finne ut om overføring av vann fra Stølsvatn i siste halvår kan ha hatt betydning for fargetallsøkningen (se fig 17).

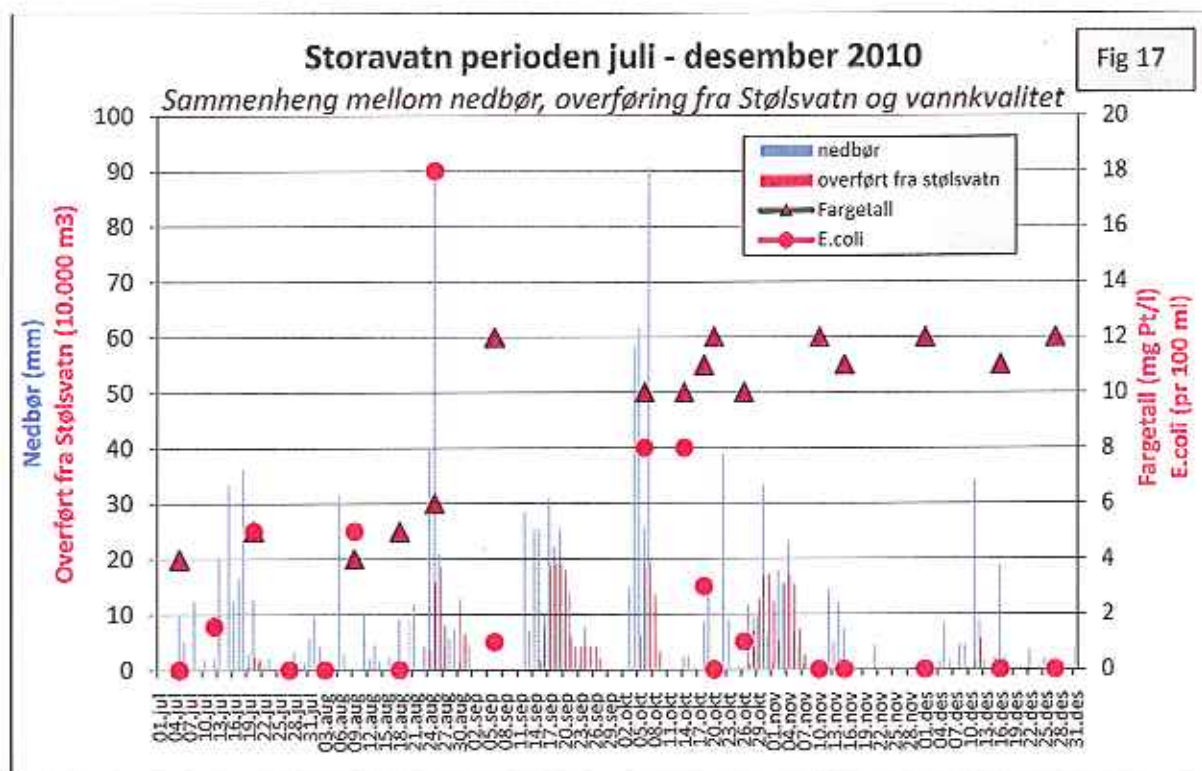


Fig 17 viser tilsiget av vann til Storavatn som nedbør (blå kolonne) og overføring fra Stølsvatn (rød kolonne). Fargetall og E.coli er markert med henholdsvis brun trekant og rød sirkel.

Den første nedbørsperioden etter en unormalt tørr vinter og vår finner sted 13 – 20. juli med totalt 135 mm nedbør. Ved inngangen til perioden var det et restvolum i Storavatn på ca 12 mill m³ (av totalt 24 mill m³ ved HRV – vannet er nedtappet 7,1 m den 13. juli) der vannet hadde et fargetall på 4 mg/l. Samtidig overføres små mengder (0,05 mill m³) fra Stølsvatn. Fargetallsøkning fra 4 til 5 mg Pt/l og må i sin helhet tilskrives avrenning fra nedbørsfeltet til Storavatn.

Neste markerte nedbørsperiode er 24 – 31. august med spesielt høye døgnnedbør den 24. august (40 mm) og 26. august (88 mm). Den 25. august stiger fargetallet videre til 6 mg Pt/l. Neste måling foretatt den 6. september viser et fargetall på hele 12 mg Pt/l. I samme perioden er det overført 0,65 mill m³ med et fargetall på mellom 10 og 17 mg Pt/l fra Stølsvatn. Dersom en for enkelthets skyld fremdeles regner et volum i Storavatn (det skjer en tilførsel pga nedbør samtidig som det tappes ut til forbruk) på

ca 12 mill m³ med fargetall 5 mg Pt/l vil overføring av vann fra Stølsvatn alene og forutsatt fullstendig innblanding i Storavatn representere en fargetallsøkning på bare ca 0,4 mg Pt/l. Dette betyr igjen at fargetallsøkningen nesten i sin helhet kan tilskrives utvasking fra nedbørfeltet i Storavatn. I forbindelse med det høyintensive nedbørsdøgnet den 26. august registreres og den høyeste konsentrasjonen av E.coli (18 pr 100 ml) som også må komme fra nedbørfeltet til Storavatn. Episoden demonstrerer tydelig sårbarheten også ved denne råvannskilden ved sterkt nedtapping etterfulgt av nedbørsepisoder med høy intensitet og at nedbørsintensiteten har stor betydning for utvasking av humusstoffer fra nedbørfeltet som det også ble vist for Stølsvatn i den samme perioden (fargetallsøkning fra 7 til 17 mg Pt/l).

Videre utover høsten holder fargetallet seg i intervallet 10 – 12 mg Pt/l. Det er her registrert 3 markerte nedbørsperioder (12. - 24. september, 4. - 7. oktober og 7. oktober – 6. november). Samlet overføring fra Stølsvatn etter 31. august har vært 3,1 mill m³ med et fargetall på ca 20 mg Pt/l. Stølsvatn kan i denne senhøstperioden ha bidratt med en fargetallsøkning på 1 – 2 mg Pt/l som tilsier at også her har avrenning fra nedbørfeltet i Storavatn den største betydningen.

E.coli

Frem til 2007 før klausulering av nedbørfeltet var det en del beitedyraktivitet i nedbørfeltet. Det ble på månedlige prøver tatt ved limnologiske undersøkelser i 1993 og 1998 funnet moderate mengder E.coli. Ved limnologisk undersøkelse i 2008 etter at inngjerding var foretatt ble det også bare registrert små mengder E. coli (maks 3 pr 100 ml). I 2010 er det tatt prøver hver 14. dag. Den økte prøvetakingshyppigheten kan være en medvirkende forklaring til de noe høyere resultatene for E.coli som er registrert dette året.

Også fra Storavatn er det tatt ut prøver for analyse av parasitter (Cryptosporidium og Giardia). En undersøkelse i 2006 der det ble tatt ut 13 prøver viste små mengder Cryptosporidium (1 pr 10 l) på en av prøvene. I perioden august 2009 – desember 2010 er det tatt ut 31 prøver og det er ikke påvist parasitter på noen av prøvene.

Temperatur

Det foretas ikke rutinemessige temperaturmålinger direkte fra Storavatn. Temperaturkurvene for perioden 2004 – 2010 som fremgår av fig 10 viser at årene 2009 og 2010 da Storevatn og Stølsvatn samkjøres ikke skiller seg vesentlig ut fra de foregående år da Stølsvatn var hovedinntakskilde (før innkobling av Storavatn).

4 KONKLUSJON NÅVÆRENDE RÅVANNSKILDER

Stølsvatn med et nedbørfelt på 10,5 km² av totalt 27,5 km² som inngår i råvannsforsyningen til Langevannsverket er på grunn av et lite volum meget sårbar i forhold til utvasking av nedbørfeltet i nedbørsperioder både når det humusstoffer og tilførsler av fekal materiale. Fargetallet har også vist en klart stigende tendens de siste 20 år. Storavatn har betydelig større volum og en lengre oppholdstid som gir seg utslag i en bedre vannkvalitet, men også her har fargetallet vist en klar økning de siste år med en overraskende høy fargetallsverdi på 12 mg Pt/l målt i 2010. Råvannskildene utgjør tidvis og spesielt om høsten ikke en selvstendig hygienisk barriere.

Da kildene er relativt grunne bidrar dette til høye sommertemperaturer.

Magasinkapasiteten samlet for de 2 felt er oppgitt til 40 mill m³ (teoretisk magasinkapasitet for Stølsvatn på 1,7 mill m³ er her ikke medregnet). Ved full nedtapping blottlegges store bunnarealer spesielt i Storavatn som er en relativt grunn kilde, men dette gjelder og i noen grad for Romsvatn. På grunn av faren for oppvirvling og innblanding av bunnsedimenter i vannmassene i forbindelse med kraftig nedbør og sterk vind er det neppe tilrådelig å utnytte mer enn ca 30 mill m³ av den samlede magasinkapasitet. Sterk nedtapping av Storavatn vil også gi høyere utslag i fargetallsøkning ved intensive nedbørsperioder.

5 VANNBEHANDLING LANGEVANNsverket

5.1 KORT HISTORIKK

Langevannverket ble etablert i 1959 med inntak i Langevatn. Vannbehandlingen besto da av sil og klorering med klorgass som desinfeksjon. I 1979 ble det også etablert dosering av lut for å motvirke korrosjon på metaller. Senere undersøkelser foretatt i Norge viste at pH-økning alene ikke var tilstrekkelig til å hindre korrosjon på alle materialer i ledningsnett, men at det også var nødvendig å øke vannets innhold av kalsium og alkalitet. Det ble derfor foretatt en betydelig oppgradering med etablering av alkalisering ved hjelp av marmorfiltere i det nye Langevannverket som sto ferdig i 1999. Som desinfeksjon ble det dosert klor som hypoklorittløsning. Som følge av ny kunnskap om forekomst av parasitter i norske råvannskilder på slutten av 1990-tallet og med bakgrunn i Giardiaepidemien i Bergen i 2004 ble det etablert et nytt UV-anlegg i 2007. En oppgradering av kloreringsanlegget sto ferdig i 2010.

5.2 GJENNOMGANG AV DE ENKELTE PROSESSER I LANGEVATN VBA

Siling

Råvannet passerer først gjennom sil for fjerning av større partikler.

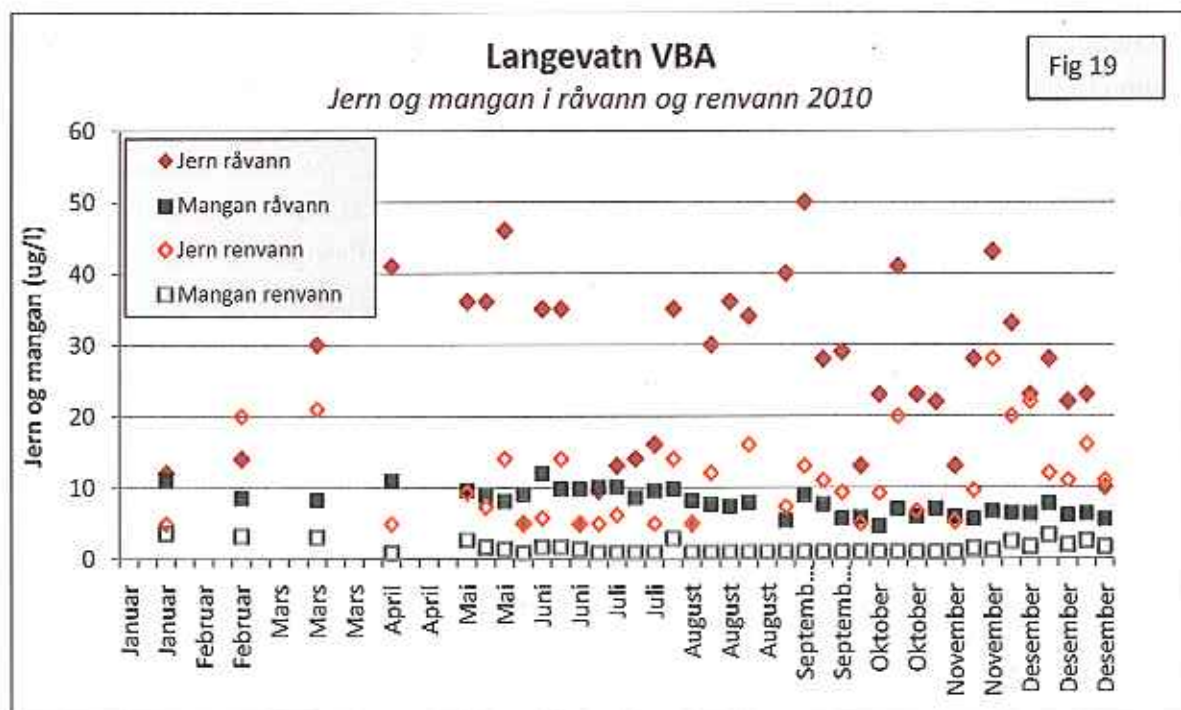
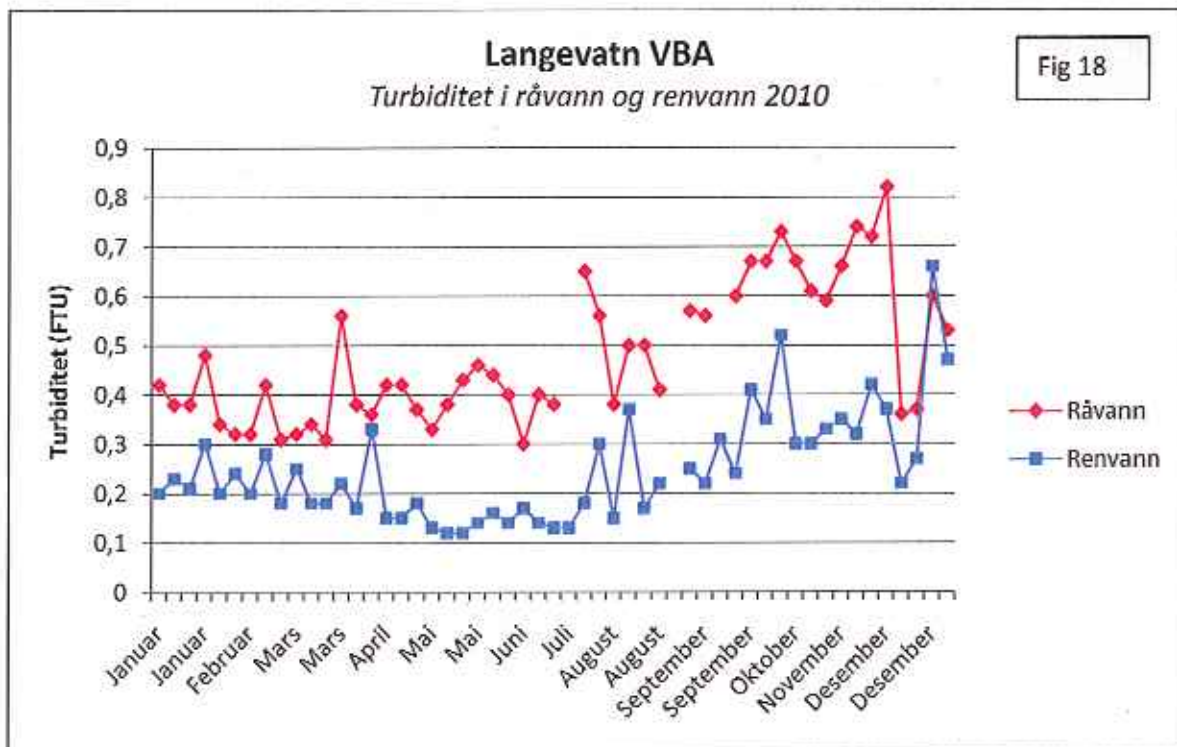
Marmorfilter

Etter siling ledes vannet til alkalisk filter. Det er 8 filterbasseng a 50 m² for hver av de to linjene, til sammen 16 filterbasseng. Hvert basseng er fylt med ca 3 m marmor. Gjennomsnittlig filterhastighet er ca 7 m/time. Råvannet tilsettes CO₂ før det ledes inn i filteret for å øke løseligheten av marmor. Alkaliseringsprosessen styres inn mot å holde korrosjonsparametrene på pH = 8,2, kalsium = 20 mg/l og alkalitet = 1 mmol/l. En omfattende undersøkelse i 1999/2000 viste at den nye alkaliseringen hadde stor effekt i forhold til å redusere korrosjon på alle utsatte materialer på ledningsnett. En oppfølgende undersøkelse i 2004 demonstrerte ytterligere forbedringer.

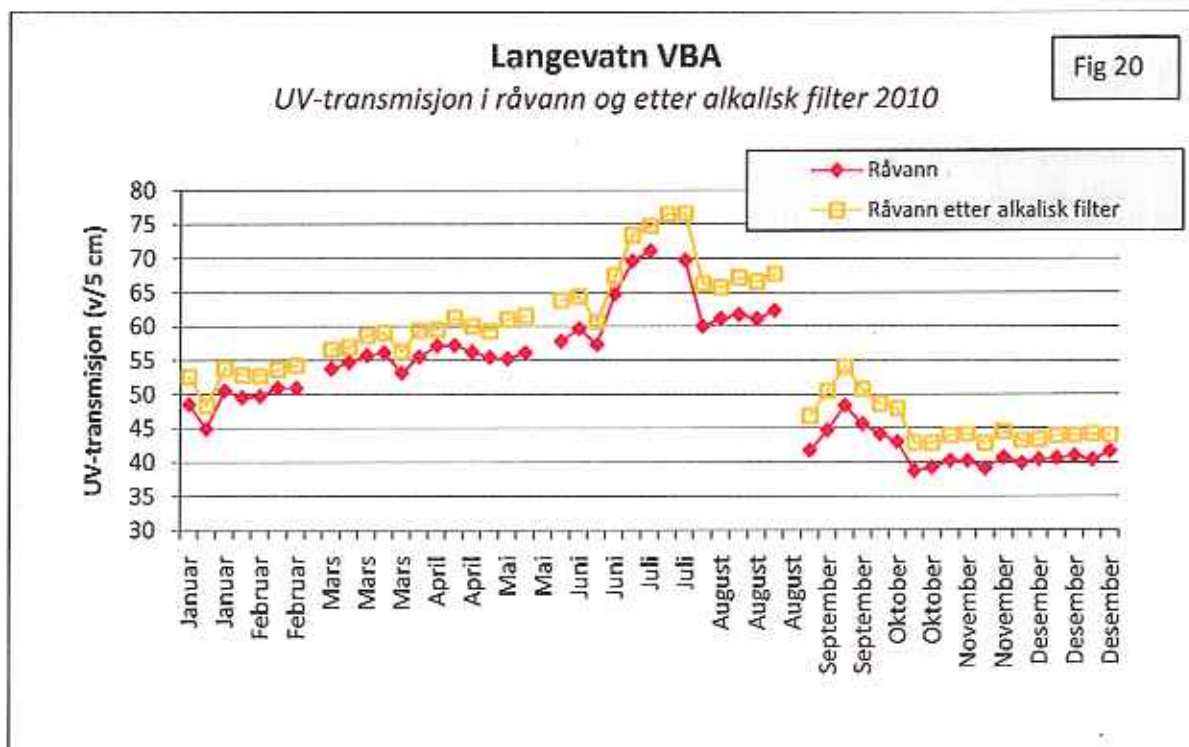
I tillegg til en klar forbedring av vannets korrosive egenskaper fungerer også marmorfilteret som et filter i forhold til fjerning av større humuspartikler som vist ved oppbygging av synlig slam på filteret ved nedstrømsfiltrering og ved reduksjon av mindre partikler som vist ved redusert turbiditet. Se figur 18.

Fjerning av partikler fra råvannet innebærer en betydelig lavere utsedimentering av slam på fordelingsnett. Gjennomsnittlig reduksjon av turbiditet varierer i området 0,1 – 0,3 turbiditetsenheter.

Marmorfilteret har og den egenskap at det reduserer råvannets innhold av jern og mangan (se fig 19). Målt som gjennomsnitt for 2010 reduseres jerninnholdet fra 26 til 11 ug/l og manganinnholdet fra 8 til 1 ug/l. Dette har betydning i forhold til mindre beleggsdannelse på kvartsglass i UV-aggregatene som igjen reduserer behovet for vedlikeholdsvasking av UV-aggregatene.



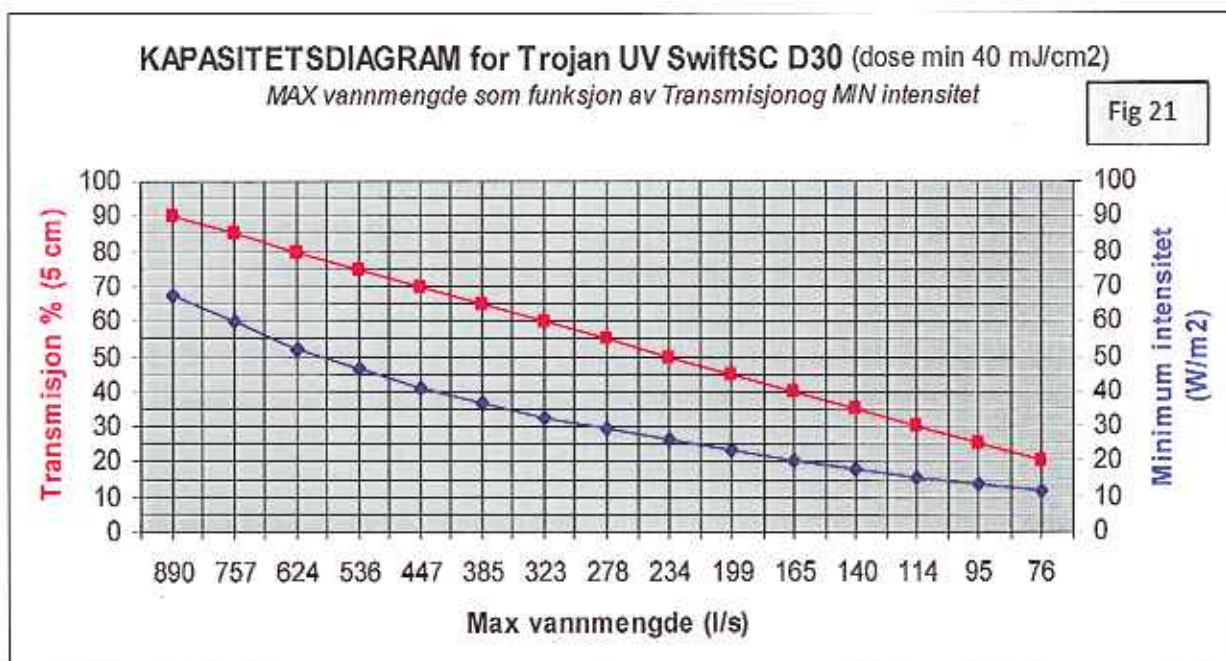
En annen effekt av marmorfilteret er at det oppnås en liten bedring (økning) av råvannets UV-transmisjon se fig 20, mens det samtidig registreres (pH-effekt på humusmolekylene) en svak økning i fargetallet (ca 1 fargetallsenhet) se fig 23 under avsnitt klorering. Den markerte og plutselige reduksjon i UV-transmisjon som målt i slutten av august skyldes den intensive nedbørsperioden 24 - 26. august med hele 149 mm nedbør og der fargetallet hadde en tilsvarende rask økning.



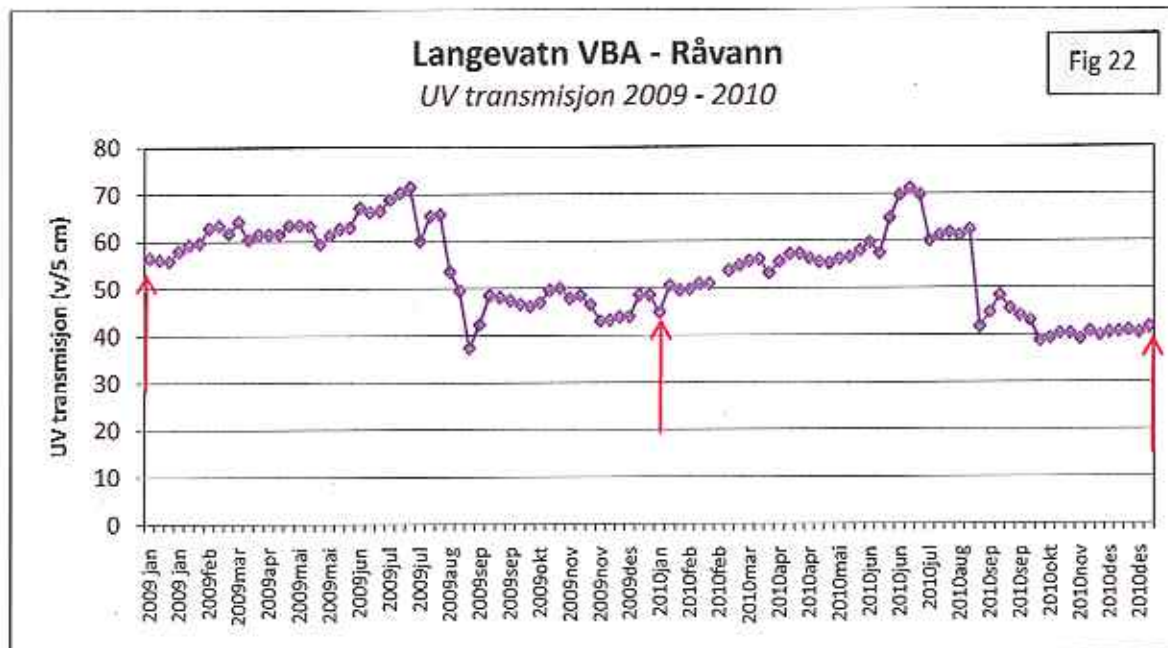
UV-anlegget

Etter alkalisk filter ledes vannet inn på UV-anlegget som fungerer som en sikker hygienisk barriere i forhold til bakterier, virus og parasitter. For å oppnå en tilstrekkelig hygienisk barriere som definert av drikkevannsforskriften i forhold til bakterier og virus kreves en reduksjonsfaktor på 1000 x (*eller log 3*) og for parasitter en reduksjonsfaktor på 100 (*log 2*). Dette kravet kan oppnås ved en dose på ca 20 mJ/cm² målt biosimetrisk. Ved installasjon av nye UV-anlegg anbefales allikevel at anlegget dimensjoneres for en biosimetrisk målt dose på 40 mJ/cm².

UV-anlegget på Langevatn VBA består av 12 aggregat som ved biosimetrisk dose 40 mJ/cm² har en maksimal kapasitet på 2800 l/s ved 50 % transmisjon. Se kapasitetsdiagram i fig 21.



Økningen i fargetall i råvannskildene (Storavatn og Stølsvatn) de siste 2 år har gitt en tilsvarende reduksjon i UV-transmisjonen (se fig 22)



Ved årsskiftet 2008/2009, 2009/2010 og 2010/2011 var råvannets UV-transmisjon (v/5 cm) henholdsvis 56 %, 48 % og 42 %. (Etter alkalisk filter skjer det en svak økning i UV-transmisjonen der de tilsvarende verdiene var 59%, 51% og 45%). Den laveste UV-transmisjonen (etter marmorfilter) høsten 2010 ble registrert til 43% og da er UV-anleggets kapasitet redusert til maksimalt 2100 l/s. I samme periode ble det registrert flere kortvarige episoder der vannleveransen fra Langevannsverket var på ca 1900 l/s.

Dette betyr at marginene i dag i den kritiske høstperioden er små i forhold til å greie en ønsket dose på 40 mJ/cm² og krever samtidig at alle aggregat er i drift. I praksis vil 1 aggregat tidvis måtte tas ut av drift i en kort periode (få timer) for vask eller av andre årsaker som f.eks lampefeil.

Perioden med høyest vannforbruk er erfaringsmessig vår/sommer etter lengre tørkeperioder der hagevanning utgjør en del av vannforbruket. I dette tidsrom er vannets UV-transmisjon normalt betydelig høyere (> 60%) og gir en tilvarende høyere kapasitet (> 3800 l/s).

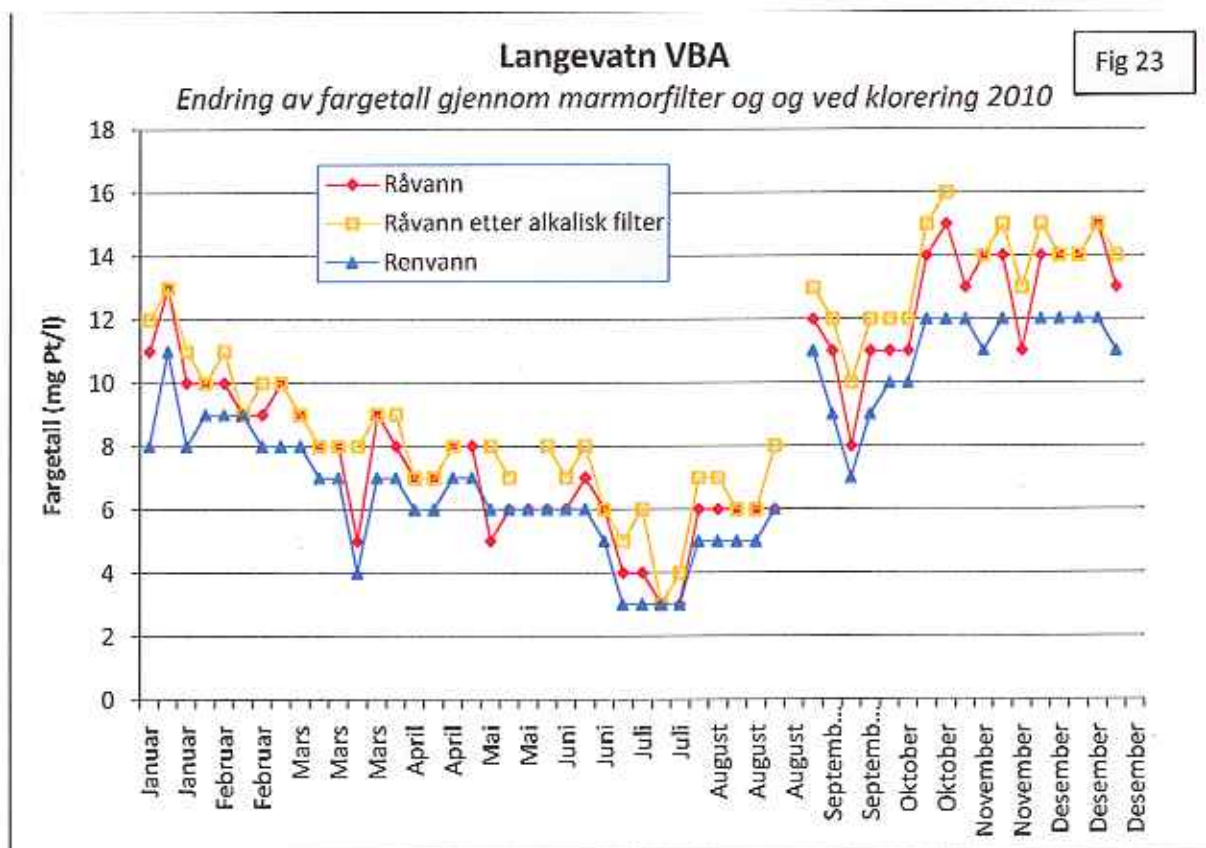
I forhold til å oppfylle drikkevannsforskriftens krav (dose ca 20 mJ/cm²) til en hygienisk barriere i vannbehandlingen ved hjelp av UV er imidlertid marginene gode.

For UV-anlegget er det etablert et godt utbygget kvalitetssystem som omfatter vedlikeholds- og kontrollrutiner med bl.a kontinuerlig dosekontroll og alarm ved overskridelse av setpunkt.

Klorering

Klor utgjør i dag en hygienisk barriere nr 2 når det gjelder bakterier og virus. Klordosen bestemmes normalt slik at det oppnås en restklor på 0,08 mg/l etter 30 min oppholdstid. Restklor økes til 0,15 mg/l når det påvises E.coli > 3 pr 100 ml. Ved evt. feil med UV-anlegget skal restklor økes til 0,5 mg/l.

I tillegg til den desinfiserende effekt oppnås også en fargetallsreduksjon (blekeeffekt) (se fig 23). For de høyeste fargetallsverdier på råvannet inn til Langevannsverket (14 mg Pt/l) utgjør blekeeffekten ca 2 fargetallsenheter (12 mg Pt/l etter klorering). For klor-anlegget er det etablert et godt utbygget kvalitetssystem som omfatter vedlikeholds- og kontrollrutiner med bl.a kontinuerlig kontroll av klorrest og alarm ved overskridelse av setpunkt.



Bakteriologiske kvalitet

Det foretas bakteriologisk analyse av renvann og råvann 4 ganger pr uke. Det er siden vannverkets oppgradering i 1999 ikke blitt påvist koliforme bakterier eller E.coli på renvannet og dette dokumenterer god effekt av desinfeksjonstiltakene. Her må imidlertid tilføyes at den viktigste kontrollen på at desinfeksjonen fungerer er den kontinuerlige overvåking av UV-dose og klorrest.

5.3 KONKLUSJON NÅVÆRENDE VANNBEHANDLING

Omfattende undersøkelser på ledningsnettet har dokumentert at alkalisering ved hjelp av marmorfilter har hatt en god effekt i forhold til å redusere råvannets korrosive egenskaper i tillegg til en betydelig fjerning av partikulært materiale. Som tilleggseffekter er det registrert betydelige reduksjoner av råvannets jern- og manganinnhold og som en noe mer marginal effekt oppnås en svak bedring (økning) i vannets UV-transmisjon.

Kapasiteten til UV-anlegget er redusert i forholdt til forutsetningene ved installasjon som følge av en fargetallsøkning i råvannskildene. Vi greier nå gjennom hele året å oppnå målet om en dose på 40 mJ/cm² men marginene er små sett i forhold til en mulig ytterligere forverring av vannkvaliteten.

Marginene er imidlertid betydelig bedre sett i forhold til krav om dose 20 mJ/cm² som er gitt i drikkevannsforskriften.

Samlet sett har vi i dag 2 hygieniske barrierer i vannbehandlingen (UV-behandling og klorering) mot virus og bakterier og 1 barriere mot parasitter.

Stavanger 12.september 2011
Karl Olav Gjerstad

*Hovedplan
vannforsyning
2050*

Delrapport 3
*Vurdering av fremtidige
råvannskilder*

I·V·A·R

INNHALDSFORTEGNELSE

1 Innledning	3
2 Øvre Tysdalsvatn	5
3 Nedre Tysdalsvatn	9
4 Ørsdalsvatn	12
5 Austrumdalsvatn	13
6 Store Myrvatn	14
Generelt	14
Drikkevannsuttak i forhold til kraftproduksjon	14
Magasinkapasitet	15
Påvirkning på vannkvalitet fra tunell	16
7 Birkelandsvatn	16
Generell beskrivelse av nedbørfeltet	16
Hydrologiske data	19
Vannkvalitet	20
Spredningsundersøkelse	27
Vandirektivet	30
Samkjøring med Storevatn og Romsvatn/Stølsvatn	31
Sammendrag og konklusjon	31

1 INNLEDNING

Det er tidligere gitt en gjennomgang av status for de 2 nåværende råvannskilder:

Stølsvatn/Romsvatn og Storevatn. I dette kapitlet omtales alternative kilder som er vurdert.

Strategi for vurdering av kilder har dels vært å finne store dype innsjøer med minst mulig menneskelig påvirkning (en hygienisk barriere i råvannskilden) og innen overkommelige avstander fra forsyningsområdene. Det har også vært et ønske å finne innsjøer med lavest mulig innhold av humusstoffer som gir farge på vannet.

- Vurderte dype innsjøer som mindre aktuelle i denne hovedplan
 - Øvre Tysdalsvatn i Strand/Hjelmeland kommune
 - Nedre Tysdalsvatn i Strand kommune
 - Ørsdalsvatn i Bjerkreim kommune
 - Austrumdalsvatn i Bjerkreim kommune
- Mest aktuelle dype innsjøer
 - Store Myrvatn i Gjesdal kommune
 - Birkelandsvatn i Bjerkreim kommune

I beskrivelsen av disse ulike alternativene er det gitt en mer omfattende vurdering av Store Myrvatn og spesielt Birkelandsvatn på grunn av jordbruksaktivitetene i nedbørsfeltet og da denne innsjøen i dag fremstår som den mest aktuelle kilden med størst kapasitet og med den laveste kostnad når det gjelder fremføring av nødvendige tunneller.

Fig 1 gir en oversikt som viser eksisterende hovedkilder (mrk rosa), reservekilder (mrk blå) og vurderte fremtidige kilder (mrk gul).

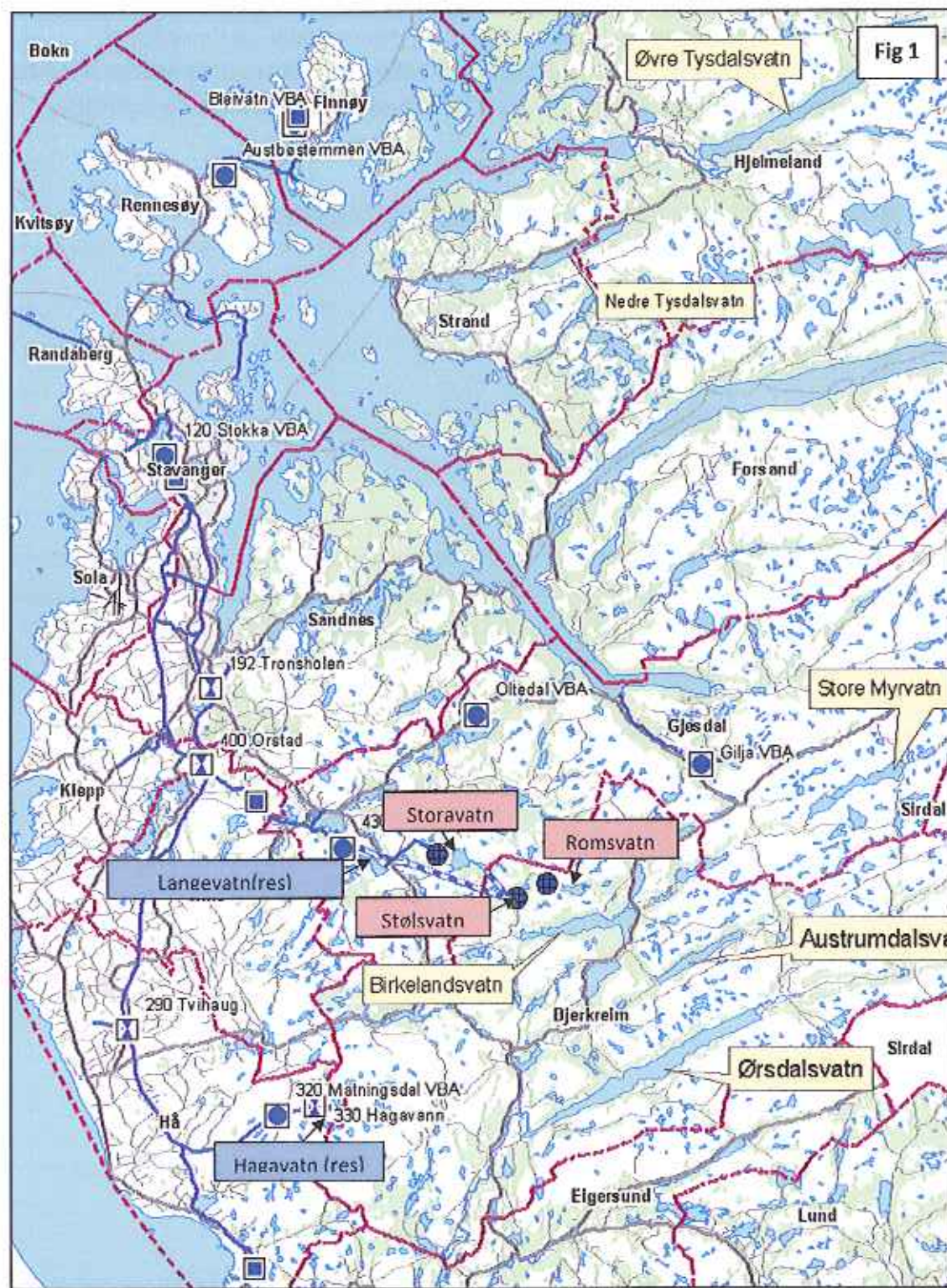


Fig 1



0 4 000 8 000 16 000 Meter 1:300 000

I.V.A.R

2 ØVRE TYSDALSVATN

Fig 2 viser det nære nedbørfelt og fig 3 gir utsikt fra utløpsenden mot øst.



2.1 Generell beskrivelse av nedbørfelt

Årdalselva renner ut i Årdalsfjorden i Hjelmeland kommune. De 2 største vassdragene som drenerer til elven går henholdsvis via Øvre Tysdalsvatn og via Viglesdalsvannet. Vassdragene renner sammen ca 800 m nedstrøms utløpet av Øvre Tysdalsvatn. I begge vassdragene er øvre deler av tilsigsfeltet overført i forbindelse med tidligere kraftutbygginger (Ulla- Førre og Lysebotn kraftverk). Elven fra Viglesdalsvatnet og ned til samløpet kalles Storåna. Fra samløp og ned til fjorden er det ca 6 km.

Øvre Tysdalsvatn er i lengderetningen omkranset av bratte fjellsider. Det fører vei frem til utløpsenden. For øvrig er det ikke veier i nedbørfeltet til vannet. I innløpsenden til Øvre Tysdalsvatn ligger et lite gårdsbruk med noen få utleiehytter i tillegg til en turisthytte. Det er også et mindre areal med beitemark og dyrket jord her. I fjellområdene er det spredt sauebeite. I utløpsenden av vannet ligger et gårdsbruk med noen mindre arealer med dyrket mark. Det er også etablert en liten båthavn her. En passasjerbåt frakter på bestilling turister inn til turiststasjonen. Det pågår noe fritidsfiske i innsjøen.

2.2 Hydrologiske data

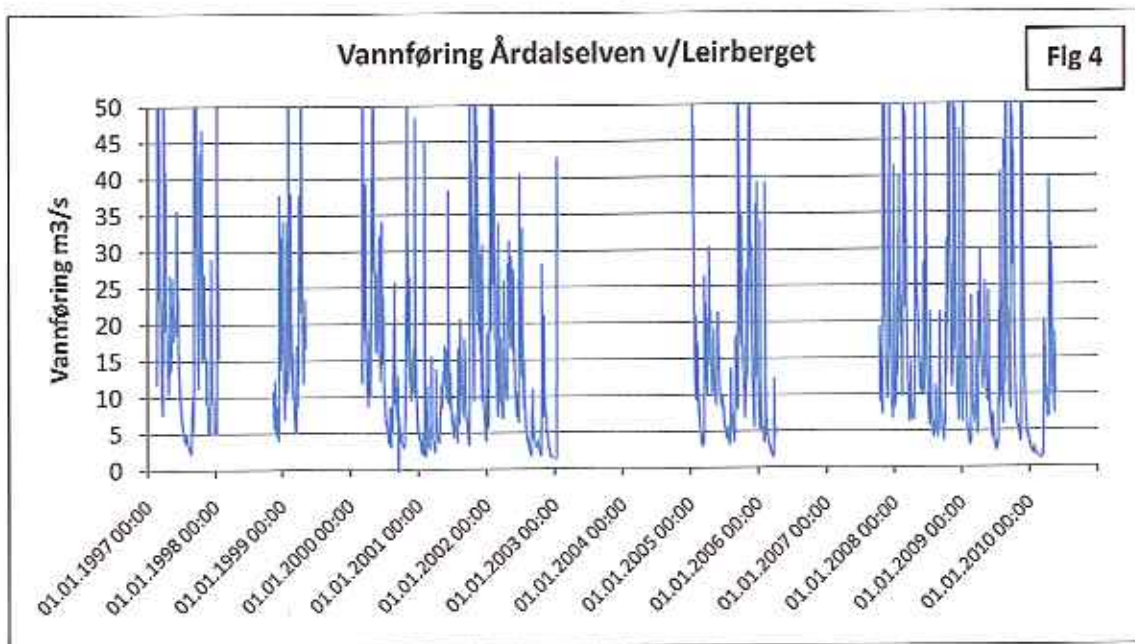
Hydrologiske data fremgår av tabell nedenfor. Deler av det øvre nedbørfeltet er regulert i forbindelse med vannkraftutbyggingen på -80 tallet. Det er ikke kjent at det foreligger data for innsjøvolum og dybde, men vurdert ut fra tilstøtende terreng antas innsjøen å være meget dyp (> 80 m ?).

Øvre Tysdalsvatn (Data fra NVE atlas)		
Spesifikasjon	Enhet	Verdi
Høyde over havet	moh	67
Nedbørfelt areal totalt	Km ²	154
Vannareal	Km ²	9,4
Største dybde	m	Ikke kjent
Magasinvolum	Mill m ³	Ikke regulert
Volum innsjø	Mill m ³	Ikke kjent
Spesifikk avrenning (1961 – 1990)	l/s/km ²	48
Totalt tilsig oppstrøms utløp (1961 – 1990)	Mill m ³ pr år	388

Det foreligger ikke direkte vannføringsmålinger fra utløpet av Øvre Tysdalsvatn. I perioden 1997 – 2010 er det utført målinger ved Leirberget i Årdalselven nedstrøms samløpet mellom elv fra Øvre Tysdalsvatn og vassdraget fra Viglesdalsvatn. Resultatene fremgår av figur 4 og viser at vannføringen i perioder hvert år (der det foreligger målinger) er lavere enn 5 m³/s (minimumsverdier 2 – 3 m³/s). En sammenligning mellom data (for perioden 2002 – 2009) for stasjon Leirberget og stasjon Kaltveit som ligger oppstrøms samløpet viser at Øvre Tysdalsvatn har bidratt med 60 – 90 % av vannføringen i Årdalselven nedstrøms samløp.

Innsjøen har et meget stort årstilsig (388 mill m³) sammenlignet med estimert årsbehov på ca 75 mill m³ i 2050, men ikke magasin utover den naturlige magazineffekten. Dersom vi f.eks. forutsetter en tørrværsperiode i 3 mnd (der den naturlige vannføringen i utløpet opprettholdes) og med et gjennomsnittlig forbruk på 2,5 m³/s (det forutsettes da at alt vann tas fra denne kilden i

sommerhalvåret) vil dette tilsvare et magasinivolum på ca 19 mill m³. Meget grovt anslått vil dette innebære behov for en regulerings høyde på ca 2 m ved oppdemming.



2.3 Interessekonflikter i forhold til uttak av drikkevann

Når det gjelder bruk av Øvre Tysdalsvatn som drikkevannskilde antas den største brukerkonflikten å være i forhold til at vassdraget er lakseførende. Den viktigste strekningen er her fra nedre deler av Årdalselva og oppover Storåna til mot Nes. Noe laks går også opp i Øvre Tysdalsvatn og videre et lite stykke oppover i hovedinnløpet ved Trodla Tysdal. Det er i dag ikke satt minstevannføring for vassdraget og gjennom årene har det vært interessekonflikter mellom kraftutbygger (Lyse) og fiskeinteressene representert ved Årdal elveeierlag og Rogaland Jeger og fiskeforening. Spesielt gjelder dette Storåna. Nedstrøms Øvre Tysdalsvatn er forholdene noe mindre kritiske pga de naturlige magasin effekter i innsjøen.

På slutten av 1990 – tallet ble det avholdt en såkalt vilkårsrevisjon der det ble foreslått en minstevannføring ved Kaldtveit (ligger i Storåna oppstrøms samløp med elv fra Øvre Tysdalsvatn) på 1,5 m³/s i vinterperioden og 1,5 – 2,0 m³/s i sommerperioden (15.mai – 15.september).

Minstevannføringene er ikke endelig vedtatt og saken ligger hos NVE sentralt til behandling (prinsipp sak). I tillegg vurderer Lyse å føre noe vann fra Lyngsvatn til vassdraget ved å etablere ny tunell og kraftstasjon for ytterligere å øke vannmengden til 4 m³/s om sommeren ved Kaldtveit. Lyse har også planer om å bedre gyteforholdene i utløpselven av Øvre Tysdalsvatn ved å legge ut grus her. Årdal elveeierlag har vurdert smoltoppdrett i mærer i utløpsområdet, men det er usikkert om tillatelse vil bli gitt av Fylkesmannen.

Med bakgrunn i den historiske interessekonflikt og med de planlagte aktiviteter for å bedre forholdene for laksefisk i de berørte vassdrag vil det åpenbart by på større utfordringer å ta ut større vannmengder til drikkevannsformål. Oppdemming av vannet for å oppnå tilstrekkelig

magasinkapasitet vil være en ytterligere utfordring spesielt i forhold til turistaktivitet og gårdsbruk i indre del av vannet, men og i forhold til fiskeinteressene.

2.4 Vannkvalitet, vannbehandling, kapasitet og overføringsystem

Det er ikke kjent at det er foretatt noen limnologisk undersøkelse av innsjøen utover enkelte målinger om er foretatt i forbindelse med prosjekter relatert til sur nedbør. Menneskelig aktivitet i nedbørfeltet antas imidlertid å ha minimal betydning for vannkvaliteten (hygienisk og bruksmessig) sett i forhold til størrelsen på innsjøen. Det foreligger enkelte data for fargetallemålinger fra utløpet av vannet. I perioden 1994/94 ble det analysert 12 prøver der fargetallet varierte i området 7 – 18 mg Pt/l. En måling i 1998 viste et fargetall på 18 mg Pt/l. I perioden ble det analysert 7 prøver der fargetallet varierte fra 5 – 9 mg Pt/l. En prøve tatt i 2010 (24.05) i en tørrværsperiode viste et fargetall på 9 mg Pt/l.

I tillegg til desinfeksjon med UV og alkalisering med marmorfilter (som vi har i dag på Langevannverket) vil det mest sannsynlig være nødvendig med utvidet vannbehandling med bakgrunn i tidvis relativt høye fargetall.

Noe av hensikten med å vurdere nye kilder beliggende nordøst for de store forsyningsområdene er å bedre forsyningsikkerheten i tillegg til å oppnå nødvendig kapasitetsøkning. Et av flere utgangspunkt kan for eksempel være at ca halvparten av nødvendig vannvolum i 2050 hentes fra den nye kilden og med et tyngdepunkt i perioden mai – oktober da temperaturen i eksisterende råvannskilder ligger høyere enn målsetningen om maks 10 °C.

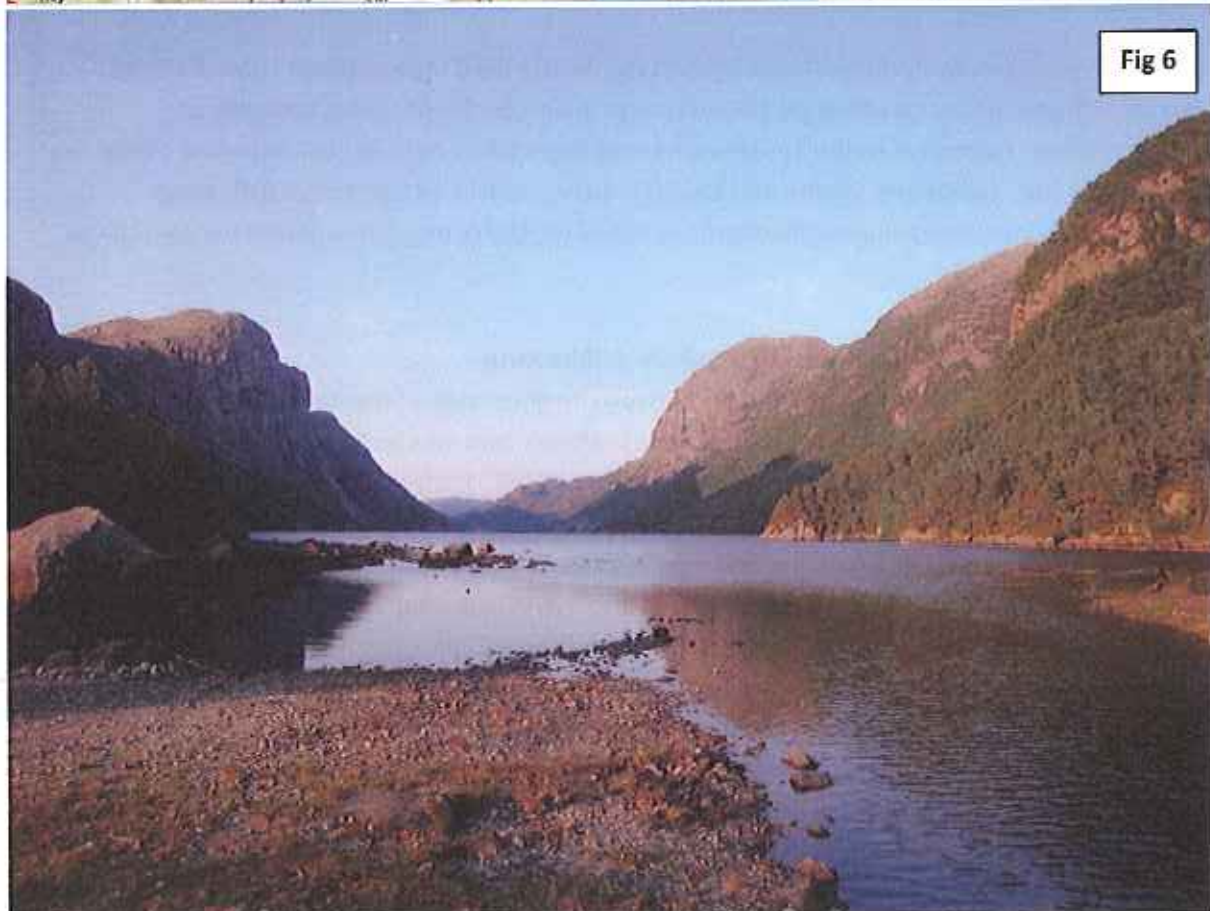
Ved bruk av denne kilden må det etableres et helt nytt vannbehandlingsanlegg der f.eks. Rennesøy eller Åmøy kunne vært aktuelt. Dette vil kreve en ledningstrase på ca 4 km fra Øvre Tysdalsvatn til sjøkant og en sjøledning på ca 26 km. Det må også tas hensyn til tilstrekkelig kapasitet videre sørover i forsyningsområdet. Med en innsjøhøyde på 67 moh og lange transportavstander må det også påregnes behov for pumping av vannet til de store forsyningsområdene.

2.5 Konklusjon

Nytt inntak i Øvre Tysdalsvatn med etablering av tilhørende vannbehandling regnes som mindre aktuelt i forhold til andre alternativer på grunn av store kostnader og naturinngrep. Det vil i tillegg være nødvendig med utvidet vannbehandling for de nåværende råvannskilder (Storevatn og Stølsvatn/Romsvatn)

3 NEDRE TYSDALSVATN

Fig 5 gir en oversikt over nærområdet og fig 6 viser utsyn fra innløpsenden i øst mot vest.



3.1 Generell beskrivelse av nedbørfelt

Nedre Tysdalsvatn ligger i Strand og Hjelmeland kommune. Vannet er i lengderetningen omkranset av bratte fjellsider. Langs hele den nordre siden går riksvei 13 med jevn trafikk mellom Tau og Årdal. Det pågår nå arbeid med å legge ca halve denne veistrekningen i tunnel (fra utløpsenden og frem til Skreppeneset). I innløpsenden ligger en campingplass. Lengre opp i nedbørfeltet ligger 2 gårdsbruk og et mindre antall hytter. I utløpsenden ligger det også en campingplass. Her er det også etablert en mindre reguleringsdam (1m). Ellers er vassdraget uregulert. Av andre aktiviteter kan nevnes fritidsfiske fra småbåt.

3.2 Hydrologiske data

Nedre Tysdalsvatn (Data fra NVE atlas)		
Spesifikasjon	Enhet	Verdi
Høyde over havet	moh	41
Nedbørfelt areal totalt	Km ²	44
Vannareal	Km ²	3,8
Største dybde	m	Ikke kjent
Magasinvolum	Mill m ³	6
Volum innsjø	Mill m ³	Ikke kjent
Spesifikk avrenning (1961 – 1990)	l/s/km ²	52
Totalt tilsig oppstrøms utløp (1961 – 1990)	Mill m ³ pr år	83

Det foreligger ikke vannføringsdata fra Nedre Tysdalsvatn. Med utgangspunkt i data fra Øvre Tysdalsvatn som har et totaltilsig på 388 mill m³ pr år kan det meget grovt beregnes at vannføringene i utløpet av Nedre Tysdalsvatn i snitt ligger på ca 20 % av vannføringene i Øvre Tysdalsvatn (dvs. periodevis mindre enn 1 m³/s). Det er da ikke hensyntatt eksisterende reguleringsregime. Beregningene illustrerer et behov for større magasinkapasitet her enn i Øvre Tysdalsvatn.

3.3 Interessekonflikter i forhold til uttak av drikkevann

Vassdraget er ikke lakseførende. Nedre Tysdalsvatn fungerer som et reguleringsmagasin (reguleringshøyde ca 1 m) i forhold til Tau Mølle kraftverk som eies av Norsk Grønnkraft. Kraftverket har en midlere årsproduksjon på 3,6 GWH/år (1989 – 2005). Kraftverket ble etablert på slutten av 1800 og er ikke konsesjonsbelagt. Det er fastsatt en minstevannføring på 50 l/s fra dam ved utløpet. Jørpeland kraft AS har fått konsesjon for bygging av Jøssing kraftverk i Jørpelandsvassdraget og det er gitt konsesjon på overføring av vannføringen til Brokavann som nå drenerer ned til Tauvassdraget. Dette betyr at ca 84 l/s føres ut av Tauvassdraget. Kraftverket har kapasitet til å produsere kraft fra tilgjengelig vanntilførsel med unntak av i flomperioder. Uttak av vann til drikkevannsproduksjon vil derfor få følger for kraftproduksjonen. Det vil også få konsekvenser for fritidsaktivitetene i innsjøområdet og spesielt ved oppdemming av vannet.

3.4 Vannkvalitet, vannbehandling, kapasitet og overføringsystem

Det er ikke kjent at det er foretatt noen limnologisk undersøkelse av innsjøen. Menneskelig aktivitet i nedbørfeltet antas imidlertid å ha minimal betydning for vannkvaliteten (hygienisk og bruksmessig) sett i forhold til størrelsen på innsjøen. Det foreligger noen få data for fargetallsmålinger fra utløpet av vannet. 20.mai 2002: Fargetall 15 mg Pt/l. 24.mai 2010: Fargetall 20 mg Pt/l.

I tillegg til desinfeksjon med UV og alkalisering med marmorfilter for å redusere vannets korrosivitet vil det være nødvendig med utvidet vannbehandling med bakgrunn i resultatene fra de fåtallige målinger av fargetall som er foretatt.

Noe av hensikten med å vurdere nye kilder beliggende nordøst for de store forsyningsområdene er å bedre forsyningsikkerheten i tillegg til å oppnå nødvendig kapasitetsøkning. Et utgangspunkt kan f.eks. være at ca halvparten av nødvendig vannvolum i 2050 hentes fra den nye kilden og med et tyngdepunkt i perioden mai – oktober da temperaturen i eksisterende råvannskilder ligger høyere enn målsetningen om maks 10 °C. Dersom vi forutsetter en tørrværsperiode i 3 mnd og med et gjennomsnittlig forbruk på 2,5 m³/s vil dette kreve et magasinivolum på ca 19 mill m³. Grovt anslått vil dette innebære en regulerings høyde på ca 4 m. Dette betyr store konsekvenser for begge campingplassene og vil muligens også komme i konflikt med riksvei 13 nær innløpsenden av vannet og det nærmeste gårdsbruket her.

Dersom et vannbehandlingsanlegg plasseres for eksempel på Rennesøy eller Åmøy representerer dette en ledningstrase på ca 9 km fra Nedre Tysdalsvatn til sjøkant og en sjøledning på ca 8 km. Det må også tas hensyn til tilstrekkelig kapasitet videre sørover i forsyningsområdet. Med en innsjøhøyde på 41 bare moh og relativt lange transportavstander må det også påregnes pumping av vannet til de store forsyningsområdene.

3.5 Konklusjon

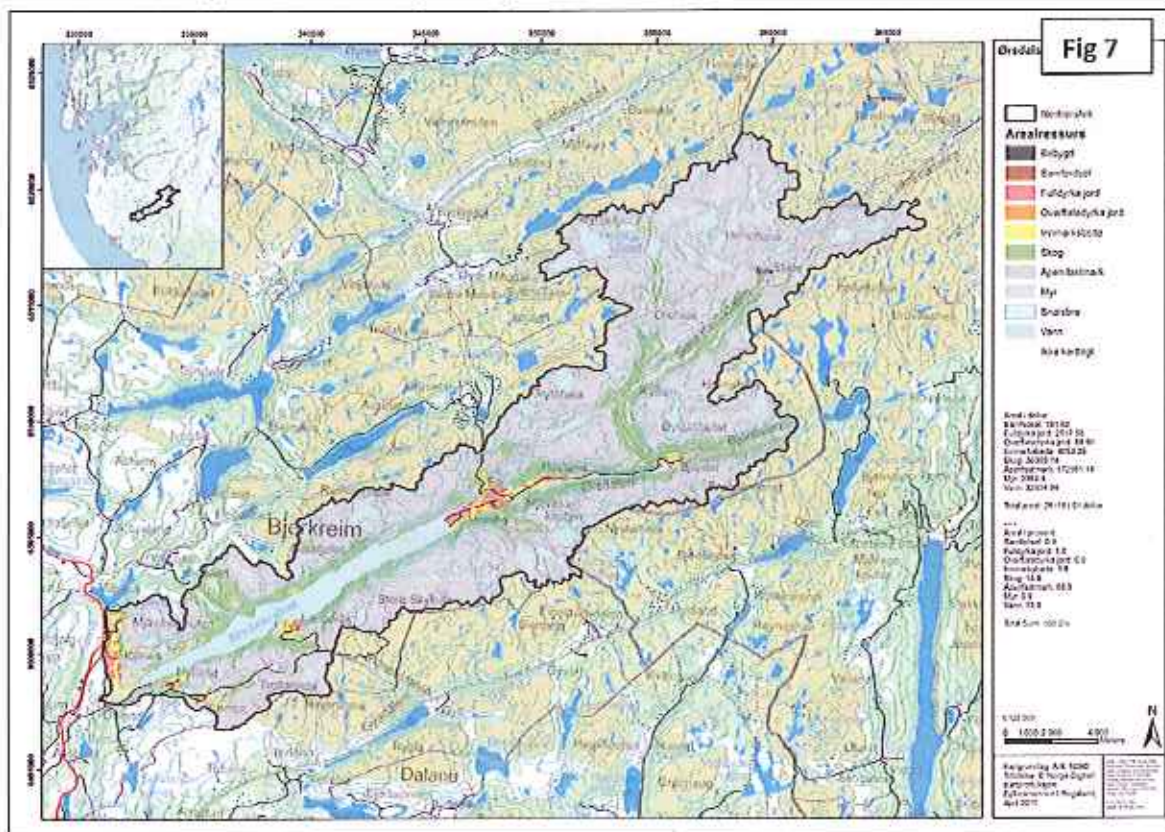
Nytt inntak i Nedre Tysdalsvatn med etablering av tilhørende vannbehandling regnes som mindre aktuelt i forhold til andre alternativer på grunn av store kostnader og naturinngrep.

Innsjøer i Gjesdal og Bjerkreim kommune

Dette gjelder Ørsdalsvatn, Austrumdalsvatn, Store Myrvatn og Birkelandsvatn. De vurderte innsjøer ligger alle i nedbørfeltet til Bjerkreimsvassdraget som ble tatt inn i verneplan for Vassdrag 11.juni 2004. I tillegg fikk det status som nasjonalt laksevassdrag i 2006. Dette vil gi utfordringer når det gjelder uttak av vann til drikkevannsformål i forhold til bruken av vassdraget til en rekke andre formål.

4 ØRSDALSVATN

Nedbørfeltet til Ørsdalsvatn fremgår av fig 7.



4.1 Nedbørfelt, hydrologiske data, vannkvalitet, kapasitet og overføringsssystem

Ørsdalsvatn (63 moh) ligger i Bjerkreim kommune og er den største av de vurderte innsjøer (areal 12.1 km², maks dybde 240 m) og har også det største nedbørfeltet (245 km²). Gjennomsnittlig årlig tilsig er oppgitt til 680 mill m³. Vannet er i lengderetningen omkranset av bratte fjellsider som er delvis skogkledd. Det er i underkant av 20 gårdsbruk i nedbørfeltet der de fleste er lokalisert til innløpsenden i nordøst og resten ved Lauperak i sørvest enden. Av øvrige aktiviteter kan nevnes friluftaktivitet med båt og turgåing. Det er også et hyttefelt ovenfor Lauperak og et felt i sørvest enden mot utløpet av vannet. Fulldyrket jord og innmarksbeite utgjør 2,6 % av nedbørfeltet. Skog utgjør ca 15 % av nedbørfeltet.

Det foreligger få relevante data for vannkvalitet. Sett i forhold til innsjøens størrelse antas den menneskelige aktivitet å ha liten påvirkning på vannkvaliteten i hygienisk sammenheng. Vannet har vært kalket for å høyne pH i Bjerkreimselva og analyser som har vært utført her (pH og kalsium) har

mindre relevans i forhold til drikkevannsproblematikken. Nyere målinger foretatt i august 2011 på prøver fra ulike dyp i innsjøen viser et fargetall på 10 mg Pt/l.

Med de store vannmengder som her skal tas ut (snitt 2,5 m³/s i 2050) vil dette få merkbar betydning for vannføringen ut av vannet i perioder med lav avrenning. Det er ikke magasinkapasitet som i Store Myrvatn og eksisterende råvannskilder kan ikke brukes som suppleringskilder på samme måte som for Birkelandsvatn. Det må sannsynligvis derfor etableres et reguleringsmagasin for å ha tiltrekkelig kapasitet i de mest ekstreme tørrværsperioder.

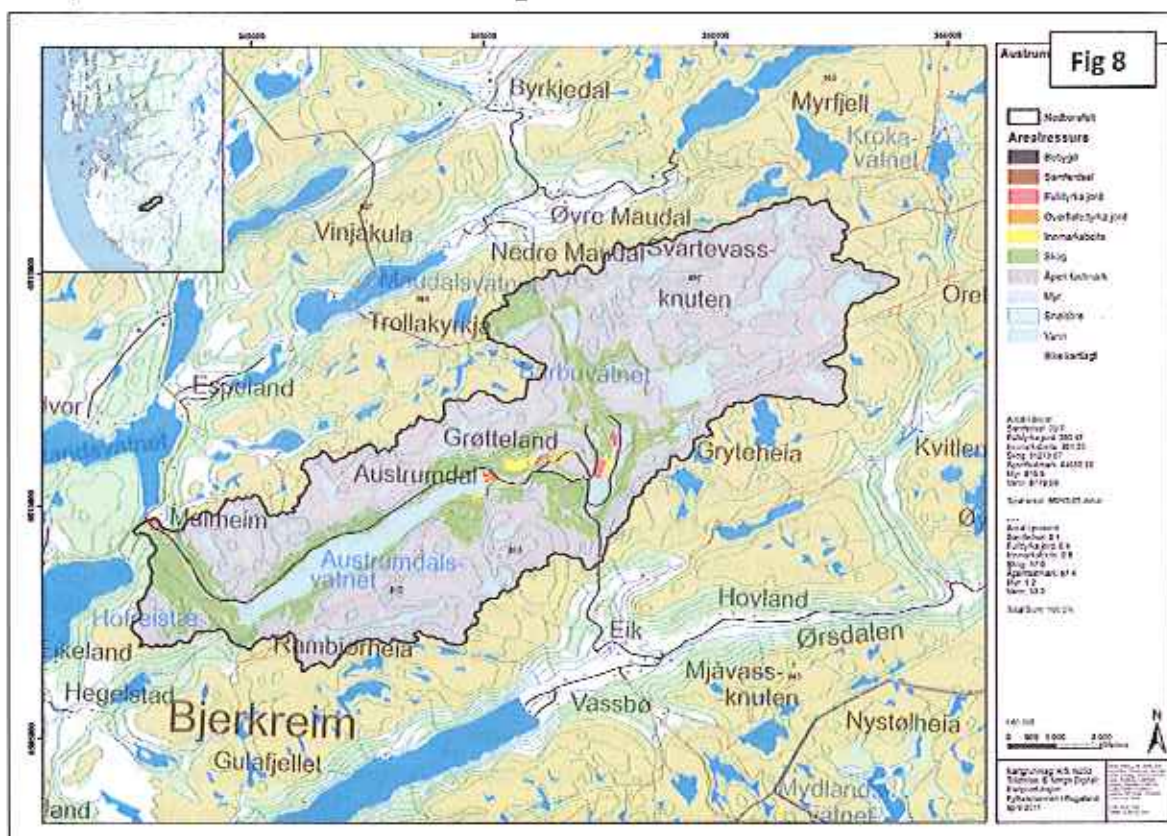
For å føre vannet frem til nærmeste påslippspunkt i Stølsvannstunnelen må det anlegges en tunnel på ca 13 km. Den største utfordringen er imidlertid at vannet ligger på en høyde av 63 moh og dette betyr at det er nødvendig med pumping opp til et nivå på 175 moh. Bare de årlige strømutførelse til pumping er grovt estimert til kr 35 mill (*Vannforbruk i 2050 på 2,5 m³/s og kr 1 pr kwh*). Nødvendigheten av pumping vil øke sårbarheten.

4.2 Konklusjon

Innsjøen vil være godt egnet som råvannskilde sett ut fra kvalitets- og kapasitetsmessige betraktninger, men spesielt meget høye årlige kostnader til pumping og naturinngrep ved etablering av magasin tilsier at andre alternativ i området er mer aktuelle for de nærværende utbyggingsplaner.

5 AUSTRUMDALSVATN

Nedbørfeltet til Austrumdalsvatn er vist i fig 8



5.1 Nedbørfelt, hydrologiske data, vannkvalitet, kapasitet og overføringssystem

Austrumdalsvatn (309 moh) representerer også i utgangspunktet en god råvannskilde for drikkevann (areal 2,8 km², maks dybde 104 m, nedbørfelt 61 km²). Gjennomsnittlig årlig tilsig er beregnet til 184 mill m³. Fulldyrka jord og innmarksbeite utgjør 1 % av nedbørfeltet. Skog utgjør ca 17 % av nedbørfeltet. Det er alpenser og hytteområde ved Stavtjørn og vei går langs hele nordsiden av vannet. Det foreligger få nyere data for vannkvalitet men stikkprøver tatt i 2010 og 2011 viser et fargetall på 16 – 18 mg Pt/l. For å føre vannet frem til nærmeste påslippspunkt i Stølsvannstunnelen må det anlegges en tunnel på ca 14 km.

For å sikre nok vann i lengre tørrværsperioder vil det være nødvendig å etablere en betydelig magasin kapasitet ved oppdemming eller nedtapping. Dette gir utfordringer i forhold til status som vernet vassdrag for Bjerkreimsvassdraget. Austrumdalsvatn hadde lenge status som fremtidig drikkevannskilde for regionen men ble tatt ut av fylkesdelsplanene i 2000. Det har etter dette vært åpnet for mer hyttebygging i området. Med utvidet vannbehandling som skissert ville dagens aktiviteter i nedbørfeltet imidlertid ikke representert problem i forhold til vannkvaliteten i innsjøen.

5.2 Konklusjon

Begrenset kapasitet i lengre tørrværsperioder og derav behov for et relativt stort naturinngrep som etablering av magasin vil innebære, tilsier at andre muligheter må vurderes.

6 STORE MYRVATN

Nedbørfeltet fremgår av fig 9.

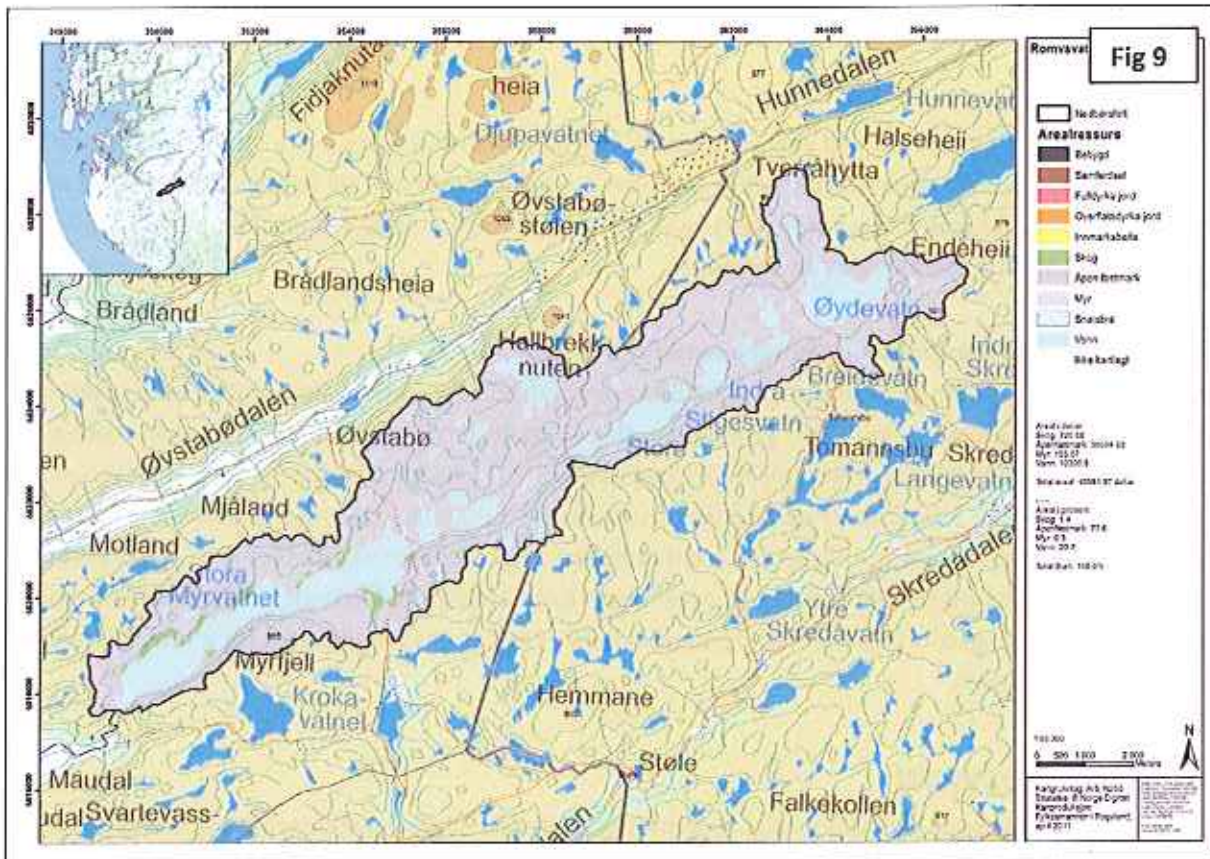
6.1 Generelt

Store Myrvatn (610 moh v/HRV) har status som fremtidig råvannskilde for regionen. Vannet har et areal på 4,1 km², maks dybde 90 m og et nedbørfelt på 47 km². Gjennomsnittlig årlig tilsig er beregnet til 126 mill m³. Skog utgjør ca 1,4 % av nedbørfeltet. Det er ingen bosetning i området, men spredt sauebeiting i de nordøstlige deler av nedbørfeltet. Innsjøen fremstår som den minst påvirkede av de mer aktuelle alternativer når det gjelder menneskelig aktivitet. Nyere analyser viser også et lavt humusinnhold med et fargetall på ca 6 mg Pt/l og dette kan forklares ved den høye beliggenhet med ilte skog.

6.2 Drikkevannsuttak i forhold til kraftproduksjon

Store Myrvatn har siden 1947 vært regulert (reguleringshøyde 593 – 610, magasin volum 60 mill m³) til vannkraftproduksjon med kraftverk etablert i Maudal og det er LYSE som har en tidsavgrenset konsesjon til å drive kraftproduksjon. Uttaket av vann til kraftproduksjon tas fra de øvre vannlag i sørvest enden av vannet. Uttak av vann til drikkevann må tas fra dypt vann på ca 70 m og det er nødvendig å legge tunnel inn mot de dype partier i nordøst enden av vannet. Med et beregnet fremtidig (2050) behov for årlig drikkevannsuttak på ca 75 mill m³ (+ prosessvann til vannbehandling = 15 mill m³) sett i forhold til et gjennomsnittlig årlig tilsig på 126 mill m³ representerer dette et betydelig inngrep i kraftproduksjonen med et tilsvarende inntektstap for LYSE. Dette må erstattes av vannverket (brutto produksjonsverdi for oppgradert kraftverk i Maudal er grovregnet til 50 – 55 mill

NOK). Et vannuttak uten samtidig kraftproduksjon anses derfor ikke som realistisk på grunn av høye årlige erstatningsbeløp.



Det har vært diskutert muligheten for å samkjøre kraft- og drikkevannsinteressene ved å bygge et nytt kraftverk på Espeland (nordøst enden av Birkelandsvatn). Dagens fallhøyde i Maudal kan da økes fra ca 300 m til ca 400 m som gir økt kraftproduksjon og planlagt oppgradering av Maudal kraftverk kan da sløyfes eller få et betydelig mindre omfang. Foreløpige grove kostnadsestimater indikerer at en slik løsning kan gi et nettobidrag (antydnet til ca 100 mill) fra kraftprodusent til dekning av utbyggingskostnader for drikkevannsformål. NVE har imidlertid her gitt signaler om at flytting av kraftstasjonen fra Maudal til Espeland vil kunne få vanskeligheter med å få innvilget konsesjon sett i forhold til verneplan for Bjerkreimsvassdraget der verneplan for vassdrag i første omgang er et vern mot kraftutbygging og saksbehandling skjer etter vassdragsreguleringsloven.

6.3 Magasinkapasitet

Det er foretatt nærmere beregninger av behovet for magasinkapasitet i forhold til drikkevannsuttak med bakgrunn i historiske avrenningsdata for perioden 1934 – 1970 der det foreligger representative data. Magasinberegningene legger til grunn et forventet forbruk på 2,5 m³/s i 2050 i tillegg til prosessvannstap (spyling etc.) som tilvarer et samlet gjennomsnittlig vannbehov på 2.9 m³/s. Som forutsetning er det også lagt inn samkjøring med nytt kraftverk på Espeland.

Kort oppsummert viser simuleringene at det i et normalår oppstår et manglende volum på 2 – 6 mill m³ og i et ekstremt år utgjør manglende volum 24 – 33 mill m³. For de laveste anslagene er det forutsatt at uttak til drikkevannsformål prioriteres fremfor vannkraft ved at maksimal uttak til

vannkraftproduksjon reduseres og dette vil utgjøre en kostnadsdel for vannverket. Ved referanse til ekstremt år gjelder gjennomsnittet for 1960 og 1970, men dersom man ser disse 2 år under ett ville manglende volum utgjøre hele 48 mill m³ på grunn av en tørr sommer det ene året og en påfølgende kald og tørr vinter vår det andre året. I de senere år fremstår spesielt 2010 som eksempel på et ekstremt tørt år.

Gjennomgangen viser at det ved valg av Store Myrvatn som råvannskilde nesten årlig må påregnes supplering av vann fra eksisterende kilder og i ekstremperioder kan det bli behov for utnyttelse av mesteparten av magasinkapasiteten i disse kildene. Suppleringen må påregnes å finne sted også i sommerhalvåret der temperaturene er høye.

6.4 Påvirkning på vannkvaliteten fra tunell

Med bakgrunn i det lange tunellstrekket fra Store Myrvatn til Stølsvatn er det foretatt en vurdering i forhold til betydningen av innlekket grunnvann. Det er særlig jern og mangan som her kan være av betydning. Med bakgrunn i erfaringer fra lekkasjemengder fra andre tunneler og vannanalyser av grunnvannsbrønner i tilsvarende geologiske strukturer, er det konkludert med at en økning i jern og manganinnholdet i vannet som kommer frem til behandlingsanlegget neppe vil overstige henholdsvis 0,01 mg/l og 0,004 mg/l. Dette vil ikke få betydning i forhold til senere vannbehandling. Dersom det påtreffes innlekkingssoner som er tydelig metallpåvirket er det også muligheter for å tette disse før tunnelen settes i drift.

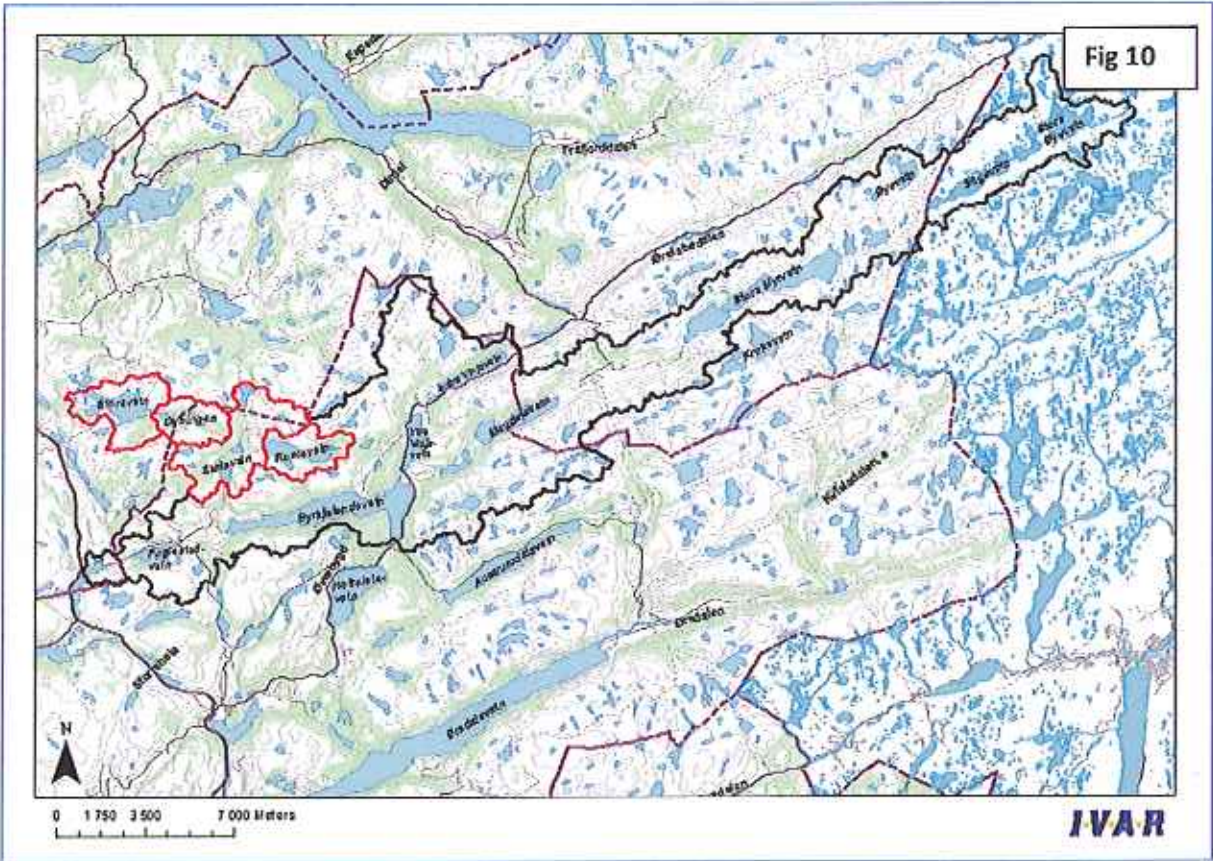
7 BIRKELANDSVATN

Figur 10 gir en oversikt over det totale nedbørfeltet til Birkelandsvatn inkludert Store Myrvatn som drenerer ned til Birkelandsvatn fra øst. Her er og nedbørfeltet til eksisterende kilder markert med rødt. Fig 11 gir en mer detaljert oversikt over det nære nedbørfeltet til vannet der også antatt inntakspunkt er markert (rød kule). Fig 12 viser et foto tatt fra østenden i retning vest (mot Nedrebø).

7.1 Generell beskrivelse av nedbørfeltet

Birkelandsvatn ligger i Bjerkreim kommune der de øverste deler av nedbørfeltet strekker seg inn i Gjesdal kommune og et mindre parti (oppstrøms Store Myrvatn) helt inn til Sirdal kommune. Nedbørfeltet ved utløpet av Birkelandsvannet er 177 km². Størstedelen av nedbørfeltet (58 %) er dekket av fjell og åpen fastmark. Skog, innsjøer og myr utgjør henholdsvis 19 %, 16 % og 1 %. Fulldyrket jord og innmarksbeite dekker henholdsvis 2.9 og 2.8 % av nedbørfeltet. Langs mesteparten av nordsiden, østsiden og sørsiden er vannet omgitt av bratte fjell med platåhøyde 400 – 600 m. Fjellområdene består av næringsfattige bergarter og vegetasjonen her er vesentlig dominert av lyng og grasarter. Fjellskråningene ned mot vannet er delvis skogkledd.

Den klart viktigste forurensningskilden i forhold til bruken av vannet som drikkevann er jordbruksaktivitetene. Det er totalt 41 gårdsbruk med tilhørende jordbruksareal i nedbørfeltet fordelt på 4 delnedbørfelt. I tillegg er det går det en vei (riksvei 503) langs innsjøen i østenden over en strekning på ca 3 km og videre langs ytre- og indre Vinjavatn som drenerer ned til Birkelandsvatn. Det er etablert et hyttefelt øst for Sundvor. Totalt antall hytter og campingvogner for den del av nedbørfeltet som ligger i Bjerkreim kommune er oppgitt til henholdsvis 93 og 87 stk. Totalt i nedbørfeltet er det registrert ca 375 personer.





Delfelt 1 (Nedrebø).

Det ligger 11 gårdsbruk i dette delnedbørfeltet der størstedelen av feltet (12 km²) dreneres av en elv fra Fuglestadvannet og en mindre del (1,4 km²) av en bekk fra Kyrkjefjellet. Avrenning fra jordbruksområdene renner direkte ut i Birkelandsvatn.

Delfelt 2 (Sundvor)

Det ligger 4 gårdsbruk i delnedbørfeltet som har et areal på ca 3 km². Jordbruksområdene ligger også her i moderat/sterkt hellende terreng ned mot bekk. Avrenning fra jordbruksområdene renner direkte ut i Birkelandsvatn

Delfelt 3 (Vinjavatn/Espeland)

Det er 12 gårdsbruk i nedbørfeltet. 7 av disse er lokalisert i Veen- området i nordenden av ytre Vinjavatn og 1 gårdsbruk som ligger midtveis. Ytre Vinjavatn er et relativt stort vatn og vil fungere som et buffersystem med betydelig renseeffekt før utløpet i Birkelandsvatn. De øvrige gårdsbruk ligger ved Espeland og 1 ved Malmeim nær Birkelandsvatn, men på flate partier.

Delfelt 4 (Maudal)

I dette delfeltet er det lokalisert 13 gårdsbruk. 10 av disse ligger i øvre og nedre Maudal. Avrenning fra jordbruksområdene renner via Maudalsvatn som er et stort vatn og deretter via Roaldsvatn før utløp i Birkelandsvatn. Dette tilsier en betydelig renseeffekt før utløpet i Birkelandsvatn.

En oversikt over jordbruksaktivitetene for alle delfelt er gitt i tabell ovenfor.

Oversikten viser at det har skjedd en viss endring i jordbruksaktivitetene (spesielt i Nedrebø, Sundvor og Vinjavatn/Espedal) ved en økning i areal for innmarksbeite og dyrket mark samtidig med økning i antall vinterforet sau. I tillegg er det i 2 delnedbørfelt (Nedrebø og Vinjavatn/Espeland) startet opp med slaktegris. Vi har ikke fått tall for bruk av kunstgjødsel, men har fått opplyst at husdyrgjødsel i noen grad har erstattet kunstgjødsel. Det er ikke foretatt beregning av endringer i næringsstofftilførsler til innsjøen.

Oversikt over jordbruksaktivitet i nedbørfeltet til Birkelandsvatn								
Aktivitet	Delfelt 1 Nedrebø		Delfelt 2 Sundvor		Delfelt 3 Vinjavatn/ Espeland		Delfelt 4 Maudal	
	1994	2010	1994	2010	1994	2010	1994	2010
Gårdsbruk	11	11	4	4	9	12	12	13
Personer	48		24		34		93	
Innmarksbeite	1148	1824	303	327	385	747	867	581
Dyrket mark	1229	1375	262	303	958	1280	1139	900
Beite spreleareal		1185		183		393		
Melkekyr	156	156	52	0	86	93	147	
Ammekyr		0		26		16		
Øvrige storfe	264	271	95	36	166	193	240	
Vinterforet sau	763	1228	82	91	329	693	721	
Høns		0		0		12		
Slaktegris		1275		0		2515		
Hester		0		0		3		
Melkegeiter		0		0		114		
Bukker og ungdyr		0		0		101		
Handelsgjødsel	154		29		83		115	

Kommentar : Sammenligningen 1994 - 2010 for delfelt 3 og 4 er beheftet med noe usikkerhet da det ikke er nøyaktig samme områder som er sammenlignet.

7.2 Hydrologiske data

Birkelandsvatn		
Spesifikasjon	Enhet	Verdi
Høyde over havet	moh	179
Nedbørfelt areal totalt (Inkludert Stølsvatn/Romsvatn)	Km ²	177
Vannareal	Km ²	5,4
Største dybde	M	Ca 90
Midlere dybde	M	Ca 30
Magasinvolum	Mill m ³	Ikke regulert
Volum innsjø	Mill m ³	214
Spesifikk avrenning (1961 – 1990)	l/s/km ²	75
Midlere vannføring ut av innsjøen	M ³ /s	15
Årlig avløp	Mill m ³	473
Teoretisk oppholdstid	mnd	5,4

Av de hydrologiske data fremgår at innsjøen har et stort dyp som sikrer lav temperatur gjennom hele året og oppbygging av et sprangskikt i sommer/høstsesongen som gir god beskyttelse mot overflateforurensinger. Innsjøens volum er meget stort = 214 mill m³ sammenlignet med nåværende inntakskilder der Stølsvatn har et volum på 2,5 mill m³ og Storevatn på 24 mill m³. Dette gir en meget stor fortynningseffekt ved uforutsette forurensingstilførsler (nær- og langtransportert) og representerer også en solid bufferevne i forhold til naturlige endringer i nedbørfeltet. Disse betraktninger må imidlertid også ses i sammenheng med at forurensningspotensialet, representert ved jordbruksaktivitetene, er større i Birkelandsvatn enn i eksisterende kilder.

7.3 Vannkvalitet

Vannkvaliteten i en innsjø er resultat av naturlige- og menneskeskapte prosesser i nedbørfeltene. Når det gjelder naturlige prosesser er innholdet av organisk stoff målt som fargetall spesielt i fokus og i forhold til menneskeskapte prosesser i nedbørfeltet til Birkelandsvatn er det særlig jordbruksaktivitetene som er av interesse.

Når egnetheten for Birkelandsvatn som råvannskilde skal vurderes er følgende parametre mest sentrale:

- Vannets fargetall (humusstoffer)*
- Mikroorganismer fra fekal materiale*
- Næringssalter*
- Plantevernmidler*
- Petroleumsprodukter (modellberegning)*
- Kjemikalier (modellberegning)*

Betydningen av de ulike jordbruksaktiviteter for vannkvaliteten er avhengig av en rekke forhold der mengde og tidspunkt for gjødselspredning, beitedyraktivitet, nedbørmengde og ikke minst nedbørsintensitet har avgjørende betydning. Vannundersøkelser er derfor viktig for å fastslå den reelle påvirkning. I tillegg til den "normale" påvirkning gjennom årstidene er det også viktig å få vurdert konsekvensene av forurensende utslipp ved uheil. Til dette formål er det utarbeidet en matematisk strøm- og spredningsmodell der det er simulert hvordan mikroorganismer og kjemiske stoffer (drivstoff, kjemikalier) spres i innsjøen (se kapittel 7.4 Spredningsundersøkelse).

I dette kapittel oppsummeres resultatene fra følgende utførte undersøkelser og presenteres parametervis:

1994: Relativt omfattende limnologisk undersøkelse med 6 prøveuttak fra innsjøen og 11 prøveuttak fra innløpselvene.

2008: Oppfølgende og noe enklere limnologisk undersøkelse med 6 prøveuttak fra innsjøen og innløpselver.

15. desember 2009: Prøveuttak av innsjøen under fullsirkulasjon for analyse av kjemisk og mikrobiologisk kvalitet og spesielle analyser for plantevernmidler

28. september og 1. november 2010: Prøveuttak (ikke fullsirkulasjon) for analyse av kjemisk og mikrobiologisk kvalitet.

7.3.1 Mikroorganismer

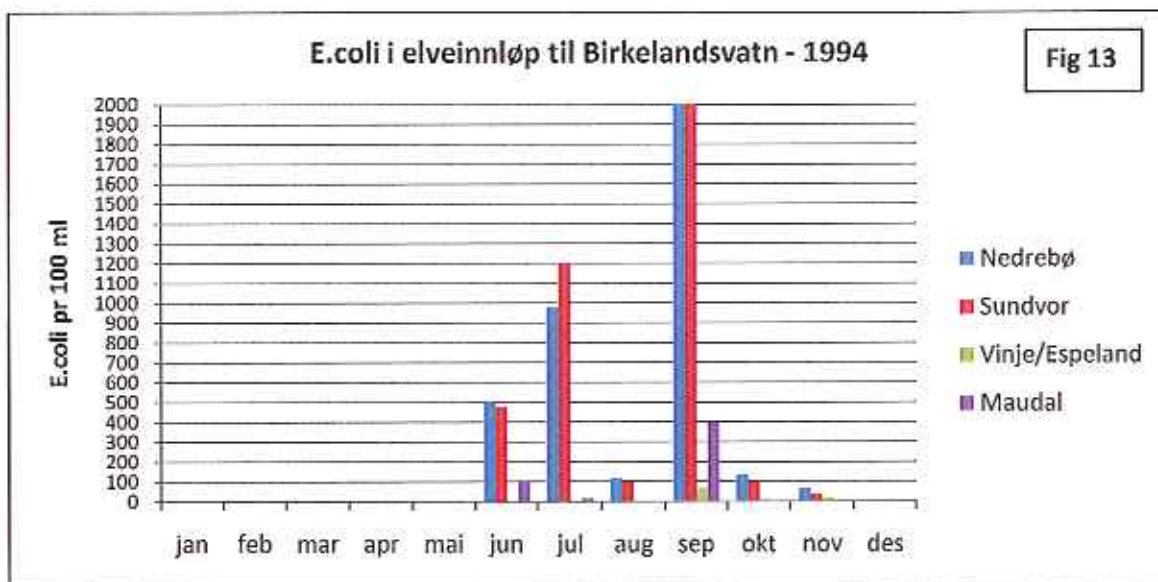
Analyse av *E.coli* (indikatorbakterie for avføring fra mennesker og dyr) er den sentrale parameter for å vurdere potensiale for tilførsler av patogene mikroorganismer i til vannkilder. Erfaringsmessig vil forekomsten av *E.coli* i elver/bekker kunne vise meget store variasjoner med lave konsentrasjoner i tørrværsperioder og til dels meget høye konsentrasjoner i nedbørsperioder. Variasjonene vil være betydelig mindre i en stor innsjø på grunn av store fortynningsvolum og lange oppholdstider der innsjøens selvrensingsevne har vesentlig betydning.

For bedømmelse av hygienisk barriereeffekt kan råvannskilden regnes som en hygienisk barriere dersom det bare sporadisk påvises *E.coli* i råvannsinntaket og da ikke i høyere konsentrasjoner enn 3 pr 100 ml (*drikkevannsforskriften*). I bedømmelse av barrieregrad er det imidlertid også viktig å ta hensyn til potensialet for forurensing i nedbørfeltet.

1994- undersøkelsen (Rapport nr 5/95, NMT for Midt-Rogaland)

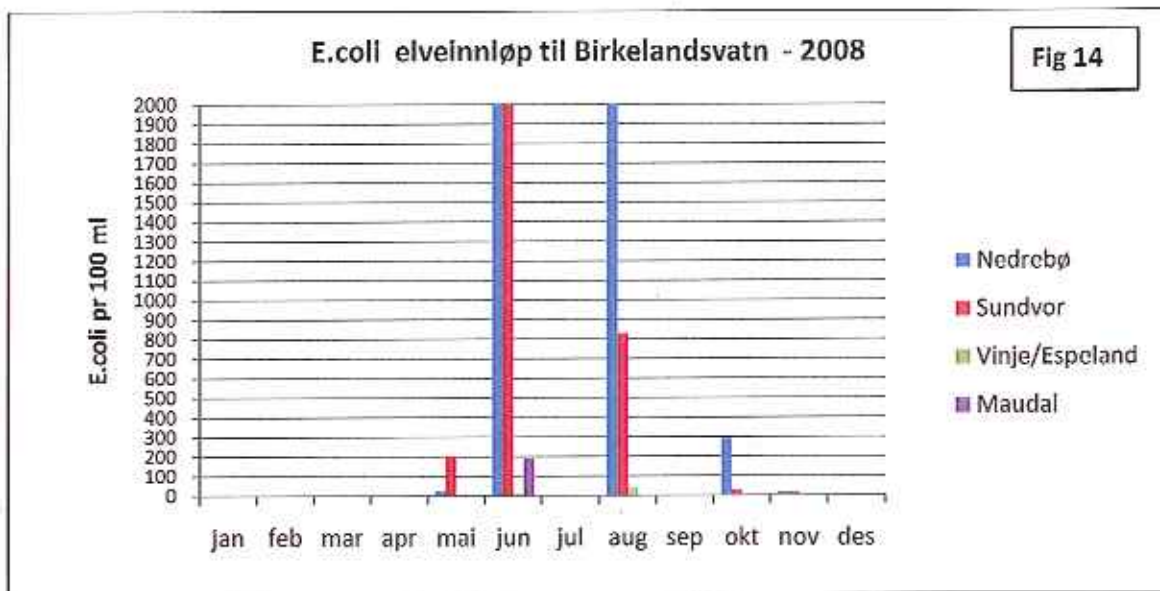
2 av innløpselvene (fra Nedrebø og Sundvor) var tidvis sterkt påvirket av tarmbakterier (> 1000 *E.coli* pr 100 ml) se fig 13. Disse elvene drenerer avrenning fra jordbruksarealene direkte ut i Birkelandsvatn. Det er av interesse å observere at de høyeste nivåene ble funnet i perioden juli – september da det er etablert et beskyttende sprangskikt i Birkelandsvatn. Prøvene tatt i oktober og november hadde et moderat nivå (< 100 *E.coli* pr 100 ml) De 2 andre undersøkte innløpselver var gjennomgående lite (< 20 *E.coli* pr 100 ml) påvirket av tarmbakterier og demonstrerer betydningen av oppholdstiden i innsjøene før utløpet i Birkelandsvatn.

I prøvene fra dypvannet (60 m) ble det ikke påvist tarmbakterier på noen prøver, som i sommerhalvåret viser betydningen av et beskyttende sprangskikt og under høstsirkulasjonen og den store fortykningseffekten og selvrensningsevnen til en stor dyp innsjø. På prøver fra overflaten var høyeste konsentrasjon 1 *E.coli* pr 100 ml.



2008-undersøkelsen

Innløpselvene fra Nedrebø og Sundvor var tidvis sterkt påvirket (> 1000 *E.coli* pr 100 ml) mens innløpselvene fra Maudal og Vinje/Espeland var stort sett lite eller moderat påvirket (< 100 *E.coli* pr 100 ml) (se fig 14). Også i denne undersøkelsen ble de høyeste konsentrasjonene funnet i perioden juni – august, mens prøvene tatt i oktober og november stort sett viste moderate nivå (< 100 *E.coli* pr 100 ml). På grunn av værforholdene ble det ikke tatt ut prøver fra innsjøen i fullsirkulasjonsperioden dette året. I prøvene fra 60 m dyp ble det derfor som forventet ikke påvist *E.coli*. De høyeste konsentrasjonene i prøver fra 0,5, 10 og 20 m dyp ble funnet i prøven tatt i november og hadde et nivå på ca 10 *E.coli* pr 100 ml.



15. desember 2009

Prøvene er tatt under fullsirkulasjon der det ble funnet 1 *E.coli* pr 100 ml på 60 m dyp. I de øvrige vannlag 0,5m, 10m, 20m og 30 m varierte resultatene fra 0 – 2 *E.coli* pr 100 ml.

28. september og 1. november 2010

På grunn av værforholdene (islegging) ble det ikke tatt prøver i fullsirkulasjonsperioden. Det ble på disse 2 prøvetakinger før fullsirkulasjon fra innsjøen ikke påvist *E.coli* i prøver fra 60 m. På prøvene fra 0,5m 10m og 20 m dyp ble det funnet ca 10 *E.coli* pr 100 ml.

5. april 2011:

Ved prøvetaking var det noe islegging og svakt utviklet sprangskikt (3,5 °C i de øvre lag og 4,0 °C i dypvannet). Det ble ikke påvist *E.coli* i prøver fra 60 m dyp og med et lite unntak heller ikke i prøvene fra 0,5, 10 og 20 m dyp. I perioden før prøvetaking har det vært lav avrenning og liten jordbruksaktivitet i nedbørfeltet.

7.3.2 Næringssalter

Tilførsler av næringssalter til en innsjø kan gi uønsket høy algevekst der uheldige effekter i drikkevannssammenheng kan være dannelse av luktforbindelser. Ved større tilførsler kan giftproduserende blågrønnalger oppstå. I ferskvannsresipienter er det normalt fosfor som er den begrensende faktor for algevekst. Et vanlig mengdemål på alger er klorofyll a. Det kan og foretas en mer detaljert analyse av algesammensetningen. Analysene foretas i de øvre vannlag (0 - 10 m)

Klassiske anbefalinger for drikkevannskilder ("Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann", SFT-veiledning 97:045) angir at råvannskilden er godt egnet dersom TOT P (total fosfor) < 7 ug/l og klorofyll a < 2 ug/l. Det er allikevel ønskelig å ha et lavest mulig fosforinnhold for å redusere sannsynligheten for uønsket produksjon av luktforbindelser. For Birkelandsvatn vil sprangskiktet i sommerhalvåret og et stykke utpå høsten (da algeveksten pga temperaturforholdene er høyest) sikre at eventuelle luktstoffer ikke når et råvannsinntak på 70 m. Det mest kritiske tidspunkt for denne påvirkning vil være november/desember da fullsirkulasjon inntreffer.

1994- undersøkelsen (Rapport nr 5/95, NMT for Midt-Rogaland)

På bakgrunn av resultatene for næringssalter og analyse av alger i de øvre vannlag på hovedstasjon 3 der TOT P = 3 ug P/l, klorofyll a = 0,6 ug/l og algevolum = 49 mm³/m³ ble innsjøen karakterisert som meget næringsfattig (ultraoligotrof).

2008 undersøkelsen

Gjennomsnittlig innhold av 6 prøver fra hovedstasjon 3 av TOT P og klorofyll a var henholdsvis 4 ug P/l og 1,3 ug/l som viste en svak økning sammenlignet med 1994-undersøkelsen. Mengden plantep plankton kan under ellers like forhold variere med værforholdene fra år til år og endringen representer derfor ikke nødvendigvis en trend.

28.september og 1.november 2010

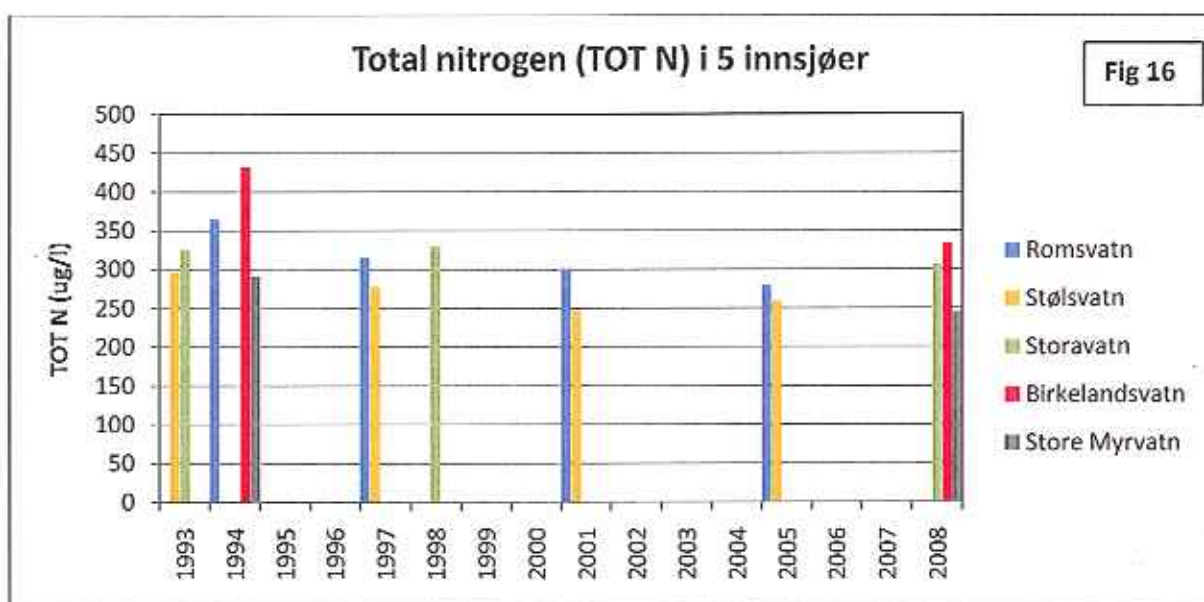
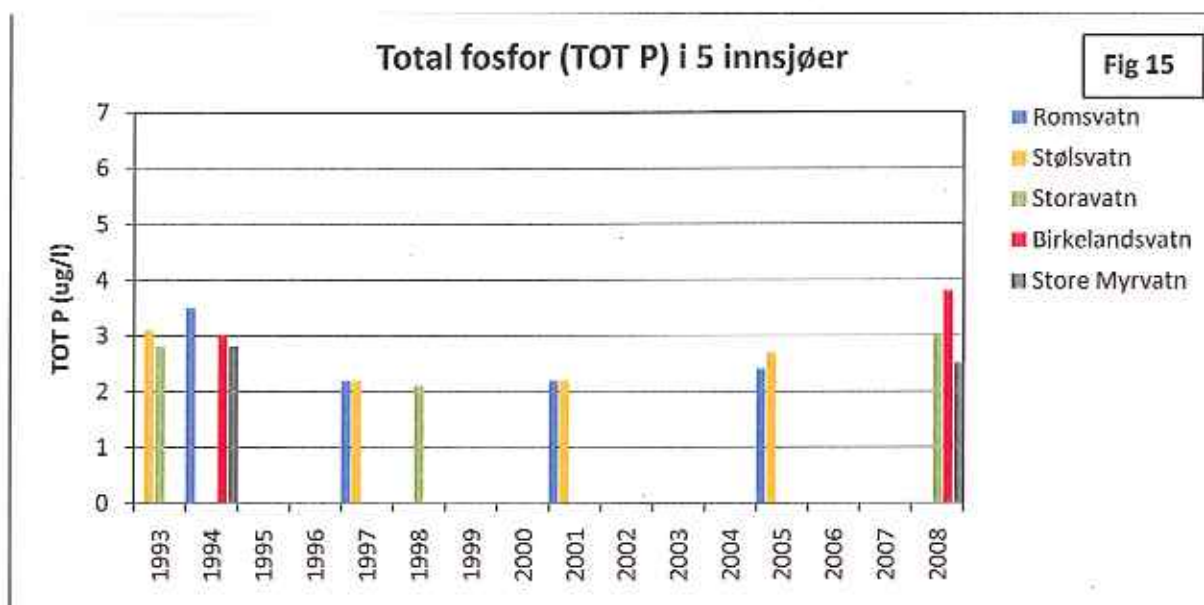
På hovedstasjon 3 var gjennomsnittresultat for de 2 prøver TOT P = 5 ug/l og klorofyll a = 1,7 ug/l. Gjennomsnittet for 5 stasjoner spredt langs lengderetningen av Birkelandsvatn er TOT P = 6 ug/l og klorofyll a = 1,6 ug/l. Resultatene er bare fra 2 prøveuttak (der fokus i utgangspunktet var mikrobiologiske analyser) og gir ikke et representativt inntrykk av vekstsesongen, men er av interesse å følge opp videre da de indikerer noe høyere nivåer enn tidligere målt og spesielt sammenlignet med 1994 - undersøkelsen.

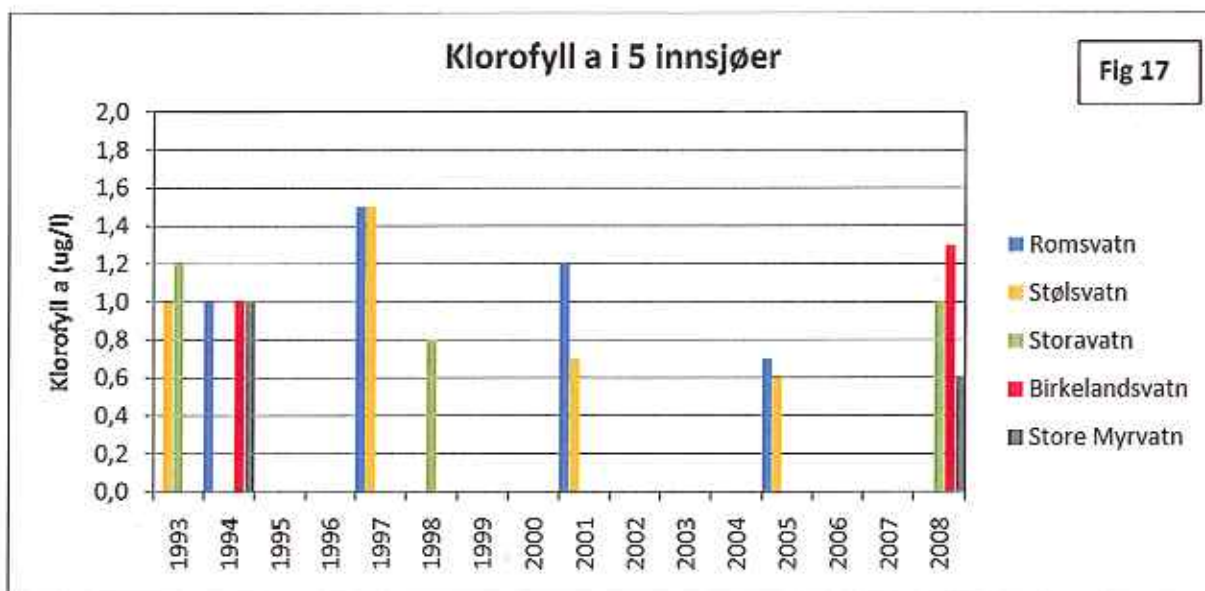
Sammenligning av resultater for næringssalter og klorofyll a mellom Birkelandsvatn og andre innsjøer i nærområdet

Romsvatn, Stølsvatn og Store Myrvann har ingen jordbruksvirksomhet i nedbørfeltet og vil derfor være representative innsjøer for å fastlegge det naturlige bakgrunnsnivået av næringssalter og algemengder. Disse innsjøer (Romsvatn og Stølsvatn) grenser også dels inn til nedbørfeltet for Birkelandsvatn og ligger dels innenfor nedbørfeltet (Store Myrvann).

Resultatene fra flere undersøkelser i perioden 1993 – 2008 for TOT P, TOT N og klorofyll a er vist i fig 15, 16 og 17. Her er også resultater for Storavatn tatt med der det er et mindre område i nedbørfeltet med dyrket mark. Resultatene for "referanseinnsjøene" viser et "normalnivå" hele

perioden sett under ett for TOT P = 2 – 3 ug P/l, for TOT N = 250 – 300 ug N/l og for klorofyll a = 0,6 – 1,2 ug/l. Resultatene for Birkelandsvatn (1994 og 2008) ligger nær men svakt over referanseverdiene med TOT P = 3 – 4 ug P /l, TOT N = 300 – 400 ug N/l og klorofyll a = 1,0 – 1,3 ug/l. Et par stikkprøver tatt i 2010 indikerer noe høyere nivåer etter 2008 undersøkelsen. Sett under ett synes det å ha vært en svak økning i fosforinnhold og algemengde i perioden 1994 - 2010. En mer omfattende undersøkelse er påbegynt for 2011.





Modellberegnet fosforbelastning i Birkelandsvatn

Tabell nedenfor viser sammenhengen mellom innsjøens innhold av fosfor og gjenværende resipientkapasitet sett i forhold til at konsentrasjonen i innsjøen ikke bør overstige 7 ug/l. En pågående undersøkelse i 2011 vil gi et oppdatert grunnlag for en ny beregning ut fra dagens tilstand.

Modellberegning av gjenværende resipientkapasitet med hensyn på fosfortilførsler for Birkelandsvatn (NIVA Jnr 1044/11, Snr. 10062, 8.juni 2011)

Innsjøkonsentrasjon av fosfor ug P/l	Tilførsel av fosfor Kg P/år	Gjenværende resipientkapasitet for fosfor Kg P/år
4	3100	2325
5	3875	1550
6	4650	775
7	5425	0

7.3.3 Plantevernmidler

15. desember 2009

Det ble analysert for et stort spekter av ulike plantevernmidler (75 forskjellige) fra 4 stasjoner i innsjøen (på 0,5 m dyp) der det på 2 av stasjonene som ligger lengst mot vest (nærmest Nedrebøområdet) ble påvist diklorbenzamid (0,02 ug/l). Grenseverdien for plantevernmidler enkeltvis er i henhold til drikkevannsforskriften 0,1 ug/l. Resultatene tilsier at konsentrasjonene i et dypvannsinntak på 70 m ville vært betydelig lavere pga av videre fortykning og minst en tierpotens lavere enn grenseverdier i drikkevannsforskriften.

9.august 2011

Det er foretatt ny analyse av plantevernmidler (75 forskjellige) fra 2 stasjoner i innsjøen (0,5 m) der det ikke ble påvist plantevernmidler. En stasjon var ved planlagt inntak og en stasjon lå nærmere Nedrebøområdet.

7.3.4 Fargetall og organisk stoff

1994

Vannets innhold av organisk stoff (på 60 m dyp) var meget lavt med et gjennomsnittlig fargetall på 2 mg Pt/l og TOC på 1,0 mg C/l.

2008

Sammenlignet med 1994-undersøkelsen har det skjedd en økning fra 2 til 6 - 7 mg Pt/l i alle målte dyp og TOC ble nå målt til 1,1 mg C/l.

15.desember 2009

Ved denne prøvetakingen som ble tatt under fullsirkulasjon lå fargetallet i området 9 – 10 mg Pt/l i prøver fra alle dyp.

1.november 2010

Prøvetaking før fullsirkulasjon viste fargetall på 6 mg Pt/l på 60 m dyp og ca 10 mg Pt/l i prøver fra dybdeområdet 0 – 30 m.

5.april 2011:

Prøvetaking etter høst/vinter- fullsirkulasjon og et svakt sprangskikt viste et fargetall på 9 mg Pt/l i alle dyp.

Resultatene viser en økning i fargetallet fra 2 mg Pt/l i 1994 til 9 mg Pt/l i 2009.

Som et delprosjekt i det landsomfattende overvåkingsprogrammet "*Langtransporterte luftforurensinger*" har NIVA analysert TOC- konsentrasjoner i en rekke utvalgte innsjøer. Resultatene for Birkelandsvatn i perioden 1992 – 2006 som omfatter et stort datasett er vist i **fig 18**. Også her fremgår det klart at vannets innhold av organisk stoff har økt i hele perioden sett under ett. Fra ca 2000 og fremover kan det se ut som TOC konsentrasjonene i innsjøen har stabilisert seg. Mer kunnskap om den fremtidige utviklingen av fargetallet er viktig i forhold til valg av vannbehandlingsprosess.

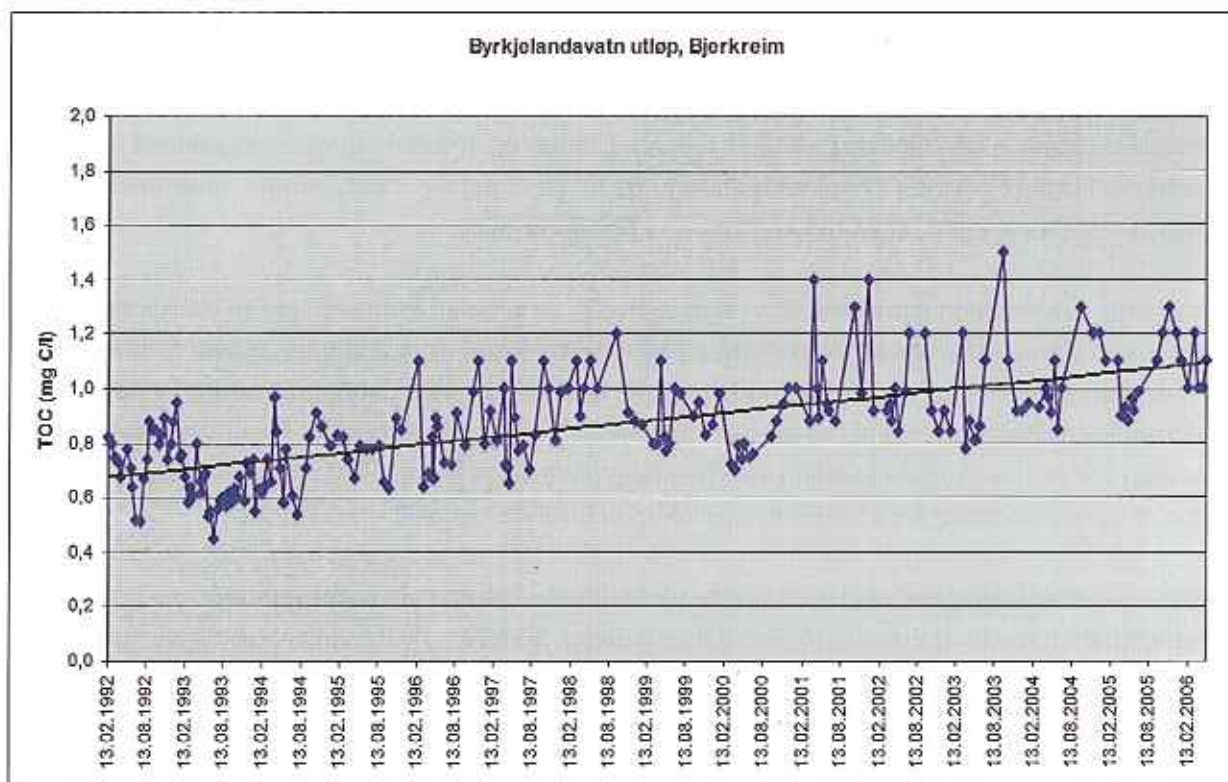
7.3.5 Øvrige analyseparametre

I forbindelse med prøvetakingen 15.desember 2009 ble det i tillegg til plantevernmidler også utført en del andre analyser.

Parasitter

Det ble tatt overflateprøver (0,5 m) fra 4 stasjoner i innsjøen der det på stasjon 1 som ligger nærmest Nedrebø ble påvist 1 Giardia pr 10 l. For øvrig ble det ikke påvist verken Giardia eller

Cryptosporidium. Resultatene fra denne stikkprøven ligger på samme nivå som for eksisterende råvannskilder.



Metaller

Innholdet av aluminium, jern og mangan i dypvannet viste verdier på henholdsvis 55, 10 og 5 ug/l. Innholdet av jern og mangan er lavere enn i eksisterende råvannskilder.

PAH (delvis uforbrent organisk stoff)

Det ble også analysert for PAH (sum 16 PAH) fra overflaten (0,5 m) på 4 stasjoner der høyeste verdi ble funnet til 0,011 ug/l. Grenseverdien for sum PAH (4 forbindelser) er satt til 0,1 ug/l i drikkevannsforskriften.

Partikkelinnhold

Prøver fra 4 stasjoner og fra ulike dyp viste en turbiditet på 0,3 FTU. Dette er lavere enn i råvannet fra eksisterende kilder.

7.4 Spredningsundersøkelse

Det ble i 2008 av NIVA utviklet en strøm- og spredningsmodell for Birkelandsvatn. Tilsvarende modeller er etablert for andre norske vannverk. I motsetning til for eksisterende råvannskilder er det enkelte steder i de deler av nedbørfeltet som ligger nær innsjøen menneskelig aktivitet i form av jordbruk med tilhørende bosetning. Stedvis er det også veier i området. Aktivitetene innebærer at det gjennom året til ulike tidspunkt og i varierende grad vil være "normale" tilførsel av næringsalter og mikroorganismer fra gjødselspredning og beiteaktivitet. Aktiviteten innebærer og et potensiale for støtvide tilførsler i forbindelse med uhell. Eksempler her kan være tilførsler av drivstoff

(petroleumsprodukter) ved lekkasjer eller bilvelt evt. Uhell ved bruk av kjemikalier som f.eks. plantevernmidler, maursyre etc. kan og tenkes å forekomme.

Birkelandsvann er en stor og dyp innsjø med et overflateareal på 5,4 km², volum på 214 mill m³, største dyp på ca 90 m og en teoretisk oppholdstid på ca 5 mnd. Jordbruksaktivitetene utgjør en begrenset del av nedbørfeltet (ca 6 %) og utførte vannkvalitetsundersøkelser viser at vannkvaliteten i overflatelagene er lite/moderat påvirket av næringssalter og at vannkvaliteten i dypvannet under 60 meter er lite/ikke påvirket av mikroorganismer fra fekal materiale. I eksisterende råvannskilder registreres i korte perioder en betydelig høyere fekalpåvirkning.

Ved bruk av en spredningsmodell får vi en beskrivelse av hvordan forurensinger vil transporteres og fortynnes i innsjøen avhengig av vindretning, vindstyrke, forurensingsmengde og hvor forurensingen inntreffer. Etablering av spredningsmodellen har i første rekke vært nyttig for å bedre forståelsen av dynamikken i innsjøen og å få fastlått hvor et råvannsinntak bør ligge. I en gitt fremtidig situasjon med utslipp ved uhell kan også modellen benyttes interaktivt ved å legge inn aktuelle værdata og forurensingsbelastning for å kunne forutsi hvordan forurensingen vil spres i innsjøen.

Det er i modellkjøringene valgt 4 utslippsteder til Birkelandsvann som representerer delnedbørfeltene for de største aktivitetene (Nedrebø, Sundvor, elv fra Vinjavatn og elv fra Maudal). I beregningene er det og lagt inn et uttak i dypvannet (85 m) på 3,5 m³/sek.

7.4.1 Mikrobiologisk kvalitet

Det er tatt utgangspunkt i 2 scenarier der modellen i *scenario 1* kjøres for et helt år og der det benyttes statistikk for vindforhold i 2008. I *scenario 2* er det tenkt en situasjon med kontinuerlig vind fra vest (antatt mest ugunstig vindretning i forhold til transport av forurensinger fra Nedrebø området) med vindstyrke 5 m/s (sterk vind) under en periode med fullsirkulasjon. Ved modellering av tilførsler av tarmbakterier (*E.coli*) er det i begge scenarier lagt inn kontinuerlige tilførsler av en absolutt mengde på 10⁷ *E.coli* pr sek til hvert utslippspunkt. Konsentrasjonene av *E.coli* i innløpselvene vil da variere med vannføringen. I tabell nedenfor er det satt opp gjennomsnittlig vannføring for hovedinnløpene og beregnet *E.coli* konsentrasjon ved denne vannføring. Her er og angitt høyeste simulerte verdi av *E.coli* ved råvannsinntaket for scenario 1 og 2.

Utslippsted	Gjennomsnittlig vannføring (m ³ /sek)	<i>E.coli</i> pr 100 ml ved gjennomsnittlig vannføring	Scenario 1 Høyeste verdi (jan – feb) ved antatt råvannsinntak <i>E.coli</i> pr 100 ml	Scenario 2 Høyeste verdi (jan – feb) ved antatt råvannsinntak <i>E.coli</i> pr 100 ml
Nedrebø	1,2	800	4	4
Sundvor	0,4	2500	6	
Vinjavatn	2,5	400	4	
Maudal	6,5	150	4	

De simulerte verdier som oppnås for E.coli i innsjøen kan skaleres opp eller ned med samme faktor som en endring i tilførslene

Simuleringen gav som resultat at det ikke ble tilført *E.coli* (< 1 pr 100 pr ml) til råvannsinntaket i perioden april – november, vesentlig som følge av det beskyttende sprangskiktet. De høyeste

verdiene ble funnet i perioden januar – februar under fullsirkulasjon. Det er da i modellen benyttet en kontinuerlig tilførsel av *E.coli* med konsentrasjoner som angitt i tabell ved gjennomsnittsvannføring.

Resultatene fra undersøkelse av vannkvalitet i bekkene i oktober og november (før og under begynnende fullsirkulasjon) i 1994 og 2008 viste for innløp fra Nedrebø og Sundvor < 200 *E.coli* pr 100 ml og for innløp fra Vinjavatn og Maudal < 20 pr 100 ml som er betydelig lavere konsentrasjoner enn angitt i tabell, men da vannføringen i elvene generelt er høyere om høsten tilsier dette at antatt *E.coli* tilførsel på 10^7 pr sek kan ligge på et realistisk nivå i kortere perioder (i alle fall for Nedrebø og Sundvor delfelt) rett før og ved begynnende fullsirkulasjon. Det regnes imidlertid som meget sannsynlig at tilførslene av *E.coli* normalt vil være betydelig mindre i vintermånedene desember – februar på grunn av liten/ingen beitedyraktivitet, ingen gjødselspredning og normalt liten avrenning.

Resultatene fra de 2 vannprøver som er tatt under fullsirkulasjon viste (0 *E.coli* pr 100 ml - 17.november 1994 og 1 *E. coli* pr 100 ml - 15.desember 2009) viser godt samsvar med denne vurdering.

Resultatene for **scenario 2** (der den eneste forskjell i forhold til scenario 1 er at det nå simuleres kontinuerlig vind fra vest) viser tilnærmet de samme verdier for *E.coli* i råvannsinntaket. Dette indikerer at vindretningen betyr lite for resultatene i dypvannet.

Konklusjon

Resultatene fra en spredningsundersøkelse og utførte vannundersøkelser (men der det bare er foretatt 2 prøveuttak under fullsirkulasjon) viser at nåværende jordbruksaktiviteter bare i liten grad og i en kort periode påvirker den mikrobiologiske kvalitet ved råvannsinntaket. Sprangskiktet fungerer som en effektiv sperre i perioden april/mai – november. I perioden januar – mars er tilførslene lave på grunn av liten/ingen jordbruksaktivitet og normalt lav avrenning. Den mest utsatte perioden er noen uker etter fullsirkulasjon (i desember), men der det normalt ikke forventes *E.coli* konsentrasjoner over 10 *E.coli* pr 100 ml.

7.4.2 Kjemisk kvalitet

I denne simuleringen er det også tatt utgangspunkt i 2 scenarioer der det i *scenario 1* tenkes utslipp av et konservativt stoff som blandes og fordeles lett inn i vannmassene og ikke nedbrytes hurtig (for eksempel plantevernmidler og maursyre) og i *scenario 2* der det er utslipp av petroleumsprodukter (drivstoff eller fyringsolje) som bare i liten grad blandes inn i vannmassene og lett fordampes. I modelleringen tenkes et utslipp på 10 m^3 eller 10 tonn (egenvekt 1).

Scenario 1

Simuleringen viser at vanninntaket ikke blir påvirket i det hele tatt i perioden med utviklet sprangskikt. I perioden med fullsirkulasjon som normalt starter i månedsskiftet november/desember og kan vare frem til april i milde vintre, alternativt bare en måneds tid i kalde vintre med islegging, viser simuleringen at utslipp fra Sundvor vil gi de høyeste konsentrasjonene ved vanninntaket (1 – 3 mg/l) mens utslipp fra de andre stedene vil gi en maksimum konsentrasjon på 0,2 – 1,5 mg/l.

Maksimum påvirkning av et konservativt stoff (mg/l) ved utslipp av 10 m³ i ulike deler av sjøen

Vind 5 m/s fra		Utslippsted i innsjøen				
		Maudal	Espeland	Sundvar	Nedrebø	Utløp Birkelandsvatn
Nord	Sirkulasjon (høst/isfri vinter/vår)	0,9	0,5	3,2	0,3	0,9
Øst	Sirkulasjon (høst/isfri vinter/vår)	0,7	0,4	1,3	0,6	0,5
Sør	Sirkulasjon (høst/isfri vinter/vår)	1,5	0,8	3,0	0,2	1,4
Vest	Sirkulasjon (høst/isfri vinter/vår)	1,0	0,6	2,0	0,4	0,9
Øst	Sprangskikt (sommer/islagt vinter)	2 x e-51	5 x e-52	1 x e-34	8 x e-43	3 x e-51
Vest	Sprangskikt (sommer/islagt vinter)	3 x e-48	9 x e-49	1 x e-37	2 x e-53	2 x e-46

Utslipp av 10 m³ av kjemiske stoffer direkte til innsjøen er et meget lite sannsynlig scenario. Dersom en tenker seg at en kanne på f.eks. 25 liter velter i nedbørfeltet og at 10 % av innholdet (plantevernmidler eller maursyre) renner ut i innsjøen tilsvarer dette maksimale konsentrasjoner ved råvannsinntaket på 0,05 – 1 ug/l. Grenseverdien for sum plantevernmidler er satt til 0,5 ug/l og da det her er snakk om en relativt kortvarig påvirkning er de simulerte konsentrasjoner uproblematisk. For tilsvarende syreutslipp vil dette ikke få noen konsekvenser for vannkvaliteten ved råvannsinntaket.

Ved helt spesielle situasjoner med større forurensningstilførsler til Birkelandsvatn er det og viktig å ta i betraktning at nåværende råvannskilder med teoretisk magasinivolum på 40 mill m³ vil kunne overta råvannsleveransen i en periode på flere måneder (teoretisk minst 6 mnd ved et antatt forbruk på 80 mill m³ i 2050).

Scenario 2

Olje som slippes ut i rolig vann vil spre seg utover på overflaten i et meget tynt sjikt (0,1 mm) i denne fasen er fordampingen stor. For bensin fordamper nær 100 % i løpet av noen timer. Karakteristisk verdi for dieseloilje er at ca 30 % fordamper i løpet av et par døgn.

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for hydrokarboner er 10 ug/l. Simuleringer ved fullsirkulasjon viste at konsentrasjoner over 10 ug/l sjelden ble spredt lenger enn 1 km og da i overflaten. Under 6 m ble det sjeldent funnet konsentrasjoner over 0,001 ug/l.

Det betyr at punktutslipp av så store mengder petroleumsprodukter som 10 m³ ikke vil få følger for drikkevannskvaliteten ved et dypvannsinntak.

7.5 Vanndirektivet

I tillegg til de klassiske vurderinger som er foretatt vedrørende egnethet som råvannskilde for drikkevann, er det også viktig å se på de føringer som er gitt i Vanndirektivet for vannforekomster.

Vanndirektivet og den norske vannforskriften forutsetter at tilstanden i overflatevannet skal beskyttes mot forringelse og gjenopprettes med sikte på at vannforekomsten skal ha minst god økologisk og god kjemisk tilstand. Det er også gitt en viktig presisering ved at man ikke skal nedgradere en vannforekomst i forhold til dagens tilstand. Det vil for eksempel si at dersom en innsjø i dag kommer for eksempel i klassegrense "svært god" skal denne tilstand opprettholdes.

For en stor dyp innsjø der det bare er jordbruksvirksomhet som kan påvirke vannkvaliteten vil det primært være fokus på algevekst i de frie vannmasser målt med analyseparameteren klorofyll a. Som støtte parameter benyttes konsentrasjonene av total fosfor (Tot P).

I veileder til vannforskriften "Klassifisering av miljøtilstand i vann" (01:2009) er det angitt grenseverdier for nøkkelparametrene *totalt fosfor (TOT P)* og *klorofyll a* (mål på algemengde).

Birkelandsvatn som faller inn under typebetegnelsen "kalkfattig, klar og dyp" og høyderegion "Lavland" (< 200 m hoh) blir etter dette systemet karakterisert som vanntype LN2b. Grenseverdiene for Klasse: "Svært god" er for *klorofyll a* og *TOT P* satt til henholdsvis 2,5 og 6 ug/l.

Birkelandsvatn med høyde 178 moh ligger i klassifiseringssystemet også nær vanntype LN5 som tilhører høyderegion Skog (200 – 800 m). For denne vanntypen er klassegrensene for "svært god" når det gjelder *klorofyll a* og *TOT P* satt til henholdsvis 2,0 og 5 ug/l.

Hovedpoenget nå er at de resultater som foreligger for analyser av klorofyll a og TOT P tilsier at Birkelandsvatn kan plasseres i klassegrense "svært god" og det betyr at Birkelandsvatn uavhengig av status som eventuell råvannskilde, i henhold til vanddirektivet må tilfredsstille omtrent de samme grenseverdier som tidligere anbefalt for råvannskilder til drikkevannsformål.

7.6 Samkjøring med Storevatn og Romsvatn/Stølsvatn

I diskusjonen ovenfor er det vist at den mest kritiske perioden i forhold til mikrobiologisk kvalitet i Birkelandsvatn er en periode på noen uker etter begynnende fullsirkulasjon i november/desember. En kan da tenke seg at det rutinemessig, eller etter nærmere behovsvurdering, tas en vannmengde i størrelsesorden 6 mill m³ fra eksisterende kilder. Temperaturen i disse kildene ligger på dette tidspunkt i intervallet 4 – 8 °C. Som vist tidligere har Stølsvatn den dårligste vannkvaliteten (fargetall og *E.coli*) i denne perioden og det mest aktuelle ville da vært å benytte Storavatn. Et enda bedre alternativ sett i forhold til råvannskvalitet ville vært å etablere et direkte inntak i Romsvatn som både har et lavt fargetall (i dag: ca 4 mg Pt/l) og meget god mikrobiologisk kvalitet.

Som for dagens råvannskilder vil det bli etablert kontinuerlig overvåking av bakteriologisk kvalitet av råvannsinntaket i Birkelandsvatn. Det tar ca 2 døgn før råvannet når vannbehandlingsanlegget og ved behov gir dette gir oss god tid til å koble inn dagens kilder som da vil fungere som suppleringskilder.

Utnyttelse av magasinkapasitet i Romsvatn til dette formål kan imidlertid komme noe i konflikt med behovet senvinter eller sommer med å tilføre vann for å opprettholde behovet/kravet om minimum vannføring ut av Birkelandsvatn. Simuleringer av vannføring ut av Birkelandsvatn tilsier at det i et normalår må tilføres 3.9 mill m³ og i et ekstrem år 14 mill m³. Med en teoretisk magasinkapasitet på 20 mill m³ evt. kombinert med noe naturlig tilrenning fra Stølsvatn/Romsvatnfeltet er det mulighet for at begge behov kan dekkes. Usikkerheten her ligger i hvilke krav som settes til minstevannføring ut av Birkelandsvatn i en videre godkjenningsprosess.

7.7 Sammendrag og konklusjon

Utførte analyser viser at Birkelandsvatn gjennomgående har en bedre råvannskvalitet målt ved aktuelt inntaksdyp enn eksisterende råvannskilder både i forhold til *temperatur*, *E.coli* og *fargetall*.

Størst blir forskjellen når det gjelder *E.coli* og fargetall ved sammenligning med Stølsvatn. Som følge av inntak på stort dyp (ca 75 m) vil det oppnås lave temperaturer gjennom hele året (3 – 5 °C).

Av jordbruksområdene i nedbørfeltet drenerer ca halvparten til relativt store innsjøer der skjer en betydelig selvrensingsevne (spesielt i forhold til mikroorganismer) før videre utløp i Birkelandsvatn. Påvirkning fra de resterende jordbruksarealer på vannkvaliteten ved dypvannsinntaket vil bli sterkt begrenset først og fremst ved en lang periode med lagdeling (sprangskikt) i innsjøen da avrenning fra jordbruksområdene erfaringsmessig er størst og der det i perioden senvinter/tidlig vår uten det beskyttende sprangskikt er liten/ingen aktivitet på jordbruksarealene. Den mest utsatte perioden vil være de første ukene etter begynnende fullsirkulasjon om høsten. Om nødvendig kan dette kompenseres ved rutinemessig eller behovsprøvd uttak fra Storavatn som har best kvalitet av eksisterende råvannskilder eller enda bedre ved direkte inntak i Romsvatn som har en god bakteriologisk og kjemisk kvalitet. Både kontinuerlige temperaturmålinger og målinger av *E.coli* (som også foretas i dag) vil gi et forhåndsvarsel om vannkvalitetsendring i god tid før råvannet når vannbehandlingsanlegget.

Ved bruk av Birkelandsvatn vil det, som i dag for eksisterende kilder, bli etablert et overvåkingsregime for å følge vannkvaliteten på kort sikt (sesongvariasjon) og i et mer langsiktig perspektiv. Det må også utføres en ROS-analyse for å identifisere de mest kritiske forurensningspunkt. Ved hjelp av en matematisk strøm – og spredningsmodell er det etablert et godt system for forståelse av dynamikken med hensyn på spredning av forurensinger i innsjøen. En beregning av mikrobiologisk kvalitet ved aktuelt dypvannsinntak viser god overensstemmelse med resultatene fra utførte analyser. Modellerte utslipp med ulike kjemikalier viser liten risiko for forurensing av et dypvannsinntak.

Utvidet vannbehandling (fargetallsfjerning og hygienisk barriere) i kombinasjon med dagens UV-anlegg vil representere 2 fullverdige hygieniske barrierer i vannbehandlingen. Råvannskilden i seg selv vil i tillegg representere en hygienisk barriere i en periode som minst gjelder det tidsrom der sprangskikt er etablert. Samlet sett vil dette tilfredsstille myndighetenes krav til en hygienisk sikker vannforsyning med gode marginer.

Krav i den norske vannforskriften (etter vanndirektivet) tilsier at status for dagens vannkvalitet, karakterisert som "svært god", må opprettholdes.

I forutsetningene for valg av Birkelandsvatn som ny råvannskilde er det også hensyntatt krav til nødvendig fleksibilitet dersom vannkilden av ulike grunner noen tiår frem i tid ikke lenger skulle være egnet/ønsket som råvannskilde. Det da mulighet for å gå videre til mer høytliggende vannkilder (som f.eks. Austrumdalsvatn eller Store Myrvatn) da råvannstunneller frem mot disse kilder vil ha en naturlig fortsettelse fra aktuelt tunellutslag mot Birkelandsvatn. For å begrense jordbrukspåvirkningen er det også mulig å drenere hele området ved Nedrebø (som omfatter 11 gårdsbruk) ut av nedbørfeltet til Birkelandsvatn.

Stavanger 7.september 2011
Karl Olav Gjerstad



Størst blir forskjellen når det gjelder *E.coli* og fargetall ved sammenligning med Stølsvatn. Som følge av inntak på stort dyp (ca 75 m) vil det oppnås lave temperaturer gjennom hele året (3 – 5 °C).

Av jordbruksområdene i nedbørfeltet drenerer ca halvparten til relativt store innsjøer der skjer en betydelig selvrensingsevne (spesielt i forhold til mikroorganismer) før videre utløp i Birkelandsvatn. Påvirkning fra de resterende jordbruksarealer på vannkvaliteten ved dypvannsinntaket vil bli sterkt begrenset først og fremst ved en lang periode med lagdeling (sprangskikt) i innsjøen da avrenning fra jordbruksområdene erfaringsmessig er størst og der det i perioden senvinter/tidlig vår uten det beskyttende sprangskikt er liten/ingen aktivitet på jordbruksarealene. Den mest utsatte perioden vil være de første ukene etter begynnende fullsirkulasjon om høsten. Om nødvendig kan dette kompenseres ved rutinemessig eller behovsprøvd uttak fra Storavatn som har best kvalitet av eksisterende råvannskilder eller enda bedre ved direkte inntak i Romsvatn som har en god bakteriologisk og kjemisk kvalitet. Både kontinuerlige temperaturmålinger og målinger av *E.coli* (som også foretas i dag) vil gi et forhåndsvarsel om vannkvalitetsendring i god tid før råvannet når vannbehandlingsanlegget.

Ved bruk av Birkelandsvatn vil det, som i dag for eksisterende kilder, bli etablert et overvåkingsregime for å følge vannkvaliteten på kort sikt (sesongvariasjon) og i et mer langsiktig perspektiv. Det må også utføres en ROS-analyse for å identifisere de mest kritiske forurensningspunkt. Ved hjelp av en matematisk strøm – og spredningsmodell er det etablert et godt system for forståelse av dynamikken med hensyn på spredning av forurensinger i innsjøen. En beregning av mikrobiologisk kvalitet ved aktuelt dypvannsinntak viser god overensstemmelse med resultatene fra utførte analyser. Modellerte utslipp med ulike kjemikalier viser liten risiko for forurensing av et dypvannsinntak.

Utvidet vannbehandling (fargetallsfjerning og hygienisk barriere) i kombinasjon med dagens UV-anlegg vil representere 2 fullverdige hygieniske barrierer i vannbehandlingen. Råvannskilden i seg selv vil i tillegg representere en hygienisk barriere i en periode som minst gjelder det tidsrom der sprangskikt er etablert. Samlet sett vil dette tilfredsstille myndighetenes krav til en hygienisk sikker vannforsyning med gode marginer.

Krav i den norske vannforskriften (etter vanddirektivet) tilsier at status for dagens vannkvalitet, karakterisert som "svært god", må opprettholdes.

I forutsetningene for valg av Birkelandsvatn som ny råvannskilde er det også hensyntatt krav til nødvendig fleksibilitet dersom vannkilden av ulike grunner noen tiår frem i tid ikke lenger skulle være egnet/ønsket som råvannskilde. Det da mulighet for å gå videre til mer høytliggende vannkilder (som f.eks. Austrumdalsvatn eller Store Myrvatn) da råvannstunneller frem mot disse kilder vil ha en naturlig fortsettelse fra aktuelt tunellutslag mot Birkelandsvatn. For å begrense jordbrukspåvirkningen er det også mulig å drenere hele området ved Nedrebø (som omfatter 11 gårdsbruk) ut av nedbørfeltet til Birkelandsvatn.

Stavanger 7.september 2011

Karl Olav Gjerstad

*Hovedplan
vannforsyning
2050*

Delrapport 4
*Vurdering av aktuelle
vannbehandlingsmetoder*

I·V·A·R

INNHALDSFORTEGNELSE

1 Forutsetninger for valg av utvidet vannbehandling	3
<i>Generelt</i>	3
<i>Karakteristika ved råvannskilder, fremtidig utvikling</i>	3
<i>Vannverkets størrelse, kompetansenivå og robusthet</i>	4
2 Aktuelle vannbehandlingsprosesser	5
<i>En vurdering av ulike prosesser</i>	5
<i>Moldeprosessen</i>	6
<i>Ozon/biofiltrering</i>	10
3 Sammendrag og videre arbeid	13

1 Forutsetninger for valg av utvidet vannbehandling

1.1 Generelt

Ved valg av utvidet vannbehandling på Langevannsverket er det en rekke forhold som må hensyntas. De fundamentale forholdene gjelder hvilken vannbehandling vi har i dag, aktuelle råvannskilders kvalitet og hvilken målsetning som er satt for renvannskvaliteten.

Dagens vannbehandling består av alkalisering med marmorfilter som representerer en optimal løsning i forhold til å redusere vannet korrosivitet. I tillegg har vi et UV-anlegg som i dag representerer den beste teknologi når det gjelder å sikre en solid hygienisk barriere. Det er også etablert klorering for å styrke den hygieniske sikkerhet.

Behovet for utvidet vannbehandling er aktualisert ut fra en allerede registrert økning og en forventet videre økning i fargetallet som har betydning for kapasiteten til UV-anlegget og ikke minst i forhold til vedtatt målsetting om et fargetall på renvannet < 10 mg Pt/l. De aktuelle metodene for fargefjerning vil samtidig gi en hygienisk barrierevirkning.

I målsetningen for renvannskvalitet er det også gitt klare føringer i forhold til god sensorisk kvalitet og en minimalisering av slamdannelse på ledningsnettet.

Det er avgjørende at det velges robuste løsninger som er godt dimensjonert og som gir en høy grad av driftsikkerhet. Det må også foretas kost/nytte vurderinger.

1.2 Karakteristika ved råvannskilder, fremtidig utvikling

De aktuelle nye råvannskildene som er under vurdering er Birkelandsvatn og Store Myrvatn.

For Store Myrvatn vil det tørrværsperioder være behov for å supplere med vann fra eksisterende råvannskilder. Ved bruk av Birkelandsvatn kan det i helt spesielle situasjoner være ønskelig å skifte over til eksisterende råvannskilder i en periode på noen uker etter start på fullsirkulasjonen om høsten da vannkvaliteten forventes å være mest sårbar i dette tidsrom. Uavhengig av behovet som suppleringskilder vil nåværende råvannskilder ha en viktig funksjon som reservekilder. Dette betyr at ved valg av ny vannbehandling må vannkvaliteten, og da spesielt med hensyn på innholdet av humusstoffer, i eksisterende råvannskilder hensyntas.

I dag er denne karakterisert ved et høyere fargetall (Stølsvatn maks = 22 mg Pt/l og Storavatn maks = 12 mg Pt/l) enn i Birkelandsvatn (maks fargetall = 8 mg Pt/l) og Store Myrvatn (maks fargetall = 6 mg Pt/l). Da periodisk bruk av eksisterende råvannskilder ventes å ha relativt kort varighet gir dette imidlertid noe fleksibilitet i forhold til valg av ny vannbehandling.

En aktuell variant i forhold til administrering av eksisterende råvannskilder kan være å legge et råvannsinntak direkte i Romsvatn som har et betydelig mindre fargetall enn de andre kildene (maks 4 mg Pt/l).

En viktig faktor som forklarer den tildels betydelige fargetallsøkningen som er observert i mange innsjøer i Norden, Storbritannia, Nord-Amerika og Canada er en sterk reduksjon i sur nedbør siden 1980-tallet. Mekanismen her er at sur nedbør løste ut aluminium som igjen holdt tilbake humusstoffer i jordsmonnet (naturlig fellingsprosess). Sulfatnedfallet har nå stabilisert seg på et lavt nivå som antas å vise små endringer fremover. Den viktigste driveren for en økning i fargetallet i tiårene fremover vil derfor være klimautviklingen, men hvor stor økningen i fargetall vil bli i tiårene fremover er usikkert.

I henhold til klimaprognoser for Norge kan det forventes mer nedbør høst/vinter og høyere temperaturer hele året og dette antas å føre til en økning i fargetallet i innsjøene. Viktige mekanismer her er at økt temperatur fører til økt planteproduksjon som er utgangspunktet for dannelse av humusstoffer. Videre vil mer nedbør føre til høyere grunnvannstand som gir høyere avrenning fra de øvre jordlag der humuskonsentrasjonen er størst. En forventet økning i intensiteten i nedbøren vil også gi høyere utvaskingsgrad av humusstoffer. Mildere vintre med fryse- og tineprosesser antas også å kunne ha en viss betydning i forhold til utvasking av humus.

I tillegg til mekanismene som nevnt ovenfor har innsjøens størrelse og høydebeliggenhet også stor betydning for fargetallsutviklingen. Relativt sett vil store dype innsjøer ha en mer langsom fargetallsutvikling fra år til år og viser mindre sesongmessige variasjoner enn mindre innsjøer der nedbør spesielt om høsten kan gi betydelige økninger i fargetallet. Høytliggende innsjøer med lite skog vil ha en mer langsom økning i fargetallet enn lavereliggende innsjøer. Således antas det at fargetallsøkningen i Store Myrvatn, Birkelandsvatn og Romsvatn vil være mindre enn i Stølsvatn og Storevatn.

Før valg av ny vannbehandling er det viktig å ha et best mulig estimat på fremtidig fargetallsøkning.

1.3 Vannverkets størrelse, kompetansenivå og robusthet

Ved valg av vannbehandling er det også viktig å vurdere prosessenes kompleksitet sett i forhold til de ressurser og kompetanse vannverket har. Det er i dag kjent at vannverksbransjen har store utfordringer i forhold til å rekruttere nytt personell. Dette gjelder særlig på mindre steder. Det er grunn til å tro at større og sentralt plasserte vannverk vil ha bedre rekrutteringsmuligheter.

I tillegg til kompleksiteten i oppbyggingen vil driftssikkerheten i en vannrenseprosess være avhengig av en rekke forhold som bl.a. dimensjoneringskriterier, prosess-stabilitet, kvalitet

på materialer og utstyr, separate og uavhengige linjer og forebyggende drifts- og vedlikeholdsrutiner.

2. Aktuelle vannbehandlingsprosesser

2.1 En vurdering av ulike prosesser

For større vannbehandlingsanlegg i Norge der hensikten er å oppnå fargefjerning og en hygienisk barriere består i dag de fleste løsninger av ulike varianter av koagulering og direktefiltrering ved tilsetning av koagulant (jern- eller aluminiumsforbindelser) til et filter bygget opp av forskjellige filtermasser.

En spesiell variant av koaguleringsprosessen som er benyttet på enkelte små/mellomstore anlegg er de såkalte Dynasandfiltre der vannproduksjon og slamproduksjon utgjør en kontinuerlig prosess og er derved enklere i drift enn klassiske filter som krever relativt hyppig tilbakespyling og filtermodning. I standardversjon består et Dynasandfilter av en stålbeholder der en mammutpumpe sørger for kontinuerlig vanngjennomstrømning og spyling av sandmassene. For Langevannsverket ville det vært behov for ca 300 av disse sylindere som krever en bygghøyde på ca 10 m. Det store antall filter vil kreve en tilsvarende stor oppmerksomhet. Kostnadene bare for selve Dynasandfiltrene er grovt kostnadsregnet til kr 100 mill.

Et alternativ til koagulering/direktefiltrering er nanofiltrering (poreåpning < 5 nm) som er benyttet på en rekke mindre anlegg i Norge. Den store fordelen her er enkelhet i drift og der produsert slam kan slippes til resipient. Membranmodulen må i en periode hvert døgn tas ut av produksjon for vasking av membran. Det er også ofte behov for desinfeksjon med klorering for å hindre vekst av biofilm på membranene. For Langevannsverket er det beregnet at det kreves ca 4000 stk standard membranmoduler. Det store antall moduler innebærer at det vil være meget vanskelig å ha kontroll på hver modul i forhold til gjennombrudd i filteret eller pakninger. Kostnadene for bare membranet er grovt anslått til kr 100 mill.

En variant av membranfilter som har en betydelig høyere kapasitet kan være såkalt ultrafiltrering som opererer med større poreåpning (< 100 nm). For å oppnå tilstrekkelig fargefjerning er det da nødvendig med tilsetning av en koagulant. Erfaringer har vist at det er meget krevende å etablere gode nok vaskerutiner som sikrer jevn drift og denne løsning har ennå ikke vunnet større innpass i Norge.

I tillegg er det for de fleste råvannskilder i Norge nødvendig å alkalisere vannet for å redusere vannets korrosjonspotensial. Spesielt i noe eldre anlegg har det vært benyttet kalkdosering enten i form av mikronisert marmor eller ved bruk av kalksteinsmel. I de senere år har det vært mest aktuelt å benytte marmorfiltre både på grunn av enkel drift og da en

samtidig oppnår partikkelfjerning. Ved valg av Dynasandfilter, membranfiltrering eller ultrafiltrering/koagulering vil behovet for alkalisering med marmor introdusere behov for ekstra filterareal/volum.

En elegant og kostnadseffektiv løsning i denne sammenheng er Moldeprosessen (omtales nærmere nedenfor) som på det samme filterareal/volum kombinerer både fargefjerning, hygienisk barriere virkning og alkalisering.

Prosessene som er omtalt ovenfor er basert på fjerning av mikroorganismer i en slamfase, men der mikroorganismene ikke inaktiveres i særlig grad. I tillegg vil humusstoffer felles ut i slamfasen ved hjelp av koagulant eller på grunn av partikelegenskapene sett i forhold til de meget lave poreåpninger i et membranfilter med 2 nm porestørrelse.

Et helt annet og interessant prinsipp er bruk av ozon som oksiderer eller bleker humusmolekylene som gir farge på vannet og som inaktiverer (dreper) de fleste aktuelle mikroorganismer. Ved denne prosessen er det nødvendig med et etterfølgende biologisk filter for å redusere småmolekylære organiske forbindelser som er blitt produsert under oksidasjonsprosessen og som kan gi slamproblemer på fordelingsnett.

En viktig forskjell mellom denne prosessen og de øvrige omtalte prosesser er også evnen til å fjerne komponenter i vannet som gir lukt og smak. Dette er en spesielt viktig egenskap ved bruk av overflatevann som råvannskilde der det normalt alltid vil være et innslag av naturlige lukt og smakskomponenter. En annen sentral forskjell i forhold til prosesser som benytter koagulant er at behovet for returspyling av filter er sterkt redusert og spyleslammet som bare består av naturlige organiske forbindelser (i tillegg til mindre mengder marmorpartikler fra alkalisk filter) kan ledes direkte til resipient evt. via en slamlagune.

Med bakgrunn i diskusjonen ovenfor har vi funnet at de mest aktuelle prosessene for nærmere vurdering er **Moldeprosessen** og **Ozonerings/biofiltrering**.

2.2 Moldeprosessen

Generelt

Dette kan beskrives som en kompakt prosess i forhold til arealutnyttelse der en på det samme filterarealet og med en normal filterdybde på ca 3 m oppnår både reduksjon av farge (ca 80 – 90 %), reduksjon av organisk stoff (60 – 70 %), reduksjon av bakterier, virus og parasitter og alkalisering (riktig pH, alkalitet og kalsiuminnhold). Prosessen gir også en god effekt i forhold til å redusere fraksjoner av organisk stoff som kan gi slamdannelse på fordelingsnett.

I Moldeprosessen drepes ikke mikroorganismer, men de fjernes ved tilbakeholdelse i filter. Dette innebærer et hygienisk aspekt i forhold til drift av filterne der det er avgjørende at det ikke oppstår gjennombrudd i filterne og at modningstider er tilstrekkelige lange før vannet settes i produksjon etter spyling. Også returstrømmer av klarvann fra eventuelle slamfortykkere må fokuseres.

Prosessen fjerner ikke lukt og smakskomponenter som naturlig vil være tilstede i overflatevann. Det er svake indikasjoner på at prosessen kan gi vannet noe metallisk smak, men denne tendensen er neppe statistisk signifikant. I prosjektgruppen for hovedplan vann 2050 er det lagt stor vekt på at rentvannet skal ha en god sensorisk kvalitet og for å oppnå dette målet vil det være nødvendig å behandle vannet etter Moldeprosessen med filtrering gjennom aktivt kull.

Moldeprosessen er utviklet siden 1990-tallet og benyttes i Norge i dag av ca 30 vannverk der de 7 største anleggene er dimensjonert for 0,5 – 0,9 m³/s. Selv om påtenkt fullrenseanlegg for Langevannverket skal dimensjoneres for en rentvannsproduksjon på 3,3 m³/s regnes erfaringer fra disse anlegg som meget relevante for oss. Det er gjennom årene gjort en rekke forbedringstiltak med prosessen og det er et aktivt miljø i Norge for erfaringsutveksling. I tillegg har SINTEF deltatt i det europeiske TECHNEU prosjektet der det er foreslått en rekke tiltak for å optimalisere prosessen.

Prosessen har vært kjørt under ulike forsøksbetingelser i en periode på ca 2 år på pilotanlegget ved Langevatn der vi har erfaringer med en god og stabil rentvannskvalitet (men med unntak av at prosessen ikke fjerner lukt- og smaksstoffer).

Som for alle fullrenningsanlegg som baserer seg på tilsetning av fellingskjemikalier får man et uønsket biprodukt i form av spyleslam. Dette kan enten føres til avløpsnett som har vært den dominerende løsningen i Norge eller ved slambehandling på vannverket

Nedenfor beskrives prosessen noe mer inngående.

Tilsetting av fellingsmiddel og filtrering

Råvannet tilsettes fellingsmiddel (jern eller aluminiumssalter) og ledes inn på et 3-mediafilter som typisk består av antrasitt (øverst), sand (i midten) og marmor (nederst). For Moldeprosessen foretrekkes jernforbindelser (jernklorid/sulfat) da fellings pH her er mindre kritisk, det oppnås en høyere grad av TOC-fjerning, en mer effektiv fjerning av restfellingmiddel i underliggende marmorfilter og sett ut fra hensyn til bærekraft er det betydelig mindre energikrevende å produsere enn aluminiumsforbindelser. Evt. bruk av aluminium kan også være problematisk dersom modningsvann/klaringsvann (se nedenfor) skal ledes til resipient pga restaluminiumsinnholdet.

Jernet felles nesten umiddelbart ut i det øverste sjiktet der humusmolekylene som utgjør fargen på vannet holdes tilbake (typiske verdier for fjerning av organisk stoff er 60 – 70 %). Sandlaget har som sin viktigste funksjon å holde tilbake de mindre partiklene som passerer gjennom antrasittlaget.

Koagulering og utfelling i antrasittlaget og tilbakeholdelse av de finere partiklene i sandlaget utgjør samtidig den hygieniske barrieren i filteret.

Derneft passerer vannet gjennom marmorfilteret hvor det oppnås ønsket pH, alkalitet og kalsiuminnhold. I marmorfilteret fanges også opp restjern som ikke har blitt utfelt i antrasittlaget slik at jerninnholdet ut av filteret blir meget lavt. Som et viktig mål på om prosessen fungerer tilfredsstillende måles turbiditeten (partikkelinnholdet) ut av filteret. Dersom turbiditet ligger under 0,1 – 0,2 FTU gir dette en god dokumentasjon på at prosessen gir en hygienisk barriere. Dette forutsetter at det ikke skjer kanaldannelse i filteret og krever optimale betingelser under returspylingen slik at hele filtersengen løftes og beveges.

I bunn av filteret er det plassert dyser for returspyling som er dekket av et støttelag av grov grus.

Senere års erfaringer har vist at antrasitt kan erstattes med knust Leca (Filtralite) som vil kunne gi en større filterkapasitet og tilbakespylingsfrekvensen kan reduseres. Ved bruk av Filtralite er utfordringen å få mettet luftporene med vann slik at det ikke skjer flukt av filtermateriale under tilbakespyling.

For å oppnå en optimal løsning med hensyn til filtermedie/tilbakespylingsrutiner vil det kreves en del forsøk.

Spyling av filter

Etter hvert vil det dannes så mye utfelt jern/humus på filteret at det til slutt går tett. Før dette punkt nås må filteret returspyles. Denne prosessen tar ca 5 min og utføres 1 - 2 ganger pr døgn avhengig av belastningen på filteret. Dette skjer ved at vannstrømmen snus og ved en kombinasjon (flere varianter og i ulik rekkefølge) av vann og luft gjennom dysene løftes filtermassen opp og sirkulerer slik at utfelt slam fjernes fra partiklene. Når returspylingen stoppes vil filtermassen langsomt falle på plass og slik at filterlagene opprettholdes på grunn av ulik egenvekt/størrelse i de 3 filtermaterialer. Spylebetingelser og filtermaterialer krever her oppmerksomhet for å opprettholde en optimal filterfunksjon.

Erfaringer de senere år tilsier at det bør benyttes rentvann til spyleprosessen (mer hygienisk og gir kortere modningstider) og dette betyr at det kreves et *rentvannsbasseng* på anlegget.

Modning av filter

Etter at spylingen er avsluttet og filtermassen falt på plass settes filteret i normal drift igjen, men de første 30 – 60 min (modningstiden) er vannet ut av filteret fremdeles noe partikkelholdig (deriblant mikroorganismer) og kan ikke benyttes i rentvannsproduksjonen. I de tilfellene der vannkilden har begrenset kapasitet kan dette modningsvannet føres tilbake til råvannsinnløpet i anlegget, men på grunn av en endring i vannkvaliteten inn på anlegget kreves høyere doser av fellingsmiddel. Fortrinnsvis ønsker vi imidlertid å lede dette modningsvannet til en egnet resipient noe som betyr at vi ikke trenger øke jerdosen. Modningstiden kan kortes ytterligere ned ved å dosere mindre mengder jern det siste ½ min før spyleprosessen avsluttes og/eller ved å øke jerdosen (50%) de første minutter av modningstiden.

Spyleslam

Her foreligger det 2 alternativ - Utslipp til avløp eller lokal sluttbehandling av slam. I begge tilfeller må slammet i spylevannet oppkonsentreres (fortykking). Dette kan skje i 2 trinn der 1. ste trinn er en såkalt gravitasjonsfortykker der slammet sedimenterer passivt ned mot bunn (tørrestoffinnhold ca 0,4 %) i og neste trinn ledes dette slammet via et utjevningssbasseng til f.eks en lamellfortykker som kan gi et tørrestoffinnhold på opp mot ca 3 %.

1. Utslipp til avløp

Denne metoden benyttes av de eksisterende Moldeprosessanleggene i Norge i dag. Hvorvidt denne metoden er godt egnet for Langevannsverket er ikke tilstrekkelig utredet i dag. Den hydrauliske kapasiteten i avløpsnett fra Ålgård er noen få ganger i året og i kortere tidsrom brukt opp i dag. Et kompensierende tiltak her kan være å benytte eksisterende slamlagune som et bufferlager for slammet slik at det kan holdes tilbake i disse periodene. I de fleste tilfeller har det ikke vært problem med slamutfelling på avløpsnett, men det er registrert noen tilfeller der dette har vært påtalt.

2. Lokal sluttbehandling av slam

Dersom slammet skal sluttbehandles på anlegget må det fortykkede slammet ledes videre via et slamlager (gir bufferkapasitet slik at sentrifuger kan kjøres bare på dagtid) til sentrifuger der det skjer en oppkonsentrering til 15 – 20 % tørrestoff. Fra sentrifugene ledes slammet til containere for utkjøring.

Gjennomgangen viser at Moldeprosessen består av en rekke delprosesser som hver krever oppmerksomhet, er dels avhengig av hverandre og der feil eller stans i en av prosessene kan få konsekvenser for de andre. Etter dagens standard bygges filterbassengene opp slik at de kan styres individuelt. Det store antall filterbasseng som er beregnet for Langevannsverket (totalt ca 37 stk) gir da en tilsvarende større utfordring. Med gode tekniske løsninger, høy automatiseringsgrad, kontinuerlig prosessovervåking, en tilstrekkelig oppdeling av anlegget i

separate og uavhengige linjer og god prosessforståelse hos driftspersonellet må allikevel prosessen generelt kunne karakteriseres som robust og forventes å gi en jevn og forutsigbar vannkvalitet ut av anlegget.

Det er imidlertid spesielt når det gjelder sluttbehandling av slam på anlegget at det foreligger begrenset erfaring i Norge. Eventuelle slamavsetningsproblemer på avløpsnettet må fokuseres nærmere.

Etterpolering med kullfilter

Det anbefales at vannet etter Moldeprosessen filtreres gjennom aktivt kull for å fjerne naturlige lukt- og smaksstoffer. Etter en tids bruk (2 – 5 år) vil kullet mettes med organisk stoff og det må da regenereres. Nærmeste anlegg for regenerering av aktivt kull ligger i Sverige. Et annet alternativ kan være å kjøpe nytt aktivt kull.

Kostnader

I henhold til et skisseprosjekt utarbeidet av Asplan Viak er investeringskostnader og årlige driftskostnader for et Moldeanlegg med etterfølgende kullfilter ut fra en dimensjonerende rentvannsmengde på 3,3 m³/s beregnet til henholdsvis kr 633 mill og kr 18,3 mill.

2.3 Ozonering/biofiltrering

Generelt

Dette er en prosess som er mer arealkrevende enn Moldeprosessen og spesielt når det tilstrebes en optimal prosessløsning. Det er i dag i Norge ca 15 anlegg med ozon/biofiltrering. Det største ble igangsatt i Skien 2010 og har en kapasitet på ca 0,3 m³/s. De øvrige anleggene er mindre (< 0,1 m³/s). I utlandet blir ofte ozonering vanligvis benyttet som sekundært desinfeksjonstrinn etter flokkulering/koagulering for å redusere innhold av miljøgifter og bedre vannets sensoriske kvalitet. Det benyttes også i grunnvannsanlegg for å fjerne mangan og jern.

De fleste installerte anlegg i Norge har en 3 delte funksjon der målsettingen primært har vært å kombinere fargefjerning med desinfeksjon, men også å bedre vannets sensoriske kvalitet. Som desinfeksjonsmiddel har ozon den svakhet at det ikke gir en fullverdig reduksjon av parasitten *Cryptosporidium* ved de ozondoser som normalt anvendes for å oppnå tilstrekkelig fargefjerning. Dersom vannbehandlingen omfatter andre effektive barrierer mot parasitter (som f.eks UV) og at råvannsinntaket i råvannskilden ikke er eksponert for tilførsler av parasitter er imidlertid dette forhold ikke avgjørende. Det skal og her bemerkes at ved å øke ozondosene i kortere perioder (f.eks ved begynnende fullsirkulasjon i råvannskilden) kan det faktisk oppnås en barriere også mot *Cryptosporidium*.

Denne mulighet forutsetter at anlegget er dimensjoner med tilstrekkelig lange oppholdstider i kontaktkammer.

Moderne ozongeneratorer er meget driftssikre og krever lite vedlikehold (eks. årlig rengjøring a 1 dag av eget personell, ekstern kontroll hvert 5 år og trykktesting hvert 10 år) Da ozon er en giftig og korrosiv gass har HMS og miljøaspektet vært spesielt fokusert . Med dagens kunnskap om materialkrav, bruk av undertrykkssystemer og sikrings/varslings tiltak representerer ikke bruk av ozon i denne sammenheng vesentlig større utfordringer enn håndtering av f.eks klor og sure fellingskoagulanter.

Da oksygen og ozon produseres på stedet er det ikke behov for tilkjøring som ved bruk av koagulanter. Prosessen er karakterisert ved en strømlinjeformet og enkel prosess med betydelig mindre behov for styring, kontroll og oppfølging enn Moldeprosessen.

Den største utfordringen ved bruk av denne vannbehandlingsprosessen er dannelse av lett biologisk nedbrytbart organisk stoff som kan føre til kimtallsproblem eller slamdannelse på fordelingsnettet og det er derfor nødvendig med et etterfølgende biofilter. Høyere fargetall krever høyere ozondoser som igjen krever større kapasitet på biofilteret. Mengden av lett nedbrytbart organisk stoff kan måles ved BDOC (biologisk degraderbart organisk stoff) og foreløpige anbefalinger er at BDOC ut av anlegget ikke bør overstige 0,25 mg C/l. Norske erfaringer indikerer at denne veiledende verdien ikke overskrides ved et fargetall på 20 – 30 mg Pt/l og med en oppholdstid i biofilter på minst 20 – 30 min. Dette forutsetter at anlegget er bygget med optimale løsninger. Høyere fargetall enn dette som da krever tilsvarende høyere ozondoser for å oppnå tilstrekkelig fargefjerning kan i noen grad kompenseres med lengre oppholdstid i biofilter, men her går en grense i forhold til hvilke kostnader i forbindelse med filtervolum og areal til som kan aksepteres. I kortere perioder kan noe høyere fargetall på råvannet aksepteres (for eksempel ved skifte av råvannskilde).

Prosessen har vært kjørt under ulike forsøksbetingelser i en periode på ca 3 år på pilotanlegget ved Langevatn der vi har erfaringer med en god og stabil rentvannskvalitet. Det er spesielt utført forsøk for å studere biofilmdannelse på ledningsnett sammenlignet med nåværende vannbehandling og der resultatene har vært oppmuntrende.

Hvert prosesstrinn er mer detaljert beskrevet i det følgende:

Oksidasjonsprosessen

Ozon som produseres på stedet fra plassprodusert oksygen tilsettes råvannet som ledes til et reaksjons- og kontaktkammer. Ozon er et sterkt oksidasjonsmiddel som i løpet av kort tid (under ett minutt) reduserer fargen på vannet der fargereduksjonen øker med økende ozondose. Ved virkning over noen minutter foregår det her i tillegg drap av virus, bakterier og en aktuell parasitt som *Giardia*. Parasitten *Cryptosporidium* fjernes bare i liten grad ved

de "minimumsdoser" som anvendes for å oppnå tilstrekkelig fargefjerning, men ved å øke ozondosen i kortere tidsrom kombinert med at anlegget har en tilstrekkelig kontakttid, kan en barriere oppnås her.

Ved fargereduksjon blir de større humusmolekylene som gir brunfargen spaltet ned til mindre molekyler. Selve oksidasjonsprosessen med ozonering fjerner altså ikke organisk stoff, men omdanner deler av dette fra høymolekylære stoffer til lavmolekylære som er lett biologisk nedbrytbart og kan gi problemer med ettervekst på fordelingsnettet. Derfor er det avgjørende å ha et biologisk filter som fanger opp disse molekylene. Det er normalt ønskelig å kjøre oksidasjonsprosessen slik at det produseres minst mulig nedbrytbart organisk stoff og derfor vil i praksis fargetallet på renvannet ofte være noe høyere enn ved f.eks ved en koagulerings/direktefiltreringsprosess men selvsagt lavere enn målsetning for fargetall.

Selve oksidasjonsprosessen vil også bryte ned lukt- og smaksstoffer fra råvannet.

Alkallisering

Etter ozon reaksjons/kontaktkammer ledes vannet til et alkalisk filter der vannet oppnår ønsket pH, alkalitet og kalsiuminnhold. Grunnen til å plassere det alkaliske filter foran biofilter er dels å sikre en optimal vannkvalitet for biologisk omsetning i etterfølgende biofilter og dels å fange opp eventuelle ozonrester fra reaksjons/kontaktkammeret som ellers ville inhibert biofilmen på biofilteret.

Biofiltrering

Hovedhensikten med biofilteret er å bryte ned de småmolekylære forbindelsene som er dannet under oksidasjonsprosessen. Dette vil normalt tilsi at innholdet av organisk stoff kan reduseres med ca 20% sammenlignet med innholdet i råvannet. Den biologiske aktiviteten i biofilteret gir også et viktig bidrag til å fjerne lukt- og smaksstoffer.

Tilbakespyling

I motsetning til for Moldeprosessen er det betydelig mindre behov for tilbakespyling (ca hver 14. dag) da det ikke tilsettes fellingskemikalier. Spylevannet som bare inneholder naturlig organisk stoff og mindre mengder marmor fra marmorfiltrene kan som i dag ledes til lagune og videre ut i Edlandsvannet. Slambehandling er derfor ikke et tema ved ozonering/biofiltrering.

Kostnader

I henhold til et skisseprosjekt utarbeidet av Asplan Viak er investeringskostnader og årlige driftskostnader for et ozon/biofilteranlegg ut fra en dimensjonerende renvannsmengde på 3,3 m³/s beregnet til henholdsvis kr 697 mill og kr 14,1 mill. Det er da beregnet oppholdstider i biofilteret som ved maks vannmengde på 3,3 m³/s og snittmengde på 2,5 m³/s tilsvarer henholdsvis 30 min og 40 min.

3 Sammendrag og videre arbeid

Større norske vannverk som har behov for fargefjerning i tillegg til en hygienisk barriere har tradisjonelt valgt koagulering/direktefiltreringsprosesser der Moldeprosessen de siste 10 år har fått en økende interesse på grunn av en arealbesparende og kostnadseffektiv løsning. Prosessen er effektiv og robust ved riktig dimensjonering, men stiller krav til god prosessforståelse og styring. Den er godt egnet også ved eventuelle fremtidige betydelige økninger i fargetall. Ulempen er at prosessen, som for alle koagulerings/direktefiltreringsanlegg, gir et uønsket produkt i form av slam. Prosessen forbedrer heller ikke vannets sensoriske egenskaper, men her kan en etterfølgende behandling med aktivt kull være en løsning som riktignok innebærer økt prosesskompleksitet.

Et interessant alternativ til koagulering/direktefiltrering er ozonering/biofiltrering. Prosessen reduserer vannets farge men produserer samtidig lett nedbrytbart organisk stoff som må fjernes/reduceres i et etterfølgende biologisk filter. Dette betyr at prosessen bare er egnet for vann med moderate fargetall (20 – 30 mg/Pt). Fordelene sammenlignet med Moldeprosessen er at det ikke produseres slam som krever behandling eller deponering til avløpsnett, prosessen gir en god sensorisk kvalitet som kan sammenlignes med god grunnvannskvalitet og er betydelig enklere å drifte noe som kan innebære høyere driftsstabilitet.

Ozonering/biofiltrering krever noe høyere investeringskostnader sammenlignet med Moldeprosessen inkludert bruk av aktiv kull men kommer ut med noe lavere årlige driftskostnader.

Før endelig valg av prosess er det ønskelig med følgende tilleggsinformasjon:

- Et best mulig estimat på fremtidig fargetallsutvikling i aktuelle råvannskilder
- En systematisk sammenstilling av erfaringer fra norske ozon/biofilteranlegg
- Undersøkelse av effekten på sensorisk kvalitet ved etterbehandling av vann fra Moldeprosessen med et biologisk filter

Det påregnes at nødvendig utfyllende informasjon vil være tilgjengelig i løpet av 2011.

Stavanger 7.september 2011

Karl Olav Gjerstad

***Hovedplan
vannforsyning 2050***

Delrapport 5

***Oppsummering av arbeidet
i sensorisk panel i perioden
2007 - 2011***

I·V·A·R

Innledning

IVAR har et internt sensorisk panel som består av 8 trente dommere. Opptrening av panelet startet i 2007. De sensoriske analysene gjennomføres et par ganger hver måned. Vi har testet kvaliteten av dagens vannbehandling, ozonbehandlet vann, kjemisk felt vann og kloraminert vann. Variasjon i eksisterende og mulige nye vannkilders kvalitet gjennom året er testet. Kvaliteten av drikkevann tatt ut på ulike punkt på IVARs hovedvannledning er undersøkt. Vi har også analysert ulike prøver tatt ut i forbindelse med klager på drikkevannet. Da IVAR skulle kjøpe inn nye drikkevannsflasker til publikumsutdeling var den sensoriske kvaliteten et viktig moment.

Hovedhensikten med de sensoriske analysene er å sørge for at innbyggerne til enhver tid får drikkevann med best mulig kvalitet.

Testene

Vi har brukt forskjellige tester til ulike formål, beskrivende test, terskelverditest og rangeringstest.

Beskrivende test

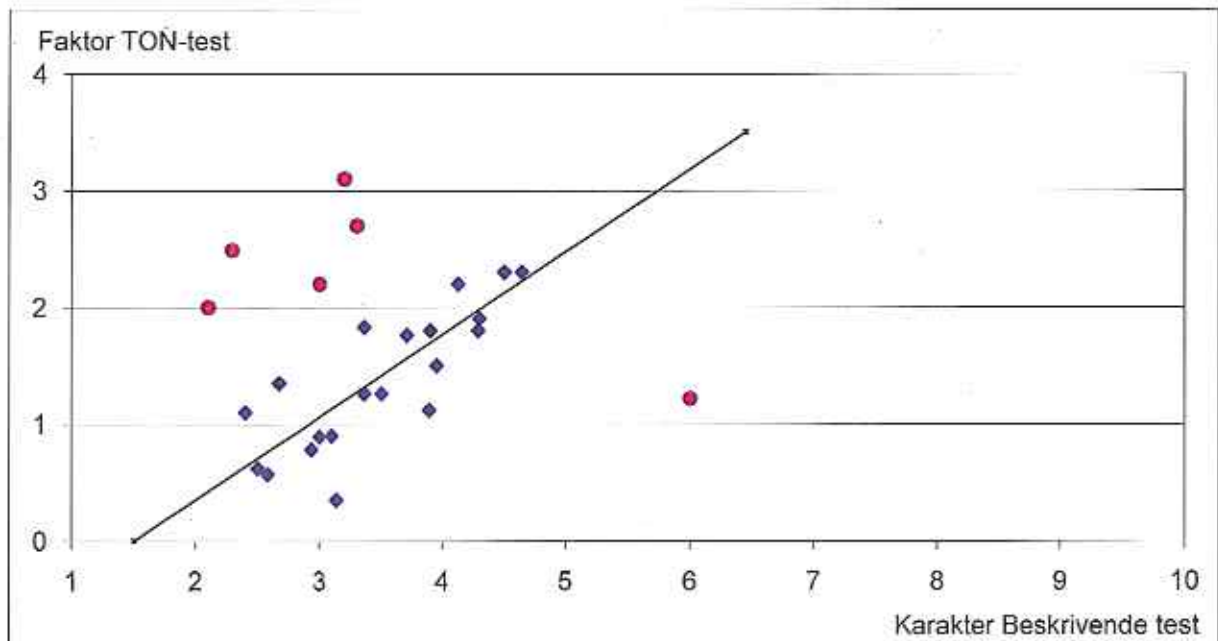
En beskrivende test benyttes for å beskrive egenskapene til et produkt. Ved bruk av denne metoden får man et redskap til å følge utvikling ved et enkelt produkt gjennom tid eller gjennom en prosess og til å sammenligne flere produkt. Testen som vi benytter er egnet til å vise en sensorisk profil. Vi bruker en forenklet variant av testen som ble tilpasset for sensorisk analyse av drikkevann ved Næringsmiddeltilsynet for Midt-Rogaland i 1994. For å fremheve luktstoffene kan vannet varmes til 40-45 grader. Bruk av spesialvaskete glassflasker med glasslipkork eliminerer fremmede lukter. Dette er viktig siden luktstoffene i vann er betydelig svakere enn lukter fra miljøet rundt. Det brukes 2 interne standarder i testen, rensset vann og råvann fra Langevatndammen. Den enkelte dommer angir vannets luktintensitet på en skala fra 1 til 10 og beskriver prøvens lukt. Panelleder finner ved variansanalyse om prøvene er signifikant forskjellige. Dette er den testen vi benytter mest og som diskriminerer best mellom prøvene, samtidig som den gir en indikasjon på hva forskjellen mellom prøvene består i.

Terskelverditest

I denne testen finnes den laveste fortynning der prøven gjenkjennes. Vi bruker gjenkjenning med hensyn på lukt, og bestemmer prøvens TON-verdi (threshold odour value). Drikkevannsforskriften har krav til vannets TON- og TFN-verdi (threshold flavour value). Det brukes glassflasker med glasslipkork, romtemperert vann ved 23 grader. Prøvens TON-verdi beregnes ved hjelp av et geometrisk snitt av enkeltdommernes testresultat. Testen utføres som en partest. Den er arbeidskrevende å lage i stand, da hver dommer til analyse av 1 prøve trenger 8 flasker med ulike fortynninger av prøven eller referansevann.

Vi innførte terskelverditesting av vannprøver i 2009. Dette siden Drikkevannsforskriften er knyttet opp mot vannets terskelverdi. Ved hver prøverunde med sensorisk analyse blir terskelverdien til én av prøvene testet med hensyn på TON-verdi.

Størst nøyaktighet og best diskriminering mellom prøvene oppnås ved bruk av den beskrivende testen. Siden myndighetenes krav til sensorisk kvalitet av drikkevann er basert på terskelverditesten, har vi sammenlignet disse testene ved hjelp av lineær regresjon. Ved utelukkelse av avvikende verdier vil sammenheng mellom TON-verdi og karakter fra beskrivende test være: $TON = 0,7 * Karakter - 1$, med en regresjonsfaktor $R^2 = 0,7$. Dette er vist i figur 1, der avvikende verdier er markert med rødt. Av figuren kan man se 3 avvikende resultat. Det ene er fra innkjøring av metoden da panelet ikke behersket testen. De 5 andre avvikende punktene er fra de siste prøvningene der det ser ut som om panelet behersker testen for godt og er i stand til å identifisere vannprøven i høye fortyngninger, som innebærer at prøvene oppnår høye TON- verdier.



Figur 1: Sammenheng mellom TON-verdi fra terskelverditest og karakter fra beskrivende test, avvikende verdier markert med rødt.

Rangeringstest

Hver dommer plasserer en serie prøver i rekkefølge etter intensiteten til en bestemt, på forhånd angitt egenskap. Testen gir ingen informasjon om hvor stor forskjell det er på prøvene. Fordelen med denne metoden er at den er enkel, hurtig og kan utføres av lite trente dommere. Denne testen har vi benyttet som forbrukertest. Vi benytter også testen ved smakstesting. Vannet smakes på ved romtemperatur, 23 grader.

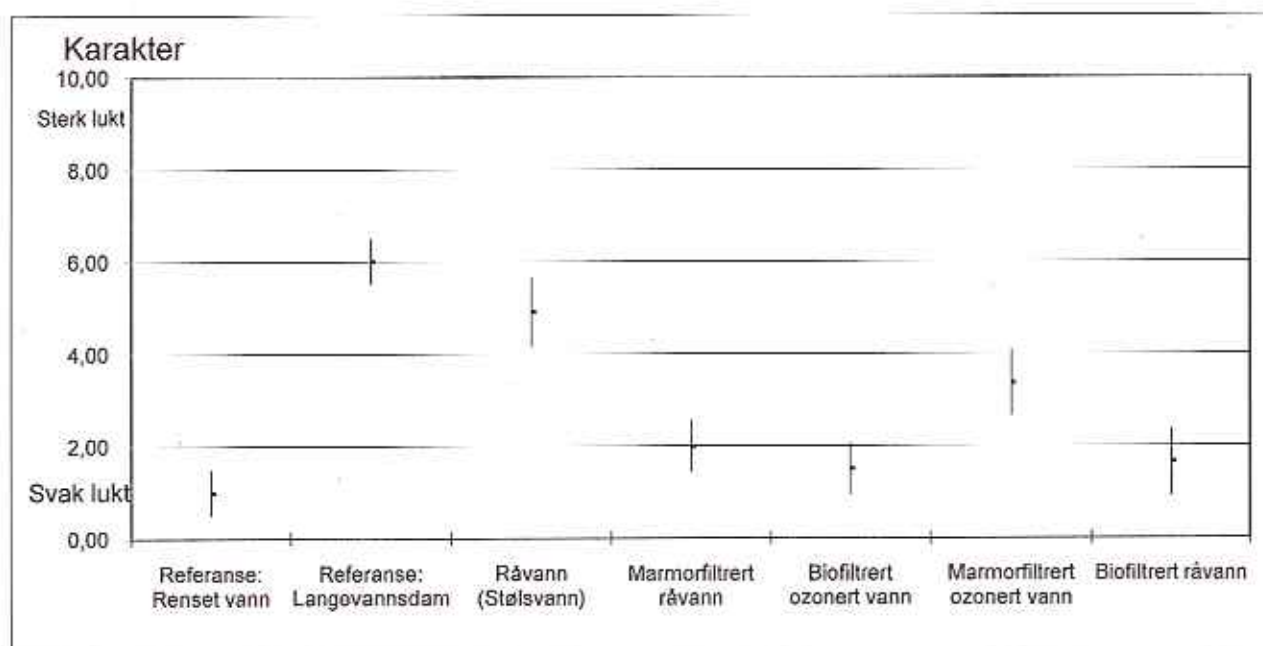
Resultater

Pilotanlegget

Sentralt i utprøving av nye vannbehandlingsmetoder ved IVARs pilotanlegg på Langevatn er de sensoriske analysene. Fra mai 2008 og til september 2009 var hovedfokuset på ozonering. Kjemisk felling etter Moldeprosessen vært tema fra september 2009.

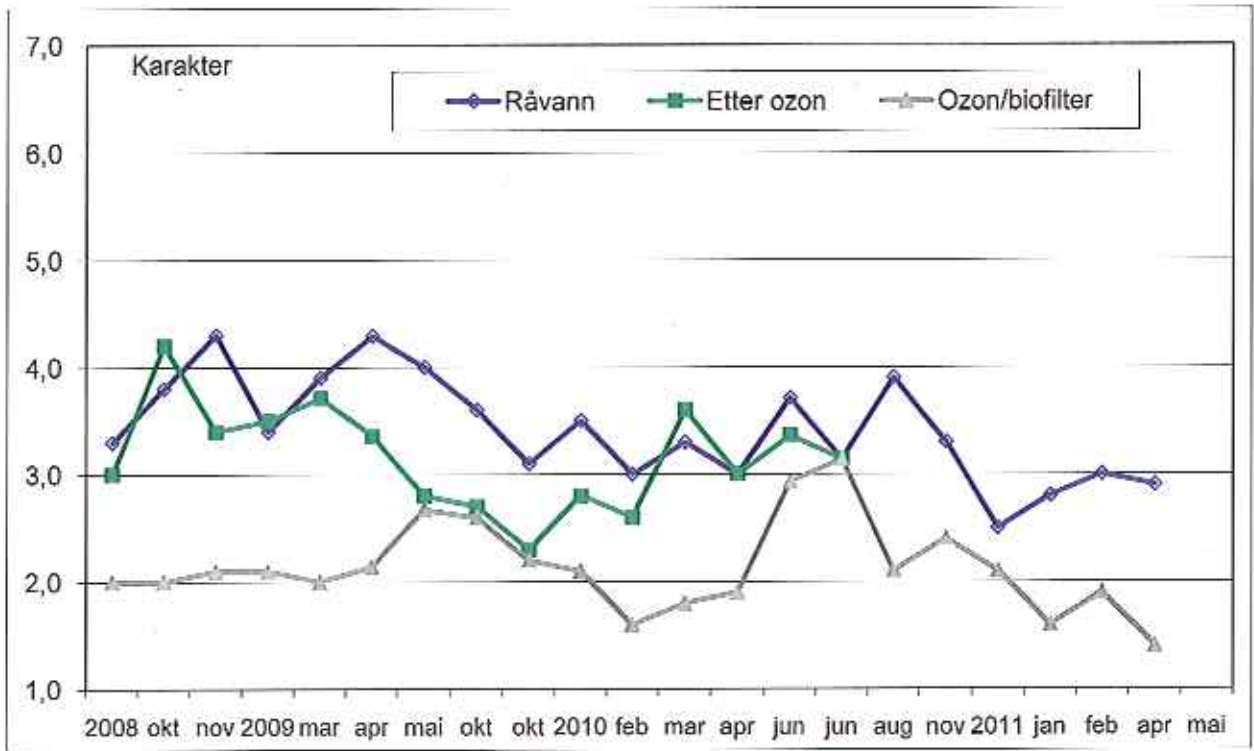
Ozonbehandling

Biofiltrert ozonert vann er sammenlignet med råvann, ozonert vann, marmorfiltrert råvann og marmorfiltrert ozonert vann. Det biofiltrerte ozonerte vannet har vist seg å ha en signifikant lavere luktintensitet enn marmorfiltrert ozonert vann, vist i figur 2.

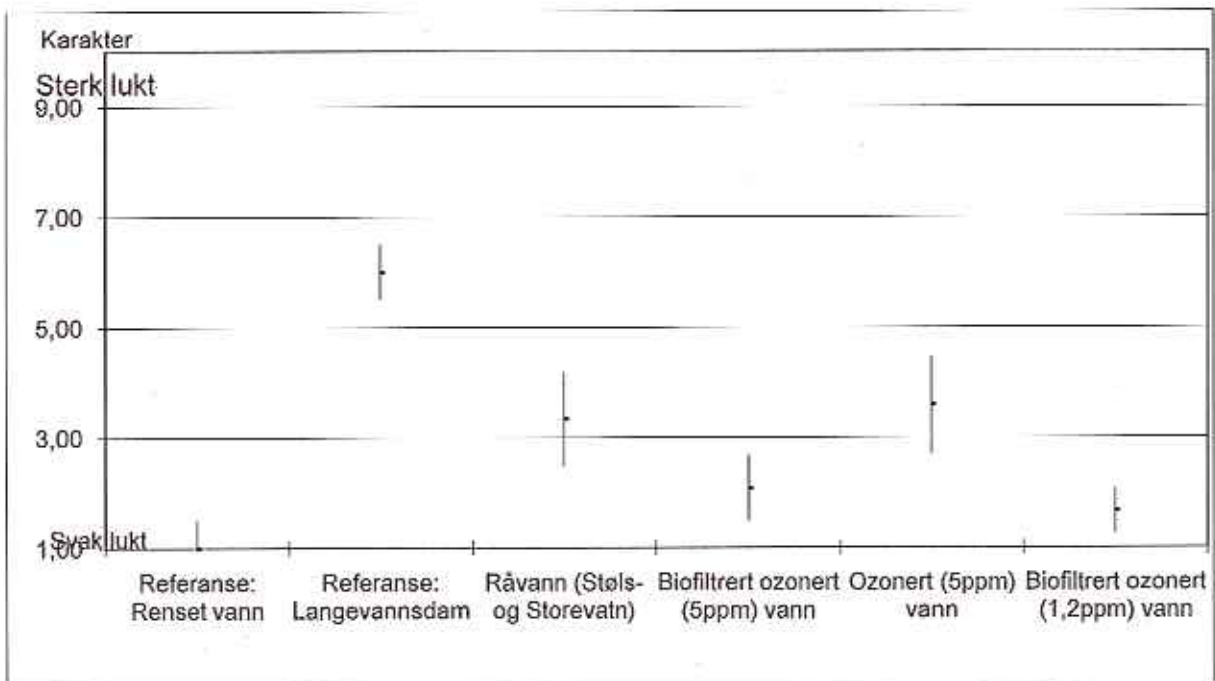


Figur 2: Sensorisk analyse fra 15. mai 2008 av bio- og marmorfiltrert rå- og ozonert vann.

Luktintensiteten av vann direkte etter ozonkontakt er høy og korresponderer med lukten av råvann som varierer gjennom året. Ved biofiltrering av det ozonerte vannet oppnås en signifikant bedre sensorisk vannkvalitet, vist i figur 3. Det viser seg at den sensoriske kvaliteten av det biofiltrerte ozonerte vannet er uavhengig av ozonkonsentrasjon, se figur 4.



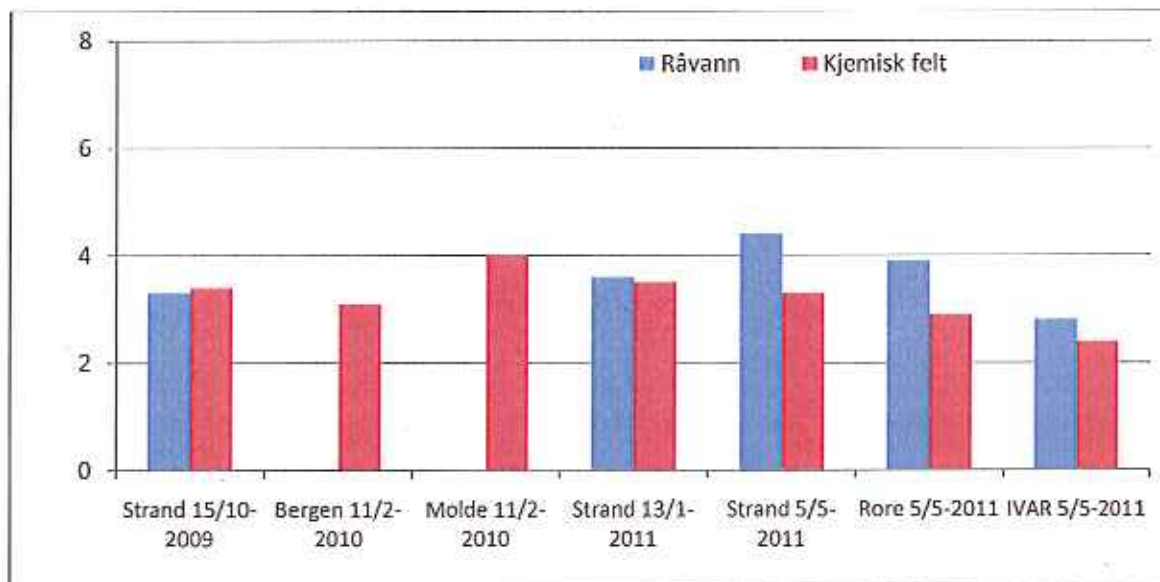
Figur 3: Sensorisk kvalitet av råvann, ozonbehandlet vann og biofiltrert ozonbehandlet vann.



Figur 4: Sensorisk analyse fra 11. mars 2010 av biofiltrert vann behandlet med ulike ozonkonsentrasjoner.

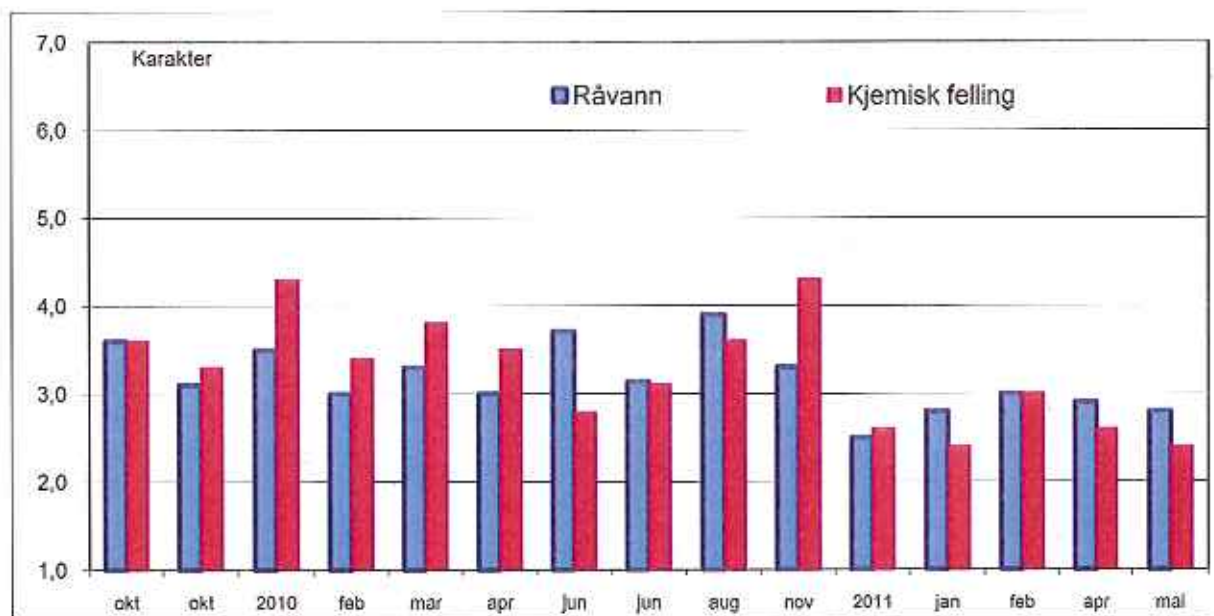
Kjemisk felling

Under innkjøring av pilotanlegget for kjemisk felling har vi gjennomført sensorisk analyse av vann fra vannverk med tilsvarende fullskala drikkevannsbehandling. Dette er Krokahcia vannverk i Strand, Svartediket vannverk i Bergen, Hindalsrøra vannverk i Molde og Rore vannverk i Arendal. Hovedinntrykket er at vannets sensoriske kvalitet gjenspeiler råvannets sensoriske inntrykk. Dette er vist i figur 5.



Figur 5: Sensorisk kvalitet av råvann og kjemisk felt vann fra ulike vannverk i Norge.

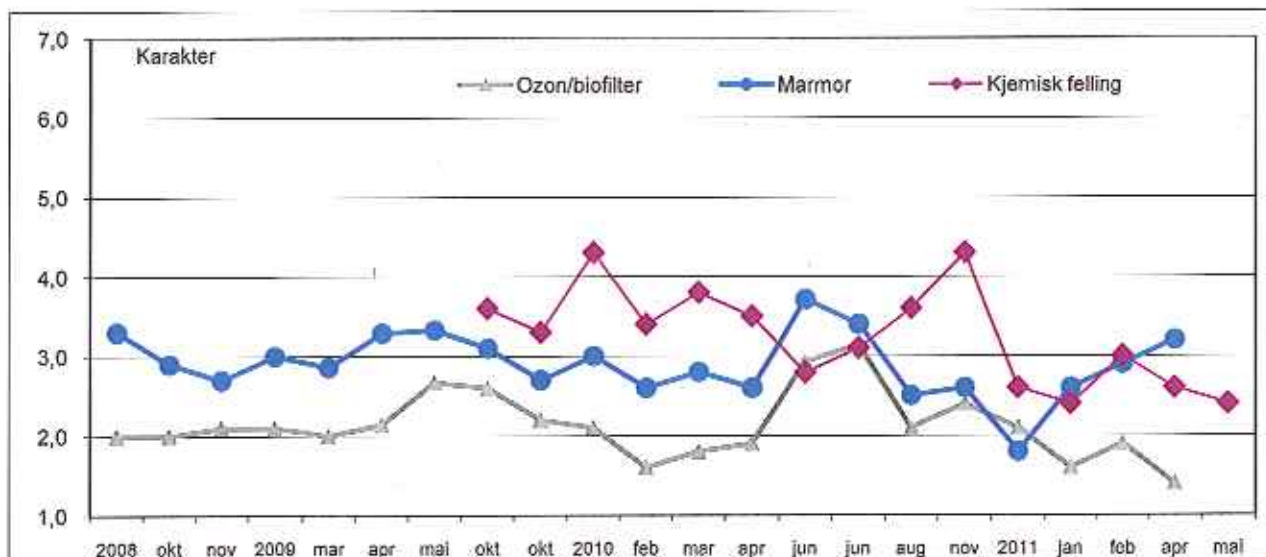
Det sensoriske panelet har testet IVARs råvann fra Støls-/ Storavatn og kjemisk felt vann fra pilotanlegget fra oktober 2009, se figur 6. Hovedinntrykket er også her at det kjemisk felte vannets sensoriske kvalitet gjenspeiler kvaliteten av råvannet, selv om ikke alltid det behandlede vannet oppnår en bedre sensorisk kvalitet enn råvannet.



Figur 6: Sensorisk kvalitet av råvann og kjemisk felt vann fra IVARs pilotanlegg.

Oppsummering pilot

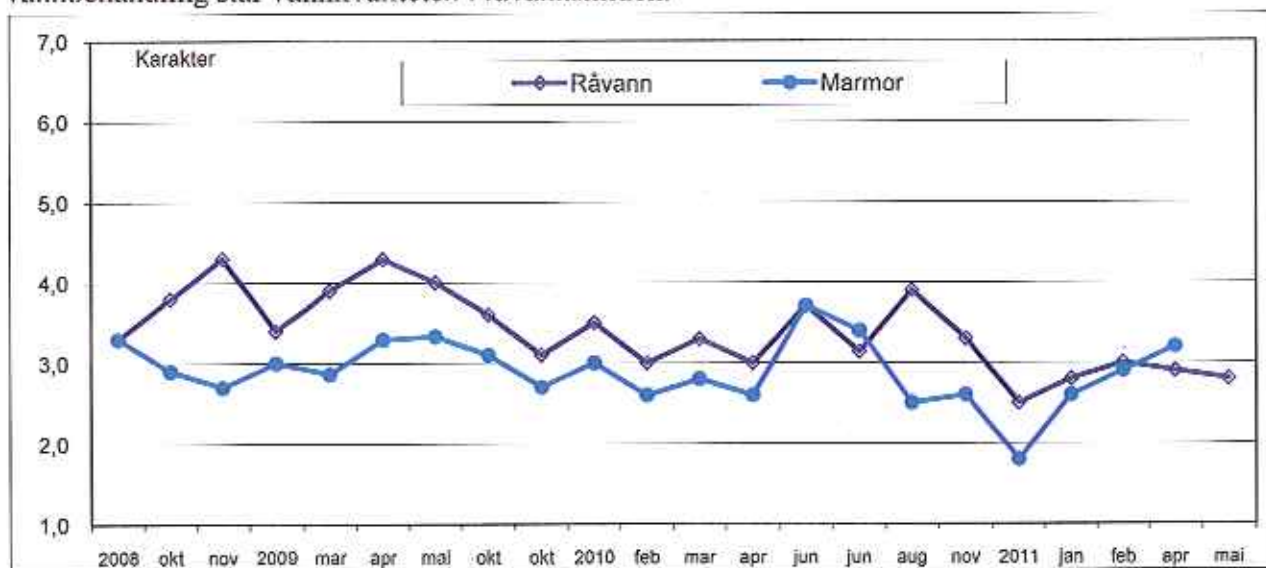
Det biofiltrerte ozonerte vannet har gjennomgående best sensorisk kvalitet av de testete vannbehandlingsmetoder. En oversikt over resultater fra sensoriske analyser av biofiltrert ozonert vann, dagens prosess med marmorfiltrering og Moldeprosessen med kjemisk felling i figur 7.



Figur 7: Sensorisk kvalitet av biofiltrert ozonert vann, marmorfiltrert og kjemisk felt råvann.

Vannkildene

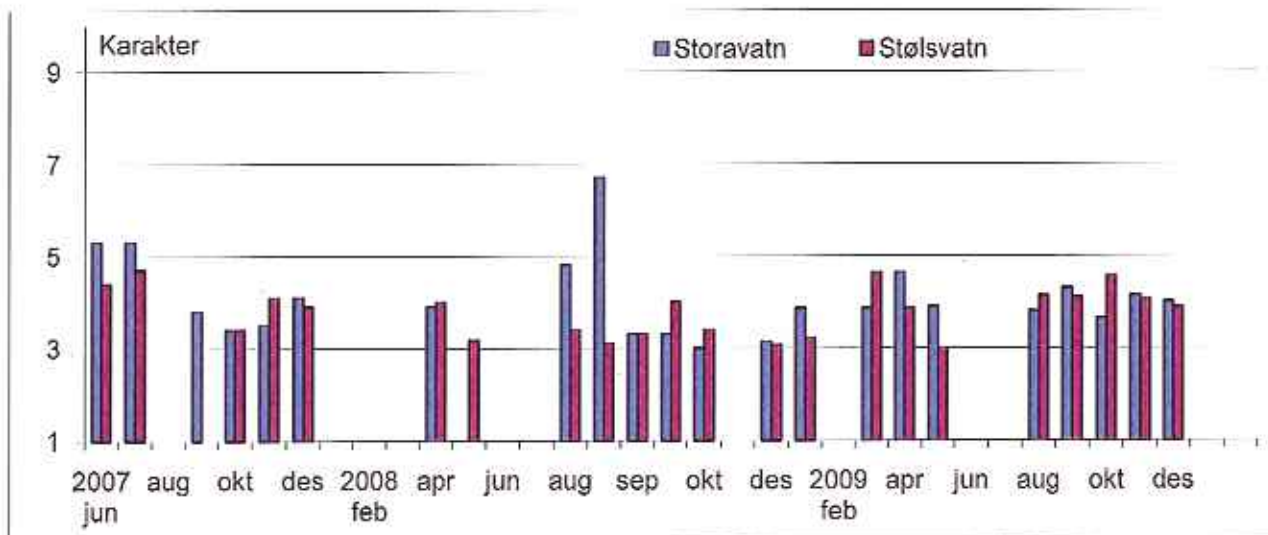
Råvannets kvalitet er bestemmende for kvaliteten av det behandlede drikkevannet. Dette gjelder også for dagens vannbehandling, der den sensoriske kvaliteten av det behandlede drikkevannet følger råvannets sensoriske kvalitet, figur 8. Sentralt i vurdering av fremtidig vannbehandling står vannkvaliteten i råvannskilden.



Figur 8: Sensorisk kvalitet av råvann og dagens vannbehandling etter marmorfilter og UV

Storevatn og Stølsvatn

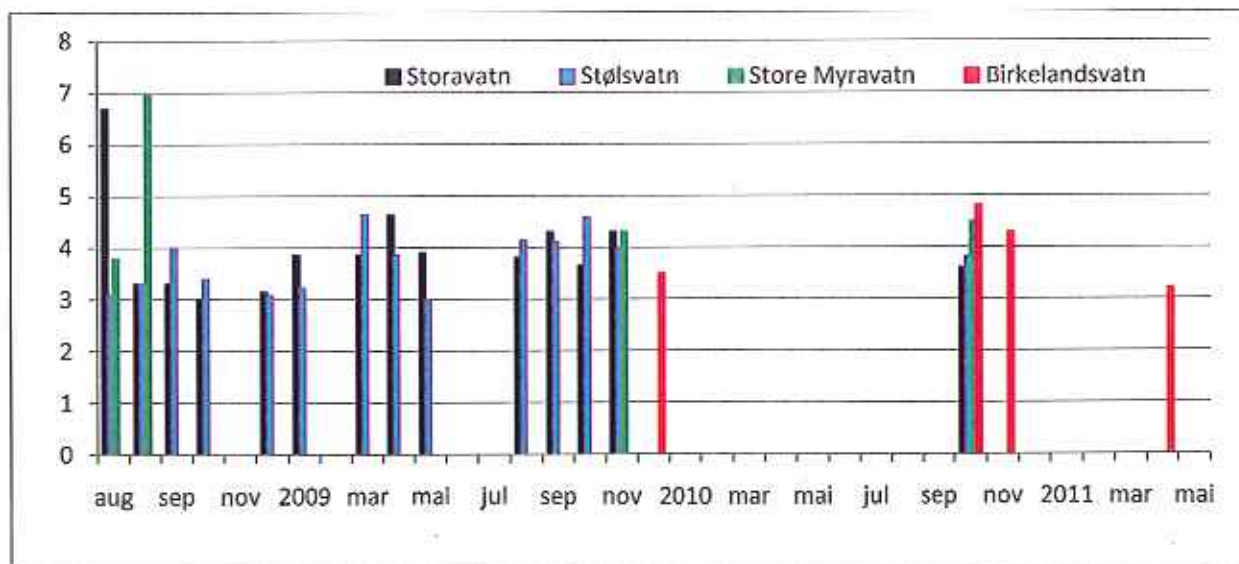
I perioden 2007 til 2009 har vi fulgt sensorisk kvalitet av råvann i dagens kilder Stølsvatn og Storevatn. Det er ikke signifikant forskjell mellom kildenes sensoriske kvalitet, selv om det har vært enkeltopisoder med høy luktintensitet av Storevatn. Resultatene er vist i figur 9.



Figur 9: Sensorisk kvalitet av råvann fra Stølsvatn og Storevatn

Birkelandsvatn og Store Myravatn

Vi har startet med systematisk overvåkning av de mulig nye vannkildene, Birkelandsvatn og Store Myravatn. Det er foretatt sporadisk sensorisk vurdering av vannkvaliteten i de 2 vannene. Figur 10 viser vannkvaliteten av de eksisterende råvannskildene og enkeltanalyser av Store Myravatn og Birkelandsvatn. De foreløbige resultater viser at luktintensiteten ligger omtrent på samme nivå. Ingen konklusjoner kan trekkes på sporadiske resultater og vannkildene bør følges opp med videre sensoriske analyser.



Figur 10: Sensorisk kvalitet av råvann fra Stølsvatn, Storevatn, Store Myravatn og Birkelandsvatn

Ledningsnett

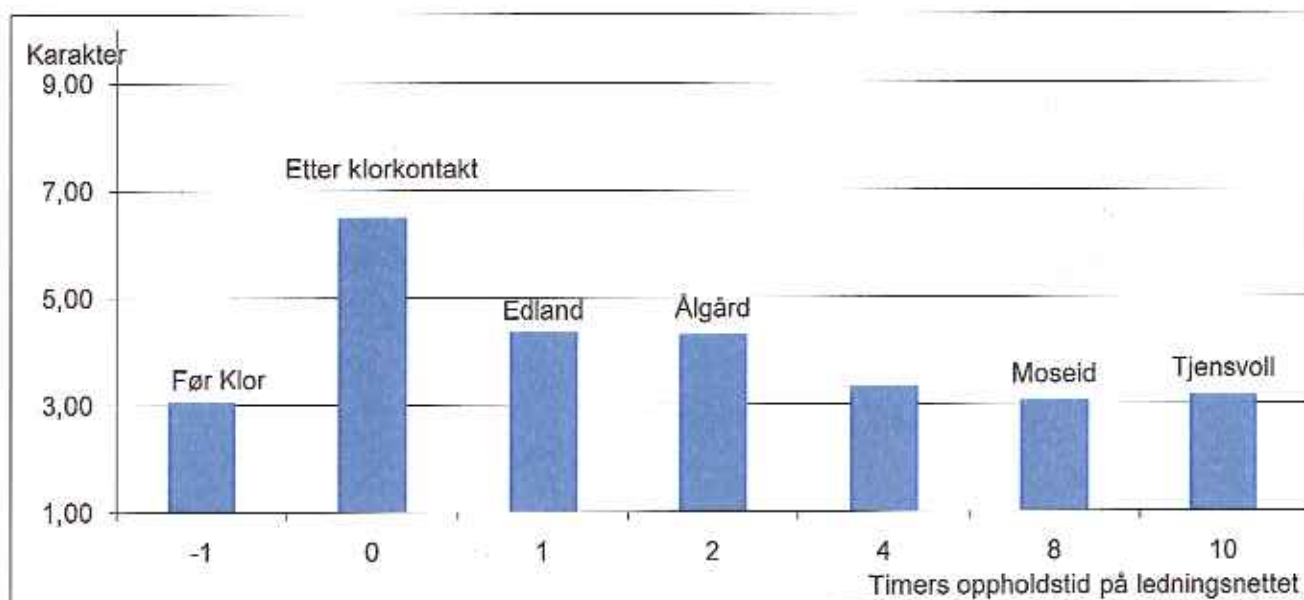
Vi har sett på den sensoriske kvaliteten av vann fra ledningsnett. Prøvene kommer fra bestemte faste uttakssted, vist i tabell 1, og fra spesielle sted der publikum har klaget på drikkevannet.

Tabell 1: Faste uttakssted på ledningsnett

Oppholdstid, timer	IVARS hovedledning			Ledningsnett	
	Til Tjensvoll	Til Rennesøy	Jærledningen	Stavanger	Hå
0	<i>Langevatn</i>				
1	<i>Edland</i>				
2	<i>Fjermestad inn</i>				
3	<i>Fjermestad ut</i>				
4	<i>Orstad</i>				
8	<i>Mosoid</i>				
10	<i>Tjensvollbassenget inn</i>				
20				<i>Stokka</i>	
28		<i>Austre Åmøy</i>			
50		<i>Rennesøy</i>			<i>Varhaug</i>
58		<i>Eltervåg</i>			<i>Vigrestad</i>
74			<i>Sirevåg</i>		

IVARs hovedvannledning nordover

Figur 11 viser den sensoriske vannkvaliteten langs IVARs hovedvannledning fra før klorbehandling ved Langevatn vannbehandlingsanlegg og frem til Tjensvollbassenget. Av figuren kan en tydelig se hvordan klor påvirker vannets totale luktinntrykk. Etter klorkontakt stiger luktinntrykket fra karakteren 3 til 7. Lukten avtar etter som konsentrasjonen av fritt klor reduseres og ikkeenger vannets sensoriske kvalitet etter 3-4 timer.



Figur 11: Gjennomsnittsverdier av vannets totale lukt fra Langevatnanlegget, langs IVARs hovedvannledning til Tjensvollbassenget.

Rennesøystrekket og Jærledningen

Den sensoriske kvaliteten av IVARs drikkevann tatt ut fra ventilkamre på hovedledningen til Rennesøy frem til Eltervåg er av god kvalitet, med lave luktintensiteter. Tilsvarende god sensorisk kvalitet registreres også på drikkevann tatt ut fra ledningsnett og IVARs hovedledning på Jæren, frem til Sirevåg.

Klager

Det kommer sporadisk inn drikkevann til sensorisk analyse med opprinnelse i klager på ledningsnett vann. Klager formidles via den aktuelle kommunen som har ansvar for eget ledningsnett. For IVAR er det interessant å registrere den sensoriske kvaliteten av alt drikkevann med opprinnelse i eget vannbehandlingsanlegg. Drikkevann som det klages på har oftest en signifikant dårligere sensorisk kvalitet enn referanse vann tatt ut fra nærliggende områder.

Oppsummering ledningsnett

Resultatene av ferdig behandlet drikkevann tatt ut fra ledningsnett viser at vann direkte ut fra vannbehandlingsanlegget har en sterk klorklukt og får høye lukt karakterer. I Sandnes og i Stavanger er det områder på kommunens nett med dårlig sensorisk kvalitet som gjør at publikum klager. Den sensoriske vannkvaliteten på Rennesøy er god, likeså vann tatt ut fra Jærledningen og fra IVARs hovedvannledning til Tjensvoll.

Rangeringstest

Forbrukertest

IVAR deler ut drikkeflasker til publikum ved ulike arrangementer. Et av ankepunktene var tidligere en sterk plastlukt av flaskene, selv etter langvarig bruk og gjentatte omganger med vask. Da IVAR skulle bestille nye drikkeflasker i 2007 ble det sensoriske panelet brukt til uttesting av mulige flasketyper. Flaskene havnet i 3 kategorier, noen avga lite lukt, noen avga medium lukt mens andre avga mye lukt. Flaskene ble også testet i en forbrukertest blant IVARs egne ansatte, da de ansatte er engasjert i omdømmet og mange hadde sterke meninger om flaskene. Det var samsvar mellom forbrukerpanelet og det sensoriske panels vurderinger. En flasketype som avga lite lukt ble valgt som ny IVAR flaske. Det har ikke vært klager eller kommentarer på plastlukt fra denne flasken, som nå har vært delt ut i over 3 år.

Sammenlignende test

Smak

Luktesansen er bedre egnet enn smakssansen til å diskriminere mellom drikkevannsprøver. Man kan heller ikke smake på prøver av råvann eller prøver av ukjent opprinnelse på grunn av smitterisiko. Ved trening av det sensoriske panel i 2007 konsentrerte vi oss om lukt.

Forbrukeren snakker om smak av drikkevann, og skiller lite mellom lukt og smak. Lukten blir en del av den totale smaksopplevelsen. IVARs sensoriske panel benytter sammenlignende test ved smak av drikkevann.

Videre arbeid

Nye vannkilder

I forbindelse med regionens hovedplan vann mot 2050 er det nødvendig å se på nye drikkevannskilder. I dette arbeidet er sensorisk analyse et nødvendig verktøy. Det gjennomføres systematisk kartlegging av vannkvaliteten i Birkelandsvatn, også med hensyn på sensorisk kvalitet.

Vannbehandling

På grunn av økende mengde organisk stoff i vannkildene er det nødvendig med en mer omfattende vannrensing enn i dag. I denne forbindelse prøves det ut alternative rensemetoder i pilotanlegget på Langevatn vannbehandlingsanlegg. Det skal nå arbeides videre med kjemisk felling og videreutvikling av denne metoden ved å supplere med biofiltrering. Sentralt er testing av vann fra andre behandlingsanlegg med tilsvarende prosesser.

Kloraminering

Ved å benytte kloramin på renvann oppnås en stabil og langvarlig desinfeksjonseffekt av renvann på nettet. Dette kan være en aktuell behandlingsmetode i fremtiden. Vann med ulike kloraminkonsentrasjoner undersøkes, kombinert med annen vannbehandling som testes ut i pilotanlegget.

Smak

Vi arbeider med å utvikle videre smakstesting av vann til også og omfatte beskrivende test, der ulike smaker beskrives og ikke bare det totale smaksintrykket

Ledningsnett

Vi ønsker å ha god kjennskap til den sensoriske kvaliteten av IVARs drikkevann på ledningsnettet. Dette oppnås ved å systematisk følge vannkvaliteten på hovedvannledningen og fra faste punkt periferert på ledningsnettet. Sensorisk vurdering av vannkvaliteten på ledningsnettet er et nyttig redskap i forbindelse med klager og kommunenes planer for utbedring av nettet.

Mariø, 25. mai 2011

Gro Johnsen

Oppdragsgiver: Ivar Iks
Oppdrag: 525096 – Fremtidig Råvannsforsyning og vannbehandling i Stavangerregionen
Del:
Dato: 2011-08-24
Skrevet av: Kristian Ohr
Kvalitetskontroll:

SAMMENDRAGSRAPPORT

INNHold

1	Innledning	2
2	Råvannstransport	2
2.1	Forutsetninger	2
2.2	Hydraulikk og VA-teknikk	3
2.3	Geologiske vurderinger	5
2.4	Investeringsbehov og byggetid	5
2.5	Påvirkning på råvannskvalitet	6
3	Vannbehandlingsløsninger	7
3.1	Dimensjoneringsgrunnlag	7
3.2	Moldeprosess	7
3.3	Oson-biofilter	10
3.4	Karbonatiseringsanlegg	11
3.5	Kalkyler for investering og drift	12
3.6	Bærekraftvurderinger	13
4	Magasin vurderinger	14

Dette er en sammendragsrapport basert på fem delrapporter utarbeidet i skisseprosjekt for ny råvannsforsyning og vannbehandling i IVAR-regionen.

1 INNLEDNING

IVAR-regionen vokser raskt, med økende forbruk av drikkevann. Dagens kilder har begrenset kapasitet og vil måtte suppleres innen 10-15 år. Tilsvarende vil også kapasiteten på vannbehandlingsanlegget måtte utvides, fra dagens dimensjonerende kapasitet på 2.500 l/s til framtidig (2050) 3.300 l/s.

Dagens kilder er relativt grunne og gir derfor høyere temperatur på drikkevannet i sommerhalvåret enn det som er ønskelig. Det er også en markant utvikling mot høyere fargetall, noe som etter hvert vil gi behov for et fargefjerningstrinn i vannbehandlingen.

IVAR har selv utredet mulige nye råvannskilder og vannbehandlingsløsninger. De aktuelle kildene er:

- Birkelandsvatn i Bjerkreim kommune
- Store Myrvatn i Gjesdal kommune

Aktuelle vannbehandlingsløsninger for fargefjerning er:

- Koagulering/direktefiltrering (Moldeprosessen)
- Oson-biofilter (OBF)

IVAR har etablert pilotanlegg for begge prosesser. Dette gir erfaringer fra reell uttesting på eget råvann.

Formålet med skisseprosjektet har først og fremst vært å kalkulere alternativene. Som en sammenlikning for vannbehandlingsløsningene, er det også tatt med en utvidelse av eksisterende vannbehandlingsprosess (karbonatisering) selv om denne ikke gir fargefjerning.

For Moldeprosessen er det også beskrevet og kalkulert et alternativ med etterpolering i aktive kullfiltre for å fjerne eventuell rest av lukt og smak som ikke fjernes i hovedprosessen. Det er ikke utarbeidet tegninger for dette alternativet.

For råvannskildene er det også gjennomført beregninger av magasinkapasitet for ulike scenarier.

2 RÅVANNSTRANSPORT

2.1 Forutsetninger

- Dagens to kilder (Stølsvatn inkl. Rømsvatn og Storevatn) og reservekildene Langevatn og Hagavatn skal fortsatt kunne brukes og driftes sammen med ny kilde.

- Begge de nye kildene ligger videre øst for Stølsvatn, slik at eksisterende råvannstunnel til Stølsvatn forlenges. Dagens transportsystem, inkludert styringsbassenget i Nonsberget, inngår dermed som en del av systemet, og skal håndtere den økte framtidige belastningen.
- Inntak fra kildene skal plasseres på minimum 70 m dybde og minimum 10 m over bunnen for å sikre vann av best mulig kvalitet.
- Råvannstransportsystemet skal dimensjoneres for 4.000 l/s.

2.2 Hydraulikk og VA-teknikk

Trykktap i vannbehandlingsprosessen gir føringer for hvor langt ned nivået i Nonsberget styringsbasseng kan gå. Trykktapet er størst for OBF, med krav til minimum nivå kt. + 175,4 i Nonsberget.

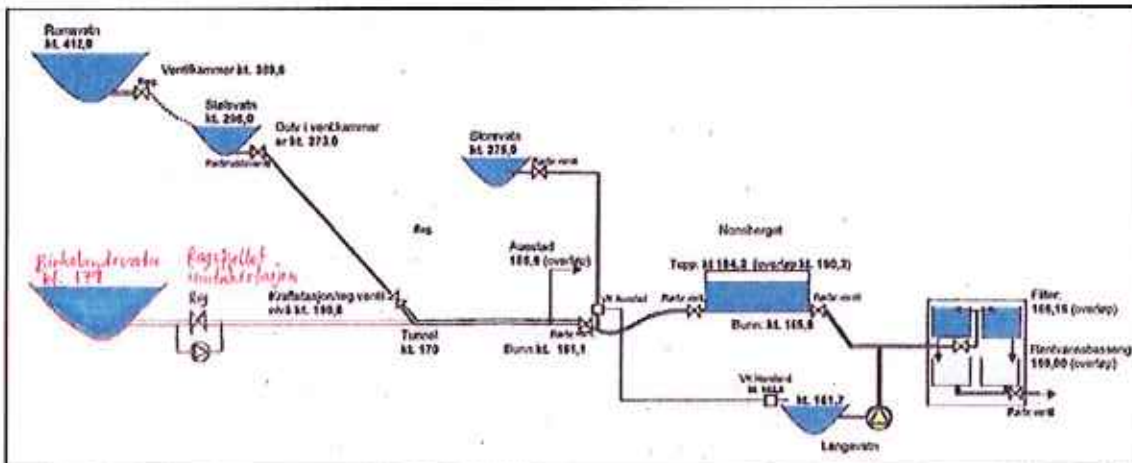
De to kildene har ulike hydrauliske forutsetninger:

- Birkelandsvatn har beregnet gjennomsnittlig vannstand på kt +178,8 og laveste beregnede vannstand (LBV) på kt +177,3. Råvannstunnelen må forlenges ca 4,5 km.
- Store Myrvatn er regulert til kraftproduksjon. Laveste regulerte vannstand (LRV) er kt. +593,7 og høyeste regulerte vannstand (HRV) er kt +610. Råvannstunnelen må forlenges 7,8 km til Espeland. Dalen ved Espeland må krysses med ledning i grøft i en lengde av ca 1000 m, før ny tunnel på 17,4 km fra Espeland til ønsket inntakspunkt i Store Myrvatn.

For Birkelandsvatn vil det være nødvendig å etablere en trykkøkningsstasjon i Ragsfjellet, jf. prinsippsskisse i Figur 1. Behovet for pumping blir svært lite dersom Moldeprosessen velges, mens for OBF vil det i praksis være behov for pumping en god del av tiden. Årlig energibehov for pumping til OBF er anslått til 475.000 kWh.

Inntak direkte i tunnel på 70 m dybde vil kunne utføres dersom egnet utslagssted finnes (må undersøkes nærmere), og dette anbefales framfor inntaksledninger.

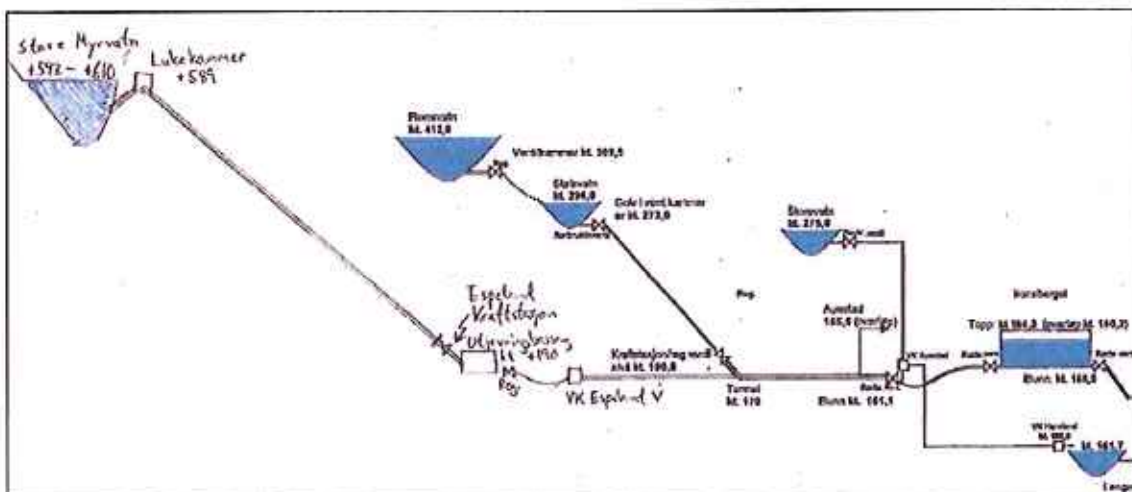
Et delnedbørsfelt til Birkelandsvatn (Nedrebøfeltet) er svært landbrukspåvirket. Avskjæring og bortledning av tilførselen av dette delfeltet via 4,6 km lang tunnel til Hofreistevatn er derfor kalkulert inn som en mulighet.



Figur 1: Prinsippskisse Birkelandsvatn

For Store Myrvatn er det stor tilgjengelig fallhøyde som bør utnyttes til kraftproduksjon ved nytt kraftverk plassert ved Espeland. Det etableres et mindre utjevningsbasseng for undervann fra ny kraftstasjon. På østsiden av Espeland etableres ventilkammer i forbindelse med ny kraftstasjon og på vestsiden etableres ventilkammer ved overgang fra ledning til tunnel.

Inntaket i Store Myrvatn etableres som tunnelinntak nær vannets dypeste punkt. Inntakspunkt blir på ca kt +535. Dette innebærer at krav om 70 m inntaksdybde kun er oppfylt når magasinet er tilnærmet fullt. Ved LRV vil inntaksdybden kun bli ca 60 m. Fra inntak stiger tunnelen til et lukekammer som må etableres om lag 180 m under fjelloverflaten, på ca kt. +589. Prinsippene for inntak og overføring fra Store Myrvatn er vist i Figur 2.



Figur 2: Prinsippskisse Store Myrvatn

2.3 Geologiske vurderinger

Berggrunnen for nye tunneltraseer er sammenliknet med berggrunnen langs den etablerte tunneltraseen Auestad-Stølsvatn, der det ble påtruffet problematiske bergforhold, spesielt langs de første/vestre ca. 3,5 km av den 7,8 km lange tunnelen. Topografien er forskjellig for de to delstrekke, der det første, og mest problematiske, strekket hadde lavere terrenghøyder og brede topografiske forsenkninger.

Bergforholdene for driving av tunneler på strekningen Espeland-Store Myrvatn forventes å være gode. Forholdene i området Stølsvatn-Espeland-Hofreistæ synes sammenliknbare med forholdene i østre (beste) del av Auestad-Stølsvatntraseen og det er lite sannsynlig å påtreffe tilsvarende dårlige bergforhold som i den vestre (dårligste) delen. Vurderingene er usikre og det anbefales geofysiske undersøkelser ved videreføring av planarbeidet.

Fullprofilboring er vurdert opp mot konvensjonell boring og sprengning. I en fullprofilboret tunnel vil tverrsnitt og volum være mindre enn i en råsprengt tunnel. Sikringskostnadene vil være mindre og det vil ikke være behov for støpt såle.

Tunnelen fra Espeland til Store Myrvatnet er den strekningen som i utgangspunktet er aktuell for fullprofilboring. De andre strekningene er for korte for fullprofilboring og må i tillegg drives på synk som gjør fullprofilboring lite aktuelt. Berggrunnen består av gneiser og granitter som har dårlig borbarehet og vil gi lav inndrift ved fullprofilboring, men vurderes å være velegnet for konvensjonell boring og sprengning. Byggetiden for tunnelen Espeland-Store Myrvatnet blir dessuten mindre ved en konvensjonelt boret og sprengt tunnel, forutsatt at det blir tillatt med tverrslag i Øvre Maudal, som gjør at tunnelen på 17.4 km kan deles på 3 stuffer med stullengder på 4.9-7.3 km. Det er derfor lagt til grunn at alle tunnelstrekningene, inklusiv tunnelen Espeland-Store Myrvatnet, vil bli drevet med konvensjonell boring og sprengning

I vestenden av Birkelandsvatnet er det lagt til grunn avskjærende dam-/kanalkonstruksjoner som leder forurenset overflatetilsig fra jordbruksområdene inn i avskjærende tunneler som leder dette til Hofreistævatnet.

Det er gjort en grov vurdering av massetransport og disponering av sprengstein, som indikerer muligheter for sprengsteinsdeponier nær tunnelåpninger og tverrslag.

Transportlengde er en viktig faktor for økonomi og nærmiljøbelastning, så massedisponering må vurderes nærmere i videre planleggingsarbeid.

2.4 Investeringsbehov og byggetid

Entreprisekostnadene er estimert ut fra forutsetning om steindeponier nær tunnelåpningene, og inkluderer alle tunnelarbeider samt bygningsmessige arbeider og maskininstallasjoner for inntaks-/pumpestasjoner og ventilkamre, vannledning i grøft samt avskjærende kanaler og tunneler. Rigg og drift er medtatt med 20 %. En eventuell kraftverksinstallasjon med tilhørende fjell- og byggearbeider er ikke tatt med.

	Birkelandsvatn u/avskjæring av Nedrebøfeltet	Birkelandsvatn m/avskjæring av Nedrebøfeltet	Store Myrvatn
Total tunnallengde, km	4,3	9,3	25,2
Entrepriisekostnad (per mars 2011 eks mva)	217 MNOK	360 MNOK	748 MNOK
Byggetid	2,5 år	2,5 år	4 år
Volum utsprengt (faste m ³)	116 000	246 000	519 000
Tonn CO ₂ -ekvivalenter	3 911	6 249	17 713

2.5 Påvirkning på råvannskvalitet

Råvannet kan påvirkes gjennom råvannstunnelene via innlekking av fremmedvann. Påvirkningen kan være positiv (f. eks. kalsiumholdig grunnvann) eller negativ (f. eks. jern, mangan, mikroorganismer). Påvirkningen avhenger både av innlekkingsmengde og kvaliteten på vannet som lekker inn.

Nedbørsfeltet over de planlagte tunnelene består hovedsakelig av utmark med mye fjellterreng. Det finnes flere mindre vann og mange mindre elver og bekker i nedslagsfeltet. Med unntak av enkelte forsenkninger er det sparsomt med løsmasseoverdekning.

På grunnlag av observerte innlekkasjer i tunneler i grunnfjellsgneis, samt oppgitte kapasiteter på nærliggende fjellbrønner i gneisbergarter, anslås innlekket vannmengde til 18 l/min. pr 100 m tunnel (3 l/s pr km tunnel). Dette anslaget er satt noe høyt.

Ved minimum døgnforbruk i en normal forsyningssituasjon (2,3 m³/s) vil mengden innlekket grunnvann utgjøre i overkant av 3% for den lengste tunnelen (Myrvatn – 23,8 km) og under 1% for tunnelen til Birkelandsvatnet (4,3 km).

Det er ikke registrert større forurensningskilder i tunnelenes nedslagsfelt, men avrenning fra dyrket mark og naturbaserte avløpsløsninger kan lokalt gi noe forurenset grunnvann. Det er likevel liten sjanse for at slike små lokale forurensninger vil påvirke kvaliteten på innlekket vann. Det er dermed den naturlige fysiske-kjemiske kvaliteten som trolig vil ha størst betydning. På grunnlag av vannkvalitet i fjellbrønner i gneis, forventes det god fysisk-kjemisk kvalitet på grunnvann i fjell i området. Det må likevel regnes med å få innlekkasjer som ikke tilfredsstillende drikkevannskravene, og dette vil helst gjelde radon, pH, jern og mangan.

Grunnvann med høyt radoninnhold vil ikke bli noe problem i og med at radonet vil luftes ut før det når abonnentene. Avvikende verdier for pH vil heller ikke være noe problem i og med at råvannet har forholdsvis lav pH, mens grunnvannet vil ha en gjennomsnittlig pH på rundt 8.

Det er i utgangspunktet knyttet mest usikkerhet til jern og mangan. Våre beregninger viser at man kan få en liten økning i innholdet av jern og mangan som følge av innlekking av grunnvann, men denne eventuelle økningen vil ha liten betydning for vannkvaliteten.

Ved eventuelle store innlekkinger av jern- og manganholdig grunnvann, vil jern og mangan felles ut som metalloksider/hydroksider i kontakt med oksygenholdig vann i tunnelene. Sammen med organisk innhold i råvannet kan dette gi slamdannelse i tunnelene. Erosjon i dette slamm som følge av økninger i vannføringen kan gi økninger i fargetall, turbiditet og kintall. Det er derfor viktig at man tilrettelegger for spyling av tunnelene med noe års mellomrom. Til dette trengs en resipient med tilstrekkelig kapasitet. Dette bør planlegges inn i prosjektet på forhånd, slik at man kan utstyre tunnelen med uproblematisk spylepunkter.

Vi vil også påpeke forurensningsfaren ved selve tunneldriften, og at det må gjennomføres en skikkelig rengjøring før råvannet slippes igjennom.

Vurderingene bygger på mange usikre data. Det er derfor viktig at man i forbindelse med tunneldriften foretar inspeksjon av innlekkasjer, med mengdemålinger og prøvetaking av innlekket grunnvann. Eventuelle store innlekkasjer av grunnvann med dårlig vannkvalitet bør vurderes tett. Før vannet kjøres på nett bør det i tillegg gjennomføres en overvåkning av vannkvaliteten i begge endene av tunnelene.

3 VANNBEHANDLINGSLØSNINGER

3.1 Dimensjoneringsgrunnlag

Anlegget skal dimensjoneres for en maksimal nettoproduksjon på 3 300 l/s.

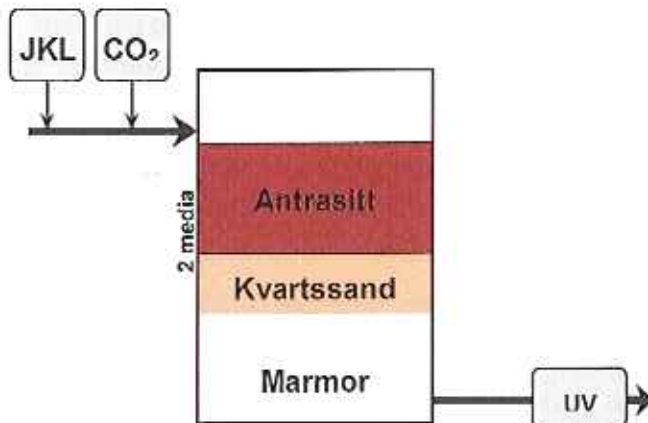
Midlere produksjon settes til 2 536 l/s (80 mill m³/år).

Fargetallet i råvannet inn til anlegget varierer i dag i området 6-13 mg Pt/l. I aktuelle framtidige råvannskilder varierer fargetallet i området 6-10 mg Pt/l. Det skal tas høyde for at dette kan øke til 20 mg Pt/l.

3.2 Moldeprosess

Moldeprosessen kombinerer koagulering/direktefiltrering og karbonatisering i ett filtertrinn.

Figuren under viser hovedprinsippet for moldeprosessen:



Prosessen er utviklet siden midten av 90-tallet og brukes i dag på ca 30 vannverk i Norge, der Svartediket VB i Bergen er det største hittil med 925 l/s. Prosessen har vist seg å være svært godt egnet for å kombinere fullrensing med karbonatisering og er svært robust i forhold til endringer i råvannskvalitet.

Følgende hovedpunkt beskriver løsningskonsept og dimensjonering av hovedelementene i anlegget:

- I eksisterende 3 m tykke marmorfiltre erstattes øverste meter med et tomediafilter av kvartssand og antrasitt. Det dimensjoneres for en brutto filterhastighet på 7 m/h (inkl vann til spyling og modning). I tillegg til eksisterende 16 filter, utvides med 21 nye filter av samme størrelse, dvs. totalt 37 filtre.
- Dimensjonerende filterspyling med 65 m/h i 6 minutter. Det spyles med rent vann via separat spylevannsbasseng på 2000 m³ dimensjonert for fem spylinger pluss et utjevningvolum.
- Dimensjonerende modning med 10 m/h i 50 minutter. Modningsvannet tilbakeføres til innløpet på anlegget som returvann
- Brukt spylevann/slam forutsettes fortykket. Klarvann fra fortykking returneres til innløpet på anlegget som returvann.
- Det er lagt opp til at returvann pumpes tilbake til innløp via nytt returvannsbasseng på 1500 m³. Dette er dimensjonert for alt klarvann og modningsvann fra én filterspyling pluss et utjevningvolum. (Utslipp av returvann til lokal resipient vil kunne redusere JKL forbruk og slamproduksjonen mye, men krever utslippstillatelse fra forurensningsmyndighetene).
- Klorkontaktbasseng skal ha en oppholdstid på min. 30 minutter, med et vannivå på kt +156,0. Dette innebærer at eksisterende klorkontaktbasseng må utvides fra et effektivt volum i dag på 3.000 m³ til 6.000 m³.

- Det er ikke tatt med utjevningsvolum eller sikkerhetsvolum i klorkontaktbasseng eller egne rentvannsbasseng. Dette må vurderes i videre prosjektering.

Vann fra moldeprosessen kan ha noe mer rest av lukt og smak enn vann fra oson biofilterprosessen. Dersom slike lukt- og smakskomponenter skal reduseres er et alternativ å filtrere vannet gjennom aktivkull (GAC) i et filtreringstrinn mellom moldeprosessfiltrene og UV-anlegget.

Aktivkullfiltre bygges som standard nedstrømsfiltre på samme måte som eksisterende filtre. Kontakttid (EBCT) må vurderes nærmere, men her antas en dimensjonerende EBCT på høyst 7,5 minutter, som tilsvarer en midlere EBCT på ca. 10 minutter. Med disse forutsetningene blir nødvendig volum av aktivkull ca. 1500 m³. Det kan være fornuftig å bruke eksisterende 16 filter til aktivt kull og bygge nye filter til Moldeprosssen. 16 aktivkullfiltre gir en overflatebelastning ved Q_{dim} på 14,3 m/h og et tap over filtermassen på i overkant av 1 mVs som gjør det mulig å unngå pumpetrinn.

Aktivkull mister etter hvert effekten i forhold til å holde tilbake lukt- og smakskomponenter. Kullet må da enten byttes ut eller det må regenereres. Det vanlige er å regenerere kullet. Dette skjer primært ved varmebehandling. Det knytter seg stor usikkerhet til hvor ofte regenerering vil være nødvendig. I kostnadsberegninger tas det høyde for regenerering hvert 3. år.

Aktivkullfiltrene må tilbakespyles på samme måte som øvrige filtre. Vannet som filtreres har imidlertid gjennomgått felling og filtrering i foregående trinn, slik at behovet for tilbakespyling er lavt. Det vil bli svært liten økning i trykktap mellom spylingene. Tilbakespyling med luft er ikke nødvendig. Filtrene forutsettes tilbakespylt med en hastighet på 30 m/h i 10 min og en frekvens på hver 14. dag. Dette utgjør en spylevannsmengde på 260 m³ per spyling og utgjør kun om lag 0,1 % av produksjonen. Brukt spylevann kan føres direkte til lagune som i dag.

Etter enkle gravitasjonsfortykkere vil slammengden fra Moldeprosessen typisk utgjøre <10% av spylevannsmengden, dvs. inntil 21,5 l/s som utjevnet mengde med tørrstoffinnhold 0,2-0,3 % ved dimensjonerende produksjon. Dette blir normalt ledet til utslipp i sjøresipient eller til kommunalt avløpsnett. Avløpsnettet gjennom Ålgård har begrenset kapasitet og hovedkloakken fra Figgjo videre til Sandnes har også kortvarige episoder uten ledig kapasitet. Denne mengden kan være i overkant av hva avløpsnettet har av tilgjengelig kapasitet. Med ytterligere et fortykkertrinn basert på kontinuerlige lamellseparatorer fortykkes slamfasen til 1% TS og en mengde på 3,6 l/s. Klarvannsfasen (18 l/s) fra dette fortykkertrinn forutsettes pumpet til returvannsystemet, mens slamfasen kan slippes til avløpsnettet

Det er varierende erfaringer med påslipp av spylevann/slamfase til avløpsnettet. På renseanlegget forventes det ikke problemer ut over økt tørrstoffbelastning og større slamproduksjon, men jern- og tørrstoffholdig prosessvann har i noen tilfeller gitt problemer med felling og sedimentering i avløpsledninger og pumpestasjoner.

For å redusere dette problemet, kan det etableres lokalt slambehandlingsanlegg som tar ut slamtørrestoffet gjennom fortykning, polymertilsetning og avvanning i sentrifuger. Avvanning vil gi et slamprodukt med om lag 20% TS og 3,4 l/s rejektivann til avløpsnett (eller resipient).

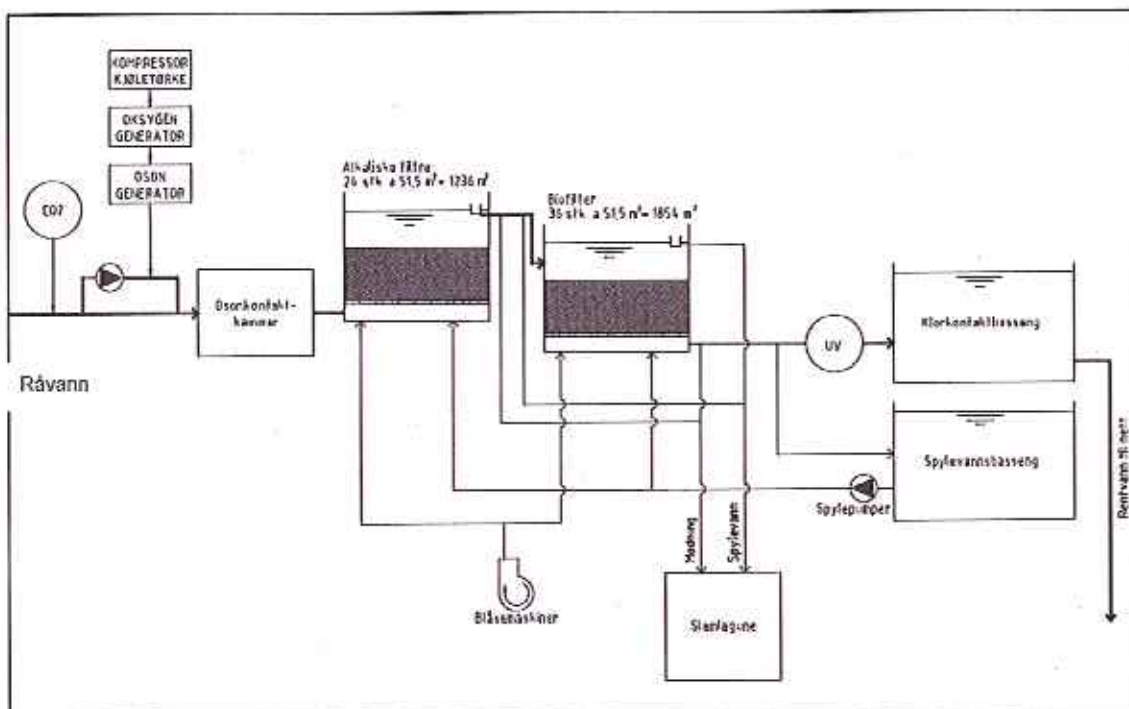
3.3 Oson-biofilter

Oson er en kraftig oksidant som oksiderer organisk stoff, herunder humus og mikroorganismer, samt bl.a. jern, mangan, ammonium, pesticider og andre miljøfremmede organiske stoffer. Reaksjonene skjer hovedsakelig i løpet av de første sekunder og minutter etter tilsetning av oson til vann.

I overflatevann under norske forhold brukes oson for å inaktivere mikroorganismer og for å bleke humus. Oson kan også bryte ned bl.a. organiske miljøfremmede stoffer samt naturlige lukt- og smaksstoffer i vann. Det er levert 15-20 lukkede prefabrikkerte OBF-anlegg i Norge. Produsentene opererer med omtrent samme dimensjoneringskriterier for biofiltrene: en overflatebelastning på 8-9 m/h og en oppholdstid på 20 minutter. Til daglig er belastningen lavere.

Alle undersøkelser vi kjenner til viser at biotilgjengelig karbon, målt som BDOC, er høyere i filtrert vann enn i råvann ved disse anleggene. Noen anlegg har erfart problemer med sterk kimtallsvekst på nettet. Årsakene til slike problemer er bare delvis kjent.

Figuren nedenfor skisserer OBF løsningen som er planlagt hos IVAR.



Figur 3: OBF prinsippskisse

Følgende hovedpunkt beskriver løsningskonsept og dimensjonering av hovedelementene i anlegget:

- Det legges opp til to-trinns filteranlegg med alkalisering i oppstrøms marmorfilter før biofiltertrinn. Dette gir lang oppholdstid mellom osontilsetning og biofilter, noe som reduserer risikoen for oson til atmosfæren og behovet for kjemisk av-osonering. Det er uansett en fordel å alkalisere vannet før biofilteret.
- Både alkaliske filtre og biofiltre kan spyles med alkalisert vann fra et felles spylevannsbasseng. Alkaliske filtre spyles daglig ved maksimalt 70 m/h i 6 minutter. Biofiltre spyles hver 14. dag ved maksimalt 40 m/h i 12 minutter. Vannforbruk til spyling under dimensjonerende forhold er 3,4 % tillegg til nettoproduksjon. Dimensjonerende produksjon i delprosessene osonering og alkaliske filtre blir da 3 412 l/s, mens biofiltrene dimensjoneres for nettoproduksjonen på 3 300 l/s. Brukt spylevann kan føres direkte til lagune som i dag. Det vil derfor ikke være behov for ytterligere utjevning av brukt spylevann.
- Oksygen til osonproduksjon produseres på stedet. Dimensjonerende osondose er satt til 3,0 mg/l for å redusere det dimensjonerende fargetallet på 20 mg Pt/l til godt under 5. En dose på 1,5 mg/l under normal drift vil være tilstrekkelig til å redusere et fargetall på 15 mg Pt/l til 5. Osonert vann passerer gjennom lange stålrør inn i kontaktkamrene. Første del er et eget kammer der overskuddsgass trekkes av. Kontaktkamrene utformes for stempelstrømning og dimensjoneres for 15 minutters oppholdstid.
- Alkaliske filtre dimensjoneres for 20 minutters oppholdstid (EBCT) og en overflatebelastning på 10 m/h. Dette gir 24 nye filtre av samme størrelse som de eksisterende.
- Eksisterende marmorfiltre kan enkelt konverteres til biofiltre med en effektiv filterdybde på 3,2 m. Dimensjonerende overflatebelastning settes til 6,4 m/h og oppholdstid 30 minutter. I tillegg til dagens 16 filter må det bygges 20 nye filtre med samme utforming, dvs. totalt 36 biofiltre. Som biofiltermedium benyttes et porøst mineralsk materiale som Filtralite eller liknende.

3.4 Karbonatiseringsanlegg

Dersom man skal utvide kapasiteten på eksisterende anlegg, må filterarealet økes. Eksisterende filterlinjer forlenges med tre nye filtre pr linje, totalt 6 filtre. Det gir en filterhastighet på ca. 11 m/h som i dag.

Rørføringer og råvanns-/spylevannskanaler forlenges/videreføres for nye filtre. Klorkontaktbassenget forlenges under nye filtre og 22 m videre utover i samme retning som filterlinjene. Denne delen vil da ligge under bakken slik at vegen kan reetableres etterpå.

Det synes ikke nødvendig å gjøre endringer på CO₂-dosering, spylevannshåndtering, blåsemaskiner, marmorfylling, nødstrøm etc.

3.5 Kalkyler for investering og drift

Investeringsbehov omfatter utvidelsene av bygg og prosessanlegg, inkl. eventuelle ombygginger og tilpasninger til eksisterende anlegg.

Årskostnader er beregnet som økte driftskostnader for prosessutvidelsene og kapitalkostnader for investeringene for hvert anleggsalternativ. Driftskostnadene er beregnet for oppgitt forventet vannforbruk i 2050.

Tabell 1: Investeringer i millioner NOK

	Moldeprosess med lokal slambehandling	Moldeprosess med slam til avløp	Oson bloffilter	Karbonatisering	Moldeprosess med lokal slambehandling og aktivkullfilter
Grunnarbeider	11	10	13	3	13
Utomhus, ledn. arb. mm	3	22	4	3	4
Bygg	126	115	199	34	181
Maskin	87	78	134	11	120
Elektro (35 % av maskin)	30	27	47	4	42
Driftskontroll (15 % av maskin)	13	12	20	2	18
VVS (8 % av bygg)	10	9	16	3	14
Uforutsatt og reserve (20 %)	56	55	86	12	78
Rigg og drift (20 % påslag sum)	67	66	104	14	94
Entreprisokostnad	404	393	623	85	565
Adm., prosjektering, byggeledelse (12 %)	48	47	75	10	68
Sum investeringskostnad	453	441	697	95	633

Tabell 2: Årlige driftskostnader, millioner NOK/år

	Moldeprosess med lokal slambehandling	Moldeprosess med slam til avløp	Oson biofilter	Karbonatisering	Moldeprosess med lokal slambehandling og aktivkullfilter
Kjemikaliekostnader	6,5	6,3	4,0	4,0	6,5
Strømkostnader	1,8	1,7	4,3	0,5	2,1
Slamkostnader	1,5	3,3	0,0	0,0	1,5
Økt behov for bemanning	1,8	1,3	1,3	0,1	2,0
Generelle drifts- og vedlikeholdskostnader	2,9	2,7	4,5	1,0	6,2
Sum driftskostnad	14,5	15,2	14,1	5,6	18,3

Tabell 3: Totale årskostnader, MNOK/år

	Molde- prosess med lokal slam- behandling	Molde- prosess med slam til avløp	Oson- biofilter	Karbonati- sering	Molde- prosess med lokal slam- behandling og aktivkull- filtre
Kapitalkostnad bygg	14,9	13,6	23,1	4,0	21,1
Kapitalkostnad Utomhus, ledn. arb mm	0,3	2,3	0,4	0,3	0,4
Kapitalkostnad øvrige arbeider	14,3	12,8	22,1	1,8	19,8
Sum kapitalkostnad	29,6	28,8	45,6	6,1	41,3
Årlig driftskostnad	14,5	15,2	14,1	5,6	18,3
Sum årskostnad	44,1	44,0	59,6	11,7	59,6
<i>Sum årskostnad (øre/m³)</i>	<i>55,1</i>	<i>55,0</i>	<i>74,5</i>	<i>14,6</i>	<i>74,5</i>

3.6 Bærekraftvurderinger

Utslipp av klimagasser anses som den viktigste parameteren ift. miljøpåvirkning og bærekraft for de ulike vannbehandlingsløsningene. Dette er beregnet og sammenstilt i tabellene nedenfor.

Tabell 4: Klimagassutslipp fra bygging av anlegg (CO₂-ekvivalenter)

	Molde- prosess	Molde- prosess med aktivt kull	Oson- biofilter	Karbonati- sering
Klimautslipp, ressursforbruk, CO ₂ -ekv. (tonn)	2 696	4 457	4 383	776
Klimautslipp, transport, CO ₂ - ekv. (tonn)	233	270	411	45
Sum, CO₂-ekv. (tonn)	2 930	4 727	4 794	820

Beregnet årlig strømforbruk, og klimagassutslipp fra hhv strømforbruk og transport av kjemikalier og filtermateriale er vist i tabell 5.

Tabell 5: Beregnet årlig energiforbruk og klimagassutslipp fra vannbehandlingsprosesser

	Molde- prosessen m/ lokal slam- behandling	Molde- prosessen m/ slam til avløp	Molde- prosessen m/ lokal slam- behandling og aktivt kull	Oson- blofilter	Karbonati- sering
<i>Strømforbruk (MWh/år)</i>	1 812	1 743	2 109	4 238	550
Klimautslipp, strømforbruk, CO ₂ -ekv. (tonn/år)	381	366	443	890	116
Klimautslipp regenerering GAC (tonn/år)			450		
Klimautslipp, transport, CO ₂ - ekv. (tonn/år)	360	331	378	198	198
Sum, CO₂-ekv. (tonn/år)	740	697	1 270	1 088	314

Dersom Birkelandsvatnet velges som kilde, vil det for OBF i tillegg være et energibehov til pumping for råvannsforsyning på 475 MWh, tilsvarende 100 tonn CO₂-ekv/år.

Moldeprosessen uten etterpolering gir et vesentlig lavere CO₂ utslipp enn OBF, mens med etterpolering i aktivt kullfilter blir CO₂ utslippet høyere enn OBF. Dette skyldes høye CO₂ utslipp knyttet til regenerering eller erstatning av aktivt kull.

4 MAGASINVURDERINGER

Magasinberegningene legger til grunn et forventet forbruk i 2050 på 2,54 m³/s i gjennomsnitt over året. I tillegg er det regnet 13% prosessvannstap til spyling etc, slik at totalt råvannsuttak i 2050 satt til 2,87 m³/s, svarende til 90,6 mill m³ pr år.

Birkelandsvatn på ca. 179 moh har den fordel at nedbørsfeltet er stort, men på grunn av manglende regulering er det ikke mulighet for å magasinere vann i selve innsjøen. Dessuten er det et innslag av forurensende jordbruk i deler av nedbørsfeltet. Et nedbørsfelt på 11,7 km² er derfor regnet som avskåret i beregningene av Birkelandsalternativet.

Det regulerte vannkraftmagasinet Store Myrvatn på 593-610 moh (LRV - HRV) har på sin side fordel av å ligge høyere og mer isolert og derfor mer beskyttet mot forurensning. Nedbørsfeltet er betydelig mindre, og tilsiget er mer ujevnt fordelt over året som følge av den høyere beliggenheten (kaldere vinter). Dette oppveies i noen grad av at Store Myrvatn har en høy grad av regulering: volumet er ca. 60 mill. m³, svarende til ca. halvparten av årstilsiget

Det er utarbeidet en vannhusholdningsmodell som beregner den hydrologiske situasjonen i vassdraget, naturlig og som følge av på vannuttak til IVAR med eller uten vannkraftproduksjon. Modellen er basert på lange observerte avrenningsserier fra NVE. Modellen er brukt til å kartlegge i hvilken grad vannressursene er tilstrekkelig til å oppfylle IVARs behov for råvann og i hvilken grad gjeldende miljøkrav kan overholdes. Miljøkravene

er basert på at Bjerkreimvassdraget er fredet. Effekten av ulike avbøtende tiltak er også vurdert.

Tabell 6: Scenarier for vannuttak og kraftproduksjon

Scenario	Kilde	Kommentar	
0	Ingen uttak	Jomfruelig vassdrag, dvs ingen regulering av St. Myrvatn	
1	Som i dag	Kraftproduksjon på Maudal som i dag	
2	Birkelandsvatn	Kraftproduksjon på Maudal som i dag	
3	Store Myrvatn	Uttak av 2,87 fra St. Myrvatn, kraftverk Espeland. Maudal produserer kraft på resten (minimum 0,35 m ³ /s)	A: Vannkraft er prioritert B: IVAR er prioritert
4	Store Myrvatn	All kraft produseres på Espeland, unntatt minstevannføringen på 0,35 m ³ /s.	A: Vannkraft er prioritert B: IVAR er prioritert

Modelleringen viser at Birkelandsalternativet (Scenario 2) kan oppfylle IVARs behov til enhver tid. Ulempen er en betydelig reduksjon av avløpet videre til Bjerkreimvassdraget. Det vil oppstå tørrlegging av strekningen mellom Birkelandsvatn og samløpet med Austrumsdalselva ca. 2 % av tiden, og vannføringen faller under Alminnelig Lavvannføring (ALV) i 11 % av tiden (mot 3,5 % av tiden i naturtilstanden). Det er funnet at i et gjennomsnittsår trenges det et volum på 3,9 mill. m³ for å opprettholde ALV ut av Birkelandsvatn.

Denne miljøkonsekvensen kan avbøtes i ulik grad, ved et eller flere av følgende tiltak:

- Bygging av en terskel ved utløpet av Birkelandsvatn, slik at man i praksis får en viss regulering.
- Flytte utløpet av Austrumsdalselva ca. 500 m lengre nord slik at elven munner ut direkte i Birkelandsvatn.
- Bruk av reservemagasinet i Storavatnet til vannforsyning (effektivt magasinivolum ca 15 m³).
- Påslipp til Birkelandsvatn fra reservemagasinet i Romsvatn (magasinivolum ca 20 mill m³).
- Lyse holder igjen et visst magasinivolum i Store Myrvatn som kan slippes på ved behov.

Gjennomførbarhet og konsekvenser av de ulike avbøtende tiltakene må vurderes nærmere i videre planlegging.

Tabell 7: Hovedresultater fra simulerte scenarior

Scenario	Kilde	Variant	Manglende volum for å dekke IVARs behov [mill m ³]		Manglende volum for å opprettholde tilsig til Bjerkreimsvassdraget (*) [mill m ³]		Produsert energi [GWh/år]
			Normalt år	Ekstremt år	Normalt år	Ekstremt år	
0	Naturtilstand						
1	Dagens situasjon						94
2	Birkelandvatn		0	0	3,9	14	94
3	St- Myrvatn. Kun 2,87 m ³ /s til Espeland	3A: Vannkraft prioritert	6,3	33	≈0	≈0	113
		3B: IVAR prioritert	4,1	30	≈0	≈0	113
4	St- Myrvatn. All kraft produseres på Espeland	4A: Vannkraft prioritert	5,4	33	≈0	≈0	120
		4B: IVAR prioritert	2,3	24	≈0	≈0	111

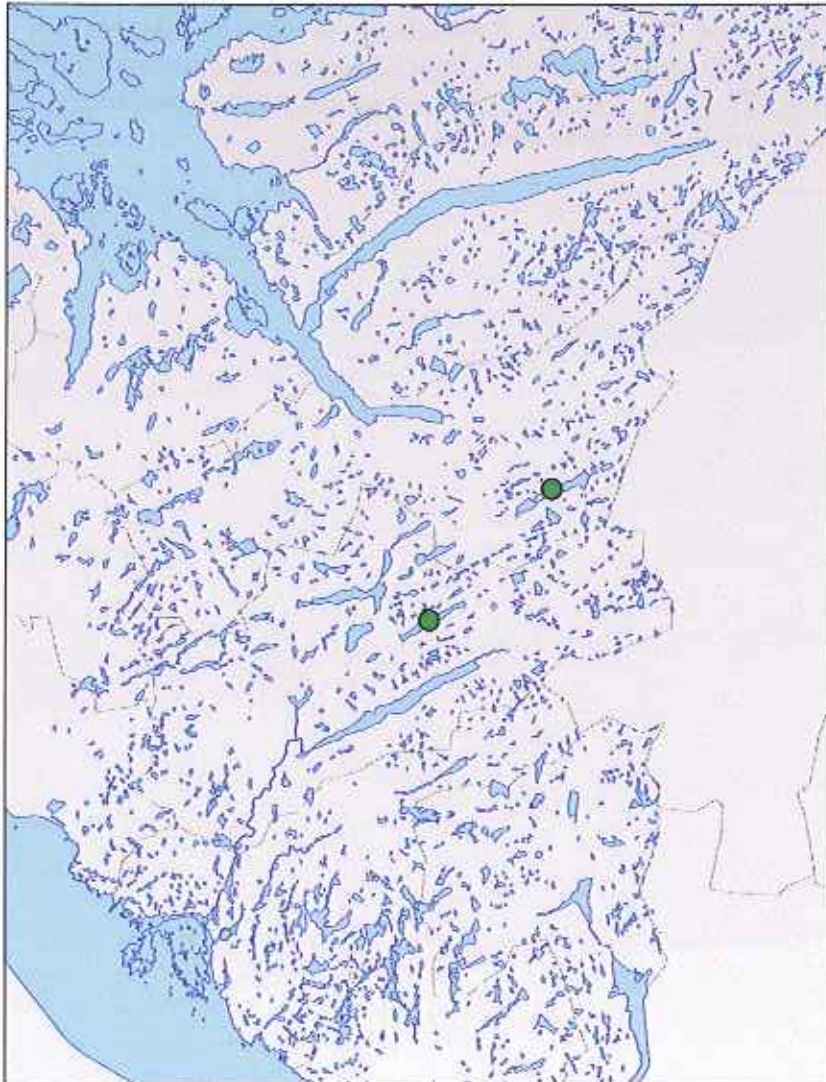
Ingen av Store Myrvatn-alternativene kan dekke IVARs behov fullt ut. Scenario 4B kommer klart best ut. Det må i perioder "spares" på vannet selv om tradisjonell kraftverko optimalisering, pga strømpriser eller for å unngå overløp, skulle tilsi å øke kraftproduksjonen. I et slikt scenario vil IVAR oppleve forsyningssvikt i 2,5 % av tiden, svarende til et manglende volum på 2,3 mill m³ i et normalår. I et ekstremår er det et underskudd på 24 mill m³ noe som krever at både Storevatn og Stølsvatn/Romsvatn benyttes som reservekilder/magasiner i perioder for å dekke underskuddet.

Sammenliknet med scenario 4A, som er det mest fordelaktige mhp kraftproduksjon, vil årlig produsert kraftmengde ligge 7,5 % lavere (111 GWh mot 120 GWh) og gi restriksjoner for når kraften kan produseres.

Det er ikke tatt hensyn til effekten av forventede klimaendringer. Dette skyldes at det ikke er mulig - med en rimelig grad av sikkerhet - å si noe om i hvilken retning klimaendringer vil påvirke vannressursens tilgjengelighet eller hvor mye. Det er ikke grunn til å tro at effekten av klimaendringer vil påvirke valg av scenario.

Fremtidige nedbørforhold på Birkelandsvatn og Store Myrvatn

Under følger en oversikt over forventede endringer ved vannene Birkelandsvatn og Store Myrvatn, lokalitetene er merket i figur 1.



Figur 1 Lokalliteter brukt i analysen.

Om projeksjoner og scenarier

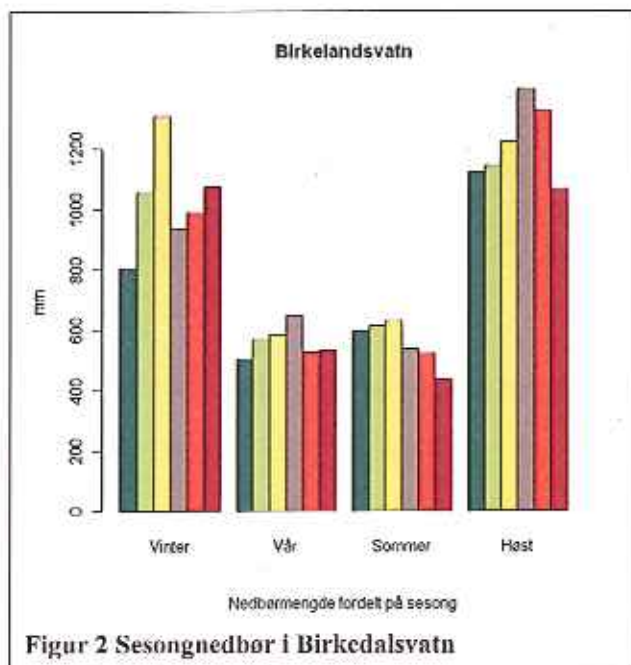
For å si noe om fremtiden må vi først kjenne til hvordan klimaet blir styrt av indre og ytre krefter. Dette er i dag lagt inn i store globale klimamodeller. Disse klimamodellene kan så brukes til å beregne vær og klima på jorden frem i tid. For å kunne gjennomføre denne typen beregninger trengs en god beskrivelse av de naturlige drivkreftene, som f.eks. solen. I tillegg trengs en god beskrivelse av den menneskelige påvirkningen, hovedsakelig i form av utslipp av drivhusgasser. For å gi denne typen beskrivelse av de menneskelige bidragene har IPCC utarbeidet en rekke ulike scenarier for utviklingen på jorden, og formalisert disse i et sett bokstavkoder. I denne rapporten er scenariene IS92A brukt for midten av århundret, og A'' og B2 brukt for slutten av århundret. Nå er det slik at alle scenariene utvikler seg relativt likt mot midten av århundret. Når det gjelder de to valgte for slutten av århundret beskriver de en

utvikling uten vesentlige endringer fra i dag, A2, og en utvikling der det kommer noen begrensninger, samt bedre teknologi, B2.

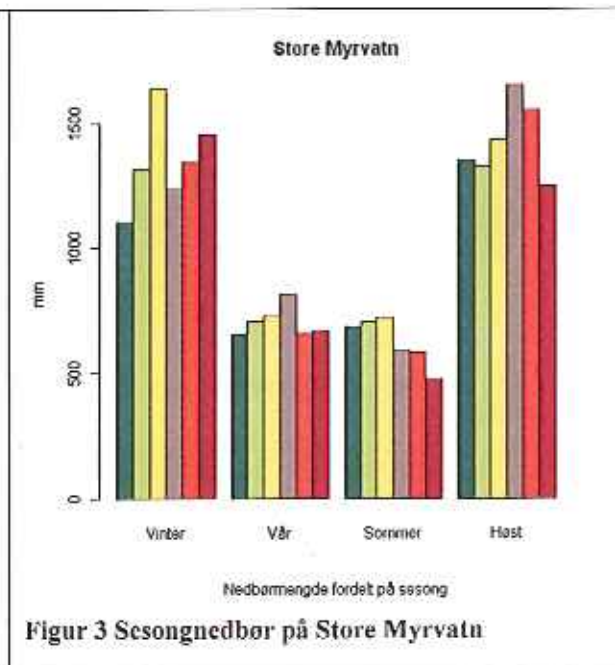
Etter at IPCC har lagt disse scenariene har de ulike klimaforskningsentrene i verden tatt disse scenariene i kombinasjon med sine klimamodeller og lagt projeksjoner for mulig klimautvikling i verden. Resultatene av disse projeksjonene har met.no så nedskalert for å gi et best mulig bilde av utviklingen i Norge. Nedskaleringen brukt her er en tostegsprosess: Først er en regional klimamodell, som bruker de globale resultatene som randbetingelser, brukt, deretter er en statistisk justering av disse gjennomført. Resultatet er at vi har projeksjoner for Norge med oppløsning på 1*1 km. Tilsvarende som disse projeksjonene har vi historiske grid på samme oppløsning tilbake til 1957. Ut fra disse, historiske og projiserte, har datasett fra de to punktene over blitt hentet ut og brukt i det videre arbeidet.

Nedbør

I figur 2 til 9 er forventede endringer på nedbør beskrevet. Figur 2 og 3 viser dagens og projisert sesongnedbør. Figur 4 og 5 viser 99 persentilen for døgnnedbør, det vi si at 99% av dagene har mindre nedbør enn dette nivået [mm/døgn]. Figur 6 og 7 viser gjennomsnittlig antall dager per år med 10 mm eller mer nedbør i et døgn, mens 8 og 9 viser det samme med grense på 50 mm. Datagrunnlaget for alle figurene er presentert påfølgende tabeller.



Figur 2 Sesongnedbør i Birkedalsvatn



Figur 3 Sesongnedbør på Store Myrvatn

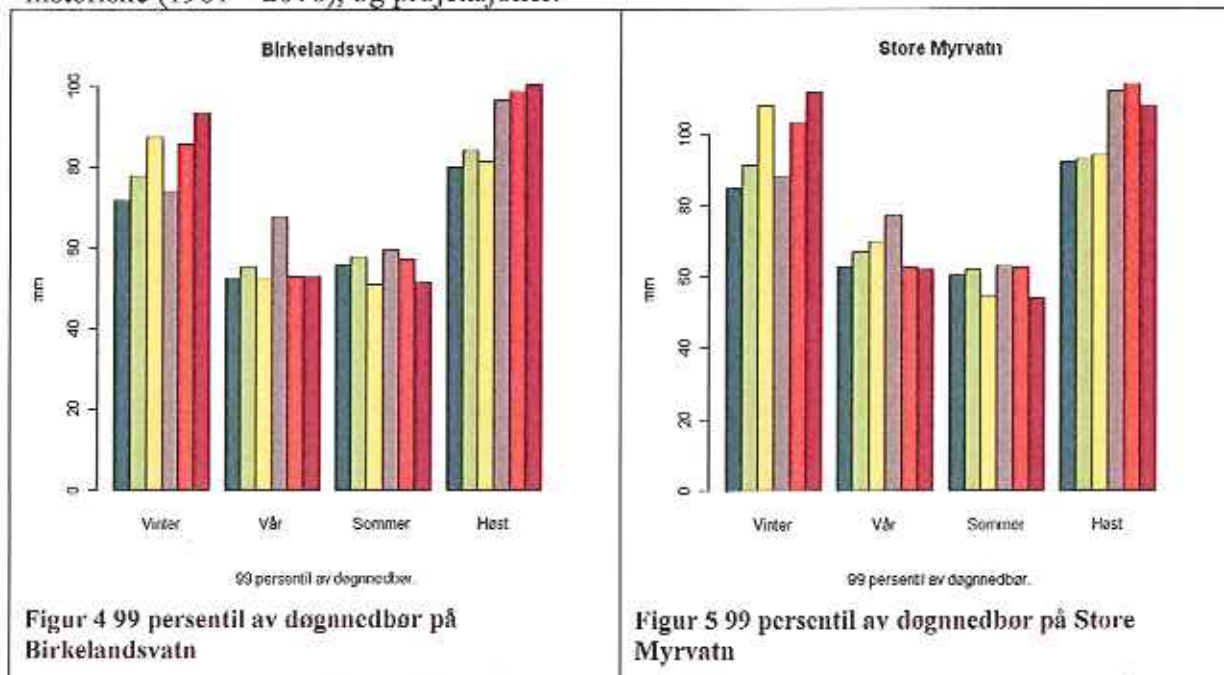
I figur 2 og 3 er følgende fargekode benyttet:

- Mørkegrønn er normalen (1961 – 1990)
- Lysegrønn er historiske verdier for perioden 1981 – 2010
- Gul er projeksjon MPIS2 som gjelder for perioden 2020 – 2050 og er beregnet hos Max Planck Institute med utslippsscenario IS92A
- Grå er projeksjon MPIB2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Max Planck Institute med utslippsscenario B2
- Lys rød er projeksjon HADB2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Hadley Institute med utslippsscenario B2
- Mørk rød er projeksjon HADA2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Hadley Institute med utslippsscenario A2

Vinter er desember til februar, vår er mars til mai, sommer er juni til august, og høst er september til november.

	Birkedalsvatn				Store Myrvatn			
	Vinter	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Høst
Normal	804	504,7	596	1124,2	1104,9	656,6	685,7	1353,3
Hist	1054,6	569,8	614,1	1145,7	1317,3	710,2	705	1325
MPIS2	1309,6	584,4	630,8	1223,2	1635,9	730,3	724,3	1433,1
MPIB2	933,1	648,1	540,8	1399,9	1234,7	815,3	592,1	1651,4
HADB2	990,2	525,3	521,9	1328,8	1345,7	660,1	581,7	1553,6
HADA2	1073,9	533	438,1	1066,3	1450,6	666,9	479,9	1247,7

Tabell 1: Sesongvise nedbørmengder for både historiske (Normal (1961 – 1990), og historiske (1981 – 2010), og projeksjoner.



Figur 4 99 persentil av døgnnedbør på Birkelandsvatn

Figur 5 99 persentil av døgnnedbør på Store Myrvatn

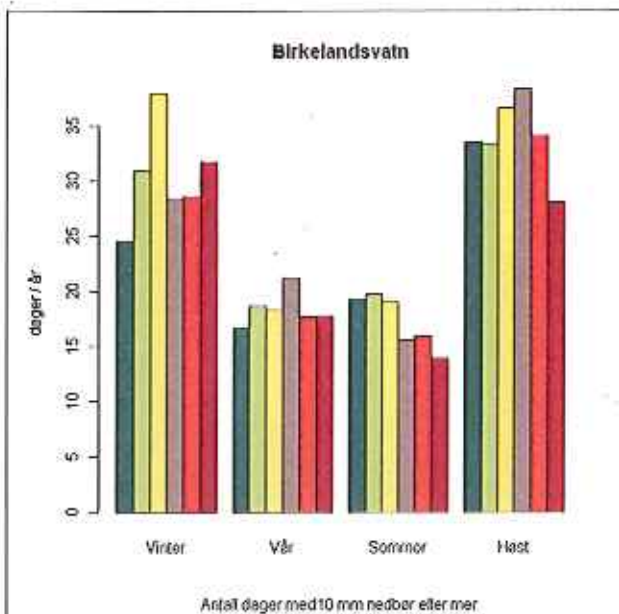
I figur 4 og 5 er følgende fargekode benyttet:

- Mørkegrønn er normalen (1961 – 1990)
- Lysegrønn er historiske verdier for perioden 1981 – 2010
- Gul er projeksjon MPIS2 som gjelder for perioden 2020 – 2050 og er beregnet hos Max Planck Institute med utslippsscenario IS92A
- Grå er projeksjon MPIB2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Max Planck Institute med utslippsscenario B2
- Lys rød er projeksjon HADB2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Hadley Institute med utslippsscenario B2
- Mørk rød er projeksjon HADA2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Hadley Institute med utslippsscenario A2

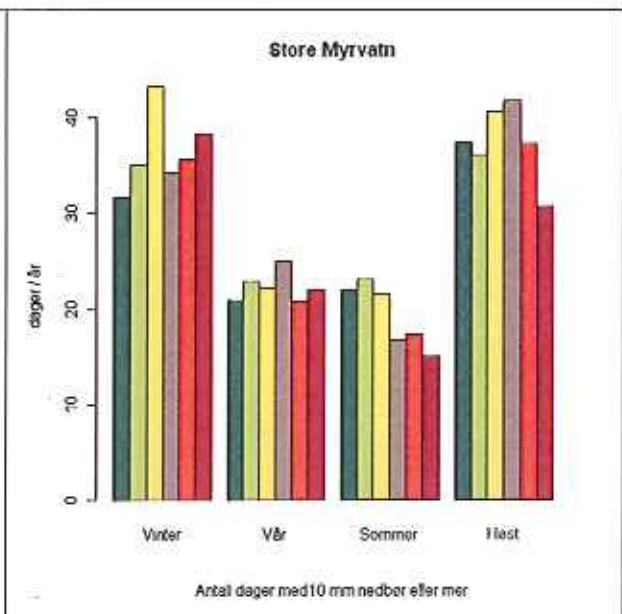
Vinter er desember til februar, vår er mars til mai, sommer er juni til august, og høst er september til november.

	Birkedalsvatn				Store Myrvatn			
	Vinter	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Høst
Normal	71,6	52,5	55,5	79,7	84,7	62,7	60,2	92,2
Hist	77,6	55,3	57,6	83,8	91,2	66,8	62	92,8
MPIS2	87,3	52,4	50,9	81,1	108	69,9	54,7	93,9
MPIB2	74	67,7	59,3	96,4	87,9	77	62,9	112,1
HADB2	85,7	52,8	56,9	98,4	103,3	62,6	62,6	113,8
HADA2	93,3	53	51	100	111,8	61,8	53,9	107,7

Tabell 2: Sesongvise nedbørmengder for 99 persentilen i døgnnedbør, både historiske (Normal (1961 – 1990), og historiske (1981 – 2010), og projeksjoner.



Figur 6 Antall dager med 10 mm eller mer fordelt på sesong på Birkelandsvatn



Figur 7 Antall dager med 10 mm eller mer fordelt på sesong på Store Myrvatn

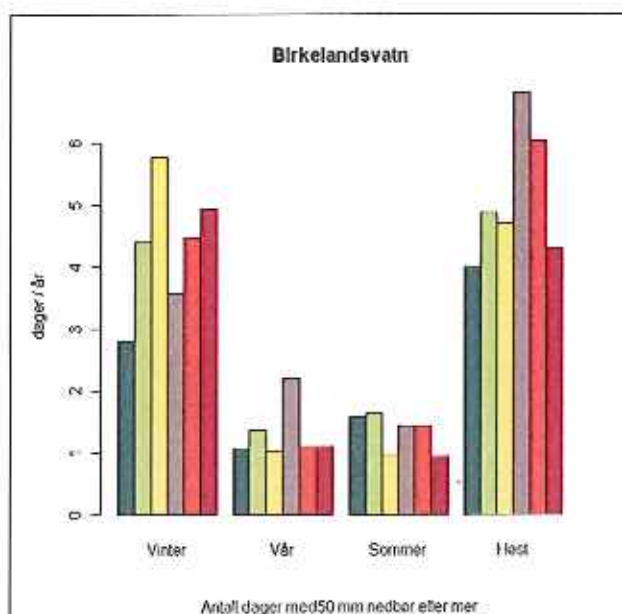
I figur 6 og 7 er følgende fargekode benyttet:

- Mørkegrønn er normalen (1961 – 1990)
- Lysegrønn er historiske verdier for perioden 1981 – 2010
- Gul er projeksjon MPIS2 som gjelder for perioden 2020 – 2050 og er beregnet hos Max Planck Institute med utslippsscenario IS92A
- Grå er projeksjon MPIB2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Max Planck Institute med utslippsscenario B2
- Lys rød er projeksjon HADB2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Hadley Institute med utslippsscenario B2
- Mørk rød er projeksjon HADA2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Hadley Institute med utslippsscenario A2

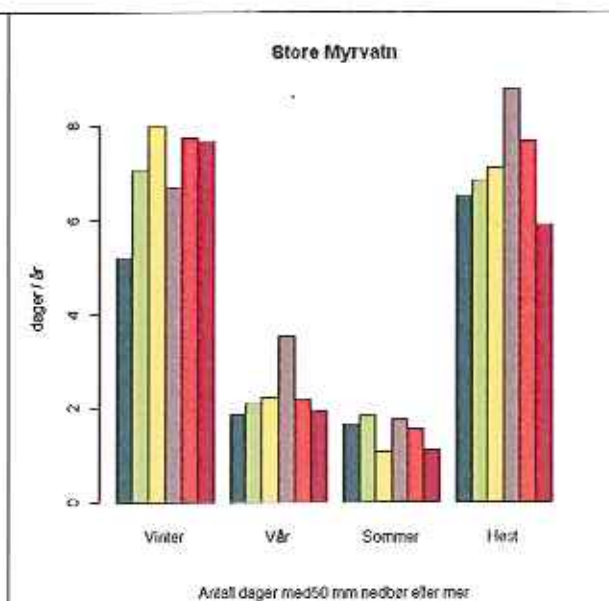
Vinter er desember til februar, vår er mars til mai, sommer er juni til august, og høst er september til november.

	Birkedalsvatn				Store Myrvatn			
	Vinter	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Høst
Normal	24,5	16,6	19,3	33,5	31,6	20,9	22,0	37,3
Hist	30,9	18,7	19,7	33,3	35,1	22,9	23,1	36,0
MPIS2	37,9	18,3	19,0	36,6	43,2	22,2	21,6	40,6
MPIB2	28,3	21,3	15,6	38,2	34,2	25,0	16,7	41,7
HADB2	28,5	17,7	15,9	34,0	35,7	20,8	17,3	37,2
HADA2	31,6	17,8	13,9	28,1	38,3	21,9	15,1	30,7

Tabell 3: Dager per sesong med nedbør over 10 mm, både historiske (Normal (1961 – 1990), og historiske (1981 – 2010), og projeksjoner.



Figur 8 Antall dager med 50 mm eller mer fordelt på sesong på Birkelandsvatn



Figur 9 Antall dager med 50 mm eller mer fordelt på sesong på Store Myrvatn

I figur 8 og 9er følgende fargekode benyttet:

- Mørkegrønn er normalen (1961 – 1990)
- Lysegrønn er historiske verdier for perioden 1981 – 2010
- Gul er projeksjon MPIS2 som gjelder for perioden 2020 – 2050 og er beregnet hos Max Planck Institute med utslippsscenario IS92A
- Grå er projeksjon MPIB2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Max Planck Institute med utslippsscenario B2
- Lys rød er projeksjon HADB2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Hadley Institute med utslippsscenario B2
- Mørk rød er projeksjon HADA2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Hadley Institute med utslippsscenario A2

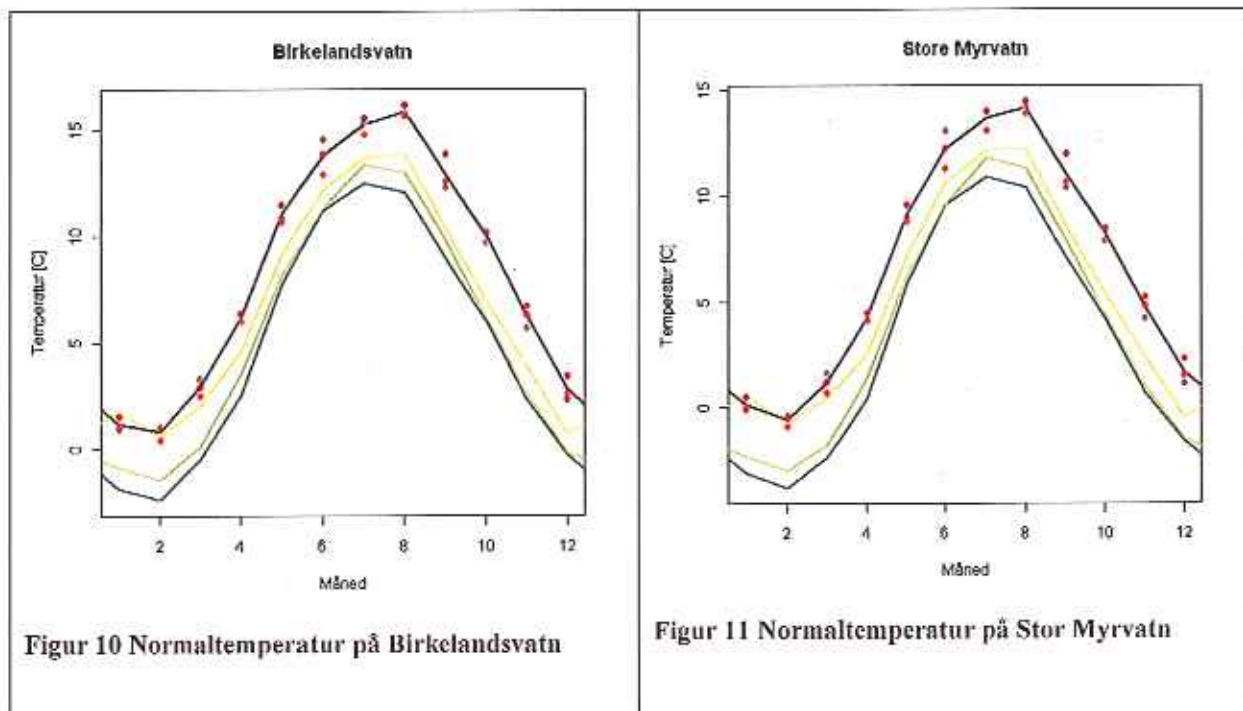
Vinter er desember til februar, vår er mars til mai, sommer er juni til august, og høst er september til november.

	Birkelandsvatn				Store Myrvatn			
	Vinter	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Høst
Normal	2,8	1,1	1,6	4,0	5,2	1,9	1,7	6,5
Hist	4,4	1,4	1,6	4,9	7,0	2,1	1,9	6,8
MPIS2	5,8	1,0	1,0	4,7	8,0	2,2	1,1	7,1
MPIB2	3,6	2,2	1,4	6,8	6,7	3,5	1,8	8,8
HADB2	4,5	1,1	1,4	6,0	7,7	2,2	1,6	7,7
HADA2	4,9	1,1	0,9	4,3	7,7	1,9	1,1	5,9

Tabell 4: Dager per sesong med nedbør over 50 mm, både historiske (Normal (1961 – 1990), og historiske (1981 – 2010), og projeksjoner.

Temperatur

I figur 10 til 15 er forventede endringer i temperatur beskrevet. Figur 10 og 11 viser dagens og projisert sesongtemperatur. Figur 12 og 13 viser Figur 14 og 15 viser



I figur 10 og 11 er følgende fargekode benyttet:

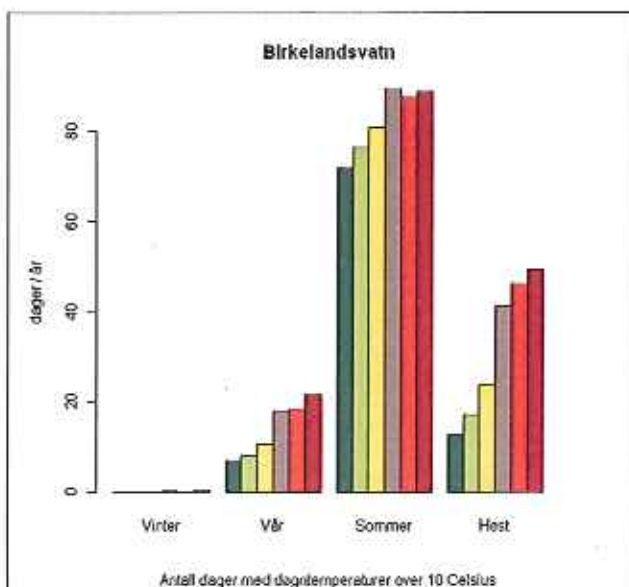
- Mørkegrønn strek er normalen (1961 – 1990)
- Lysegrønn strek er historiske verdier for perioden 1981 – 2010
- Gul strek er projeksjon MPIS2 som gjelder for perioden 2020 – 2050 og er beregnet hos Max Planch Institute med utslippscenario IS92A
- Grå punkt er projeksjon MPIB2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Max Planch Institute med utslippscenario B2
- Lys røde punkt er projeksjon HADB2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Hadley Institute med utslippscenario B2
- Mørkerøde punkt er projeksjon HADA2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Hadley Institute med utslippscenario A2
- Svart strek er gjennomsnittet av MPIB2, IADA2, HADB2

	Birkedalsvatn											
	jan	feb	mar	apr	mai	jun	jul	aug	sep	okt	nov	des
Normal	1,9	-2,4	-0,5	2,5	7,7	11,2	12,5	12,1	9,0	6,0	2,3	-0,3
Hist	0,9	-1,5	0,1	3,5	8,1	11,3	13,4	13,0	9,8	6,2	2,6	-0,2
MPIS2	1,7	0,6	2,0	4,6	9,1	12,2	13,7	13,9	10,4	7,0	3,9	0,7
P: 2071 - 2100	1,1	0,8	2,9	6,1	11,0	13,8	15,3	15,9	12,9	10,0	6,2	2,8
MPIB2	0,9	1,0	3,3	6,0	10,9	14,6	15,4	15,8	12,3	9,7	5,7	2,3
HADB2	1,0	0,4	2,5	6,0	10,7	12,9	14,8	15,7	12,6	10,2	6,3	2,6
HADA2	1,5	0,9	2,9	6,4	11,5	13,9	15,6	16,2	13,9	10,2	6,7	3,4

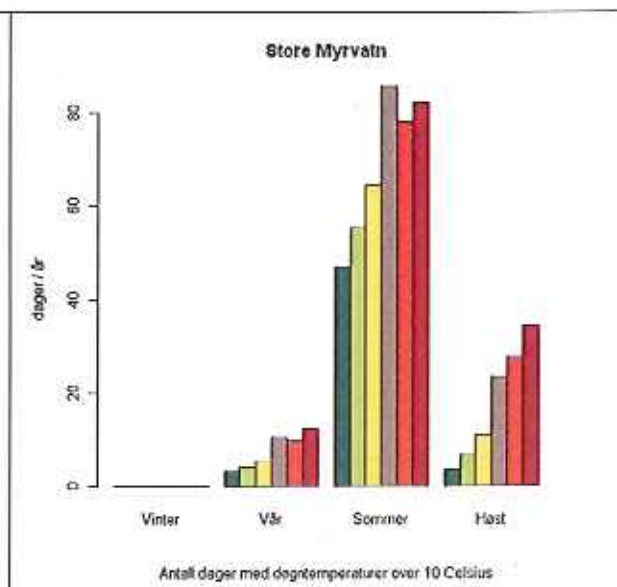
Tabell 5: Normaler for månedstemperatur, både historiske (Normal (1961 – 1990), og historiske (1981 – 2010), og projeksjoner. Merk at P: 2071 -2100 er gjennomsnittet av de tre følgende projeksjonene

	Store Myrvatn											
	jan	feb	mar	apr	mai	jun	jul	aug	sep	okt	nov	des
Normal	-3,1	-3,8	-2,4	0,4	5,8	9,6	10,9	10,4	7,1	4,2	0,7	-1,6
1981 - 2010	-2,3	-3,0	-1,8	1,4	6,2	9,6	11,8	11,3	7,9	4,4	1,0	-1,5
MPIS2	0,6	-0,7	0,4	2,5	7,2	10,6	12,2	12,3	8,8	5,4	2,4	-0,5
2071 - 2100	0,1	-0,6	1,2	4,2	9,1	12,2	13,7	14,2	11,0	8,3	4,7	1,6
MPIB2	-0,1	-0,4	1,6	4,1	9,0	13,1	14,0	14,2	10,4	7,9	4,2	1,1
HADB2	0,0	-0,9	0,7	4,1	8,8	11,3	13,1	13,9	10,7	8,4	4,8	1,5
HADA2	0,5	-0,5	1,2	4,5	9,6	12,3	14,0	14,5	12,0	8,5	5,2	2,3

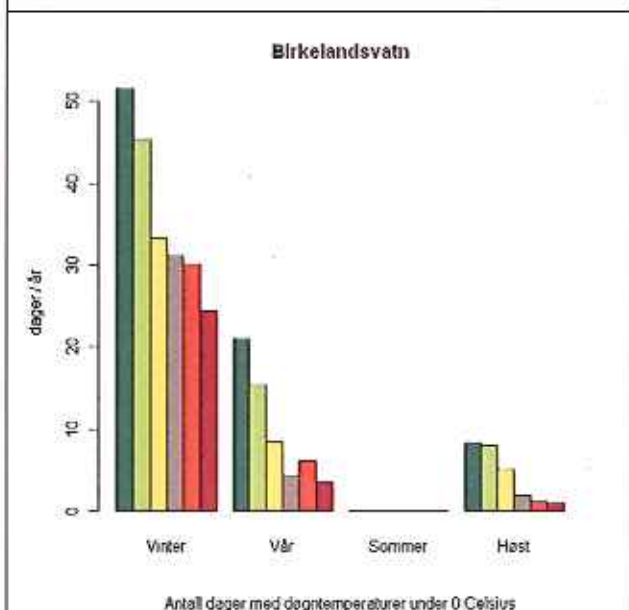
Tabell 6: Normaler for månedstemperatur, både historiske (Normal (1961 – 1990), og historiske (1981 – 2010), og projeksjoner. Merk at P: 2071 -2100 er gjennomsnittet av de tre følgende projeksjonene



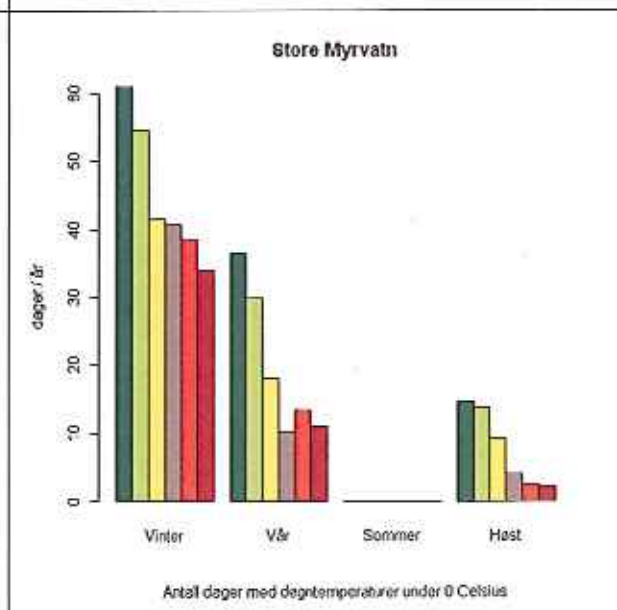
Figur 12 Antall døgn med døgngjennomsnittstemperatur over 10 Celsius på Birkelandsvatn



Figur 13 Antall døgn med døgngjennomsnittstemperatur over 10 Celsius på Store Myrvatn



Figur 14 Antall døgn med døgngjennomsnittstemperatur under 0 Celsius på Birkelandsvatn



Figur 15 Antall døgn med døgngjennomsnittstemperatur under 0 Celsius på Store Myrvatn

I figur 12 - 15 er følgende fargekode benyttet:

- Mørkegrønn er normalen (1961 – 1990)
- Lysegrønn er historiske verdier for perioden 1981 – 2010
- Gul er projeksjon MPIS2 som gjelder for perioden 2020 – 2050 og er beregnet hos Max Planck Institute med utslippsscenario IS92A
- Grå er projeksjon MPIB2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Max Planck Institute med utslippsscenario B2
- Lys rød er projeksjon HADB2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Hadley Institute med utslippsscenario B2
- Mørk rød er projeksjon HADA2 som gjelder for perioden 2071 – 2100 og er beregnet hos Hadley Institute med utslippsscenario A2

Vinter er desember til februar, vår er mars til mai, sommer er juni til august, og høst er september til november.

	Birkedalsvatn				Store Myrvatn			
	Vinter	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Høst
Normal	0,0	6,9	71,9	12,7	0,0	3,1	47,0	3,5
Hist	0,0	8,0	76,4	17,2	0,0	4,1	55,3	6,6
MPIS2	0,0	10,7	80,8	23,7	0,0	5,5	64,4	11,0
MPIB2	0,3	18,0	89,6	41,2	0,1	10,5	85,5	23,3
HADB2	0,1	18,5	87,5	46,2	0,0	9,7	78,0	27,5
HADA2	0,2	21,5	88,8	49,2	0,0	12,2	82,2	34,3

Tabell 7 Antall dager per sesong med minst 10 °C i døgntemperatur

	Birkedalsvatn				Store Myrvatn			
	Vinter	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Høst
Normal	51,4	21,0	0,0	8,3	60,9	36,4	0,0	14,7
Hist	45,3	15,4	0,0	7,9	54,8	29,8	0,0	13,8
MPIS2	33,4	8,6	0,0	5,1	41,5	18,1	0,0	9,3
MPIB2	31,1	4,4	0,0	1,9	40,6	10,1	0,0	4,1
HADB2	30,1	6,1	0,0	1,2	38,5	13,4	0,0	2,5
HADA2	24,3	3,5	0,0	0,9	33,9	11,0	0,0	2,2

Tabell 8 Antall dager per sesong med maks 0 °C i døgntemperatur

Oppsummering

Dagens situasjon

Området er et nedbørsrikt område med drøyt 3000 mm i året, fordelt med mesteparten på høst og vinter. Det er også høst og vinter en finner de kraftigste nedbørhendelsene på enkelt døgn. Her er 99 persentilen på ca 80 mm/døgn. Ikke overraskende finner vi relativt hyppig døgn med rikelig nedbør (10 mm eller mer), drøyt 1/3 del av tiden om høsten. Birkedalsvatn har vi også beregnet 4 døgn om høsten i normalperioden med nedbør over 50 mm og hele 6,5 døgn for det samme nivået på Store Myrvatn.

Temperaturmessig viser områdene en klar maritim innflytelse med relativt små variasjoner gjennom året. Normalen i februar på Stor Myrvatn er $-3,8$, og i Juli $10,9$. Antall dager per år med sommertemperaturer (døgnmiddel over $10\text{ }^{\circ}\text{C}$) på Birkedalsvatn er ca 90 i normalperioden, mens Store Myrvatn skiller med ca 54 dager. Tilsvarende vinterdager (under 0) er ca 80 på Birkedalsvatn i normalperioden, og nesten 110 på Store Myrvatn.

Fremtiden

I tabellene og grafene over er det brukt to sett projeksjoner. En projeksjon for perioden 2020 – 2050 (MPIS2), og 3 projeksjoner for slutten av århundret (MPIB2, HADB2, HADA2). Usikkerheten i å projisere klima for fremtiden gir naturlig nok store usikkerheter i resultatene, noe som vises godt i datasettene over.

Det kan forventes en klar økning i nedbøren i årene som kommer, spesielt ser det ut til at høst og vinter nedbøren øker klart. Det samme mønstret, markant økning om høsten og vinteren, finner vi om vi ser på de kraftigste hendelsene, her er det relativt stor enighet mellom modellene for slutten av århundret. Når det gjelder antallet dager med nedbør er det store sprik mellom modellene både om en ser på dager med minst 10 mm nedbør og dager med minst 50 mm nedbør. Oppsummert kan det se ut til at en får en klar økning i den totale nedbørmengden, og at en klar andel av dette kommer i form av en økning i de aller kraftigste hendelsene selv om antallet dager med nedbør kanskje ikke øker vesentlig.

Når det gjelder temperaturen er det allerede en klar økning i den (sammenligning av 1961 – 1990 og 1981 – 2010). Denne temperaturøkningen ser ut til å gå jevnt utover århundret, selvfølgelig med store variasjoner fra år til år. Resultatet av dette er at en får ca 40 dager mindre med døgntemperaturer under $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ på Birkedalsvatn og 50 – 60 færre vinterdager på Store Myrvatn.

Meteorologisk institutt 15.april 2011

Hans Olav Hygen
Klimaforsker

IVAR
Att: Karl Olav Gjerstad
Postboks 8134
4069 Stavanger

Deres referanse
Karl Olav Gjerstad

Deres brev av
e-mail av 07.04.2011

Vår referanse
DAG
J.nr. 1064/11
S.nr. 10062

Dato
8. juni 2011

Modellberegnet fosforbelastning i Birkelandsvatn

Det henvises til møte Karl Olav Gjerstad den 5. april 2011 samt til e-mail av 7. april der det bestilles en enkel modellberegning av dagens fosforbelastning i Birkelandsvannet, samt en beregning av gjenværende resipientkapasitet for fosfor med tanke på å unngå algeproblemer i drikkevannsforsyningen fra innsjøen.

Vi tar utgangspunkt i fosforkonsentrasjoner målt i innsjøen de senere år, samt metodikk gitt i SFT (nå Klif) Veileder 95:01: "Miljømål for vannforekomstene – sammenhenger mellom utslipp og virkning". I denne veilederen gis det metodikk for hvordan man kan beregne øvre akseptable middelkonsentrasjon av total fosfor, samt øvre akseptable fosforbelastning. Disse modellene er i grove trekk en fornyrsking av Vollenweider modellen fra 1976, ved at det samme teoretiske resonnementet er kalibrert med data fra norske innsjøer, samt at algemengden er midlet over sommerhalvåret og ikke hele året som i den internasjonalt baserte Vollenweider modellen. I Norge er det jo nærmest ingen algevekst om vinteren. Modellsystemet for dype sjøer, dvs. innsjøer med middeldyp større enn 15 m (den såkalte RBJ-modellen), er utviklet av Rognrud et al (1979), mens modellsystemet for grunne sjøer, dvs. de med middeldyp fra 1,5-15 m, FOSRES-modellen, er utviklet av Berge (1987).

Birkelandsvannet er en del av Bjerkreimsvassdraget som renner ut ved Ljørsund. Innsjøens overflate er 5,4 km², nedbørfeltets totale area er 177 km² (Tjomsland og medarb. 2010). Innsjøens middeldyp er 30 m, noe som gjør at innsjøen hører til dype innsjøer i SFT's veileder. Innsjøens volum er 214x10⁶ m³. Områdets spesifikke avrenning er 75 l/s/km². I hele nedbørfeltet bor det ca 375 personer, fjell og utmark utgjør det aller meste av nedbørfeltet med 120 km². Skog, innsjøer og dyrket mark utgjør hhv 29 km², 18 km², og 10 km². I vannets nærområde er det aktivt landbruk hvor det drives bl.a. med forholdsvis intensivt husdyrhold og dyrking av fôr til disse, samt en god del gjødslede beiter, figur 1.



Fig. 1 Birkelandsvannet og nærområde, kart etter www.skoglandskap.no

Midlere vannføring ut av Birkelandsvatn var i perioden 1960-90 13,4 m³/sek og i 2008 ca 16,2 m³/s. Dette siste er trolig nærmere normal vannføring i dag i og med at området har mer nedbør nå enn tidligere. Vi legger en midlere vannføring på 15 m³/sek til grunn for beregningene.

Årlig avløp blir etter dette 473 x 10⁶ m³. Vannets teoretiske oppholdstid i innsjøen $V/Q = t_w = 0,45$ år.

I følge SFT Veileder 95:01 benyttes RBJ modellen for å beregne fosforbelastning basert på konsentrasjonen i innsjøen etter følgende formel.

$$P_i = 1,59 P_k e^{-0,007 T_w} Q_w$$

Der P_i = fosfortilførselen

P_k = fosforkonsentrasjonen i innsjøen

T_w = vannets teoretiske oppholdstid i innsjøen

Q_w = årlig avløp

Det foreligger få aktuelle fosformålinger fra innsjøen i og med at innsjøen har vesentlig vært undersøkt i relasjon til drikkevann, og P er ikke noen sentral parameter i den sammenheng. De P verdiene som finnes ligger på 4-5 µg P/l, men da IVAR vil fremskaffe sikrere data for dagens fosforkonsentrasjon, ville de at vi skulle gjøre beregningen for hhv 4, 5, og 6 µg P/l, samt for 7 µg P/l som er øvre grense for akseptabel fosforkonsentrasjon i denne type innsjøer. Vi kan da sette opp følgende tabell:

Innsjøkonsentrasjon av fosfor µg P/l	Tilførsel av fosfor Kg P/år	Igjenværende recipientkapasitet for fosfor Kg P/år
4	3100	2325
5	3875	1550
6	4650	775
7	5425	0

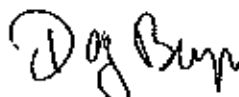
Hvis man benytter SFTs håndbok i beregning av forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder, SFT-veileder 95:02 Tilførselsberegninger, så kan man finne ut hva man kan tillate av ny aktivitet av ymse slag uten å overskride resipientkapasiteten.

Litteratur:

- Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunn og middels grunn innsjøer (1^oOSRIS-modellen). NIVA-rapport 2001-1987, 44 sider.
- Rognrud, S., M. Johannessen, og D. Berge, 1979. Telemarkvassdraget - Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979 (RBJ-modellen). NIVA-rapport O-11270.
- SFT Veileder 95:02. Tilførselsberegninger. SFT-rapport TA-1139/1995, 52 pp.
- SFT Veileder 95:01 Miljø mål for vannforekomstene. SFT-rapport TA-1138/1995, 50 sider.
- Tjomsland, T., I. Tryland, og Venkat Kolluru 2010. Birkelandsvatn som ny drikkevanskilde. Plassering av vanninntak og vurdering av forurensningspåvirkninger ved bruk av matematisk strøm og spredningsmodell. NIVA-rapport Lnr-6028-2010., 66 sider.

Med vennlig hilsen

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING



Dag Berge

Direktelinje: 92603366

e-post: dag.berge@niva.no

