

Forurensningsanalyse for Mjøvann, Porsgrunn kommune

Fagrapport



Hovedkontor

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

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ortestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

Tittel Forurensningsanalyse for Mjøvann, Porsgrunn kommune	Løpenr. (for bestilling) 7121-2017	Dato 14.02.2017
	Prosjektnr. Undernr. 15259-6	Sider Pris 40
Forfatter(e) Ingun Tryland, Birger Skjelbred, Atle Hindar og Hanne Edvardsen	Fagområde Drikkevann	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Telemark	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Porsgrunn kommune	Oppdragsreferanse
---------------------------------------	-------------------

Sammendrag

Det er gjennomført en forurensningsanalyse av drikkevannskilden Mjøvann, der mulige forurensningskilder i nedbørfeltet og deres effekt på drikkevannskvaliteten er vurdert. Vannkvaliteten i Mjøvann er preget av naturlige tilførsler av organisk stoff og i liten grad av menneskelig aktivitet. Analyser av planteplankton og vannplanter i innsjøen viste svært god økologisk tilstand, og et enkelt fosforbudsjett viste at dagens menneskelige aktiviteter i nedbørfeltet, inkludert avløp fra et fåtalls hus og hytter, turvirksomhet og noen få beitedyr, ikke utgjør en fare for eutrofieringssituasjonen i Mjøvann. Slike aktiviteter kan derimot føre til at drikkevannskilden tilføres sykdomsfremkallende mikroorganismer, og dagens restriksjoner vurderes som nyttige og nødvendige. Det anbefales å ytterligere kartlegge mulige tilførsler fra hus og hytter til tilløpselva Rekuva, spesielt siden drikkevannsinntaket ligger utsatt til for forurensning herfra. Omfanget av fremtidig beitevirksomhet bør følges. Fargen på råvannet fra Mjøvann er doblet de siste 20-30 årene, og en ytterligere, men noe mindre økning må forventes de neste tiårene. Økte tilførsler av organisk stoff og klimaendringer kan dessuten påvirke jern- og mangandynamikken i innsjøen i større grad enn tidligere. Vi anbefaler at denne situasjonen følges med å måle oksygenforholdene og jernkonsentrasjonene, samt farge og turbiditet, i bunnvannet og i inntaksdypet.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Forurensningsanalyse	1. Pollution analysis
2. Drikkevannskilde	2. Drinking water source
3. Mjøvann	3. Lake Mjøvann
4. Porsgrunn kommune	4. Porsgrunn municipality

Ingun Tryland
Ingun Tryland
Prosjektleder

Wolfgang Uhl
Wolfgang Uhl
Forskningsleder

Forurensningsanalyse for Mjøvann, Porsgrunn kommune

Forord

I forbindelse med en forurensningsanalyse for drikkevannskilden Farris skulle det også utarbeides tilsvarende for Mjøvann, som skulle rapporteres separat. Mjøvann er drikkevannskilde for Porsgrunn kommune. Det vises til Farrisrapporten for generelle forhold knyttet til slike analyser.

Prøver for analyse av planteplankton ble tatt av representanter for Porsgrunn kommune ved vanninntaket i Mjøvann og sendt til NIVA, der prøvene ble analysert av Birger Skjelbred. Feltarbeid for undersøkelse av vannvegetasjon i Mensvann/Mjøvann ble utført av Hanne Edvardsen med hjelp av representant for vannverket 5. august i 2015.

I forurensningsanalysen har vi benyttet tilsendte data fra Porsgrunn kommunes overvåkning av vannkvaliteten i Mjøvann. Forsidefoto er tatt av Johan Ahlfors, Porsgrunn kommune.

Takk til Porsgrunn kommune for godt samarbeid og til Skien kommune for opplysninger om avløpssystemer i nedbørfeltet. Takk også til Christian Vogelsang for beregning av vannvolum i Mjøvann basert på tilsendte dybdekart og til Dag Berge for kvalitetssikring av rapporten.

Oslo, 14.02.2017

Ingun Tryland

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Innledning	8
2. Mjøvann og nedbørfeltet	9
3. Forurensningskilder og -regnskap	11
3.1 Dagens forurensningskilder	12
3.2 Fremtidige forurensningskilder	14
3.3 Fosforbudsjett	15
4. Målt vannkvalitet i Mjøvann – trender, årsaker og prognoser	17
4.1 Temperatur, vannsirkulasjon og fysisk-kjemisk vannkvalitet	17
4.2 Hygienisk vannkvalitet	21
4.3. Økologisk tilstand	22
5. Vurdering av sårbarhet ved mulig episodisk forurensning	26
5.1. Hygienisk forurensning	26
5.2. Kjemisk forurensning	29
6. Innspill til revisjon av dagens beskyttelsesregime	30
6.1 Er det behov for nye beskyttelsesregler	30
6.2 Forslag til undersøkelser og overvåking	31
7. Referanser	32
Vedlegg A. Vannkvalitet ulike dyp	34
Vedlegg B. Vannkvalitetsdata – ved inntaket	35
Vedlegg C. Planteplankton	36
Vedlegg D. Korrelasjonskurver	40

Sammendrag

Mjøvann er en liten innsjø i Skien kommune, som benyttes som drikkevannskilde for Porsgrunn kommune. Den bestod opprinnelig av tre innsjøer som ble demmet opp til en enhet. Nedbørfeltet består hovedsakelig av skog. Det er lite menneskelig aktivitet i nedbørfeltet, med svært lite dyrket mark, minimalt med landbruksdyr, kun 7 bolighus og et 30-talls fritidsbygg (hytter), men med en del turvirksomhet.

I Skien kommunes arealplan er Mensvann/Mjøvann angitt som drikkevannskilde med restriksjoner. Porsgrunn kommune har som eier av vannverket ansvaret for at aktiviteter i nedbørfeltet er forenlig med drikkevannsinteressene. De har som hovedprinsipp å ha høyt fokus på kildebeskyttelse. Bygging av nye hytter eller tilbygg til hytter tillates ikke i nedbørfeltet. For områdene rundt Mensvann/Mjøvann er det utvidede restriksjoner med totalforbud mot husdyrbeiting, krav om lukkede og forskriftsmessige toalettforhold for hyttene, restriksjoner på lagring av olje, oljeprodukter og kjemikalier og klare regler for skogsdrift og veibruk. Det er også forbud mot organiserte fritidsaktiviteter, teltning, bading, fiske og båttrafikk. En del gårder har derimot beiterettigheter i nedbørfeltet. Det er ingen eller svært lite beitevirksomhet i dag, men det er potensial for økt beitevirksomhet spesielt rundt Ørnstjern som ligger like oppstrøms Mjøvann.

Det måles generelt lite fekale indikatorbakterier og fosfor ved drikkevannsinntaket på 8 m dyp, som stemmer bra med liten grad av påvirkning fra menneskelig aktivitet. Analyser av planteplankton og vannplanter i innsjøen viste svært god økologisk tilstand. Et enkelt fosforbudsjett og modellberegninger viste også at dagens menneskelige aktiviteter i nedbørfeltet, inkludert avløp fra hus og hytter og turvirksomhet, ikke er en fare for eutrofieringssituasjonen i Mjøvann. Sannsynligvis vil heller ikke mulig økt beitevirksomhet (for eksempel et 50-talls beitende storfe eller 300 sauer i nedbørfeltet) endre eutrofieringssituasjonen i Mjøvann, fordi fosfortilførselen bare vil øke marginalt i forhold til de naturlige tilførselene. Slik beitevirksomhet kan imidlertid føre til lokalt økte fosforkonsentrasjoner og muligens lokale algeoppblomstringer. Av hensyn til drikkevannet, er mulig hygienisk forurensning (sykdomsfremkallende mikroorganismer) fra hus, hytter, turvirksomhet og beiteaktivitet i nedbørfeltet til Mjøvann, mer problematisk enn tilførsler av fosfor.

Vannbehandlingsanlegget på Valleråsen har flere hygieniske barrierer for sykdomsfremkallende mikroorganismer. Det er likevel ikke utenkelig at det innimellom kan oppstå delvis svikt i de tekniske barrierene på anlegget. Mjøvann har forholdsvis lav «hygienisk barriere-effekt» i selve vannkilden, med drikkevannsinntak over sprangsjiktet på høsten, en kort transportvei for forurensning fra hoved-tilløpselva Rekua, og generelt liten fortyningseffekt i det sørlige bassenget der drikkevannsinntaket er plassert. For å gjøre vannforsyningen mindre sårbar ved mulige svikt på vannbehandlingsanlegget, er det viktig med tiltak for å redusere tilførselen av mulig sykdomsfremkallende mikroorganismer. Dagens restriksjoner i nedbørfeltet til Mjøvann er derfor fornuftige. Dette er vist med forenklet kvantitativ mikrobiell risikovurdering der konsekvensen (antall syke av drikkevannet) er estimert etter ulike scenarier med utslipp fra smittede individer kombinert med delvis svikt på vannbehandlingsanlegget.

Vi vurderer det som mindre sannsynlig at utslipp fra ville dyr og dagens omfang av hester, hunder og mennesker på tur, vil gi større vannbårne utbrudd, selv ved delvis svikt i vannbehandlingen. Enkelttilfeller (en eller veldig få syke) vil derimot kunne forekomme i verste fall, men risikoen vurderes ikke som større enn det som må regnes som akseptabelt. Direkteutslipp av avløpsvann fra hus og hytter i nedbørfeltet vurderes derimot å medføre en uakseptabel risiko, og Porsgrunn og Skien kommune anbefales (ved behov) å føre tilsyn med at alle avløpsanlegg i nedbørfeltet har god tilbakeholdelse av patogener. Tiltak som kan redusere risikoen knyttet til hygienisk forurensning fra turvirksomhet er også viktig, som dagens restriksjoner med å forby bading og teltning og informasjon til publikum. Med betydelig økt beiteaktivitet bør tiltak som kan begrense tilførselen av potensielt sykdomsfremkallende mikroorganismer til drikkevannskilden vurderes innført. Det kan være restriksjoner på antall dyr og type dyr (f. eks ikke godta kalver og lam) og inngjerding for å unngå at beitedyrene oppholder seg og drikker vann i Ørnstjern og

Rekua. Porsgrunn kommune må uansett håndheving av slike restriksjoner være svært bevisst på god kontroll med de hygieniske barrierene på vannbehandlingsanlegget, siden ville dyr og fugler også innimellom kan bidra med humanpatogener i råvannet.

Vannkvaliteten i Mjøvann er preget av naturlige tilførsler av organisk stoff. Fargen på råvannet er doblet de siste 20-30 årene, og en ytterligere, men noe mindre økning må forventes de neste tiårene. Selv om menneskeskapte arealbruksendringer i nedbørfeltet kan endre tilførselen av organisk stoff, vil slike endringer i svært begrenset grad kunne ha effekt i Mjøvann.

Økningen i fargetall (organisk stoff) kan medføre større oksygenforbruk og eventuelt oksygenvinn i bunnvannet i stagnasjonsperiodene sommer og vinter. Klimaendringer med økt temperatur kan føre til lenger periode med høstsirkulasjon som kan bedre oksygenforholdene på vinteren, men også lenger sommerstagnasjon som forverrer oksygenforholdene om høsten. Dette kan i sin tur påvirke jern- og mangandynamikken i innsjøen i enda større grad enn tidligere. Allerede i dag er bunnvannet betydelig påvirket av utlekking fra bunnsedimentene. Ved vanninntaket på 8 meters dyp måles det jernkonsentrasjoner (så vidt) høyere enn anbefalte verdier i drikkevannsforskriften i over halvparten av prøvene.

Vi anbefaler at denne situasjonen følges med å måle oksygenforholdene og jernkonsentrasjonene i bunnvannet og i inntaksdypet. Prøvetaking bør også gjennomføres for å følge farge- og turbiditetsutviklingen.

I undersøkelser fra 1960-61 og 1991 ble det generelt målt en bedre vannkvalitet i Mensvann i nord enn ved drikkevannsinntaket i sør. Vannet i dette bassenget har lenger oppholdstid og sannsynligvis noe lavere farge enn i det sydlige bassenget. Her vil det også sannsynligvis være mulig å ta råvannet på noe dypere vann, uten samme påvirkning fra bunnsedimentene. Dette må i så fall dokumenteres med ny prøvetaking, dersom det skulle bli aktuelt å flytte vanninntaket til Mensvann.

Summary

Title: Pollution analysis of lake Mjøvann, Porsgrunn municipality

Year: 2017

Author: Ingun Tryland, Birger Skjelbred, Atle Hindar and Hanne Edvardsen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577- 6856-0

A pollution analysis of the drinking water source lake Mjøvann is performed, where possible pollution sources in the catchment area and their effect on the drinking water quality are considered. The water quality of lake Mjøvann is affected by natural inputs of organic matter and to a small extent by human activities. Analyses of phytoplankton and aquatic plants in the lake showed very good ecological status, and a simple phosphorus budget showed that current human activities in the catchment area, including wastewater from a small number of houses and cottages, recreational activities (hiking) and a few grazing animals, do not represent a risk for the eutrophication situation in lake Mjøvann. Such activities, however, can discharge potential pathogenic microorganisms to the drinking water source, and the current restrictions in the water source and catchment area are considered as important. We recommend to further investigate potential discharges of wastewater from houses and cottages to the tributary river Rekuva, since the drinking water intake is sensitive for pollution from this river. The extent of future grazing activities in the catchment area should also be followed. The color of the raw water from lake Mjøvann has doubled over the last 20-30 years, and a further increase is expected in the coming decades. Increased inputs of organic matter and climate change can also affect the iron and manganese dynamics of the lake to a greater extent than previously. We recommend that this situation is followed by measuring the oxygen conditions and iron concentrations, as well as color and turbidity, in the bottom water and at the water intake.

1. Innledning

Mjøvann brukes som drikkevannskilde for Porsgrunn kommune. I tilknytning til forurensningsanalysen for drikkevannskilden Farris (Tryland m.fl., 2016) skulle det utarbeides tilsvarende for Mjøvann, som imidlertid skulle rapporteres separat.

Vanninntaket i Mjøvann er på ca. 8 meters dyp. Råvannet transporteres gjennom en ca. 7 km lang fjelltunnel til Valleråsen vannbehandlingsanlegg der vannet renses med kjemisk felling og marmorfiltrering (Moldeprosessen), samt klordosering og UV-behandling for desinfeksjon. Valleråsen vannbehandlingsanlegg leverer vann til ca. 35 000 innbyggere i Porsgrunn kommune og vannproduksjonen er ca. 0,2 m³/s (17 000 m³/døgn). Råvannet på Valleråsen vannbehandlingsanlegg hentes med selvføll (gravitasjon) fra Mjøvann eller pumpes opp fra Farris og inn på råvannstunellen ved Mjøvann. Råvannet er ofte en blanding av vann fra Mjøvann og Farris. Mengden råvann som tas fra de to ulike vannkildene varierer avhengig av sesongvariasjon i forhold til råvannskvaliteten og driftsoptimaliseringen av drikkevannsproduksjonen. Kvaliteten på råvannet fra Farris er generelt noe bedre og mer stabil enn kvaliteten på råvannet fra Mjøvann, og spesielt i perioder med sterk utvasking fra nedbørfeltet er det behov for å blande inn vann fra Farris. I daglig drift benyttes i dag fra 25-50% vann fra Mjøvann.

Kostnadene med å transportere råvann frem til Valleråsen vannbehandlingsanlegg er langt lavere ved å ta vann med selvføll fra Mjøvann sammenlignet med å pumpe opp vann fra Farris. Porsgrunn kommune ønsker derfor å benytte mest mulig vann fra Mjøvann, og kun benytte Farris som en suppleringskilde. Det er også en økt sikkerhet for vannforsyningen å ha mulighet til å ta vann fra Mjøvann dersom noe skulle skje med råvannsinntaket i Farris. Ved strømutfall kan kun Mjøvann benyttes som vannkilde. Dette skjer 1-2 ganger i året. For Porsgrunn kommune er det derfor svært viktig å bevare og beskytte Mjøvann som drikkevannskilde slik at vannkvaliteten skal være best mulig egnet for drikkevannsproduksjon.

Vannbehandlingsanlegget på Valleråsen er dimensjonert for, og håndterer, å behandle råvann med relativt høye fargetall. Vannbehandlingsanlegget har i dag minst to hygieniske barrierer for mikrobielle smittestoffer (bakterier, virus og parasitter), men er ikke bygget for å fjerne oppløste toksiner og lukt- og smaksstoffer (produsert av cyanobakterier/alger). Det er et mål at denne type vannbehandling skal unngås også i fremtiden, ved å beskytte vannkilden mot forurensning som kan føre til slike problemer. Det er generelt et viktig prinsipp i norsk vannforsyning at man skal forsøke å beskytte vannkildene så godt som mulig, heller enn å innføre omfattende vannbehandling. Dette skyldes ikke minst at vannbehandlingsprosesser innimellom kan svikte og at enkelte vannbehandling-/desinfeksjonsmetoder ikke er aktive mot alle smittestoffer. Parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium* er f. eks. resistente mot klor og noen adenovirus tåler UV-bestråling godt.

Paragraf 4 i drikkevannsforskriften (HOD, 2016) inneholder et generelt forbud mot forurensning av drikkevann. Forbudet omfatter alle aktiviteter som medfører fare for at drikkevannet blir forurenset, inkludert friluftsliv og annen utøvelse av allemannsretten. I §26 i den nye drikkevannsforskriften er det dessuten spesifisert at kommunene har plikt til å ta drikkevannshensyn når de utarbeider arealdelen av kommuneplanen og reguleringsplaner, samt når de gir tillatelser etter annet regelverk. Vannverkseier skal med en farekartlegging, omtalt i §6 i drikkevannsforskriften, identifisere hvorvidt ulike aktiviteter utgjør en fare for drikkevannet, og hvis de gjør det må tiltak gjennomføres for å redusere faren til et akseptabelt nivå. For å beskytte vanntilsigsområdet og råvannskilden pålegges vannverkseier å gjennomføre nødvendige beskyttelsestiltak, jfr. §12. Vannverkseier skal informere kommuner dersom de berøres av aktuelle beskyttelsestiltak, og informere allmennheten om forbudet mot forurensning der dette er relevant. Vannbehandlingen skal dessuten være tilpasset den aktuelle råvannskvaliteten, farene som er identifisert og størrelsen på vannverket (mengde vann produsert), jfr. §13.

I perioden 2003-2011 forhandlet Porsgrunn kommune med grunneierforeningen om frivillig avtale for å begrense aktiviteter i nedbørfeltet. For områdene rundt Mensvann/Mjøvann ble avtale inngått. De utvidede restriksjonene for disse arealene er i hovedsak: totalforbud mot husdyrbeiting, lukkede og forskriftsmessige toalettforhold for hyttene og klare regler for skogsdrift og veibruk. Fordi det ikke ble oppnådd enighet med samtlige grunneiere, og fordi det var planer om utvidelse av beitevirksomhet rundt Ørnstjern som ligger like oppstrøms Mjøvann, besluttet Porsgrunn kommune å utvide vannbehandlingen på Valleråsen med UV-desinfeksjon som ble satt i drift i 2009 (Porsgrunn kommune: Hovedplan vannforsyning, 2013-2024).

I denne rapporten har vi foretatt en forurensingsanalyse av Mjøvann som drikkevannskilde. Vi har kartlagt i hvilken grad dagens og mulige fremtidige aktiviteter i nedbørfeltet kan påvirke vannkvaliteten i Mjøvann. Vi har også sett på hvordan ytterligere endring i naturlige forhold påvirker vannkvaliteten. Basert på dette har vi vurdert risiko knyttet til påvirkning av drikkevannskvaliteten og gitt innspill til beskyttelsesregime for drikkevannskilden og nedbørfeltet.

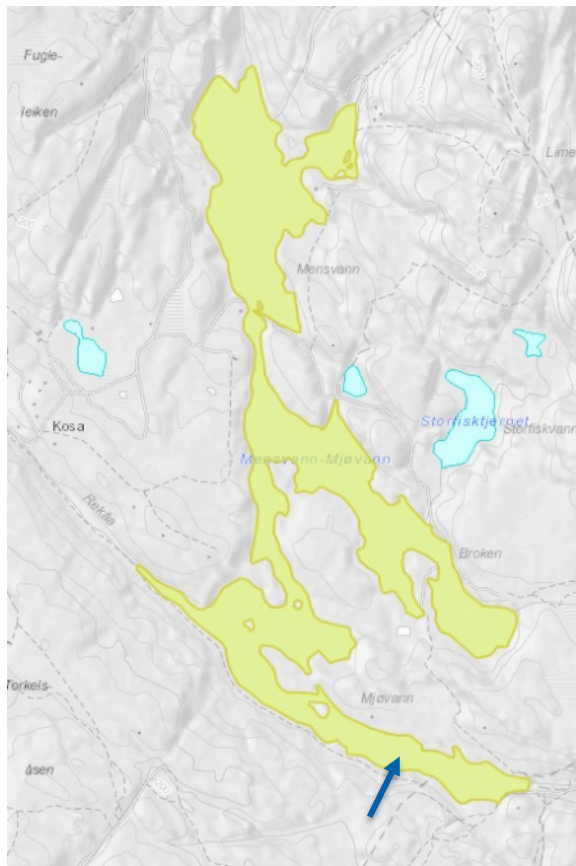
2. Mjøvann og nedbørfeltet

Mjøvann er en liten skogsinnnsjø i Skien kommune (Figur 1), og ligger 102 meter over havnivå. Vannkvaliteten er preget av naturlige tilførsler av organisk stoff og i liten grad av menneskelig aktivitet. Økningen i fargetall (organisk stoff), jfr. analysen i Farrisrapporten (Tryland m.fl. 2016) kan også, for en såpass liten og grunn innsjø som Mjøvann, medføre større oksygenforbruk og eventuelt oksygenvinn i bunnvannet i stagnasjonsperiodene sommer og vinter. Dette kan i perioder medføre høyere jern og mangankonsentrasjoner.



Figur 1. Flyfoto av Mjøvann (2002). Foto: Leif Sigvaldsen, Porsgrunn kommune

Det vi i denne rapporten kaller Mjøvann (ID NVE 6588) er sammensatt av de to nesten atskilte innsjøene Mensvann og Mjøvann (Figur 2). Samlet areal er 1,07 km². En skogsbilvei er lagt på en naturlig innsnevring mellom de to innsjødelene, og det er lagt en kulvert i fylling i en tidligere åpen passasje. Vannutskiftingen mellom de to delene er derfor begrenset. Som kartet for nedbørfeltet viser er også hovedgjennomstrømmingen i den sørlige delen (Figur 3).



Figur 2. Mjøvann er egentlig sammensatt av de to innsjøene Mensvann-Mjøvann og bestod opprinnelig av tre innsjøer som ble demmet opp til en enhet. Pilen viser omtrentlig punkt for uttak av råvann for drikkevannsproduksjon. Kartkilde: NVE.

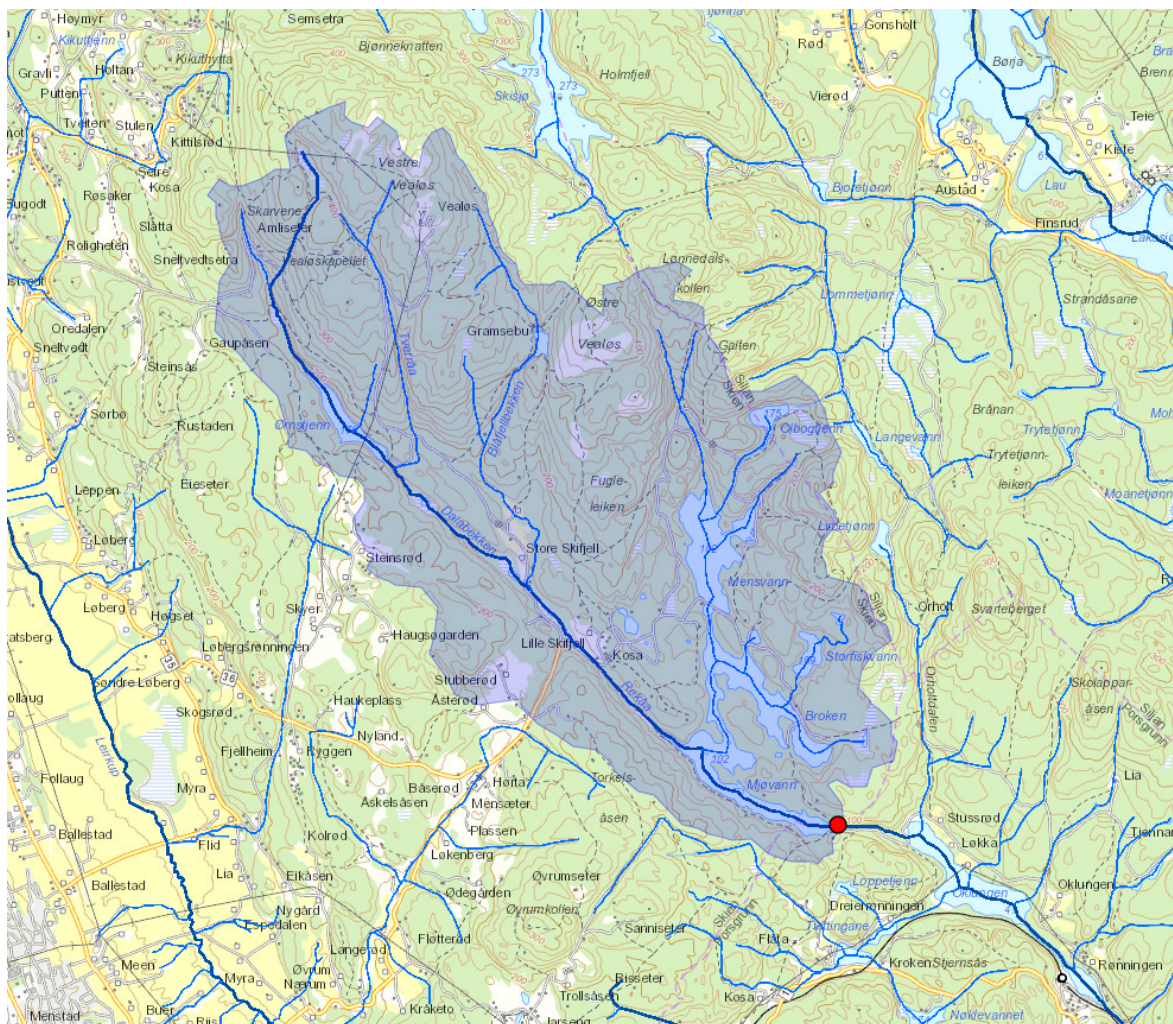
Nedbørfeltet (Figur 3) ligger øverst i Oklungenvassdraget (ID NVE 015.4B4Z), er 21,7 km² og består i all hovedsak av skog (88,4 %). Mye av skogen ligger imidlertid i svært skrinne områder med til dels bart fjell. Berggrunnen i nedbørfeltet er bygd opp av kvartssyenitter. Løsavsetningene består i det vesentlige av grus og myr- og torvjord (Holtan, 1962). Samlet innsjøareal er 6,4 %, mens dyrket areal er kun 0,4 %, snaufjell 0,7% og myr 1,3% (NVE, 2016). Innsjøen ligger under marin grense, mens mesteparten av nedbørfeltet ligger over marin grense (NGU, 2016). Høyeste punkt er Vestre Vealøs på 498 moh. Spesifikk avrenning for nedbørfeltet er 18,9 L/s/km², som gir en middelvannføring ut av Mjøvann på 0,4 m³/s.

I utløpet av Mjøvann er det en ca. 10 m høy steinfyllingsdam fra 1929, som gir innsjøen et større volum og sikrer en mer stabil vannforsyning. Mjøvann bestod opprinnelig av 3 separate innsjøer som ble demmet opp til en enhet. Ved oppdemningen ble store mengder organisk materiale, fra myr, torv, lyng og lignende, satt under vann (Holtan, 1962). Største observerte dyp er 51 m i den nordlige delen (Mensvann). Drikkevannsinntaket er plassert nærmere utløpet av Mjøvann (Figur 2).

Basert på tilsendt dybdekart har vi beregnet at volumet i Mensvann-Mjøvann er ca. 18 mill. m³. Teoretisk oppholdstid for hele innsjøen blir derfor et drøyt år. Pga. innsjøutformingen vil gjennomsnittlig oppholdstid være kortere i det bassenget drikkevannsinntaket ligger i, trolig omkring 100 dager.

Forurensning som tilføres via hovedtilløpet Rekua/Rekåa vil relativt raskt, dvs. på få timer, kunne transporteres til vanninntaket ved ugunstige sjiktungs- og vindforhold, se også kapittel 5.

En betongdam fra 1961 i utløpet av Ørntjern lenger oppe i Rekua (Figur 3), magasinerer noe vann for vannforsyningsformål. Det er ingen andre nåværende eller planlagte reguleringer i vassdraget.



Figur 3. Nedbørfeltet til Mjøvann ligger øverst i Oklungenvassdraget. Kartkilde: NVE

3. Forurensningskilder og -regnskap

I dette kapitlet går vi gjennom potensielt forurensende aktiviteter, kvantifiserer omfanget og gir en kort vurdering av hvilke forurensende stoffer de eventuelt kan tilføre som kan være uheldige for Mjøvann som drikkevannskilde. Et enkelt fosforbudsjett viser i hvilken grad aktivitetene kan påvirke eutrofieringssituasjonen i Mjøvann. Aktiviteter som sporadisk vil kunne føre til utslipp av mikrobielle smittestoffer eller kjemikalier er forsøkt identifisert.

3.1 Dagens forurensningskilder

Nedbørfeltet til Mjøvann er generelt lite påvirket av menneskelig aktivitet, men det er en del skogsbilveier og andre mindre veier i feltet (Figur 4), og det er betydelig turaktivitet. Langs veiene ligger også enkelte hytter og småbruk, og rundt Ørnstjern er det arealer med potensiale for husdyrbeiting.

3.1.1. Bebyggelse og hytter i nedbørfeltet (kloakk)

Skien kommune har foretatt en opptelling av bygninger i nedbørfeltet til Mjøvann. Totalt ble det registrert 7 eneboliger og våningshus (bolighus på gård). To våningshus er på Store Skifjell (begge med slamavskiller og infiltrasjon som avløpsløsning), ett våningshus er på Lille Skifjell (ukjent avløpsløsning) og to eneboliger og to våningshus på Stubberød (ett med slamavskiller og sandfilter og tre med ukjent avløpsløsning). For alle boligene vil mulig avrenning gå til Rekuva.

Det er 27 fritidsbygg (hytter) i feltet, samt Vealøs kapell og to skogs- og utmarkskoier. Åtte av fritidsbyggene ligger rundt Mjøvann/Mensvann, mens resten ligger oppstrøms innløpet av Rekuva. Skien kommune har ikke registrert at noen av fritidsbyggene har innlagt vann, og Porsgrunn kommune krever lukket biologisk toalett (type snurredass) på hyttene.

Med så få hus og hytter i nedbørfeltet vil utslipp av fosfor fra avløpsanleggene ha liten betydning for vannkvaliteten i Mjøvann, se omtale av fosforbudsjettet. Ut fra drikkevannshensyn er mulig hygienisk forurensning fra avløpsanleggene viktigere enn tilførsler av fosfor. I kapittel 5 har vi gjort en vurdering av hvor sårbart drikkevannsinntaket i Mjøvann vil være for mulig utslipp av urensset kloakk fra et hus/hytte der en person er smittet med parasitten *Cryptosporidium* eller med norovirus.

3.1.2. Dyrehold og landbruksvirksomhet

Siden kun 0,4% av nedbørfeltet til Mjøvann er dyrket mark, er det lite potensial for landbruksvirksomhet. Grenland landbrukskontor kjenner til at det kun er 2 hester på Store Skifjell. På tur rundt Mjøvann den 4. august 2016 ble det observert hestemøkk på skogsbilveien som skiller Mjøvann og Mensvann. Hunder og katter kan potensielt bidra med tarmbakterier til Mjøvann.

En del gårder som har hus og gårdsbygninger lokalisert utenfor nedbørfeltet til Mjøvann, eier arealer og har beiterettigheter i nedbørfeltet. En gårdbruker i området opplyste imidlertid at det i dag er ingen/minimalt med beiting rundt Ørnstjern og i nedbørfeltet generelt, men potensialet for beitedyr er betydelig. Rundt selve Mjøvann er det i dag totalforbud mot husdyrbeiting.

3.1.3 Veier og turvirksomhet

Riksvei 34 (Skifjellveien) fra Porsgrunn går via Skifjell og nordover til Vestre Vealøs. Her ligger Vealøstårnet der Telenor har aktivitet. Det er satt opp en bom rett etter innkjøringen til Skifjell (Figur 4), og turfolk må parkere nedenfor denne bommen. Porsgrunn kommune har nylig etablert autovern langs Rekuva på veien fra Lille Skifjell og opp til Skifjell, for sikring av tilløpsbekken. Det er også opprettet en ny parkering på Skifjell, og parkering langs Rekuva er nå ikke mulig. Det er en stor parkeringsplass (for 40-50-talls biler) ved Lille Skifjell/Skifjellhytta (Figur 4). Dette er et populært startpunkt for turer i området. En av mange anbefalte turer i området går rundt Mjøvann (Figur 5). Porsgrunn og omegn turistforening har ansvar for løypenettet i området. Foreningen har ingen helhetlig registrering av antallet brukere, men det er lagt ut turbøker både på Østre og Vestre Vealøs. I henhold til Telemarksavisa har til sammen nær 10 000 turgåere skrevet seg inn i disse bøkene i 2013 (<http://www.ta.no/nyheter/vil-stenge-parkering/s/1-111-7661366>). Frem til på midten av 80-tallet var det kafedrift på Skifjellhytta ved Lille Skifjell, men denne ble da nedlagt av hensyn til Mjøvann som drikkevannskilde.

Grunneiere og hyttefolk har nøkkel til bommene for å komme inn til sine eiendommer. Porsgrunn kommune ønsker imidlertid å stenge parkeringsplassene i nedbørfeltet for øvrige turfolk ved å flytte bommen et par kilometer sørover, og heller etablere ny parkeringsplass ved Skifjellvegen utenfor nedbørfeltet. Det kan redusere risikoen for at olje- og bensinsøl fra biler eller smittestoffer fra mennesker og hunder på tur skal forurense drikkevannskilden. Flytting av bommen vil føre til at turfolk må gå noen kilometer lenger for å komme inn på turveiene, og forslaget har møtt kraftige protester.



Figur 4. Veier og skogsbilveier i nedbørfeltet til Mjøvann. Bommer og parkeringsplass ved Lille Skifjell/Skifjellhytta er avmerket. Kartkilde: www.gulesider.no.

Det ble gjennomført en befaring ved å gå turen rundt Mjøvann den 4. august 2016. Det ble da observert 6 robåter/kanoe (som er lov for grunneiere) og flere bålplasser nær vannkanten. Det lå noe søppel langs veien/stien og ved bålplassene. Rundt vannet var det godt skiltet med at folk må ta hensyn til at Mjøvann er en drikkevannskilde når de raster nær vann og bekker, og at bading ikke er tillatt.

Normal turaktivitet, der folk tar hensyn til at de er i nedbørfeltet til en drikkevannskilde, vil ikke bidra med tilførsel av fosfor av betydning, men det er ikke utenkelig at syke barn er med på tur i nedbørfeltet. I kapittel 5 har vi gjort en vurdering av mulige konsekvenser av utslipp fra et smittet barn. Der har vi også sett på vanninntakets sårbarhet for olje- og bensinsøl fra en bil som havarerer på broa over Rekuva.



Figur 5. «Tur rundt Mjøvann». Kartkilde: <https://www.ut.no/>.

3.1.4 Skogsdrift

Det er generelt lite skogsdrift i nedbørfeltet til Mjøvann, men noen eldre og noen forholdsvis nye hogstfelt kan observeres på flyfoto. Uttak av skog og bruk av tyngre maskiner kan frigjøre næringsstoffer, men i nedbørfeltet til Mjøvann vil dagens aktivitetsnivå kun ha marginale effekter på vannkvaliteten i Mjøvann.

3.1.5 Ville dyr og fugler

Ville dyr og fugler er trolig en større kilde til de konsentrasjonene av tarmbakterier som sporadisk måles i råvannet fra Mjøvann, enn husdyr, siden det i dag er lite husdyr/beitedyr i nedbørfeltet. Under befaringen den 4. august 2016 ble det observert bever ved utløpet av Rekua. Mulig forekomst av patogener som smitter mellom dyr og mennesker er nærmere diskutert i kapittel 4.2.

3.2 Fremtidige forurensningskilder

I Skien kommunes arealplan er Mensvann-Mjøvann angitt som drikkevannskilde med restriksjoner. Innenfor nedbørfeltet til drikkevann er det i hovedbestemmelsene angitt forbud mot tiltak som kan forurense drikkevann, og utfyllende bestemmelser er følgende:

- Drikkevannsforskriften med veiledning gir utfyllende bestemmelser om sikring av drikkevannskilder
- Den enkelte vannverkseier gir utfyllende informasjon om bestemmelser om bruken av vannkilde inkludert nedbørfelt
- Alle planer om tiltak i vannkilde inkludert nedbørfeltet skal forelegges vannverkseier til uttalelse

Porsgrunn kommune er eier av vannverket og har dermed også ansvaret for at aktiviteter i nedbørfeltet er forenlig med drikkevannsinteressene. Porsgrunn kommunes hovedprinsipp er å ha høyt fokus på kildebeskyttelse. Bygging av nye hytter eller tilbygg til hytter regnes som uforenlig med dagens krav til sikring av vannforsyningen fra Mjøvann. Det gis ingen dispensasjon etter pbl § 19-2 fra forbud mot tiltak i nærområdet til Mjøvann.

Det forventes derfor lite nye aktiviteter i nedbørfeltet, med unntak av mulig økt beiteaktivitet rundt Ørnstjern. Omfanget av turvirksomhet/friluftsliv vil trolig forbli på dagens nivå.

3.3 Fosforbudsjett

Fosfor (P) er som regel begrensende næringsstoff for algeproduksjon i innsjøer. Vi har derfor satt opp et enkelt fosforregnskap for Mjøvann, for å få et inntrykk av hvor mye fosfor som tilføres fra ulike kilder i nedbørfeltet og for å vurdere om fosfortilførselene er akseptable i forhold til den resipientkapasiteten som innsjøen har.

3.3.1 Nedfall direkte på innsjøoverflaten

Tidligere studier har vist at fosfortilførsler via nedbør og tørravsetninger direkte på innsjøoverflaten kan utgjøre en betydelig del av en innsjø totale fosfortilførsel. I Telemark ble det f.eks. i 1977-1978, ved hjelp av måling av nedbørmengde og konsentrasjon av fosfor i oppsamlet nedbør ved 18 nedbørstasjoner, målt en tilførsel av totalfosfor på i gjennomsnitt 34,1 mg P/m² (variasjon 20-86) per år som tilsvarer en middelkonsentrasjon på 39,4 µg tot P/l målt i oppsamlet nedbør (Rognerud mfl., 1979). Det ble målt høyere fosforavsetninger om sommeren enn resten av året, som ble forklart med økte fosfortilførsler til atmosfæren i form av støvpartikler, pollenkorn, insekter osv. i sommerhalvåret. Det ble også påpekt at sydlige vindretninger er mer fremtredende i sommerhalvåret enn om vinteren, så relativt mye nedfall av fosfor om sommeren derfor også kunne ha sammenheng med at forurenset luft fra f.eks. Grenlandsområdet ble transportert innover i fylket (Rognerud mfl., 1979).

Hvis vi antar tilførsel av totalfosfor på 34 mg tot-P/m² per år på total innsjøoverflate på 1,4 km² i Mjøvanns nedbørfelt blir det ca. 48 kg tot-P tilført per år direkte på innsjøoverflaten.

3.3.2. Avrenning av fosfor fra ulike arealer

Fosforeksportkoeffisienter benyttes gjerne for å beregne tilførsler fra ulike areal typer. Slike koeffisienter er svært usikre, og vil variere med lokale forhold, men sammen med informasjon om arealbruk kan de gi et inntrykk av størrelsesorden på tilførselene. Skog er dominerende arealtype i nedbørfeltet til Mjøvann. Rognerud mfl. (1979) fant en gjennomsnittlig eksport fra skogområder på 5,8 mg P/m² per år, som gir en tilførsel til Mjøvann fra skogområder på ca. 110 kg per år. Mens avrenningen fra myr kan være vesentlig mindre pga. tilbakeholdelse, kan avrenning fra bart fjell være større. Disse areal typene er imidlertid svært små. Kun 0,4% av nedbørfeltet til Mjøvann er oppført som dyrket mark (NVE, 2016). Det er også svært få husdyr/beitedyr i nedbørfeltet i dag og vi kan anta en fosforeksportkoeffisient på maksimalt 30 mg P/m² per år, som dermed gir ca. 3 kg tot-P/år tilført fra dyrket mark, inkludert landbruk.

For å få et inntrykk av om eutrofieringssituasjonen i Mjøvann er sårbar for mulig fremtidig økt beitevirksomhet i nedbørfeltet, gjør vi følgende svært forenklede antagelser og beregninger: En voksen melkeku skiller ut ca. 14 kg fosfor gjennom avføringen pr år (Berge, 2012), halvparten av dette antas å skilles ut i beitesesongen (mens dyret oppholder seg i nedbørfeltet). Tilsvarende skiller en sau/geit ut ca. 2 kg fosfor pr år. Fra gjødslede arealer er det beregnet ca. 96% tilbakeholdelse av tilført P i jorda (Berge, 2012), det samme antas her for avføring fra beitedyr. Et grovt estimat kan derfor være at fra et storfe som beiter i nedbørfeltet så tilføres Mjøvann i størrelsesorden 0,28 kg P/år og fra en sau i størrelsesorden 0,04 kg P/år. Dette er svært usikre estimater. Som nærmere diskutert i kapittel 3.3.4 indikerer det likevel at dersom et 50-talls storfe eller et 300-talls sauer beiter i nedbørfeltet vil det sannsynligvis ikke være dramatisk for eutrofieringssituasjonen i Mjøvann, men det kan føre til lokalt økte P-konsentrasjoner og muligens lokale oppblomstringer.

3.3.3. Kloakk og turvirksomhet

Fra 7 boliger (anslagsvis 25 fastboende personer) i nedbørfeltet leveres det ca. 16 kg tot-P/år med avløpsvannet (Ødegaard m.fl., 2012). Med dårlig renseseffekt i avløpsanleggene (70%) kan vi anslå at i gjennomsnitt ca. 30% av fosforet fra kloakken tilføres Mjøvann, dvs ca. 5 kg tot-P/år. Med 90% renseseffekt (som påkrevd i forurensningsforskriften) blir tilførselen ca. 2 kg tot-P/år.

Fra 27 hytter/fritidsbygg i nedbørfeltet er et grovt anslag at de benyttes av 100 personer ca. 20 dager i året. Antar man at 30% av fosfor fra «kloakken» tilføres Mjøvann tilsvarer dette ca. 1 kg tot-P/år.

Det er vanskelig å anslå hvor mye forurensning som legges igjen av folk på tur i nedbørfeltet og hvor mye av dette som transporteres videre ut i Mjøvann. Det meste av næringsstoffer fra urin, avføring og etterlatte næringsmidler vil tas opp av trær og planter og bli lite tilgjengelig for algevekst i drikkevannskilden. For å få et grovt inntrykk av hvor mye fosfor som folk på dagstur bidrar med i det totale fosforbudsjettet kan vi ta utgangspunkt i 10 000 dagsturer/år i nedbørfeltet. En tredel av all fosfor som personen normalt leverer til toalett, kjøkkenvask mm (med avløpsvann) i løpet av et døgn legges igjen i nedbørfeltet. Det kan tilsvare 0,6 g P/person*døgn (Ødegaard m.fl., 2012). Dette blir totalt ca. 6 kg P/år fra turvirksomhet i nedbørfeltet. Ved en tilbakeholdelse/retensjon i nedbørfeltet på 80%, blir beregnet tilført P fra turvirksomhet i størrelsesorden 1 kg/år.

3.3.4. Fosforbudsjett og resipientkapasitet

Vi har samlet beregningene over i tabell 1. Det framgår at bidraget fra naturarealer utgjør 94 % av all fosfortilførsel til Mjøvann. Selv forholdsvis store endringer i bidraget fra de andre kildene vil derfor kun ha marginale effekter på den totale tilførselen.

Tabell 1. Oppsummering av grove anslag over tilførsler av fosfor (kg/år) til Mjøvann fra naturlige kilder (skog, myr, snaufjell og innsjøoverflater), kloakk, jordbruk og turvirksomhet.

Kilde	Tilført tot-P (kg/år)
Nedfall-innsjøoverflate	48
Skog-myr-snaufjell	114
Dyrket mark/landbruk	3
Turvirkosomhet	1
Fastboende	5
Hytter	1
Totalt	172

Fordelt på årlig avrenning gir denne tilførselen en middelkonsentrasjon i tilløpet på 13 µg tot-P/l. En fosformodell for grunne innsjøer (Berge m.fl., 1987)¹, gir en midlere konsentrasjon av tot-P i innsjøen på ca. 6 µg/l ved oppholdstid 1 år og ca. 7 µg/l ved oppholdstid 100 dager (som nok er mer realistisk for det sørlige bassenget). Fosformålingene fra de siste årene er få og usikre, men en median-verdi på 7,3 µg/l målt ved vanninntaket (8 meters dyp) siste 3 år (vedlegg 2) stemmer bra med disse beregningene.

Dersom det er for mye fosfor i en innsjø, kan algeveksten bli større enn det som er antatt å være innsjøens naturtilstand og nærme seg en kritisk grense. Mjøvann tilhører vanntypen for kalkfattige, humøse innsjøer i lavlandet, type 7, nordisk type L-N3. Klassegrensene for Mjøvann står i tabell 2. For denne vanntypen er grensen mellom god og moderat tilstand så høy som 16 µg tot-P/l, og betydelig høyere enn beregnet og målt (median) konsentrasjon i Mjøvann. Det er altså god margin til det som regnes som kritisk fosforkonsentrasjon. Dette bekreftes av at det måles god økologisk tilstand i Mjøvann, kapittel 4.3.

Tabell 2. Typedata og klassegrenser for Mensvann/Mjøvann.

Innsjø	hoh m	Areal km ²	Type	NGIG	Farge mg Pt/l	Kalsium mg Ca/l	Tot-P G/M µg /l	Tot-N G/M µg /l	Klf a G/M µg /l
Mensvann/Mjøvann	102	1.07	7	L-N3	49.9		16	650	9

¹ Formel fra Berge (1987) for beregning av innsjøkonsentrasjon (P_λ) basert på innløpskonsentrasjon (P_i) og teoretisk oppholdstid T_w (oppgett i år): $P_{\lambda} = 0.436 \times P_i \times T_w^{-0.16}$ (gjelder for grunne og middels grunne innsjøer).

Fosforbudsjettet og modellberegningen viser klart, også med de usikkerhetene som er knyttet til tilførselsberegningene, at dagens menneskelige aktiviteter i nedbørfeltet ikke er en trussel for eutrofieringssituasjonen i Mjøvann.

Heller ikke et (mulig fremtidig) 50-talls beitende storfe eller 300 sauer i nedbørfeltet vil endre eutrofieringssituasjonen i Mjøvann fordi fosfortilførselen bare vil øke med maksimalt i størrelsesorden 15 kg/år. Slik beitevirksomhet kan imidlertid føre til lokalt økte P-konsentrasjoner og muligens lokale algeoppblomstringer. Det var en oppblomstring av cyanobakterier i Mjøvann i 1990, som diskuteres nærmere i kapittel 4.3.

4. Målt vannkvalitet i Mjøvann – trender, årsaker og prognoser

I tillegg til Porsgrunn kommunes overvåkning av vannkvaliteten i Mjøvann, er det tidligere gjennomført to større undersøkelser av Mjøvann som drikkevannskilde. I perioden mai 1960 – oktober 1961 ble det tatt flere vannprøver fra ulike dyp ved 5 ulike stasjoner i innsjøen; en stasjon i Mensvann i nord og 4 stasjoner lenger sør i innsjøen, deriblant ved drikkevannsinntaket (Holtan, 1962). En ny undersøkelse ble gjennomført i 1991, med prøvetaking på de samme stasjonene (Skulberg, 1992). Denne undersøkelsen ble satt i gang fordi det året før, i 1990, ble observert masseutvikling av cyanobakterien *Dolichospermum lemmermannii* (tidligere kalt *Anabaena flos-aquae* f. *lemmermannii*) i Mjøvann. Det ble tatt prøver som ble analysert for bakteriologiske og fysisk-kjemiske parametere, samt for å kartlegge forekomst av planteplankton i Mjøvann både i 1960 og i 1991. I kapittel 4.3 er disse resultatene sammenlignet med resultatene fra nye analyser av planteplankton fra 2016 som ble gjennomført i forbindelse med forurensningsanalysen. For å vurdere økologisk tilstand ble det dessuten gjennomført en befaring den 5. august 2015 for registrering av vannvegetasjon, se avsnitt 4.3.

Fordi råvannet på Valleråsen vannbehandlingsanlegg stort sett har vært en blanding av vann fra Mjøvann og Farris i det siste, så finnes det begrenset med data om råvannskvaliteten fra Mjøvann fra de senere år. Representanter fra vannverket har tatt prøver fra ulike dyp (0,5, 4, 8, 12 og 16 m) ved vanninntaket i Mjøvann, ca. 4 ganger i året, som de selv har analysert for temperatur, farge, turbiditet og jern, se data fra 2010-2016 i vedlegg 1. Prøvene tatt ved 8 m dyp (ved vanninntaket) er dessuten sendt til ALcontrol Laboratories i Skien for analyse av indikatorbakterier, pH, nitrogen, total-fosfor, farge og turbiditet, samt en gang jern og mangan. Data fra siste 3 år er vist i vedlegg 2.

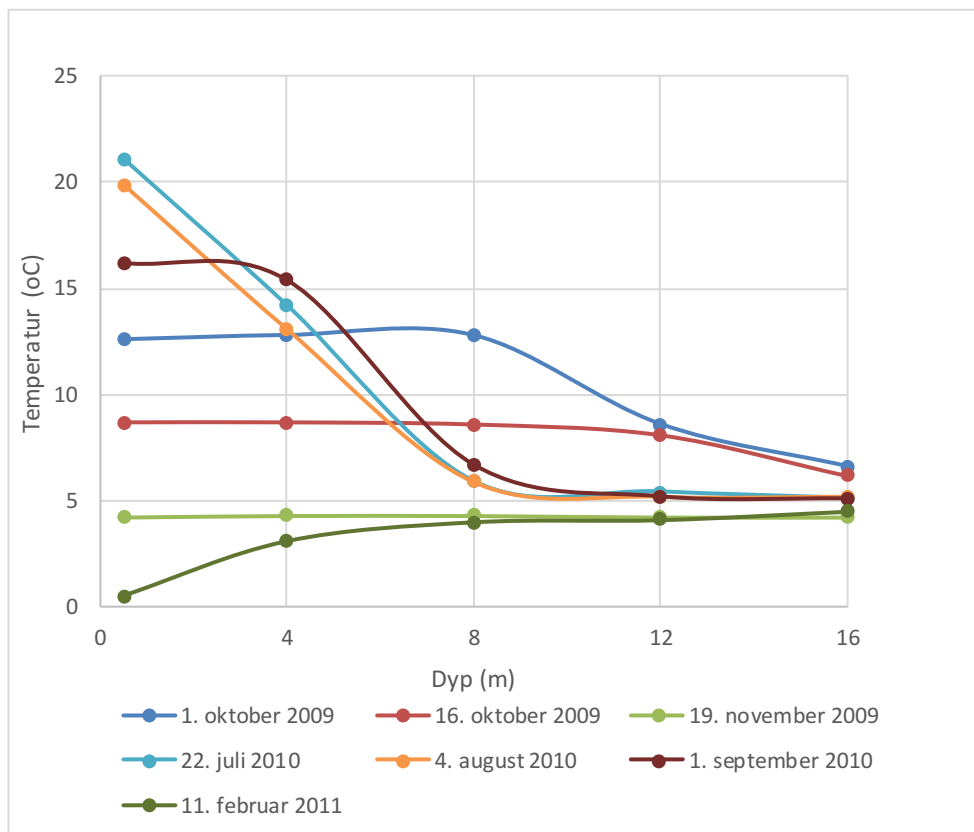
I de følgende delkapitlene er vannkvaliteten som er målt de senere årene diskutert og sammenlignet med vannkvalitetsdata fra undersøkelsene i 1960-61 og 1991. Det må bemerkes at for mange vannkvalitetsparametere så brukes det andre metoder nå enn tidligere, så det er en viss usikkerhet ved slike sammenligninger.

Utløsning av jern, mangan, fosfor mm. fra bunnsedimentene avhenger sterkt av oksygenforholdene (anoxiske forhold) i vannmassene. Data for oksygenmetning foreligger imidlertid bare for årene 1960-61 og 1991, men de kan være relevante for dagens situasjon.

4.1 Temperatur, vannsirkulasjon og fysisk-kjemisk vannkvalitet

I et av bassengene i Mjøvann som ble undersøkt i 1960-61 og 1991 (Stulstjern, litt nord for bassenget der vanninntaket ligger), ble det målt oksygenfritt vann under 16 meters dyp. Dette ble forklart med at store mengder oppløste jern- og mangansalter gir en tetthetsøkning i dyplagene, som fører til at vannmassene her aldri blir luftet (Holtan, 1962). Innsjøen for øvrig hadde fullsirkulasjon vår og høst.

Måling av temperatur på ulike dyp ved vanninntaket i Mjøvann (både fra 1960-61, fra 1991 og fra senere år), viser at dagens vanninntak ligger under sprangsjiktet fra begynnelsen av sommerstagnasjonsperioden og frem til rundt midten av september. I oktober ligger sprangsjiktet ned mot 10 meter, og vanninntaket er deretter og fram til islegging i det sirkulerende vannlaget (Figur 6).



Figur 6. Eksempler på målt temperatur på ulike dyp ved vanninntaket i Mjøvann (data fra vannverket).

I undersøkelsene fra 1960-61 og 1991 ble det vist at det var et betydelig oksygenforbruk i de dypere lag i stagnasjonsperiodene. Dette skyldes dekomponering av synkende organisk materiale, som hovedsakelig tilføres fra nedbørfeltet. Det kan være et betydelig oksygenvinn ved bunnen (Holtan, 1962). For lite oksygen kan være uheldig for drikkevannskvaliteten fordi jern- og manganforbindelser reduseres og frigjøres til vannmassene.

Resultater fra prøvetaking på ulike dyp (0,5, 4, 8, 12 og 16 m) ved vanninntaket viser at konsentrasjonen av jern kan være betydelig i bunnvannet i stagnasjonsperiodene (Tabell 3). Kun vannet på 0,5 m og 4 m dyp har en gjennomsnittskonsentrasjon av jern som er lavere enn anbefalt verdi i drikkevannsforskriften (0,2 mg/l). Det er ikke nok målinger til å slå fast om jernkonsentrasjonene i Mjøvann har økt siden målingene i 1961 og 1991, men økt tilførsel av organisk stoff kan gi en slik effekt pga. mer nedbryting og større oksygenforbruk.

I over halvparten av prøvene fra de senere år har jernkonsentrasjonen ved råvannsinntaket vært høyere enn anbefalt verdi (det som er oppgitt som tiltaksgrense for drikkevann) i drikkevannsforskriften. Jern i drikkevannet har ingen direkte helsemessige effekter, men indirekte kan jern og mangan i drikkevann skape helsemessige problemer ved at UV-desinfeksjonen vanskeliggjøres, både pga. farget vann, beleggdannelse på kvartsglass og partikler som kan skjerme mikroorganismene fra UV-bestrålingen. Jernbakterier kan dessuten danne rustknoller i ledningsnett som igjen kan gi korrosjon. Bakteriene kan også føre til at det dannes rustslam i ledninger. Høyt jern- og manganinnhold kan gi dårlig smak på drikkevannet, og vil kunne misfarge klesvask og gi brune utfellinger på sanitærutstyr. Det er tidligere målt

noe lavere jernkonsentrasjoner i råvannet inn på Valleråsen vannbehandlingsanlegg enn ved vanninntaket i Mjøvann. Det kan tyde på at det er noe avsetning av jern i råvannstunellen. På vannbehandlingsanlegget tilsettes jernklorid som fellingsmiddel i Moldeprosessen. Renset vann inneholder i gjennomsnitt 0,04 mg/l jern og 0.009 mg/l mangan, som er betydelig lavere enn tiltaksgrensene i drikkevannsforskriften.

Tabell 3. Jernkonsentrasjoner målt på ulike dyp ved vanninntaket. Analysene er utført av Porsgrunn kommune. Totalt 36 prøver fra 2009-2016 fra hvert dyp er analysert.

Dyp (m)	Jern (mg/l)		
	Gjennomsnitt	Minimum	Maksimum
0,5	0,11	0,02	0,33
4	0,16	0,05	0,35
8	0,22	0,10	0,47
12	0,59	0,16	1,55
16	2,6	0,17	11,2

Verdiene for farge og turbiditet (Tabell 4 og 5) påvirkes av henholdsvis løste organiske forbindelser (humus) og partikulære stoffer i vannet. Jernforbindelser kan også øke vannets farge. I Mjøvann er det god korrelasjon mellom farge og jernkonsentrasjon i prøvene tatt på 12 meters dyp (Vedlegg 4). Det kan tyde på at fargen i dypvannet er påvirket av jern fra bunnsedimentene. Økt turbiditet viser at jern også felles ut i møtet med høyere oksygenkonsentrasjon. Vi har ikke nok data til å vurdere om turbiditeten i Mjøvann er endret siden 1991, men fargen har økt betydelig, fra ca. 25 mg Pt/l ved vanninntaket i 1991 til over 50 mg Pt/l i dag (tabell 4.2 og vedlegg 2).

Tabell 4. Farge målt på ulike dyp ved vanninntaket. Analysene er utført av Porsgrunn kommune. Totalt 36 prøver fra 2009-2016 fra hvert dyp er analysert.

Dyp (m)	Farge (mg Pt/l)		
	Gjennomsnitt	Minimum	Maksimum
0,5	52	24	87
4	60	36	99
8	57	38	81
12	72	49	124
16	150	59	427

Tabell 5. Turbiditet målt på ulike dyp ved vanninntaket. Analysene er utført av Porsgrunn kommune. Totalt 36 prøver fra 2009-2016 fra hvert dyp er analysert.

Dyp (m)	Turbiditet (FNU)		
	Gjennomsnitt	Minimum	Maksimum
0,5	0,76	0,36	1,46
4	0,90	0,37	1,85
8	0,86	0,50	2,33
12	2,05	0,59	6,86
16	9,0	0,62	34

Fargen som måles ved vanninntaket (8 meters dyp) påvirkes i mindre grad av utløsning fra bunnsedimentene, men i betydelig grad av det humøse vannet som tilføres fra nedbørfeltet. De høyeste verdiene ved 8 m dyp er målt etter mye regn på høsten når vannmassene sirkulerer ned til vanninntaket (vedlegg 1). Basert på analysen som ble gjort for Farris, må det forventes at fargen på vannet i Mjøvann vil øke ytterligere de neste tiårene. Sannsynligvis vil økningen være noe mindre de neste 30 årene, sammenlignet med de siste 30 årene, da fargeverdien ble mer enn doblet (Tryland m.fl., 2016).

Ytterligere temperaturøkning, eventuelt økt nedbør, vil gi økt nedbrytning av humussjiktet i nedbørfeltet og større tilførsel av organisk stoff, noe som kan gi endringer som påvirker jerdynamikken i innsjøen. På sensommeren/høsten kan oksygenforbruket i dypvannet bli større, siden høyere temperatur gir lengre sommerstagnasjonsperiode, med økt utløsning av jern og mangan fra bunnsedimentene.

Klimaendringer kan også gi lengre perioder uten is på vannet og lengre høstsirkulasjon. Det vil igjen kunne gi bedre oksygenforhold i dypvannet vinterstid og dermed motvirke effekten av økt tilførsel av organisk materiale.

I hvilken grad råvannsinntaket påvirkes av disse endringene bør overvåkes i årene fremover. Det er da spesielt oksygenforholdene og fargetall som vil være nøkkelparametere.

Siden vanninntaket nå er flyttet til 8 meters dyp, ligger det over sprangsjiktet på slutten av høsten. Flytting av vanninntaket fra 10 m dyp til 8 m dyp vil vi anta er gjort for å motvirke effekten av stadig mer utlekking fra bunnsedimentene utover sensommeren/høsten som følge av oksygenvinn. Vann som tas over sprangsjiktet er derimot ikke like godt beskyttet mot forurensning fra nedbørfeltet, f. eks dersom det kommer et kraftig regnskyll som vasker betydelige mengder bakterier og annet organisk og uorganisk materiale ut i vannkilden. Hvor vanninntaket legges blir da et kompromiss mellom redusert effekt av tilførsler fra nedbørfeltet (best under sprangsjiktet) og effekt fra utlekking fra bunnsedimentene (best over sprangsjiktet). Temperatur er også viktig, da vann som brukes til drikkevannsproduksjon bør være kaldt. Ved å ha fleksibelt inntak og variere inntaksdypet med sesong og værforhold, f. eks basert på sanntidsmåling av en eller flere relevante vannkvalitetsparametere (f.eks. farge og/eller turbiditet), kan det tenkes at råvannskvaliteten kan optimaliseres. Porsgrunn kommune har imidlertid forsøkt å variere inntaksdypet tidligere, uten at dette gav ønskede resultater.

Oksygenforholdene kan muligens bedres ved å innføre lufting av bunnvannet. I 2013 ble det f. eks. satt i gang et prøveprosjekt med lufting av bunnvannet i Veslebukta i Kolbotnvannet. Det ble gjort for å hindre utlekking av fosfat og for å hindre dannelse av H₂S (hydrogensulfid). Det er imidlertid usikkert om lufting vil være egnet for å redusere konsentrasjonene av jern og mangan, og dermed de forhøyede farge- og turbiditetsnivåene i bunnvannet. Dette bør i så fall utredes nærmere.

I undersøkelsene fra 1960-61 og 1991 ble det generelt målt en bedre vannkvalitet i Mensvann i nord enn ved drikkevannsinntaket i sør. Vannet i dette bassenget har lenger oppholdstid og sannsynligvis noe lavere farge enn i det sydlige bassenget. Her vil det også sannsynligvis være mulig å ta råvannet på noe dypere vann, uten samme påvirkning fra bunnsedimentene. Dette må i så fall dokumenteres med ny prøvetaking. Porsgrunn kommune har tidligere utredet muligheten for å flytte vanninntaket, men vurderte den gang at dette var såpass omfattende og kostbart at nytten ikke stod i et rimelig forhold til kostnaden. I stedet ble sikkerheten i vannforsyningen økt ved å pumpe råvann fra Farris, utvide rentvannsbassenget ved Valleråsen vannbehandlingsanlegg, skjerpet klausulering ved frivillige avtaler i nærområdet Ørnstjern, Rekuva og Mjøvann og bygging av UV-anlegg.

Målt fysisk-kjemisk vannkvalitet i Mjøvann viser at råvannet som tas ved inntaksstedet krever omfattende fargefjerning, og jern- og manganverdiene i råvannet er noe høyere enn ønskelig. Dette kan forsterkes i fremtiden, som følge av økt belastning med organisk stoff og klimaendringer. Allerede i dag blandes betydelige mengder vann fra Farris inn for at ikke råvannskvaliteten skal bli dårligere enn det vannbehandlingsanlegget er dimensjonert for. Selv om menneskeskapt arealbruksendringer i nedbørfeltet kan endre tilførselen av organisk stoff, vil slike endringer i svært begrenset grad kunne ha effekt i Mjøvann. Løsningen på sikt kan dermed bli å måtte oppgradere vannbehandlingen til å håndtere mere organisk stoff, eventuelt også inkludere behandlingstrinn for økt fjerning av jern og mangan (f. eks oksidasjon for økt utfelling før filtrering). Siden Mjøvann kan forsyne Porsgrunn med selvfall er den en svært verdifull vannkilde for kommunen, som hovedvannkilde, eventuelt som tillegsvannkilde til Farris.

4.2 Hygienisk vannkvalitet

Generelt er det målt lite fekale indikatorbakterier ved råvannsinntaket på 8 meter, med *E. coli* påvist i kun 4 av 13 prøver de siste 3 årene (vedlegg 2). Dette stemmer godt med de begrensede aktivitetene i nedbørfeltet. Siden innsjøen er såpass liten (spesielt bassenget i syd der drikkevannsinntaket ligger), skal det ikke så mye fekal forurensning til før det gir målbare konsentrasjoner ved vanninntaket. I en prøve tatt den 22.10.2014, da vanninntaket lå over sprangsjiktet og det var mye nedbør døgnet før prøvetaking, ble det målt 11 *E. coli*/100 ml ved vanninntaket og 7 intestinale enterokokker/100 ml. De påviste indikatorbakteriene stammer sannsynligvis i stor grad fra avføring fra ville dyr og fugler. Avføring fra hunder, katter, de to hestene og eventuelle beitedyr, kan også bidra, i tillegg til kloakk dersom denne ikke renses godt nok.

Dersom forurenset vann tilføres via Rekuia og fortynnings- og strømningsforholdene er mest mulig ugunstige, kan vi svært grovt anslå en fortykning av forurensningen fra elvevannet i 1 mill. m³ vann. For at råvannet da skal inneholde 1 *E. coli*/100 ml, må det tilføres 1×10^{10} *E. coli*. Dette tilsvarer det et menneske, en stor hund, en hest, et 10-talls måker, et 5-talls ender eller et par rådyr skiller ut i løpet av et døgn (Tryland m.fl. 2016). Dette kan forklare målbare konsentrasjoner av *E. coli* i råvannet (størrelsesorden 1-10/100 ml). Mens *E. coli* vil dø ut relativt rask (dager/uker), kan indikatorbakterien *Clostridium perfringens* overleve i måneder/år. Denne bakterien skiller ut i langt lavere konsentrasjoner enn *E. coli*, men siden sporene overlever så lenge ser vi at den er påvist ved vanninntaket også om sommeren når vanninntaket ligger under sprangsjiktet (vedlegg 2). Overlevelseshadstadier (cyster eller oocyster) av parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium* kan også overleve flere måneder i vann.

Rett ved utløpet av Rekuia ble det observert bever. Internasjonalt finnes det bever som er smittet med humanpatogene *Giardia* og bever har blitt knyttet til utbrudd av vannbåren giardiasis i USA (beaver fever). Beverne i Norge er av en annen art enn beverne i Nord-Amerika (*Castor fiber* i Europa og *Castor Canadensis* i Nord-Amerika). Det er foreløpig ikke påvist *Giardia* i bever i Norge, men både *Giardia* og *Cryptosporidium* er funnet i europeiske bevere i Polen (Lucy Robertson, personlig meddelelse). Også andre ville dyr, som rådyr og elg, kan potensielt skille ut disse parasittene, selv om det ofte er arter eller genotyper som ikke kan smitte mennesker. Det samme gjelder hunder (Hamnes m.fl., 2007).

Generelt er kanskje kalver av storfe den største trusselen når det gjelder dyr som kan føre til parasittsmitte i drikkevann. De kan potensielt skille ut store mengder *Cryptosporidium parvum* som også kan smitte mennesker, opptil 10^{10} pr døgn i de første leveukene (Nydam m.fl. 2001). Utskillelsen er langt lavere hos eldre dyr. Det er i dag ikke kalver av storfe i nedbørfeltet til Mjøvann.

Ville fugler kan være en betydelig kilde til humanpatogene bakterier. Kapperud og Rosef (1983) rapporterte stor utbredelse av humanpatogene bakterier hos ville fugler i Norge, spesielt *Campylobacter jejuni* som ble påvist hos 28 % av de testede fuglene. Blant fuglene i Oslo-området ble *C. jejuni* oftest påvist hos kråker og måker. I dette studiet ble ikke mengden bakterier i avføringen kvantifisert, men en skotsk undersøkelse viste at mengden *Campylobacter* spp. i måkeavføring som oftest var lav, dvs. 10^0 - 10^2 pr gram, men hos noen måker høyere, opptil 10^7 pr gram, og at gjennomsnittet for 165 måker var 6×10^4 pr gram (Ogden m.fl. 2009). I samme studie ble det funnet *Campylobacter* spp. hos ca. 25 % av de testede sauene, endene og gjessene (gjennomsnittskonsentrasjoner 10^4 - 10^5 pr gram, maksimum opp til 10^8 pr gram). Levesque m.fl. (2000) fant 10^2 - 10^9 *Salmonella* spp. pr gram i måkeavføring fra Canada.

Mulig forekomst av humanpatogener hos ville dyr og fugler i nedbørfeltet, kombinert med liten fortykningseffekt i drikkevannskilden, illustrerer viktigheten av å ha aktive barrierer for smittestoffer på vannbehandlingsanlegget, selv med svært begrenset menneskelig aktivitet i nedbørfeltet.

I forbindelse med drikkevann, så regnes avføring fra mennesker normalt som langt mer smittefarlig enn avføring fra dyr. Dette er fordi patogener som har infisert ett menneske som oftest vil kunne smitte andre mennesker, mens mange av patogenene som skiller ut fra infiserte dyr bare kan smitte andre dyr av samme slag. Virus som kan forårsake vannbårne utbrudd antas hovedsakelig å kun smitte fra mennesker til

mennesker, selv om noen studier indikerer at enkelte vannbårne virus (som hepatitt E fra gris) også kan være zoonotiske, dvs. smitte mellom dyr og mennesker (Souza m.fl. 2007; 2008).

Ved vurdering av helserisiko er det derfor av betydning hvorvidt *E. coli* som påvises i vann stammer fra mennesker eller dyr. Dette gjelder altså spesielt ved vurdering av fare for forekomst av humanpatogene virus, men også til en viss grad med hensyn på parasitter. De største drikkevannsbårne utbruddene forårsaket av *Cryptosporidium* skyldes oftest den humanspesifikke arten *Cryptosporidium hominis*, som utbruddet i Milwaukee, USA i 1993 der 400 000 personer ble rammet, og utbruddene i Sverige (Østersund i 2010 og Skellefteå i 2011) der over 20 000 mennesker ble antatt syke i hvert av utbruddene. Mennesker i akutt sykdomsfase kan i verste fall skille ut 10^{10} *Giardia* cyster eller *Cryptosporidium* oocyster pr døgn (VKM, 2009). Utskillelsen av viruspartikler fra smittede mennesker kan være enda høyere. Personer infisert med norovirus kan skille ut opp til 10^{11} viruspartikler pr gram (dvs. opptil 10^{14} pr døgn). Blant mennesker som er smittet, så vil mengden patogener som skilles ut med avføringen variere med flere \log_{10} (tierpotenser). Noen skiller ut lave mengder, mens andre, såkalte «super shedders», skiller ut langt mer patogener enn gjennomsnittet. Avløpsvann fra kun en bolig med en person som skiller ut langt mer patogener enn gjennomsnittet kan ha et stort smittepotensial, selv om det ikke gir høye konsentrasjoner av indikatorbakterier ved vanninntaket. Vi kommer tilbake til dette i kapittel 5: Vurdering av sårbarhet ved mulig episodisk forurensning.

4.3. Økologisk tilstand

Hvis vi antar at Oklungens bekkefelt er karakteristisk for Mjøvann med tilløp, er vanntypen kalkfattig og humøs, norsk type 7 (Vann-nett.no). Dette bekreftes også med de målingene vi har gått gjennom her. Det er ingen risiko for at miljømålet ikke nås innen 2021.

En del av forurensningsanalysen har vært å gjennomføre utvidet prøvetaking og analyse av planteplankton og vannplanter for å vurdere Mjøvanns økologiske tilstand.

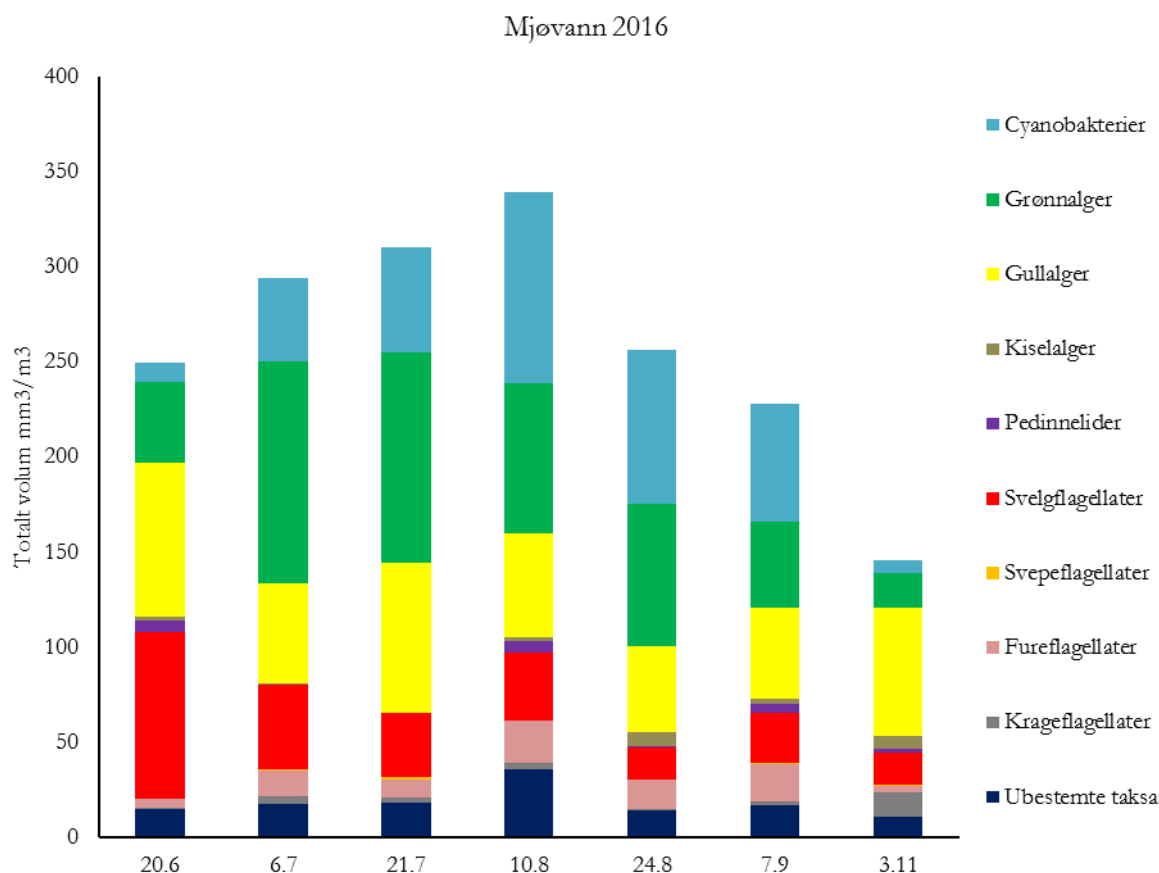
4.3.1 Planteplankton i Mjøvann

Totalt volum av planteplankton viste lave verdier (Figur 7), og Mjøvann fikk tilstandsklasse svært god for denne parameteren i 2016 (Tabell 6). Artssammensetning var typisk for en næringsfattig, humøs innsjø. Grønnalger, gullalger, cyanobakterier (blågrønnalger) og svelgflagellater utgjorde de viktigste gruppene i tillegg til mindre andeler fureflagellater, kiselalger og pedinellider. Grønnalgene besto av blant annet *Botryococcus braunii*, *Willea vilhelmii* og slektene *Chlamydomonas*, *Monoraphidium* og *Oocystis*. Gullalgene ble utgjort av blant annet *Stichogloea doederleinii*, *Uroglenopsis americana* samt slektene *Chromulina*, *Chrysooccus*, *Dinobryon* og *Mallomonas* samt en stor andel ubestemte arter. De viktigste cyanobakteriene var arter med små celler i slim, *Merismopedia tenuissima*, *Rhabdogloea smithii* og arter fra slekten *Anathece* samt *Dolichospermum* (*Anabaena*) *lemmermannii*. Det totale volumet av cyanobakterier i Mjøvann i 2016 var forholdsvis lavt og Mjøvann fikk tilstandsklasse svært god for denne parameteren (CyanO_{\max}).

Dolichospermum lemmermannii er observert ved de tidligere undersøkelsene også og hadde en oppblomstring i 1990 (Skulberg, 1992). Denne cyanobakterien har evnen til å danne oppblomstringer eller opphopinger av biomasse i forholdsvis næringsfattige innsjøer og har til tider skapt problemer for vannverk (Hagman 2016). Stammer av *D. lemmermannii* kan produsere luktstoffer som geosmin samt flere typer toksiner (Chorus & Bartram 1999). Cyanobakterier kan imidlertid flyte opp, drive inn mot land og danne synlige belegg på overflaten selv om konsentrasjonene i selve innsjøen er forholdsvis lave.

Svelgflagellatene besto stort sett av slektene *Cryptomonas* og *Plagioselmis*, fureflagellatene besto hovedsakelig av slekten *Gymnodinium*. Kiselalgene utgjorde en beskjeden andel av planteplanktonet og besto hovedsakelig av slektene *Aulacoseira* og *Tabellaria*. Også i 1991 ble det observert lave forekomster av kiselalger (Skulberg, 1992). Pedinellidene besto av slekten *Pseudopedinella*. Sammensetningen av planteplankton (PTI) ga tilstandsklasse svært god i 2016. Totalvurderingen av planteplanktonet ga

Mjøvann tilstandsklassen svært god i 2016 med nEQR på 0,96. Dette bekreftes også av de lave verdiene for total fosfor.



Figur 7. Totalt volum (mm^3/m^3) og relativ fordeling av hovedgrupper av planteplankton for Mjøvann i 2016.

Tabell 6. Verdier for enkeltindeksene som inngår i totalvurderingen av planteplanktonet i Mjøvann for de årene det er planteplanktondata fra. Tot-P og Tot-N er også tatt med for å kunne sammenlikne indeksene. Klassegrensene er basert på type 7, kalkfattige, humøse innsjøer i lavlandet. Fargene for gjennomsnittsverdiene tilsvarer tilstandsklassene etter Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013). Mjøvann fikk tilstandsklasse god i 2014 og svært god i 2015 basert på Tot-P og Tot N. I 2016 viste alle indeksene svært god tilstand.

	Total fosfor $\mu\text{g P/l}$	Total nitrogen $\mu\text{g N/l}$	Volum mm^3/l	PTI	Cyano _{max} mm^3/l	Totalvurdering PP nEQR
2014	11.7	610.5				
2015	8.3	457.2				
2016	7.7	540.5	0.28	2.04	0.10	0.96

4.3.2. Vannvegetasjon i Mensvann/Mjøvann

Innsjøen ble besøkt en gang (5. august 2015) og registreringene av vannvegetasjonen ble foretatt i henhold til standard metodikk ved hjelp av båt, vannkikkert og kasterive. (jfr. NS EN 15460, Veileder 02:2013). Vannvegetasjonen i Mensvann/Mjøvann ble undersøkt i hht basisovervåkingen av små innsjøer med i alt 5 besøkte lokaliteter.

Vannvegetasjon er høyere planter som har sitt normale habitat i vann. De deles ofte inn i helofytter ("sivvegetasjon") og "ekte" vannplanter. Helofyttene er semi-akvatiske planter med hoveddelen av fotosyntetiserende organer over vannflaten det meste av tiden og et velutviklet rotsystem. Vannplantene er planter som vokser helt neddykket eller har blader flytende på vannoverflaten. Disse kan deles inn i 4 livsformgrupper: isoetider (kortskuddsplanter), elodeider (langskuddsplanter), nymphaeider (flytebladsplanter) og lemnider (frittflytende planter). I tillegg inkluderes de største algene, kransalgene.

Kvantifisering av artene i vannvegetasjonen er gjort etter en semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerende. I tillegg ble de viktigste helofyttene notert. Alle dybdeangivelser er gitt i forhold til vannstand ved registreringstidspunktet. Navnsettingen for karplantene følger Lid og Lid (2005), mens kransalgene er navngitt etter Langangen (2007). Vurdering av økologisk tilstand for vannvegetasjonen inkl. kransalgene er basert på trofiindeks (TIC) for vannplanter, jfr. Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013).

Vurdering av økologisk tilstand for vannvegetasjonen er basert på trofiindeksen (TIC) for vannplanter. Trofiindeksen, TIC, er basert på forholdet mellom antall sensitive og tolerante arter for hver innsjø. Sensitive arter er arter som foretrekker og har størst dekning i mer eller mindre upåvirkede innsjøer (referanseinnsjøer), men som får redusert forekomst og dekning og etter hvert blir helt borte ved eutrofiering. Tolerante arter er arter med økt forekomst og dekning ved økende næringsinnhold, og som ofte er sjeldne eller med lav dekning i upåvirkede innsjøer. Trofiindeksen beregner én verdi for hver innsjø. Verdien kan variere mellom +100, dersom alle de tilstedeværende artene er sensitive, og -100, dersom alle er tolerante. I TIC teller alle artene likt uansett hvilken dekning de har. Ved vurdering av økologisk tilstand i forhold til eutrofiering bør man i tillegg til indeksene vurdere forekomsten av fremmede arter, for eksempel vasspest (*Elodea canadensis*). Dersom slike arter danner massebestander, bør ikke tilstanden vurderes som god. Det er også viktig å være klar over at vannvegetasjonen gjenspeiler forholdene i strandnære områder. Status for vegetasjonen vil derfor kunne avvike fra forholdene i sentrale vannmasser, særlig i store innsjøer.

Mensvann/Mjøvann er så vidt vites ikke tidligere undersøkt med hensyn på vannvegetasjonen. Registrerte vannplanter i innsjøen er vist i tabell 7. Det ble ikke registrert rødlistede eller svartelistede arter i innsjøen. Økologisk tilstand for innsjøen i 2015 er vist i tabell 8 og viser svært god økologisk status for vannvegetasjonen med hensyn på eutrofiering.

Tabell 7. Vannvegetasjon i Mensvann/Mjøvann i 2015. Mengdeangivelse: 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlige, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten.

		Mensvann/ Mjøvann 2015
Datoer		5.08.15
ISOETIDER		
<i>Isoetes echinospora</i>	Mjukt brasmegras	2
<i>Isoetes lacustris</i>	Stivt brasmegras	3
<i>Littorella uniflora</i>	Tjønngras	1
<i>Lobelia dortmanna</i>	Botnegras	2
<i>Ranunculus reptans</i>	Evjesoleie	1
<i>Subularia aquatica</i>	Sylblad	2
ELODEIDER		
<i>Callitriche palustris</i>	Småvasshår	1
<i>Juncus bulbosus</i>	Krypsiv	3
<i>Hippuris vulgaris</i>	Hesterumpe	1
<i>Utricularia minor</i>	Småblærerot	1
<i>Utricularia intermedia</i>	Gytjeblårerot	1
NYMFAEIDER		
<i>Nuphar lutea</i>	Gul nøkkerose	2
<i>Nymphaea alba coll.</i>	Hvit nøkkerose	2
<i>Persicharia amphibia</i>	Vass-slirekne	2
<i>Sparganium angustifolium</i>	Flotgras	2
Totalt antall		15

Tabell 8. EQR- og nEQR-verdier beregna for Mensvann/Mjøvann. Økologisk tilstand er svært god (blå farge).

Innsjø	Mensvann/Mjøvann
år	2015
Ant. sensitive	12
Ant. tolerante	1
Tot. Antall arter	15
TIc	73,3
EQR	0,97
nEQR	0,87

4.3.3 Oppsummering av økologisk tilstand

Basert på analyser av planteplankton og vannplanter, samt fosforbudsjett og målte fosforkonsentrasjoner, så vurderes Mjøvanns økologiske tilstand som svært god.

5. Vurdering av sårbarhet ved mulig episodisk forurensning

5.1. Hygienisk forurensning

Råvannet fra Mjøvann inneholder generelt lite fekal forurensning. Som oftest er nok også tarmbakteriene som påvises i råvannet knyttet til avføring fra dyr som ikke skiller ut store mengder humanpatogener, slik at antall patogener i råvannet i snitt er langt mindre enn 1/1000 del av antall tarmbakterier som påvises (se Tryland m.fl. 2016 for bakgrunnsinformasjon). Dette forholdstallet vil variere mye avhengig av smittesituasjonen hos dyr og mennesker i nedbørfeltet. Når råvannet, som i utgangspunktet har generelt lavt innhold av patogener, behandles med koagulering-filtrering, UV-bestråling og klorering, som ved god drift medfører minst 5-log (5 tier-potenser) reduksjon av sykdomsfremkallende mikroorganismer, har ferdigbehandlet drikkevann meget god hygienisk kvalitet.

Denne normal/gjennomsnittssituasjonen kan illustreres med en svært forenklet kvantitativ mikrobiell risikovurdering basert på målte *E. coli* verdier ved råvannsinntaket, en rekke forenklete antagelser (beskrevet i Tryland m.fl., 2016) og dose-respons modell som beskrevet i WHO (2011) og med *Cryptosporidium* som representativ patogen:

- Maks 1 *Cryptosporidium*/10 L i råvannet (1/1000 del av maks påvist *E. coli*) 30 dager i året og maks 1 *Cryptosporidium*/100 L i råvannet resten av året.
- 5 log reduksjon i vannbehandlingen → maks 0.000001 *Cryptosporidium*/l i drikkevannet 30 dager i året og maks 0.0000001 *Cryptosporidium*/l i drikkevannet resten av året.
- Antar 35 000 personer (abonentene i Porsgrunn) drikker 1 liter ukokt vann hver dag i løpet av et år.
- Antar sannsynlighet for å bli syk ved å få i seg 1 parasitt (av den mest infektive typen) er 0.14 (dvs. 14 av 100 utvikler sykdom ved å få i seg 1 parasitt).
- På et år vil da <1 av de 35 000 abonnentene bli syke av *Cryptosporidium* i drikkevannet. Dette er akseptabelt.

Dersom det oppstår en situasjon der deler av vannbehandlingen svikter, slik at det en dag kun er f.eks. 2 log reduksjon av parasitter og virus og 3 log reduksjon av bakterier på vannbehandlingsanlegget, kan sannsynligheten for smitte fra drikkevannet øke dersom det denne dagen er patogener i råvannet. Det er derfor et mål å beskytte drikkevannskilden. Multiple barrierer er et viktig prinsipp i norsk og internasjonal vannforsyning. Ved å ha flere barrierer for smittestoffer i vannforsyningen, fra kildebeskyttelse og gjennom vannbehandling og desinfeksjon, så kan man unngå vannbårne utbrudd (i verste fall redusere omfang/antall syke) dersom det oppstår svikt i en av barrierene.

Det er ingenting som tilsier at det er hytter som har ulovlig innlagt vann og ulovlig utslipp av avløpsvann til Rekuva/Mjøvann, og mest sannsynlig er det god renseeffekt i avløpsanleggene fra boligene. Vi har likevel tatt med eksempelet under for å illustrere viktigheten av å ha god kontroll på avløpsvann fra hus og hytter i nedbørfeltet.

Scenario 1: En uke i begynnelsen av oktober befinner det seg en *Cryptosporidium*-smittet person i et hus/hytte nær bekk som renner videre ut i Rekuva og ned til Mjøvann. Dette er en art, *Cryptosporidium hominis*, som har svært lav infektiv dose, samme type som har ført til store utbrudd i Sverige. På en uke skiller personen ut totalt 7×10^{10} *Cryptosporidium* oocyster (1×10^{10} /dag) og samme mengde *E. coli*.

Avhengig av avløpsløsning kan følgende mengder tilføres bekken:

- a) Ingenting eller < 0.001%, dvs. $< 7 \times 10^5$ oocyster (snurredass eller lignende)
- b) 7×10^8 oocyster (avløpsløsning med 99% rensing)

- c) 7×10^{10} oocyster (avløpsrøret går ulovlig rett ut i bekken/Rekua)

Vi antar noe selvrensing i bekken og Rekua (ca. 70%) på vei til Mjøvann. Videre antar vi ugunstige fortynnings- og spredningsforhold i Mjøvann (innkommende cyster fortynnes i 2×10^6 m³). Etter en uke med slike tilførsler kan konsentrasjonene i råvannet da bli i størrelsesorden (ved ulike avløpsløsninger):

- <0.0001 oocyster/L
- 0,1 oocyster/L
- 10 oocyster/L

Dersom det da oppstår en dag med svikt i vannbehandlingen/desinfeksjonen og kun 2 log-reduksjon på vannverket kunne følgende antall (størrelsesorden) blitt syke blant de 35 000 abonnentene:

- Ingen
- 5 syke (ville neppe registreres som drikkevannsrelatert utbrudd)
- 500 syke

Merk at hvis dette hadde vært indikatorbakterien *E. coli*, så er 10 *E. coli*/l (alternativ c) det samme som 1 *E. coli*/100 ml, som er deteksjonsgrensen for metoden og denne «farlige forurensningen» som kom fra et hus med en *Cryptosporidium*-smittet person, hadde knapt blitt merket ved å måle for *E. coli* i råvannet.

Eksempelet illustrerer viktigheten av å unngå at det tilføres urensset kloakk til drikkevannskilder. Det illustrerer også viktigheten av multiple barrierer-prinsippet. Jo bedre tilbakeholdelse av patogener det var fra huset med en smittet person, jo mindre sårbart var drikkevannsforsyningen for denne hendelsen, da det samtidig oppstod svikt i drikkevannsbehandlingen/desinfeksjonen. Mjøvann i seg selv har forholdsvis lav «hygienisk barriere-effekt» i selve vannkilden, med drikkevannsinntak over sprangsjiktet på sensommeren/høsten, en ofte kort transportvei for forurensning via Rekua til drikkevannsinntaket og generelt liten fortykningseffekt (i sørlige basseng av Mjøvann). For vannverket er det derfor viktig både å være sikker på at det ikke tilføres dårlig rensset avløpsvann til drikkevannskilden og at det er god effekt av de hygieniske barrierene på vannbehandlingsanlegget.

Scenario 2: Et sykt barn er dratt med på tur rundt Mjøvann i slutten av september og får akutt diare i nærheten av utløpet av Rekua. Vi kan anta et utslipp på i størrelsesorden 2×10^9 oocyster av *Cryptosporidium hominis*. Dette vil nok ikke skje så ofte, men er ikke et utenkelig scenario. Det er langt mindre sannsynlig at forurensningen i sin helhet tilføres Mjøvann eller en tilløpsbekk. Noe kan nok tilføres ved at barn/foreldre vasker hender eller lignende i vannet, eller at et etterfølgende regnskyll vasker noe av fekalien ut i vannet. Å tillate teltning i nedbørfeltet eller bading, vil kunne øke sannsynligheten for denne type forurensning.

For å illustrere smittepotensialet kan vi anta at 10% av oocystene går ut i Rekua/Mjøvann og fortynnes videre i 1×10^6 m³ vann før råvannet påvirkes noen timer senere (verste fall spredningsforhold). Det kan da bli i størrelsesorden 0,2 oocyster/l i råvannet. Med 5-log reduksjon i vannbehandlingen vil neppe noen bli syke av drikkevannet med slike forhøyede konsentrasjoner (av et par måneders varighet). Med en dag med svikt og kun 2 log-reduksjon i vannbehandlingen kunne derimot i teorien ca. 10 personen blitt syke av drikkevannet.

Eksempelene over illustrerer at menneskelig avføring som stammer fra smittede individer kan ha et stort smittepotensial dersom den tilføres drikkevannskilder uten tilstrekkelige barrierer i kilde og ved svikt i vannbehandlingen. Enkelte virus, som norovirus, skilles generelt ut i langt høyere konsentrasjoner enn parasitten *Cryptosporidium* fra tilsvarende smittede individer. Antageligvis er en mindre andel av viruspartiklene infektive, spesielt etter at de har oppholdt seg i vann en stund. Det er begrenset med kunnskap om dette, men hadde personen/barnet i eksemplene over vært smittet med norovirus, ville man muligens ha kommet til samme størrelsesorden med et anslag av antall syke etter tilsvarende utslipp og log-reduksjon på vannbehandlingsanlegget.

Ville dyr og fugler, hunder og hester

Mesteparten av fekalieene og tarmbakteriene som tilføres Mjøvann stammer trolig vesentlig fra ville dyr og fugler. Selv om avføring fra dyr som oftest er mindre «smittefarlig» for mennesker enn avføring fra andre mennesker, kan enkelte dyr skille ut humanpatogener med avføringen, og blant dyrene kan det også forekomme individer som skiller ut langt flere patogener enn gjennomsnittet. Vi har sett på et scenario for en slik situasjon.

Scenario 3: En flokk med fugler smittet med *Campylobacter* oppholder seg i det sydlige bassenget og det tilføres 10^{10} *Campylobacter* som fortynnes i 1×10^6 m³. Forurensningen vil selvfølgelig være ujevnt fordelt i vannmassene, men for å få et grovt anslag av konsekvensen av en slik hendelse, bruker vi gjennomsnittskonsentrasjon på 10 *Campylobacter*/l i råvannet. Denne bakterien dør ut relativt raskt når den tilføres vann og er også ganske enkel å inaktivere med både UV og klor. Sannsynligheten for å bli syk ved å få i seg en patogen er også noe lavere for *Campylobacter* enn for *Cryptosporidium* i henhold til WHO (2011). For *Campylobacter* bruker vi sannsynligheten 0,0057, altså at 57 av 10000 blir syke av å få i seg en bakterie. Dette gir:

- Ved 5 log reduksjon på vannbehandlingsanlegget: Ingen syke selv med 1 måned med økt forurensning
- Med 1 dag med delvis svikt (3 log reduksjon): 2 syke (ville neppe registreres som drikkevannsrelatert utbrudd)
- Med 1 dag med full svikt (ingen rensing, som er temmelig usannsynlig): 2000 syke

Ved total svikt i vannbehandlingen vil dette kunne medføre et større vannbårent utbrudd, men det er svært usannsynlig at det vil være total svikt en hel dag. Med delvis svikt (kun 3 log reduksjon i vannbehandlingen) vil det kun være sporadiske tilfeller. Scenariet illustrerer imidlertid at hyttefolk og turfolk ikke bør drikke urensset/ukokt vann fra Mjøvann.

Oppsummering

Risiko er en kombinasjon av sannsynligheten for at noe skal inntreffe og konsekvensen av det inntreffe. Dersom konsekvensen er stor, så må sannsynligheten være liten for at risikoen skal være akseptabel.

Konsekvensen av høye konsentrasjoner av patogener i ferdigbehandlet drikkevann kan være svært alvorlige, og sannsynligheten for at det skal inntreffe må derfor være liten. Konsekvensen av et mindre antall patogener kan være at noen få av abonnentene blir syke (enkeltilfeller). Det er ikke så alvorlig for vannverket som neppe får skylden (det kan jo bare være noe de har spist), men i utgangspunktet ønsker vi ikke at folk skal bli syke av drikkevannet.

For at det skal bli så mye patogener i det ferdigbehandlede drikkevannet at det oppstår et stort utbrudd (>100 syke) må det både være en hendelse med utslipp av betydelige mengder patogener til drikkevannskilden og samtidig helt eller delvis svikt i vannbehandlingen. Med et såpass omfattende vannbehandlingsanlegg som i Porsgrunn, regnes det som usannsynlig at det ikke er noe barriereeffekt i vannbehandlingen. Korte perioder med redusert barriere-effekt (kun 2 log reduksjon av parasitter og virus og 3 log reduksjon av bakterier) er imidlertid ikke utenkelig. Dersom det da i forkant har vært en hendelse som har tilført betydelige mengder patogener til drikkevannsinntaket, er det en viss sannsynlighet for sykdom blant abonnentene, men det kommer an på hvor mange og hvilke patogener som er tilført.

Vi vurderer det som mindre sannsynlig at utslipp fra ville dyr, hester og hunder og mennesker på tur (dagens omfang), vil gi større vannbårne utbrudd, selv ved delvis svikt i vannbehandlingen. Enkeltilfeller (en eller veldig få syke) vil derimot kunne forekomme i verste fall, men risikoen vurderes ikke som større enn det som må regnes som akseptabelt.

Direkteutslipp av avløpsvann fra hus og hytter i nedbørfeltet vurderes derimot å medføre en uakseptabel risiko, og Porsgrunn og Skien kommune anbefales (ved behov) å føre tilsyn med at alle avløpsanlegg i nedbørfeltet har minst 99% tilbakeholdelse av patogener (teoretisk basert på vurdering av anlegg og analyse av fekale indikatorbakterier i antatt påvirkede bekket). Tiltak som kan redusere risikoen knyttet til

hygienisk forurensning fra turvirksomhet er også viktig, som dagens restriksjoner med å forby bading og teltning, informere publikum, anmode folk om å bruke pose for hundeavføring og sette opp søppelbøtter.

Kommunen anbefales også å ha kontroll med dyrehold og beitevirksomhet i nedbørfeltet. Det er ikke ønskelig med økt/betydelig beiteaktivitet, spesielt ikke ned til vannkanten av Ørnstjern, Rekuva og andre tilløpsbekker til Rekuva eller Mjøvann. Rundt selve Mjøvann er det i dag innført beiteforbud. Dersom utviklingen går i retning av økt beiting i nedbørfeltet bør tiltak som kan begrense tilførselen av potensielt sykdomsfremkallende mikroorganismer til drikkevannskilden vurderes innført, f. eks restriksjoner på antall dyr og hvilke dyr (f. eks ikke godta kalver og lam), eller mulig inngjerding for å unngå at dyrene oppholder seg og drikker vann i Ørnstjern og Rekuva.

5.2. Kjemisk forurensning

Oppblomstring av cyanobakterier i innsjøer kan føre til at det produseres helseskadelige cyanotoksiner eller stoffer som gir smak og lukt på drikkevann. Slike problemer kan oppstå i næringsrike vannforekomster, og som vurdert i kapittel 3 og 4, vil dette sannsynligvis ikke være et problem for Mjøvann som drikkevannskilde. Lokalt kan det imidlertid skje algeoppblomstringer pga. lokale tilførsler.

Siden det ikke er industri, få hus og hytter og svært begrenset landbruksvirksomhet og lite skogbruk i nedbørfeltet, er Mjøvann lite utsatt for kjemisk forurensning. Det er noe biltrafikk i nedbørfeltet, og denne øker på fine turdager når i størrelsesorden 100 biler parkerer på parkeringsplasser/langs veien nær tiløpselva Rekuva (Figur 3). Det kan selvsagt forekomme utslipp ved uhell og ulykker i forbindelse med biltrafikk og skogsmaskiner, men petroleumsprodukter holdes forholdsvis effektivt tilbake i jorda.

Vanninntaket er plassert slik at det er sårbart for forurensning via Rekuva, og ved ugunstige fortynnings- og spredningsforhold kan forurensning nå vanninntaket i løpet av få timer. Fortyningseffekten er også begrenset i det sørlige bassenget, i størrelsesorden i et volum på $1 \times 10^6 \text{ m}^3$ hvis vi antar innblanding ned til vanninntaket på 8 m dyp. En kg vannløselig forurensning som blandes jevnt i dette volumet ($1 \times 10^6 \text{ m}^3$) gir en gjennomsnittskonsentrasjon på $1 \text{ } \mu\text{g/l}$, og 1000 kg må til for å få en gjennomsnittskonsentrasjon på 1 mg/l . For kjemikalier som i drikkevannsforskriften er oppgitt med grenseverdier i størrelsesorden 1 mg/l er det derfor ikke realistisk at det vil være store nok utslipp til å overskride grenseverdiene. For mange av stoffene med grenseverdi i størrelsesorden $0,1\text{-}10 \text{ } \mu\text{g/l}$ er det heller ikke sannsynlige kilder til slik forurensning. Vannløseligheten til de ulike hydrokarbonene i bensin og olje er også liten (i størrelsesorden $0,1 \%$), samt at mye av et eventuelt utslipp vil fordampe. Hvis situasjonen tillater det, kan det være en god regel å ikke spyle vekk eventuelt søl av petroleumsprodukter fordi infiltrasjon øker den tiden det tar for produktet å nå overflatevann. Fortyningen kan da bli best mulig.

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for hydrokarboner er $10 \text{ } \mu\text{g/l}$. Luktgrensen er ansett for å være $1 \text{ } \mu\text{g/l}$. Ved å anta at kun $0,1\%$ av bensin og olje løses i vann, må utslipp fra bil som havarerer på broa over Rekuva være i størrelsesorden 1000 l før drikkevannet blir merkbart påvirket. Et så stort utslipp er ikke realistisk fra en bil. Det er tidligere simulert spredning av dieselolje tilført i drikkevannsmagasinerne Gjersjøen og Birkelandsvatn (Tjomsland m.fl. 2010), som konkluderte med at oljeutslipp ikke fikk betydning for drikkevannskvaliteten. Mjøvann er en langt mindre drikkevannskilde, men også potensialet for utslipp er langt lavere enn f. eks til Gjersjøen som ligger nær E6 med stor trafikk av tankbiler og tungtransport.

Lagring av betydelige mengder olje, oljeprodukter og kjemikalier bør unngås i nedbørfeltet, og dette er også inkludert i avtaler med grunneiere i forbindelse med sikring av vannforsyningen. Det er heller ikke lov å bruke og lagre plantevernmidler i klassene X, A og B. Dette er fornuftig siden grenseverdien for sum plantevernmidler er satt lik $0,5 \text{ } \mu\text{g/l}$ i Drikkevannsforskriften. Det vil si at direkteutslipp av i størrelsesorden $0,5 \text{ l}$ plantevernmidler i sørlige basseng vil kunne medføre overskridelse ved råvannsinntaket.

6. Innspill til revisjon av dagens beskyttelsesregime

6.1 Er det behov for nye beskyttelsesregler

Nedbørfeltet til Mjøvann ligger hovedsakelig i Skien kommune, og i Skien kommunes arealplan er Mensvann/Mjøvann angitt som drikkevannskilde med restriksjoner. Porsgrunn kommune, som er eier av vannverket, har ansvaret for at aktiviteter i nedbørfeltet er forenelig med drikkevannsinteressene. I arealplanen er det spesifisert at planer om tiltak i vannkilde inkludert nedbørfeltet skal forelegges vannverkseier til uttalelse. Porsgrunn kommunes hovedprinsipp har vært, og er, uavhengig av hygieniske sikkerhetsbarrierer, å ha høyt fokus på kildebeskyttelse.

De viktigste restriksjonene som retter seg mot publikum er forbudet mot:

- Organiserte fritidsaktiviteter
- Telting - Bading - Fiske - Båttrafikk
- Trafikk av motordrevne kjøretøyer uten spesiell tillatelse
- Bygging av nye hytter eller tilbygg til hytter

For å gjøre vannforsyningen mindre sårbar ved mulige svikt på vannbehandlingsanlegget, er det viktig med tiltak for å redusere tilførselen av mulige smittestoffer til drikkevannskilden. Dagens restriksjoner i nedbørfeltet til Mjøvann er derfor fornuftige. Nedleggelsen av Skifjellhytta (serveringsted) og øvrige tiltak for å begrense stor aktivitet (telting, bading, store arrangementer) i nedbørfeltet reduserer sannsynligheten for at det tilføres humanpatogener til Mjøvann.

Vannverket må uansett slike restriksjoner være svært bevisst på god kontroll med de hygieniske barrierene på vannbehandlingsanlegget, siden ville dyr og fugler også innimellom kan bidra med humanpatogener i råvannet.

I utgangspunktet vurderer vi det som ikke nødvendig å stenge parkeringsplassene for folk på dagstur. Vedlikehold av gode informasjonsskilt (Figur 8), utplassering av søppelkasser og regelmessig tilsyn for å kontrollere at folk overholder forbud mot bading og telting vil være nødvendig.

Område inntil Mjøvann/Broken/Mensvann og opp til og med eiendommene ved Rekuas utløp i Mjøvann er i dag definert som risikosone 1. Her har kommunen i perioden 2003-2007 fått på plass avtaler med grunneiere som regulerer bruken av eiendommene, i tillegg til at hytter er kjøpt opp for riving. I avtalene er det restriksjoner blant annet knyttet til toalettssystemer, der hyttene skal ha lukkede biologiske toalettssystemer, type «snurredass» eller tilsvarende. Hyttene i nedbørfeltet har ikke innlagt vann. Det er en fordel siden gråvann også kan inneholde sykdomsfremkallende mikroorganismer. Med innlagt vann er det viktig at gråvann ikke går urensset rett til vassdrag. Det er delvis restriksjoner knyttet til motorisert ferdsel på veier og vann og forbud mot beiting i den delen av eiendommen som ligger i nedbørfeltet. Det er også restriksjoner på lagring av olje, oljeprodukter og kjemikalier.

Siden vanninntaket er sårbart for forurensning som tilføres via Reku, bør nedbørfeltet langs Reku med tilløpsbekker og opp til og med Ørnstjern også defineres som en risikosone, der man er spesielt oppmerksom på forurensende aktiviteter. Det bør gjennomføres befarings på aktuelle eiendommer for å inspisere avløpsanleggene. Vannprøvetaking og analyse av *E. coli* i bekker som man antar avløpssystemene drenerer til kan også gi en god indikasjon på om anleggene fungerer som de skal.

Med (betydelig) økt beiteaktivitet bør tiltak som kan begrense tilførselen av potensielt sykdomsfremkallende mikroorganismer til drikkevannskilden vurderes innført. Det kan være restriksjoner på antall dyr og type dyr (f. eks ikke godta kalver og lam) og inngjerding for å unngå at dyrene oppholder seg og drikker vann i Ørnstjern og Reku.



Figur 8. Det er satt opp nye skilt på Skifjell, på veien inn mot Lille Skifjell og her ved Mjøvannsdammen. Foto: Porsgrunn kommune.

6.2 Forslag til undersøkelser og overvåking

Vi anbefaler at det tas vannprøver fra Rekuva under ulike hydrologiske forhold for å kartlegge tilførsler av fekal forurensning til Mjøvann. Samme analyseprogram som brukes for tilførselsbekker til Farris kan benyttes. Ved mistanke om fekal forurensning fra hus/hytter anbefales målrettede prøver fra småbekker denne avrenningen drenerer til.

Vannkvaliteten i Mjøvann er preget av naturlige tilførsler av organisk stoff, som det er vanskelig å gjøre noe med ved tiltak i nedslagsfeltet. Fargen på råvannet ser ut til å være doblet de siste 20-30 årene, og en ytterligere økning må forventes de neste tiårene. Det kan også bli endringer i jerdynamikken i innsjøen som følge av økt belastning med organisk stoff og klimaendringer. Vi anbefaler at denne situasjonen følges med å måle oksygenforholdene og jernkonsentrasjonene i bunnvannet og i inntaksdypet framover mot høstsirkulasjonen. Prøvetaking må også gjennomføres for å følge farge- og turbiditetsutviklingen.

I undersøkelsene fra 1960-61 og 1991 ble det generelt målt en bedre vannkvalitet i Mensvann i nord enn ved drikkevannsinntaket i sør. Det kan være interessant å ta nye prøver for å undersøke vannkvaliteten på ulike dyp i Mensvann under dagens forhold, for å vurdere hva det eventuelt vil være å hente med hensyn

på forbedret råvannskvalitet ved å flytte vanninntaket til Mensvann. Økte kostnader ved å flytte vanninntaket må eventuelt vurderes opp mot hva som kan spares dersom dette kan føre til mindre behov for oppgradering på dagens vannbehandlingsanlegg.

7. Referanser

Berge, D. 1987. Fosforbelastning og respons i grunne og middels grunne innsjøer. NIVA-rapport 2001/1987. 44 s.

Berge, D. 2011. Overvåking av Farrisvannet med tilløp fra 1958-2010. NIVA-rapport 6175/2011.

Berge, D. 2012. ROS-analyse av jordbruk som potensiell kilde til fremtidige eutrofipoblemer i Birkelandsvatn i Bjerkreimsvassdraget i Rogaland. NIVA-rapport 6301/2012. 86 s.

Chorus I, and Bartram J (eds.). 1999. Toxic cyanobacteria in water. A Guide to their public health consequences, monitoring and management. E & FN Spon, London.

Hagman, CH.C. 2016. Miljøtilstand i Aurevann, Trehørningsvassdraget og Søndre Heggelivann 2015 med fokus på cyanobakterier og luktproblemer. NIVA rapport. 46 sider.

Hamnes, I.S., Gjerde, B.K., Robertson, L.J. (2007). A longitudinal study on the occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in dogs during their first year of life. *Acta Veterinaria Scandinavica* **49**. 22.

HOD, 2016. Forskrift om vannforsyning og drikkevann (drikkevannsforskriften).
<https://lovdata.no/dokument/LTI/forskrift/2016-12-22-1868>

Holtan, H. 1962. Undersøkelse av Mjøvatn som drikkevannskilde. Utført i tidsrommet mai 1960 - oktober 1961. NIVA rapport. 26 sider.

Holtan, G. m fl. 1984. Rutineovervåking I Farris – Siljanvassdraget 1983 – Fagrapport om sedimenter, høyere vegetasjon og begroing. NIVA-rapport 125/84.

Kapperud, G. and Rosef, O. (1983). Avian wildlife reservoir of *Campylobacter fetus* subsp. *Jejuni*, *Yersinia* spp. and *Salmonella* spp. in Norway. *Applied and Environmental Microbiology*. 45, 375-380.

Langangen, A. 2007. Kransalger og deres forekomst i Norge. Saeculum Forlag, Oslo.

Levesque, B., Brousseau, P., Bernier, F., Dewailly, E. and Joly, J. (2000). Study of the bacterial content of ring-billed gull droppings in relation to recreational water quality. *Water Research*. 24, 1089-1096.

Lid, J. & Lid, D.T. 2005. Norsk flora. Det Norske Samlaget. 6. utg. ved Reidar Elven.

Lyche-Solheim, A., Schartau, A.K., Berg, M., Bongard, T., Edvardsen H., Jensen, T.C., Mjelde, M., Petrin, Z., Saksgård, R., Sandlund, O.T., Skjelbred, B., 2013. Utprøving av system for basisovervåking i henhold til vannforskriften. Resultater for utvalgte innsjøer 2014. Miljøovervåking i vann 201-4, 105 s.

Mjelde, M., Hellsten, S., Ecke, F. 2013. Water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes *Hydrobiologia*. 704 (1): 141-151.

NGU, 2016. <https://www.ngu.no/emne/marin-grense>

NVE, 2016. NEVINA. <https://www.nve.no/karttjenester/kartverktoy/nevina/>

Nydam, D.V., Wade, S.E., Schaaf, S.L. and Mohammed, H.O. (2001). *Cryptosporidium parvum* oocysts or *Giardia* spp cysts shed by dairy calves after natural infection. *American Journal of Veterinary Research* **62**. 1612-1615.

NS-EN 15460:2007. Vannundersøkelse - Veiledning for overvåking av makrovegetasjon i innsjøer. 24 sider.

Ogden, I.D., Dallas, J.F., MacRae, M., Rotariu, O., Reay, K.W., Leitch, M., Thomson, A.P., Sheppard, S.K., Maiden, M., Forbes, K.J. and Strachan, J.C. (2009). *Foodborne pathogens and disease*. 6, 1161-1170.

Porsgrunn kommune, kommunalteknikk. Hovedplan vannforsyning 2013-2024.

Rognerud, S., Berge, D. og Johannessen, M., 1979. Telemarksvassdraget. Hovedrapport fra undersøkelsene i perioden 1975-1979. NIVA-rapport 1147/1979. 82 s.

Skulberg, O. 1992. Mjøvatn/Mensvatnet Vannkvalitet og blågrønnalgeutvikling. NIVA rapport 2778/1992. 68 sider.

Souza, M., Azevedo, M.S, Jung, K., Cheetham, S., Saif, L.J. (2008). Pathogenesis and immune responses in gnotobiotic calves after infection with the genogroup II.4-HS66 strain of human norovirus. *J Virol*. **82**, 1777-86.

Souza, M., Cheetham, S.M., Azevedo, M.S., Costantini, V., Saif, L.J. (2007). Cytokine and antibody responses in gnotobiotic pigs after infection with human norovirus genogroup II.4 (HS66 strain). *J Virol*. **81**. 9183-92.

Tjomsland, T., Tryland, I. og Kolluru, V. (2010). Birkelandsvann som ny drikkevannskilde. Plassering av vanninntak og vurdering av forurensningspåvirkninger ved bruk av matematisk strøm- og spredningsmodell. NIVA-rapport: OR-6028, ISBN: 978-82-577-5763-2.

Tryland, I., Hindar, A., Valina, S., Skjelbred, B., Tjomsland, T., Kempa, M., Lin, Y., Edvardsen, H. and Moe, T.F., 2016. Forurensningsanalyse – Farrisvannet. NIVA-rapport 7051-2016. 148 sider.

Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Norsk klassifiseringssystem iht vannforskriften. Revidert 2015.

VKM (2009). Risikovurdering av parasitter i norsk drikkevann. Uttalelse fra Faggruppe for hygiene og smittestoffer i Vitenskapskomiteen for mattrygghet. ISBN: 978-82-8082-342-7, 59 s.

WHO (2011). Guidelines for drinking water treatment. Fourth edition. Chapter 7: Microbial aspects. World Health Organisation.. ISBN: 978 92 4 154815 1.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/dwq_guidelines/en

Ødegaard, H., 2012. Vann- og avløpsteknikk. ISBN 978-92-414-0336-1. Norsk Vann.

Vedlegg A. Vannkvalitet ulike dyp

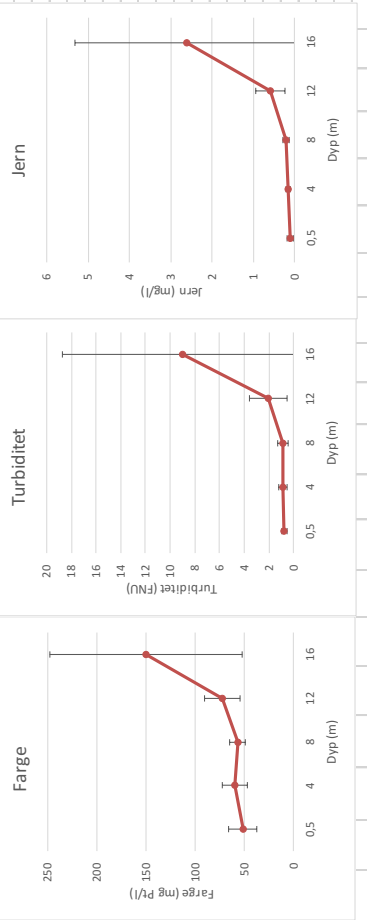
Resultater fra vannprøver tatt ut på forskjellige dyp ved vaninntaket i Mjøvann av Porsgrunn kommune. Provene er analysert på vannverkets egen lab med metoder som ikke er akkrediterte.

Temperatur:	16.10.09	16.10.09	19.11.09	18.6.10	22.7.10	4.8.10	19.8.10	19.10	11.2.11	16.11	7.7.11	20.7.11	31.8.11	30.9.11	8.11.11	10.5.12	19.7.12	28.8.12	19.9.12	1.11.12	22.8.13	10.4.14	3.7.14	31.7.14	13.8.14	22.10.14	15.4.15	16.6.15	15.7.15	9.9.15	28.10.15	26.2.16	20.6.16	24.8.16	3.11.16			
Dyp 0,5	12,3	8,7	4,2	17,5	21,1	19,9	19,1	18,2	15,5	14,6	21,1	19,8	16,1	12,7	7,5	11,1	16,9	19,4	17,9	18,9	5	18,2	4,5	18,4	23,2	15,5	8,5	4,3	16,2	18,3	13,9	7,2	1,1	18,5				
4	12,3	8,7	4,3	19,3	14,2	15,1	17,3	15,4	3,1	9,1	11,2	11,4	13,8	11,8	7,4	7,2	11,5	12,8	13,4	13,7	5	11,4	4,3	9,6	12,2	13,8	8,6	4,2	10,1	10,3	13,3	7,2	3,2	8,1				
8	12,8	8,6	4,3	5,2	5,9	6,1	6,7	5,3	5,3	5,4	5,9	6,2	6,2	6,2	5,6	5,5	5,7	5,9	6,1	5,4	5,4	4,3	5,6	5,9	5,9	7,7	4,1	5,5	5,6	6,7	7,2	3,8	5,6					
12	8,6	8,1	4,2	4,9	5,4	5,2	5,2	5,2	4,1	4,9	4,9	4,8	5	5,2	5,6	4,5	5,1	5,5	5,3	4,9	4,6	4,2	5,1	5,3	5,2	5,6	4,1	4,8	4,9	5,1	6,2	4,1	4,9					
16	6,6	6,2	4,2	4,9	5,1	5,2	5,1	5,1	4,5	4,9	4,8	4,5	4,9	5	5,7	4,4	5	4,9	5,4	5,2	4,6	4,6	5	5,1	5,1	5,4	4,4	4,7	4,9	5	5,2	4,1	4,9					
Farge:																																						
Dyp 0,5	56	60	63	41	37	35	24	43	51	43	41	54	74	87	76	53	48	48	50	49	60	54	37	35	30	61	58	55	55	75	80	49	38	43	38			
4	56	60	63	46	54	54	36	58	51	46	52	57	99	87	76	53	54	54	48	70	75	55	51	61	54	63	58	57	67	63	80	60	49	44	49			
8	57	60	63	54	54	54	38	50	55	54	52	54	53	51	52	69	60	54	52	69	60	54	54	54	52	74	58	58	57	56	79	65	52	52	52			
12	89	82	63	59	60	63	49	68	59	72	67	67	79	88	95	61	66	78	71	120	124	65	68	74	97	60	61	73	110	87	57	69	57	69	52			
16	63	63	63	74	92	84	112	249	294	164	313	239	237	87	63	69	77	113	107	74	367	210	81	113	126	263	427	59	67	110	196	247	92	106	92			
Turbiditet:																																						
Dyp 0,5	0,48	0,75	0,59	0,69	0,76	0,72	0,75	0,75	0,36	0,61	0,72	0,9	0,88	0,97	0,57	1,14	0,74	0,73	0,93	0,92	0,88	0,73	0,73	0,76	0,69	0,77	1,46	0,97	0,73	0,72	1,01	0,75	0,55	0,6	0,95	0,6		
4	0,49	0,76	0,6	0,59	1,16	1,08	1,05	0,69	0,37	0,59	0,82	1,29	1,29	0,7	0,55	0,9	0,82	0,86	0,82	0,94	1,04	0,86	1,19	1,85	1,65	1,47	1,44	0,82	0,64	0,66	1,04	0,82	0,53	0,61	0,87	0,61		
8	0,5	0,78	0,6	0,56	0,88	0,67	0,62	0,62	0,51	0,83	0,73	0,91	0,8	1,72	1,46	1,05	0,61	0,81	0,84	0,88	1,04	0,8	0,88	2,04	0,8	0,88	2,33	0,88	0,9	0,72	0,73	0,77	0,88	0,83	0,8	0,83		
12	3,44	2,88	0,6	0,82	0,85	1,03	1,22	1,36	0,59	2,98	1,98	1,82	2,66	3,49	4,7	1,08	0,88	0,9	1,18	1,92	1,04	6,84	6,86	2,36	2,02	2,43	0,82	1,25	1,28	1,72	3,85	2,12	1,09	1,36	1,09			
16	11,2	0,62	1,1	1,72	2,86	3,54	4,08	14,7	28,9	11,8	34	20,2	13,1	3,27	1,36	1,42	2,01	4,39	3,89	1,01	31,6	5,34	3,76	5,89	6,59	16,6	31,2	1,43	1,69	4,49	12,2	17,1	3,58	4,55	3,98			
Jern:																																						
Dyp 0,5	0,11	0,18	0,45	0,03	0,02	0,03	0,04	0,07	0,10	0,06	0,04	0,09	0,14	0,18	0,19	0,10	0,09	0,08	0,08	0,07	0,26	0,08	0,17	0,05	0,07	0,07	0,15	0,33	0,06	0,06	0,16	0,21	0,16	0,07	0,13	0,07		
4	0,10	0,17	0,16	0,05	0,07	0,09	0,18	0,14	0,10	0,11	0,12	0,14	0,26	0,19	0,19	0,14	0,11	0,12	0,15	0,30	0,48	0,17	0,15	0,18	0,12	0,16	0,32	0,14	0,21	0,21	0,22	0,21	0,15	0,14	0,15			
8	0,10	0,18	0,17	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,24	0,19	0,22	0,20	0,43	0,39	0,22	0,19	0,16	0,16	0,16	0,30	0,24	0,16	0,47	0,23	0,23	0,23	0,23	0,28	0,24	0,28	0,21	0,22	0,22	0,23	0,23	0,23		
12	0,79	0,59	0,16	0,25	0,29	0,37	0,41	0,57	0,26	0,57	0,48	0,58	0,78	0,88	0,94	0,29	0,35	0,44	0,68	0,28	1,36	1,85	0,88	0,60	0,69	0,69	0,69	0,82	0,32	0,36	0,86	1,50	0,86	0,32	0,60	0,32		
16	4,52	0,17	0,34	0,58	0,91	1,09	1,33	6,09	4,57	2,33	5,01	5,07	5,25	0,70	0,36	0,55	0,75	1,28	1,19	0,33	3,50	1,20	0,88	1,51	1,79	5,79	9,18	0,34	0,51	1,42	5,28	4,3	0,74	1,28	0,74			

Månedsmiddeltur Hedrum (mm) fra www.eklima.no:													
St.no	Year	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
278000	2010	19,1	42,7	37,3	34,1	65,6	37,6	82,9	162	74,7	178,8	75,9	28,4
278000	2011	67,6	59,8	15,8	19,3	100,7	98,6	180,9	248	232,1	109,3	21,9	182
278000	2012	105,6	116,2	24	130	53,2	141,1	86,1	117	104,8	179,8	173,3	136,7
278000	2013	60	17,4	4,1	58,1	207,1	146,1	33,8	78,7	104,9	126,4	84,3	186,1
278000	2014	185,7	206,8	64	54,4	40,1	55,7	51,8	240	75,3	323	172,6	40
278000	2015	147,1	60,9	102,8	12,3	178,2	73,7	104,8	129	353,5	21,1	116,9	110,8
278000	2016	61	89,8	73,8	70,5	52,1	52,3	87,6	149	30,8	76	155,8	0

Månedsmiddeltur Skien (mm) fra www.eklima.no:													
St.no	Year	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
30320	2010	33,2	19,6	42	44,4	49,9	22,9	88,7	149,8	83,1	183	34,6	33,2
30320	2011	48,1	67,7	13,3	13,3	81,9	64,3	180,2	150	142,4	70,9	16,5	121,4
30320	2012	86,7	9,5	20,5	101,5	42,5	103	82,2	104,1	64,4	121,4	126,2	96,3
30320	2013	50,1	15,2	12,5	35,9	216,8	82,8	22	104,4	87,8	103,5	55,1	156,9
30320	2014	133,5	17,9	50,8	40,6	36,8	56,2	76,4	102,3	45,5	205,4	124,4	18,9
30320	2015	98,7	53,1	59,4	8	120,7	77,3	91,9	123,4	252,3	13,1	84,6	66,2
30320	2016	44,5	49,6	57	56,9	50,9	47,2	83,1	104,3	18	24	76,4	0

Figurene viser gjennomsnittsverdier målt ved ulike dyp med standardavvik.



Vedlegg C. Planteplankton

Tabell Kvantitative planteplanktonanalyser av prøver fra Mjøvann 2016. Verdier gitt i mm^3/m^3 ($\approx \text{mg}/\text{m}^3$ våtvekt)

	20.06.2016	06.07.2016	21.07.2016	10.08.2016	24.08.2016	07.09.2016	03.11.2016
Cyanobacteria (Blågrønnbakterier)							
<i>Anathece bachmannii</i>	-	1.60	7.21	3.20	1.60	0.80	1.60
<i>Anathece smithii</i>	-	-	-	2.40	4.81	12.82	-
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	-	0.72	1.20	0.72	1.44	1.92	-
<i>Aphanocapsa parasitica</i>	-	0.01	-	-	-	-	-
<i>Chroococcus minutus</i>	-	-	-	-	-	-	0.06
<i>Cyanodictyon planctonicum</i>	-	-	2.80	1.92	2.00	0.64	-
<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	5.85	4.17	0.39	4.17	0.13	0.31	-
<i>Geitlerinema splendidum</i>	-	-	-	0.35	0.21	-	1.76
<i>Jaaginema</i>	-	-	-	0.48	0.60	-	-
<i>Komvophoron minutum</i>	-	-	-	-	-	-	0.45
<i>Limnotrix redekei</i>	-	0.16	-	0.12	-	-	-
<i>Merismopedia punctata</i>	1.83	-	-	-	-	-	-
<i>Merismopedia tenuissima</i>	2.92	36.78	42.18	62.55	48.13	41.10	0.72
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	-	-	0.09	-	-	-	1.01
<i>Planktobrix rubescens</i>	-	-	-	0.66	-	-	-
<i>Pseudanabaena catenata</i>	-	-	-	0.08	-	-	-
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	-	0.34	0.50	0.17	-	0.16	-
<i>Rhabdogloea smithii</i>	-	0.14	0.53	23.72	21.15	2.79	-
<i>Snovella septentrionalis</i>	-	-	-	0.48	0.72	1.44	0.48
<i>Woronichinia naegeliana</i>	-	-	-	-	-	-	0.80
Sum - Cyanobakterier	10.60	43.90	54.91	101.03	80.80	61.99	6.89
Charophyta/Chlorophyta (Grønnalger)							
<i>Botryococcus braunii</i>	5.59	13.78	7.31	9.46	5.16	5.16	4.80
<i>Chlamydomonas</i> (l=10 d=3)	-	-	-	0.60	-	0.20	0.60
<i>Chlamydomonas</i> (l=10)	-	-	-	2.04	-	-	0.68
<i>Chlamydomonas</i> (l=12)	2.40	-	0.48	-	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=5)	-	-	-	-	-	-	0.42
<i>Chlamydomonas</i> (l=6)	2.64	-	0.48	4.09	-	-	-
<i>Chlamydomonas</i> (l=8)	1.20	1.60	2.80	2.80	4.81	3.20	1.60
Chlorophyta (l=20)	-	-	-	-	1.44	-	-
Chlorophyta (d=10)	2.50	-	4.17	-	-	-	-
Chlorophyta (d=12)	-	-	-	0.80	-	-	-
Chlorophyta (d=5)	4.43	15.88	14.58	9.89	3.91	6.51	1.30
Chlorophyta (d=8)	-	12.08	-	-	-	-	-
Chlorophyta (ø8 x 10)	-	-	0.58	-	-	-	-
<i>Coelastrum microporum</i>	-	1.40	-	0.49	-	-	-
<i>Collodictyon triciliatum</i>	-	-	-	0.80	-	-	-
<i>Cosmarium depressum</i> var. <i>planctonicum</i>	-	-	1.20	-	-	-	-
<i>Desmodesmus aculeolatus</i>	2.56	0.80	0.80	0.16	0.16	-	0.16
<i>Desmodesmus dispar</i>	0.26	-	-	-	-	-	0.40
<i>Elakatothrix genevensis</i>	-	0.34	1.12	2.80	2.35	0.90	-
<i>Gyromitus cordiformis</i>	0.52	1.04	0.52	1.82	3.64	0.90	0.18

<i>Lemmermannia komarekii</i>	-	0.42	0.12	-	-	-	-
<i>Monomastix</i>	0.96	1.20	5.21	2.24	1.92	1.32	-
<i>Monoraphidium dybowskii</i>	0.68	2.04	3.41	0.68	0.68	0.34	-
<i>Monoraphidium griffithii</i>	-	22.03	49.67	23.23	9.21	7.21	3.68
<i>Oocystis borgei</i>	-	-	0.64	-	-	-	-
<i>Oocystis lacustris</i>	4.21	-	-	-	-	-	1.01
<i>Oocystis marssonii</i>	-	-	-	-	1.08	4.77	-
<i>Oocystis rhomboidea</i>	5.61	1.68	-	0.56	-	-	-
<i>Oocystis submarina</i>	3.37	4.49	3.37	2.24	1.96	3.93	1.68
<i>Paramastix confera</i>	-	-	-	-	-	-	1.00
<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	-	4.42	2.87	1.67	1.67	2.92	-
<i>Quadrigula closterioides</i>	-	-	0.04	0.48	0.32	0.64	-
<i>Roya obtusa</i>	-	-	-	-	-	-	0.14
<i>Scenedesmus obtusus</i>	1.60	-	-	-	-	-	-
<i>Scourfieldia complanata</i>	1.20	1.60	1.00	0.80	0.20	0.40	0.60
<i>Stauridium primum</i>	0.20	1.60	0.80	1.80	1.00	2.80	-
<i>Staurodesmus ralfsii</i>	-	-	-	-	2.00	-	-
<i>Tetradesmus obliquus</i>	0.96	0.80	2.40	3.20	1.60	-	-
<i>Ulothrix</i>	0.58	-	-	-	-	-	-
<i>Willea wilhelmii</i>	0.54	30.12	7.69	6.41	32.04	4.49	-
Sum - Grønnauger	42.01	117.32	111.26	79.09	75.17	45.68	18.27

Chrysophyceae/Synurophyceae (Gullalger)

<i>Bicosoeca planktonica</i>	-	0.26	-	-	-	-	0.05
<i>Bitrichia chodatii</i>	0.56	0.24	0.80	0.40	0.16	0.16	-
<i>Chromulina</i>	20.31	3.65	3.12	1.82	0.52	4.43	10.16
<i>Chrysococcus</i>	1.07	3.22	16.10	6.44	8.59	6.44	5.21
<i>Chrysococcus cordiformis</i>	1.20	-	1.20	1.20	0.80	0.40	-
<i>Chrysoikos skujae</i>	-	0.22	-	-	-	-	0.22
Chrysophyceae (<7)	21.35	11.98	10.42	9.63	7.81	12.50	17.45
Chrysophyceae (>7)	10.42	7.81	3.91	9.11	3.91	9.11	5.21
Chrysophyceae sp 3 (l=8-9)	1.80	-	-	-	3.61	-	3.00
<i>Dinobryon bavaricum</i>	-	-	0.96	1.12	0.22	0.10	-
<i>Dinobryon borgei</i>	-	0.42	0.14	0.28	-	0.14	-
<i>Dinobryon crenulatum</i>	-	0.36	0.36	0.96	0.24	0.60	-
<i>Dinobryon divergens</i>	0.27	0.39	0.65	0.05	0.08	0.21	0.24
<i>Dinobryon sertularia</i>	-	-	-	0.88	-	-	-
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>	-	-	0.04	0.40	-	0.20	-
<i>Dinobryon suecicum</i> var. <i>longispinum</i>	0.22	1.32	0.66	-	0.22	-	-
<i>Epiphyxis polymorpha</i>	-	-	-	2.10	0.18	-	-
<i>Kephyrion boreale</i>	-	-	-	0.72	-	0.72	0.36
<i>Kephyrion littorale</i>	-	0.22	-	0.22	0.22	0.22	-
<i>Mallomonas</i> (l=10)	1.20	-	-	2.40	2.40	3.61	3.61
<i>Mallomonas</i>	7.81	6.61	3.60	5.41	4.81	4.81	3.00
<i>Mallomonas akrokomos</i>	1.00	1.40	3.00	2.00	-	-	-
<i>Mallomonas allorgei</i>	1.84	-	-	0.13	0.13	0.92	0.22
<i>Mallomonas caudata</i>	2.60	-	-	-	5.21	0.33	-
<i>Mallomonas crassisquama</i>	0.59	-	0.59	1.18	1.77	1.18	-
<i>Mallomonas hamata</i>	2.57	1.26	0.62	0.70	-	0.94	1.26
<i>Mallomonas hychenensis</i>	0.10	0.80	-	-	-	-	-
<i>Mallomonas ploesslii</i>	-	-	1.20	-	-	-	-
<i>Mallomonas punctifera</i>	0.76	-	0.76	-	-	-	-
<i>Ochromonas</i>	-	1.36	-	-	-	0.45	15.38

<i>Pseudokephyrion</i>	-	0.40	-	-	-	0.20	-
<i>Pseudokephyrion taeniatum</i>	-	-	-	-	-	-	0.20
<i>Pseudokephyrion tatricum</i>	-	-	-	-	-	-	1.26
<i>Spiniferomonas</i>	3.22	1.84	0.92	0.92	2.76	-	0.46
<i>Stichogloea doederleinii</i>	1.38	7.37	22.11	4.15	1.38	-	-
<i>Uroglenopsis americana</i>	1.38	1.38	7.37	2.30	-	-	-
Sum - Gullalger	81.68	52.51	78.54	54.53	45.00	47.66	67.28

Bacillariophyta (Kiselalger)

<i>Aulacoseira alpigena</i>	-	-	-	-	-	-	1.02
<i>Aulacoseira tenella</i>	-	-	0.08	1.44	7.53	2.40	-
<i>Cyclotella</i> (d=12)	-	0.80	-	-	-	0.40	0.80
<i>Diatoma vulgaris</i>	0.28	-	-	-	-	-	-
<i>Eunotia bilunaris</i>	-	-	-	-	-	-	0.50
<i>Eunotia gracilis</i>	1.20	-	-	-	-	-	0.30
<i>Navicula</i>	-	-	-	0.06	-	-	-
<i>Nitzschia flexa</i>	-	-	-	0.06	-	-	-
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.24	-	-	0.08	-	-	-
<i>Tabellaria flocculosa</i> var. <i>teilingii</i>	-	-	0.40	-	-	-	4.16
Sum - Kiselalger	1.72	0.80	0.48	1.64	7.53	2.80	6.78

Dictyochophyceae (Pedinnelider)

<i>Pseudopedinella</i> (3 kloroplaster)	1.80	-	-	3.00	0.60	0.60	-
<i>Pseudopedinella</i>	4.29	-	-	3.22	-	4.29	2.15
Sum - Pedinnelider	6.10	0.00	0.00	6.23	0.60	4.90	2.15

Cryptophyta (Svelgflagellater)

<i>Cryptomonas</i> (l=10)	3.85	2.88	1.92	5.29	4.81	0.96	-
<i>Cryptomonas</i> (l=12-15)	-	-	0.80	-	-	2.40	-
<i>Cryptomonas</i> (l=15-18)	16.82	1.20	2.00	0.40	-	-	1.60
<i>Cryptomonas</i> (l=20-22)	17.30	9.61	6.73	3.84	6.73	9.61	1.92
<i>Cryptomonas</i> (l=24-30)	20.83	9.61	9.61	12.82	-	4.81	3.20
<i>Cryptomonas</i> (l=30-35)	4.33	0.54	0.81	-	2.16	-	0.81
<i>Katablepharis ovalis</i>	5.05	7.57	5.41	2.88	0.72	1.44	2.16
<i>Plagioselmis lacustris</i>	8.01	4.81	3.20	4.01	0.80	1.60	4.81
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	11.42	8.41	3.00	6.61	1.20	4.81	1.20
<i>Telonema</i>	0.20	-	-	-	0.20	0.20	1.08
Sum - Svelgflagellater	87.80	44.64	33.49	35.85	16.62	25.84	16.79

Haptophyta (Svepeflagellater)

<i>Chrysochromulina parva</i>	-	0.48	1.12	0.32	-	0.80	0.96
Sum - Svepeflagellater	0.00	0.48	1.12	0.32	0.00	0.80	0.96

Dinophyceae (Fureflagellater)

<i>Amphidinium</i>	-	-	-	-	-	1.20	-
<i>Gymnodinium</i> (l=12)	-	-	-	1.60	-	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=9)	-	-	-	1.84	-	-	-
<i>Gymnodinium</i> (l=15)	-	1.68	3.36	-	5.05	3.36	-
<i>Gymnodinium</i> (l=30)	3.18	7.95	2.65	5.30	2.65	2.65	1.26
<i>Gymnodinium lacustre</i>	-	1.04	2.08	3.12	1.04	3.12	0.84
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	1.46	1.46	-	2.19	1.46	-	0.73
<i>Parvodinium umbonatum</i>	-	1.36	1.36	8.17	5.45	9.53	-
Sum - Fureflagellater	4.64	13.50	9.46	22.23	15.64	19.87	2.83

Choanozoa (Krageflagellater)

Krageflagellater	0.78	3.65	3.12	3.39	1.04	2.08	13.28
Sum - Krageflagellater	0.78	3.65	3.12	3.39	1.04	2.08	13.28

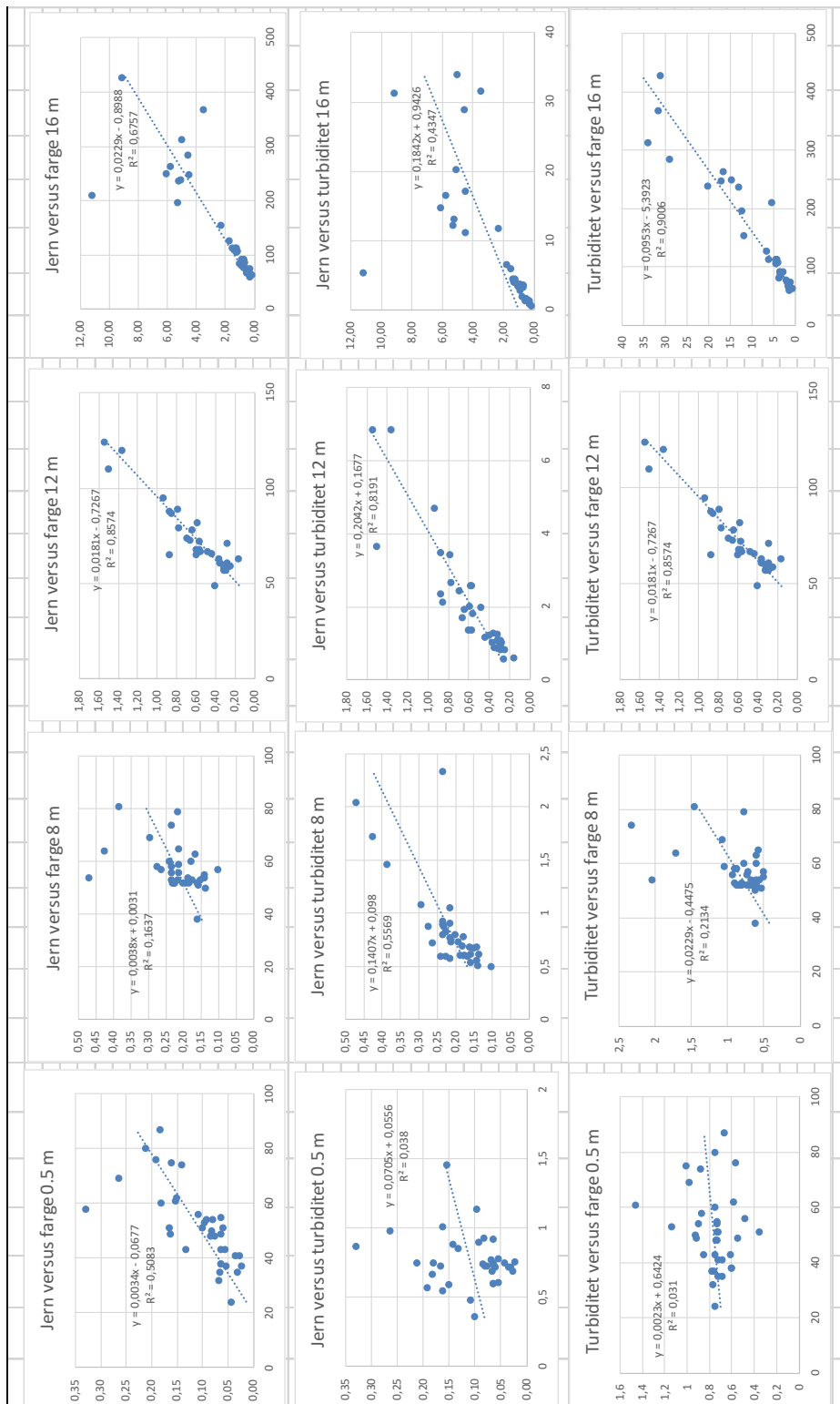
Ubestemte taksa

Heterotrof flagellat (<15)	1.80	3.00	2.00	3.81	2.20	2.60	3.20
μ-alger, Picoplankton	12.84	14.68	15.82	31.61	11.62	13.84	7.17
Sum - Ubestemte taksa	14.64	17.69	17.83	35.41	13.82	16.44	10.38

Sum - Planteplankton	249.96	294.49	310.22	339.71	256.23	228.07	145.60
----------------------	--------	--------	--------	--------	--------	--------	--------

Vedlegg D. Korrelasjonskurver

Basert på data fra Vedlegg A



NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no