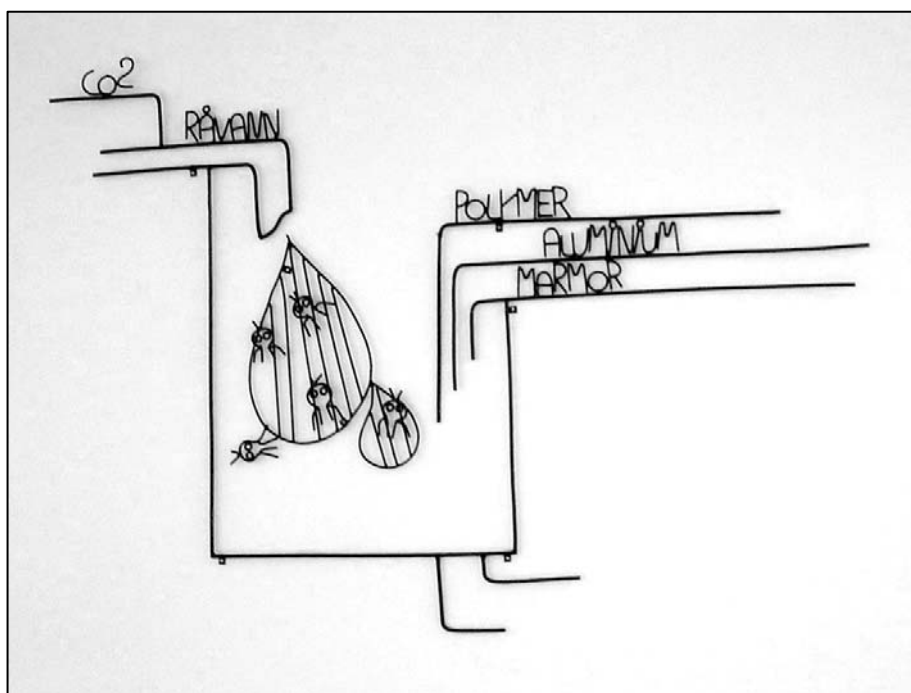


Vurdering av tilbakeføring
av rejektivann fra Kismul
vannbehandlingsanlegg
til Ulvvatnet i Bergen





Rådgivende Biologer AS

RAPPORTENS TITTEL:

Vurdering av tilbakeføring av rejektivann fra Kismul vannbehandlingsanlegg til Ulvvatnet i Bergen

FORFATTERE:

Annie Elisabeth Bjørklund

Geir Helge Johnsen

OPPDRAKSGIVER:

Bergen kommune, Tekniske tjenester, Vann- og avløpsetaten, Postboks 7700, 5020 Bergen

OPPDRAGET GITT:

Mai 2005

ARBEIDET UTFØRT:

Mai 2005 – mai 2006

RAPPORT DATO:

24. mai 2006

RAPPORT NR:

892

SIDETALL:

27

ISBN NR:

ISBN 82-7658-470-5

EMNEORD:

- Vannbehandlig
- Rejektivann
- Konsekvensvurdering

RÅDGIVENDE BIOLOGER AS
Bredsgården, Bryggen, N-5003 Bergen
Foretaksnummer 843667082 - MVA

Internett : www.radgivende-biologer.no

E-post: post@radgivende-biologer.no

Telefon: 55 31 02 78 Telefax: 55 31 62 75

FORORD

Rådgivende Biologer AS har, på oppdrag fra Bergen kommune, foretatt en vurdering av mulige effekter i Ulvvatnet dersom rejevtvannet etter humusfelling av råvannet føres tilbake til innsjøen.

Høyt humusinnhold i råvannet er et stort problem for mange drikkevannsanlegg da det reduserer effekten på desinfiseringen av drikkevannet. Ved Kismul vannbehandlingsanlegg brukes aluminiumsulfat som fellingsmiddel for å fjerne humus. I forbindelse med vannbehandlingsprosessen, produseres det i perioder store mengder rejevtvann som delvis er preget av kjemikaliene fra humusfellingen. Dette vannet ledes i dag inn på inntaksledningen for råvannet, noe som gir stor variasjon i kvaliteten på inntaksvannet og dermed vanskeliggjør produksjonen av drikkevann med en stabil og god vannkvalitet.

Det er ønskelig å lede rejevtvannet tilbake til Ulvvatnet, der det vil blandes inn i råvannskilden slik at en får en mer stabil vannkvaliteten på råvannet i renseanlegget. I rejevtvannet finnes rester av kjemikaliene som brukes i vannbehandlingsprosessen, og Bergen kommune ønsker en nærmere gjennomgang av enkelte av disse stoffene, for å få en vurdering av betydningen for vannkvalitet og miljøforhold for vannlevende organismer i vassdraget ved to ulike tilbakeføringsmodeller; enten ved tilbakeføring direkte til Ulvvatnet eller ved tilbakeføring til overføringstunnelen fra Gamletjørni.

Rådgivende Biologer AS takker Arne Seim, Ketil Gangstø, Thomas Eriksson og Ottar Gjengedal ved Bergen Vann KF for god hjelp i forbindelse med gjennomføring av prosjektet, og Bergen kommune ved Arne Halvorsen og Kjell Rypdal for oppdraget.

Bergen, 24. mai 2005

INNHOLDSFORTEGNELSE

Forord.....	- 4 -
Innholdsfortegnelse	- 4 -
Sammendrag	- 5 -
Innledning.....	- 7 -
Ulvvatnet	- 11 -
Kismul vannverk	- 12 -
Vurderingsgrunnlag.....	- 15 -
Vurdering av miljøvirkning.....	- 17 -
Vedleggstabeller.....	- 25 -
Litteratur.....	- 26 -

SAMMENDRAG

BJØRKLUND, A.E. & G.H. JOHNSEN, 2006.

Vurdering av tilbakeføring av rejektivann fra Kismul vannbehandlingsanlegg til Ulvvatnet i Bergen Rådgivende Biologer AS, rapport nr. 892, 27 sider. ISBN 82-7658-470-5.

Høyt humusinnhold i råvannskilder til drikkevann er et stort problem for mange vannbehandlingsanlegg, og ved Kismul vannbehandlingsanlegg benyttes aluminium til felling av humus. Denne prosessen medfører at det produseres store mengder forurenset rejektivann ved rengjøring av filterene. Rejektivannet sentrifugeres slik at en får fast slam og en vannfase og for å fjerne mest mulig slam fra rejektivannet, tilsettes en polymer som binder seg til organisk materiale. Slammet sendes til deponi mens vannfasen ledes tilbake på råvannsinntaket. Dette medfører at vannkvaliteten på råvannet varierer mye, og en vurderer derfor å føre rejektivannet tilbake til vannkilden Ulvvatnet i stedet. Rejektivannet vil imidlertid inneholde en del av kjemikaliene som brukes i renseprosessen, og Bergen kommune ønsker derfor å få belyst hvorvidt dette vil gi skadelige effekter på miljø og vannlevende organismer i Ulvvatnet.

To typer fellingsmidler brukes ved anlegget på Kismul; aluminiumsulfat (fra Kemira) og Magnafloc LT 20 (fra CDM). I tillegg brukes mikronisert marmor (Hydrogas Norge AS), CO₂ (Hydrogas Norge AS). Ut fra opplysninger i HMS-databladene for disse stoffene, ble rejektivannet analysert med hensyn på de kjemiske forbindelsene fellingsmidlene inneholdt.

Ut fra konsentrasjon og mengder av de enkelte stoffene i rejektivannet og i naturlig tilrenning til Ulvvatnet, er ny konsentrasjon i Ulvvatnet ved tilbakeføring beregnet, forutsatt full innblanding i vannmassene. Beregningene bygger på rejektivannmengdene ved normalproduksjon av rentvann og der vi ikke har nøyaktige konsentrasjoner har vi brukt deteksjonsgrensene. Basert på de nye konsentrasjonene vil tilstanden i Ulvvatnet fortsatt være god og ha minst SFTs tilstandsklasse II= "god" for samtlige parametre. Dette er samme tilstandsklasse som i dag bortsett fra for arsen og krom som i dag er i klasse I. Vurdert i forhold til terskelverdiene for negative effekter på vannlevende organismer, vil alle de nye konsentrasjonene ligge under disse grensene. Ettersom rejektivannmengdene vil øke tilrenningen til Ulvvatnet med bare 5-7 % skal det store konsentrasjoner til for at forholdene i hele innsjøen skal endres i vesentlig grad.

Ut fra foreliggende litteratur og erfaringer fra andre vannverk, er det ingen ting som skulle tilsi store negative effekter av utslipp av de omtalte stoffene til Ulvvatnet slik forholdene er i dag. Den største effekten vil sannsynligvis være en kalkingeffekt med svak pH-forhøyelse. Konsentrasjonen av totalaluminium vil fordobles, men dette vil ikke medføre problemer for fisk i innsjøen. Ulvvatnet vil få økte tilførsler av enkelte metaller, men tilførslene er små og de vil påvirke vannkvaliteten i meget liten grad.

I rejektivannet og like ved utslippspunktet vil konsentrasjonene av samtlige stoffer være høyere, men det er bare for bly, kadmium og kvikksølv at konsentrasjonene i selve rejektivannet er over terskelnivået for hva som kan gi skadelige effekter. Tilbakeføringen må derfor utføres med et avløp der vannet har fart idet det slippes tilbake til innsjøen, slik at det raskest mulig blandes og stoffene fortynnes. Utslipet bør i størst mulig grad skje til overflatevannet i Ulvvatnet og til det området som ligger lengst mulig fra grunne strender. Der vil det være størst fortynningspotensial, oksygenforholdene der vil alltid være gode, samt at en eventuell sedimentering vil bli så liten som mulig i de grunne og mest produktive områdene. Nedbrytningen av akrylamid vil også gå raskere der på grunn av høyere temperatur.

Tilbakeføring av rejektivann til overføringstunnelen fra Gamletjørni er også vurdert. Dette tunnelvannet slippes til Stemmatjørni og beregninger, med samme forutsetninger som over, tilsier at kvikksølvkonsentrasjonene i Stemmatjørni da vil ligge på nivå med terskelverdiene for skade på vannlevende organismer. Bly og kadmium vil sansynligvis også ligge opp mot terskelverdien dersom konsentrasjonene er identisk med deteksjonsgrensene for analysene. Dette tilbakeføringsalternativet vil dessuten medføre større grad av sedimentering i de grunne områdene i Ulvvatnet der utløpselva fra Stemmatjørni renner inn. Tilbakeføring av rejektivann til grunne områder er generelt sett mindre heldig enn til dypere områder da større biologisk omsetning i disse områdene kan føre til en raskere og større oppkonsentrering av miljøgifter i næringskjeden.

INNLEDNING

Humus eller naturlig organisk materiale er til stede i alt overflatevann. Humus er en blanding av organiske makromolekyler som dannes ved nedbrytning og omdanning av planterester. Forbindelsen er et stort problem i norsk drikkevannsforsyning fordi vi har en utstrakt bruk av overflatevann. Det er flere viktige grunner til å fjerne humus fra vann som skal brukes som drikkevann:

- Høyt humusinnhold gir farge, og kan gi lukt og smak på vannet.
- Humus reduserer effekten av desinfeksjonsmidler (UV-beståling eller klorering).
- Ved høy klordosering og høyt humusinnhold, kan det dannes forhøyede nivåer av klororganiske forbindelser.
- Humusforbindelser er ofte bærere av miljøgifter (tungmetaller og organiske miljøgifter).
- Høyt humusinnhold kan være substrat for mikroorganismer og derved gi økt begroing og nedslamming av ledningsnett.

Den vanligste metoden for fjerning av humus fra drikkevann i norske vannverk er ved kjemisk felling med etterfølgende filtrering (direktefiltrering). Denne prosessen medfører behov for spyling av filtrene, og til dette medgår betydelige mengder vann som ikke kan slippes ut på drikkevannsnett. Kismul vannbehandlingsanlegg ligger heller ikke tilkoblet noe avløpsnett, slik at en vurderer å lede dette rejektivannet fra renseprosessen tilbake til råvannskilden. Kvaliteten på dette vannet er til dels sterkt preget av enkelte av kjemikalierne og stoffene som brukes ved humusfjerningen. Det gjelder:

- Organisk stoff
- Surhetspåvirkende stoffer
- En rekke ulike metaller
- Akrylamid

Organisk stoff

Organisk stoff tilføres vassdrag fra både naturlige og menneskeskapt eksterne kilder i nedbørfeltet, eller fra innsjøens egen biologiske produksjon av planter, alger og dyr (Holtan & Åstebøl 1990). Slike tilførsler deles i to hovedgrupper, humusstoffer og andre. Humusstoffene er tungt nedbrytbare i vann og stammer hovedsakelig fra skog og myrområder. De andre er lettere nedbrytbare, og har en rask biologisk omsetting. I forbindelse med den planlagte vannbehandlingen, vil rejektivannet som tilbakeføres, inneholde deler av det organiske stoffet som opprinnelig kom med fra råvannet. Dette vil selvfølgelig være en blanding av både tungt- og lettere nedbrytbart organisk materiale, slik en finner i råvannskilden. Det tilføres ikke noe nytt organisk stoff fra vannbehandlingskjemikalierne, og det meste av det organiske stoffet felles ut og kjøres til deponi.

Organisk stoff er i seg selv ikke skadelige for miljøet, men innholdet av organisk stoff har stor betydning for vannkvalitet og miljø i en innsjø. Virkningene av store tilførsler av organisk stoff vil ha mest betydning for forholdene i dypvannet i sjuktede innsjøer. Organisk stoff synker mot bunnen der det vil brytes ned. Slik nedbryting er oksygenkrevende og oksygeninnholdet i dypvannet vil gradvis avta. Innsjøer med et lite dypvannsvolum vil ha begrensede mengder oksygen tilgjengelig, og dersom tilførselene er større enn mengden tilgjengelig oksygen vil det resultere i helt oksygenfritt dypvann (Johnsen mfl. 1985). Disse delene av innsjøen vil da bli utilgjengelig for de fleste vannlevende organismer. En potensiell indirekte helseeffekt med hensyn på organisk stoff er at mange miljøgifter er bundet til organisk materiale, og de kan dermed føres inn i næringskjeden av organismer som lever av dødt organisk materiale både i vannmassene og i sedimentene.

Surhetsrelaterte stoff

Tilsetningsstoffene i rensprosessen inneholder også blant annet kalsium, som kan påvirke surheten i vannet. Alle vannlevende organismer er i større eller mindre grad avhengige av kalsium. Dyr med kalkskall vil for eksempel kreve et høyere kalkinnhold enn dyr som ikke bruker kalk i vesentlig grad til strukturell oppbygning av kroppen. Kalsium har også betydning for surhetstilstanden og alkaliteten i vannet, og i den grad tilførselene vil endre surhetsforholdene i en resipient, vil mengden kalk kunne ha stor betydning for tilstedeværelse av mange dyre- og plantearter. I Norge har en i flere år brukt store ressurser på kalking for å minske effekten av sur nedbør. Erfaringene fra kalkingsvirksomheten hittil er at kalking påvirker artssamfunnet, og i de fleste vassdragene har det biologiske mangfoldet økt, uten at det er registrert skader på noen arter (Forseth mfl. 1997).

Metaller

Alle metallene som tilføres, forekommer naturlig, men vil i større konsentrasjoner kunne medføre varierende grad av giftighet for vannlevende organismer. Som en bakgrunn for vurderingene av eventuelle utslipp av rejektivann til Ulvvatnet, har vi i det følgende gått gjennom en del av de mest aktuelle metallene. Det er også sammenstilt målinger av konsentrasjonene av disse fra et sett med analyser fra 14 råvannskilder/reservevannkilder i Bergen i 1998 (Bergen kommune 1999) og 2003 (Bergen kommune 2004) og fra landet for øvrig (Folkehelseinstituttet 2006).

Av metallene som tilføres er **aluminium** det mest vanlige metallet i jordsmonnet, og stammer hovedsakelig fra forvitret berggrunn. Konsentrasjonene i overflatevann vil derfor i stor grad variere i forhold til type berggrunn og surheten på vannet. Ved lave pH-verdier løses mer aluminium ut til vannet i større grad. I vassdrag i Bergensregionen er aluminiumsinnholdet generelt sett relativt høyt (Bjørklund mfl. 1994). I Ulvvatnet er det målt konsentrasjoner av totalaluminium på rundt 130 µg/l.

Det er den labile delen av aluminium som er giftig for fisk. Årsaken til denne giftvirkningen ligger i at disse ladde ionene kan polymerisere på fiskens gjeller. Ved langt framskredet polymerisering av $Al(OH)_3$, vil polymerene etter hvert ha en størrelse som gjør at de ikke lenger har noen giftvirkning, fordi de er for store til å kunne bindes effektivt til fiskegjellene. Konsentrasjoner over 40 : g pr. liter med labilt aluminium kan under gitte forhold være giftig for aure (Rosseland mfl. 1992). I humusrike vannforekomster, spesielt langs kysten, kan imidlertid innholdet av aluminium være ekstremt høyt, uten å være et problem for fisken. I slike tilfeller er aluminiumet bundet til humuspartikler, og denne formen for organisk bundet aluminium er ikke giftig for fisk.

Konsentrasjonene av **arsen** i råvannskilder i Bergen lå mellom 0,06µg/l og 0,2 µg/l i prøver fra 1998 og 2003, noe som gjenspeiler forholdene i ikke forurensede vannkilder i landet for øvrig. I Ulvvatnet var konsentrasjonene rundt 0,2 µg/l. Enkelte arsenforbindelser (de 3-verdige) er sterkt giftige for vannlevende organismer. Arsen akkumuleres lett i en del vannorganismer, og organiske arsenforbindelser kan opphopes i næringskjeden.

Bly i vannkilder i Bergen forekom i konsentrasjoner i mellom 0,002µg/l og 4,0 µg/l og blyverdier under 5 µg/l er normalt i vannkilder i Norge. I Ulvvatnet var gjennomsnittskonsentrasjonen på 0,5 µg/l som tilsvarer SFT sin tilstandsklasse II. Bly er meget giftig for vannlevende organismer. Det kan være kreftfremkallende og opphopes i organismer.

Jern er, etter aluminium, det vanligste metallet på jorden, og det forekommer også i forskjellige former i vann. Skader på vannlevende organismer forårsaket av jernforbindelser, er kun rapportert under helst spesielle forhold, og skjer ved "oker-utfelling" på fiskegjeller. Konsentrasjonene må da være opp mot 0,5 mg/l, og det skjer når toverdige jern oksyderes og polymeriseres på gjellene. Forekomst av jern i overflatevann langs kysten i Hordaland dels meget høye, mens i Ulvvatnet er

konsentrasjonen av jern lav med en gjennomsnittlig konsentrasjon på 31,5 µg/l. Dette tilsvarer SFTs tilstandsklasse I= "meget god". I overflatevannet foreligger jern for det meste som jern(III)hydroksyd (Fe(OH)₃).

Kadmiumforbindelser gir også kroniske giftvirkninger overfor mange organismer, selv i meget små konsentrasjoner. Den biologiske halveringstiden for kadmium er lang og kadmium er både et økotoksikologisk og et næringsmiddelhygienisk problem. Konsentrasjonene av kadmium i vannkilder i Bergen lå mellom 0,01µg/l og 0,049 µg/l, og norske vannkilder har vanligvis konsentrasjoner under 1 µg/l. I Ulvvatnet var gjennomsnittskonsentrasjonen på 0,029 µg/l som tilsvarer SFT sin tilstandsklasse II. Kadmiumforbindelser bioakkumulerer og kan være akutt giftige overfor vannlevende organismer.

Kobber er meget giftig, samtidig som små mengder kobber er nødvendige for de fleste organismer. Kobber har ikke tendens til å oppkonsentreres i næringskjeden. Konsentrasjonene av kobber i vannkilder i Bergen lå mellom 0,46 µg/l og 79 µg/l. De høyeste konsentrasjonene antas å skyldes at vannet er tappet fra et kobberrør (Bergen kommune 1999). I vannkilder i Norge ligger konsentrasjonene vanligvis under 20 µg/l. I Ulvvatnet var gjennomsnittskonsentrasjonen på 0,85 µg/l i disse målingene, og dette tilsvarer SFT sin tilstandsklasse II.

Krom er meget giftig for vannlevende organismer, både fordi det bioakkumulerer og er lite nedbrytbart. Konsentrasjonene av krom i vannkilder i Bergen lå mellom 0,075µg/l og 0,16 µg/l i prøver fra 2003. Krominnholdet i Norske vannkilder er meget lavt og ligger under 10 µg/l når det ikke er påvirket av industri. I Ulvvatnet var konsentrasjonen fra 2003 på bare 0,16 µg/l, altså den høyeste av råvannskildene i Bergen, men likevel meget lavt med konsentrasjoner som tilsvarer SFT sin tilstandsklasse I.

Konsentrasjonene av **kobolt** i vannkilder i Bergen lå mellom 0,021µg/l og 0,45 µg/l. I følge regionale undersøkelser av norske vannkilder ligger konsentrasjonene av kobolt lavere enn 1 µg/l. I Ulvvatnet var konsentrasjonen i en prøve fra 1998 på 0,14 µg/l. Det er ikke påvist skadelige effekter av så lave konsentrasjoner verken på fisk, vannlopper eller planter (RAIS 2005). Det antas derfor at konsentrasjoner av kobolt under 1 µg/l ikke vil gi negative effekter for planter eller dyr i Ulvvatnet.

Kvikksølv er akutt giftig overfor mange vannlevende organismer, det bioakkumuleres i fisk og pattedyr og har lang biologisk halveringstid. Konsentrasjonene av kvikksølv i råvannskilder i Bergen lå mellom 0,001µg/l og 0,008 µg/l, og drikkevannsvannkilder ellers i Norge er konsentrasjonene generelt sett meget lave med konsentrasjoner under 0,05 µg Hg/l. I Ulvvatnet var konsentrasjonen på 0,002 µg/l i 1998 og < 0,01 µg/l i 2003. Kvikksølv er et giftig, metallisk grunnstoff som kan danne meget giftige organiske forbindelser som f.eks. metylkvikksølv.

Nikkel er akutt giftig overfor vannlevende organismer, planter og sopp. For fisk er nikkel kronisk giftig selv ved lave konsentrasjoner. Konsentrasjonene av nikkel i vannkilder i Bergen lå mellom 0,22µg/l og 1,3 µg/l, mens det i norske vannkilder generelt sett også er lave med konsentrasjoner under 25 µg Ni/l. I Ulvvatnet var gjennomsnittskonsentrasjonen på 0,66 µg/l i disse målingene, og dette tilsvarer SFT sin tilstandsklasse II.

Sink er giftig og opphopes i organismer, men det er samtidig et nødvendig stoff for alt liv. Ved høye konsentrasjoner er sink akutt giftig, og det kan også gi kroniske giftvirkninger selv i små konsentrasjoner. Sink og kobber antas å ha additive miljøeffekter, mens sink til en viss grad beskytter mot kadmiums virkninger. Konsentrasjonene av sink i de 14 vannkildene i Bergen lå mellom 2,3µg/l og 33 µg/l, og i norske drikkevannskilder er konsentrasjoner mellom 5 og 50 µg/l vanlig forekommende. I Ulvvatnet var gjennomsnittskonsentrasjonen på 6 µg/l i disse målingene, og dette tilsvarer SFT sin tilstandsklasse II.

Akrylamid

Akrylamid er et syntetisk stoff som ikke forekommer naturlig. I forbindelse med vannbehandlingen på Kismul, brukes Magnafloc LT20 som inneholder 90 – 100 % ikke ionogent polyakrylamid. Polyakrylamid lages ved polymerisering av akrylamid, men en klarer ikke å få alt til å polymerisere, og derfor vil det alltid finnes rester av monomeren akrylamid.

Akrylamid kan ha alvorlige helse- og miljøskadelige egenskaper, og stoffet er mistenkt for å være reproduksjonsskadelig. Opptak av akrylamid hos mennesket kan skje både via hud, luftveier og mage/tarmkanal. Dette tilsier at risikoen for skader er stor dersom mennesker og miljø eksponeres for akrylamid, spesielt ved lengre tids eksponering (Huuse mfl. 1999).

Akrylamid er også svært skadelig for vannlevende organismer. Det kan være akutt giftig, og det er utført en rekke toksisitetstester for fisk som viser LC50-verdier mellom 85 mg/l og 460 mg/l, for vannlopper (*Daphnia magna*) er LC50-verdien 98 mg/l og for ferskvannsalger er EC 50-verdien 34 mg/l (for nærmere oppsummering se Sverdrup mfl. 1999). Stoffet kan også gi kroniske skader, og lavest toleranse er funnet for vannloppen *Daphnia magna*. Der måtte konsentrasjonen av akrylamid helt ned på 1,8 mg/l før man ikke kunne påvise noen negativ kronisk effekt. Beregnet terskelverdi for at det ikke skal oppstå noen biologiske skader (PNEC kronisk) er derfor satt til 180 µg akrylamid/l i ferskvann.

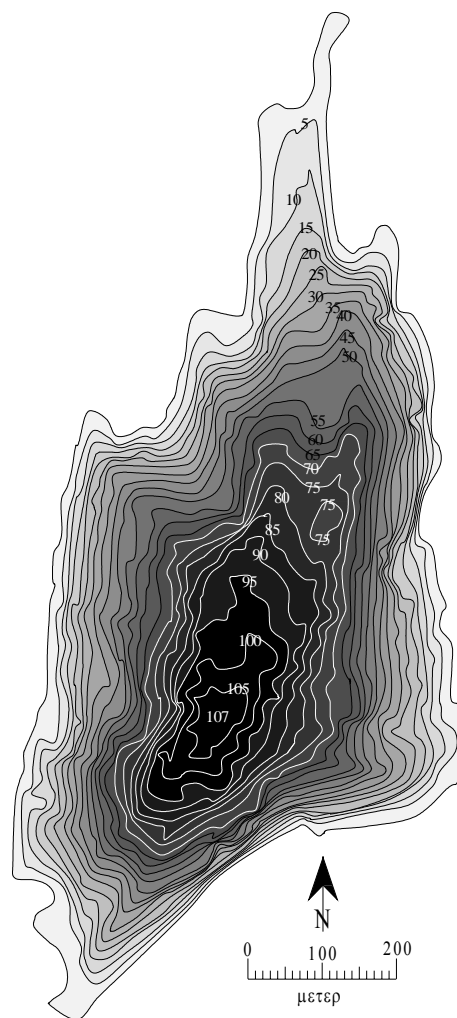
Akrylamid har meget høy vannløselighet, det er biologisk nedbrytbart og har derfor liten evne til bioakkumulering. Ved 20°C trenger kjemikaliet en akklimatiseringsperiode på 1,5 - 2 døgn i elvevann og blir deretter nesten fullstendig nedbrutt etter 5 - 10 dager avhengig av temperatur og miljøforhold. Lavere temperatur eller liten tetthet av mikroorganismer, gir lenger nedbrytningstid, og under typiske norske forhold må man derfor regne med at nedbrytningen skjer saktere (Käällqvist mfl. 1997, Sverdrup mfl. 1999). I anaerobt (oksygenfritt) miljø vil ikke akrylamid brytes ned.

På bakgrunn av at det var mulighet for at tilbakeføring av rejektivannet til Ulvvatnet kunne medføre uønskete miljøeffekter i innsjøens økosystem, ønsket Bergen kommune derfor en nærmere vurdering av betydningen dette kan ha for vannkvalitet og miljøforhold for vannlevende organismer i Ulvvatnet. En regner ikke at de tilsatte stoffene skal ha noen effekt på drikkevannkvaliteten, siden stoffene i hovedsak felles ut og ender opp som slam eller i rejektivannet. Drikkevannskvaliteten kontrolleres i henhold til gjeldende forskrifter og regelverk.

ULVVATNET

Ulvvatnet (innsjønr. 26912) ligger 144 meter over havet og har et areal på 0,4 km². Innsjøen er råvannskilde for Kismul vannverk, og innsjøen er oppdemmet i to omganger. Første gang i 1911 da en 7 meter høy murdam ble bygget, noe som ga et magasinivolum på 2 mill. m³. Andre oppdemming fant sted i 2003. Da ble det bygget en 3 meter høy betongdemning som økte magasinivolumet med ytterligere 1 million m³. Høyeste regulerte vannstand i dag er på 146,6 moh og laveste regulerte vannstand på 132,6 moh. Ved høyeste regulerte vannstand er innsjøen 107,6 meter dyp (figur 1).

Ulvvatnet er eneste store innsjø i Sagstadvassdraget, som har utløp til Lysefjorden. Det er ingen bebyggelse eller landbruksaktivitet i nedbørfeltet til Ulvvatnet, men området er i bruk til friluftaktiviteter. Naturlig nedbørfelt til Ulvvatnet er på 2,15 km², men flere nabofelter på til sammen 1,6 km² er overført for å øke tilrenningen til innsjøen. Gjennomsnittlig årlig tilrenning til Ulvvatnet er i dag på 8,5 mill. m³/år.



Figur 1. Dybdekart over Ulvvatnet, Kismul. Oppmålingen er utført av Bloms Survey AS.

KISMUL VANNVERK

Kismul vannverk forsyner områdene Skjold, Nordås, Kokstad, Flesland, Milde, Valle, Stend og deler av Krokeide, som omfatter 32 500 mennesker. Vannverket hadde i 2004 en produksjon på 6,1 mill. m³ drikkevann. Inntaksdypet er på 16,4 meter ved overløp i innsjøen og 2,4 meter ved laveste regulerte vannstand. Produksjonen ved Kismul utgjør 15 % av den totale drikkevannsproduksjonen i Bergen kommune.

Vannbehandlingen besto de første årene av siling, enkel alkalisering og klorering. På grunn av et høyt humusinnhold i råvannet ble et nytt renseanlegg satt i drift i 1996. I tillegg til filtrering, klorering og alkalisering, inngår i dag fjerning av humus som en viktig del av vannbehandlingen.



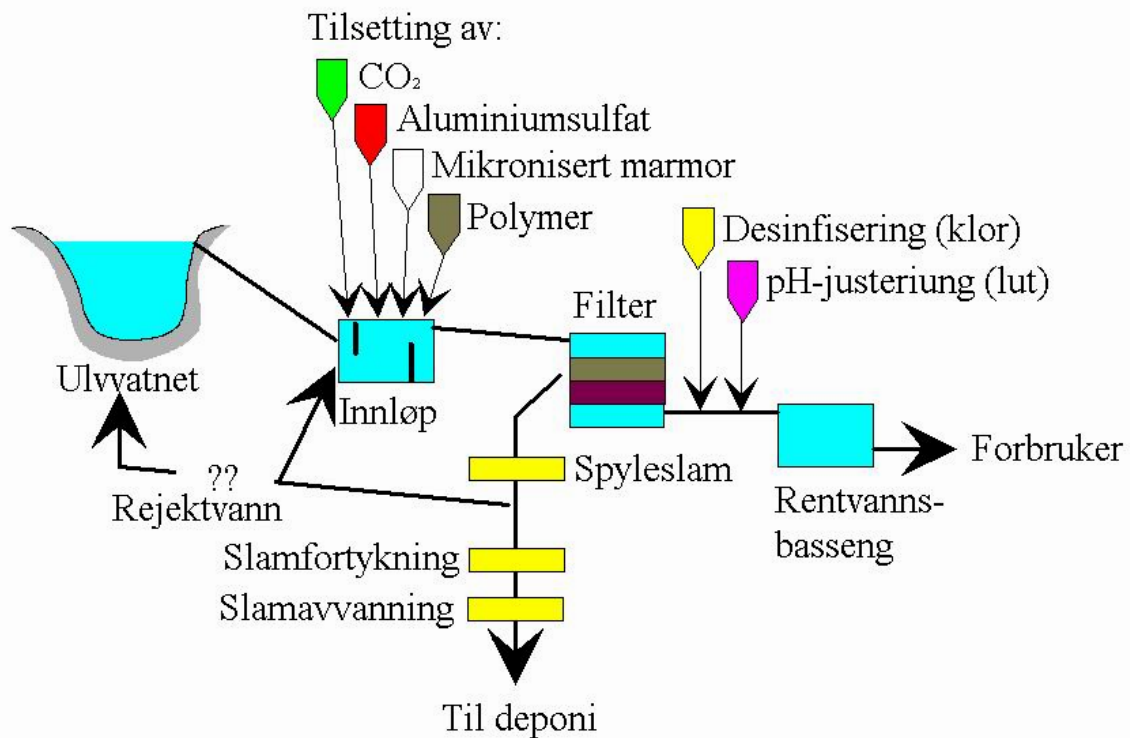
Figur 2. Kismul vannbehandlingsanlegg er et nytt og moderne anlegg, som ble satt i drift i 1996.

Behandlingsprosessen for produksjon av drikkevann ved Kismul renseanlegg består av en rekke trinn, der felling av humusstoffer skjer etter følgende oppsett (se også figur 3):

- Råvannet tilsettes mikronisert marmor, CO₂, aluminiumssulfat og polymer.
- Direktefiltrering gjennom et to-media nedstrøms filter (antrasitt/sand)
- Rentvannet etterjusteres med hensyn på surhet og desinfiseres med klor.

Som fellingsmiddel (hovedkoagulant) ved Kismul vannbehandlingsanlegg benyttes aluminiumssulfat (AIS Kemira Chemicals AS). I tillegg bruker Magnafloc LT 20 (CMD) som hjelpekoagulant, mikronisert marmor (Hydrogas Norge AS) og CO₂ (Hydrogas Norge AS).

Ved slik behandling må filtrene rengjøres relativt ofte. Dette skjer ved å tilbakespyle filtrene med vann. Vannstrømmen går da motsatt vei i forhold til ved renseprosessen. Ved Kismul renseanlegg skjer tilbakespylingen først med luft i ett minutt og deretter med råvann i seks minutter. Når rengjøringen er ferdig slippes råvann inn på filtrene igjen. Det tar imidlertid en viss tid før filtrene igjen produserer vann med en tilfredsstillende drikkevannskvalitet, og dette modningsvannet samles opp sammen med tilbakespylingsvannet.



Figur 3. Prinsippskisse for vannbehandlingen ved Kismul vannbehandlingsanlegg, der tilbakeføring av rejeckt vannet i dag går til råvannsinntaket, men vurderes sluppet tilbake i vannkilden Ulvvatnet.

Ved hver rengjøring av filtrene blir det dermed produsert store mengder vann (rejeckt vann), som ikke kan sendes ut på nettet. Dette må håndteres spesielt fordi det, i tillegg til mye organisk stoff, også inneholder kjemikalier som ble brukt i prosessen med å fjerne humus. Det er ikke avløpsnett i nærheten som kan ta i mot rejeckt vannet, og det er derfor er lagt opp til intern håndtering ved anlegget. Dette består i sentrifugering av vannet slik at slam- og vannfase skiller. For at mest mulig av slammet skal felles, tilsette et hjelpestoff (polymer) som binder seg til det organiske materialet og dermed øker mengden fast stoff som kan sentrifugeres fra. Slammet transporteres til avfalls plass, mens vannfasen, som utgjør nesten 100 % av rejeckt vannet, tilbakeføres på inntaksledningen for råvannet. Fordi tilbakeføringen skjer direkte på inntaksledningen blir det store variasjoner i kvaliteten på råvannet, noe som gir store utfordringer med hensyn på opprettholdelse av en stabilt god rentvannskvalitet. Det vurderes derfor å føre vannfasen tilbake til vannkilden Ulvvatnet for å sikre bedre forhold for rentvannproduksjonen. To alternative modeller er vurdert; tilbakeføring direkte til Ulvvatnet og tilbakeføring via overføringstunnelen fra Gamletjørni.

Behandlingsprosessen av spylevannet fra rengjøring av filterne går gjennom en flertrinns prosess, for å oppkonsentrere og avvanne slamm:

- Spylevannet fra filterspylingen føres til et spylevanns/utjevningbasseng hvorfra en konstant vannmengde pumpes videre.
- Dette vannet tilsettes en hjelpekoagulant (polymer) og føres til en lamellseparator.
- I lamellseparatoren sedimenterer slamm som skrapes sammen og føres til et bufferbasseng.
- Vannet fra bufferbassenget tilsettes polymer enda en gang før det føres til en sentrifuge
- Sentrifugert slam føres med skruer videre til en container.
- Rejektvannet er vannfasen etter lamellseparator og dette føres i dag tilbake til INNTAKET og går derfra inn i drikkevannproduksjonen igjen.



Figur 4. *Spyling og rensing av sandfiltrene skjer ved at filteret først bobles med luft slik at det sedimenterte stoffet frigjøres, og så spyles alt slam og vann ut. Slammets renses så fra, og rejektivannet utgjør den resterende vannfasen av dette.*

Normal rentvannsproduksjon ved Kismul ligger på rundt 750 m³/time. Ved denne produksjonen ligger mengden rejektivann på 50 m³/time. Maksimal rentvannsproduksjon er på 1050 m³/time, og mengden rejektivann antas da å øke tilsvarende, - til 70 m³/time. Maksimal vannproduksjon vil være lite aktuelt unntatt i spesielle situasjoner i forbindelse med lekkasjer og lignende (Ketil Gangstø, Kismul vannverk).

Den årlige mengden rejektivann vil dermed være på 0,438 millioner m³/år ved dagens normalproduksjon. Forutsatt maks vannproduksjon gjennom hele året vil den være på 0,613 mill m³/år. Det er derfor relativt store vannmengder som skal føres tilbake til Ulvvatnet, men sammenlignet med den naturlige tilrenningen vil økningen bare bli mellom 5 % og 7 %.

VURDERINGSGRUNNLAG

Metodetilnærming

I perioden juni 2005 til mars 2006 ble det tatt 15 prøver av rejektivannet ved Kismul renseanlegg (vedleggstabell 1 og 2). All prøvetaking og analysering har skjedd i regi av Bergen kommune, og prøvene er analysert enten ved Bergen kommune sitt eget laboratorium eller ved laboratoriet AnalyCen.

Konsentrasjonen av de samme stoffene er også målt i råvannet ved Kismul renseanlegg i perioden 1995 til 2005, og dataene er stilt til rådighet av Bergen kommune. Data fra undersøkelsen av Ulvvatnet sommeren 2005 (Bjørklund mfl. 2006) er også inkludert. Antallet analyser som foreligger av hver parameter er sterkt varierende (tabell 2).

Parametervalget er hovedsakelig gjort ut fra innholdet av enkeltstoffer i vannbehandlingskjemikaliene som er i bruk ved Kismul i dag; Mikronisert marmor (Hydrogas Norge AS), CO₂ (Hydrogas Norge AS), aluminiumssulfat (AIS, Kemira Chemicals) og Magnafloc LT20 (CDM).

Alle beregninger som er gjort bygger på dagens normale produksjon av drikkevann, dagens tilrenning fra både naturlig nedbørfelt og de tilførte nabofeltene samt gjennomsnittlig avrenning i henhold til NVEs avrenningskart. Vi har også beregnet ny konsentrasjon i Ulvvatnet ved en eventuell tilbakeføring og disse beregningene forutsetter full innblanding av rejektivannet i hele vannmassen i Ulvvatnet og ingen sedimentering. Dette er ikke helt realistisk da en må anta at deler av tilførselene vil sedimentere, men kan likevel gi et grovt bilde av situasjonen.

For alternativet der en leder rejektivannet inn på overføringstunnelen fra Gamletjørni, vil rejektivannet, etter innblanding i tunnelen, slippes til Stemmatjørni før det renner videre til Ulvvatnet. Det foreligger ingen vannkjemiske målinger fra Stemmatjørni bortsett fra fargetall i 2005 (Bjørklund mfl. 2006), så ved vurderingene av dette alternativet er vannkvaliteten i Stemmatjørni antatt lik den i Ulvvatnet.

For bly og kadmium har vi kun fått analysesvar av rejektivannet med deteksjonsgrense som er så høy at den ikke kan brukes til klassifisering. Ved beregninger av tilførte mengder med rejektivannet for disse stoffene er deteksjonsgrensen brukt som konsentrasjon. Dette gir trolig noe høye verdier. Konsentrasjonen av akrylamid er beregnet ut fra mengden polyakrylamid som tilsettes.

For å vurdere effekten de enkelte stoffene potensielt kan ha i et ferskvannssystem er de klassifisert i henhold til Statens forurensningstilsyn sitt system "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" (SFT 1997). For stoffer som ikke dekkes av dette systemet har vi sett på det tilsvarende i Sverige (Naturvårdsverket 2003) eller vi har brukt informasjon fra The Risk Assessment Information System (RAIS 2005).

Vi har også vurdert konsentrasjonene i Ulvvatnet og Stemmatjørni etter full innblanding i henhold til terskelverdier for effekt på vannlevende organismer. Terskelverdiene er de samme som er brukt ved vurderinger av sigevann fra avfallsfyllinger (Amundsen mfl. 2004) i en rapport for Statens forurensningstilsyn. Terskelverdier settes på bakgrunn av økotoksikologiske vannkvalitetskriterier, tilstandsklasser og bestemmelsesgrenser. Ved konsentrasjoner lavere enn disse forventes ikke skadelige effekter på vannlevende organismer.

Rejektvannets kvalitet

Spesielt innholdet av kalsium, aluminium og kvikksølv er høyt i rejevtvannet sammenlignet med råvannet, mens konsentrasjonen av nikkel er middels høy (tabell 1). For bly og kadmium har ikke deteksjonsgrensene vært lave nok til at vi har kunnet gjøre nærmere vurderinger. Partikkelinnholdet og ledningsevnen er også atskillig høyere i rejevtvannet enn i råvannet.

Tabell 1. Gjennomsnitt av målte konsentrasjoner i råvann (i perioden 1999-2005) og rejevtvannet (2005/2006) ved Kismul vannrenseanlegg. De gjennomsnittlige verdiene er også klassifisert i henhold til SFT sitt klassifikasjonssystem for miljøkvalitet i ferskvann (SFT 1997). Data er hentet fra Bergen kommune sine egne målinger av råvann og rejevtvann samt fra undersøkelsen av Ulvvatnet i 2005 (Bjørklund mfl. 2006). * klassifisert i henhold til det svenske klassifiseringssystemet (Naturvårdsverket (2003)). ** Konsentrasjonene er oppgitt som < 1 µg/l i to målinger og som 3 µg/l i en måling.

Parameter	Enhet	Råvann			Rejevtvann		
		Antall prøver	Snittverdi	SFT klasse	Antall prøver	Snittverdi	SFT klasse
Surhet	pH	89	6,05	II	10	7,71	I
Alkalitet	mmol/l	1	0,009	IV	4	0,05	I
Kalsium	mg/l	1	1,6	-	5	24,4	-
Fargetall	mg Pt/l	86	29,4	III	10	7	I
TOC	mg C/l	8	3,8	III	2	3,3	II
Ledningsevne	mS/m	87	3,6	-	10	16,2	-
Turbiditet	F.T.U	88	0,31	I	7	8.01	V
Aluminium	µg/l	2	130,5	-	6	1842,5	-
Arsen	µg/l	2	0,19	I*	2	< 1	< II*
Bly	µg/l	2	0,475	II	5	< 10	-> IV
Jern	µg/l	2	31,5	I	4	39,3	II
Kadmium	µg/l	2	0,029	II	5	< 1	-> V
Kobber	µg/l	2	0,85	II	5	< 1	II
Kobolt	µg/l	1	0,14	-	5	< 1	-
Krom	µg/l	2	0,18	I	5	< 1	II
Kvikksølv	µg/l	2	0,002	II	4	0,043	V
Nikkel	µg/l	2	0,66	II	3	< 1.67 **	III
Sink	µg/l	1	6	II	5	7,4	II
Akrylamid	mg/m ³	-	0	-	-	0,1	-

VURDERING AV MILJØVIRKNING

Ved humusfelling i forbindelse med drikkevannsbehandling vil det produseres store mengder forurenset vann (rejektvann) når filterne som brukes i fellingsprosessen skal renses, og ved Kismul vannrenseanlegg vurderer en å lede dette vannet tilbake til råvannskilden (Ulvvatnet). Rejektvannet inneholder til dels store mengder kjemikalierester fra vannbehandlingsproduktene, og Bergen kommune ønsket en vurdering av eventuelle konsekvenser for vannlevende organismer i Ulvvatnet. Dersom rejektvannet tilbakeføres vil det øke vannmengden til Ulvvatnet med mellom 5 og 7 %.

Ved en tilbakeføring vil de årlige tilførslene av stoffer til Ulvvatnet øke fra 15 tonn til 26,5 tonn noe som utgjør en økning på mellom 70 % og 80 %. Størst økning i mengde utgjøres av kalsium og aluminium (tabell 2). Disse to til sammen utgjør nesten 100 % av de økte tilførslene. I tillegg kommer tilførslene av akrylamid på over 40 kg årlig og jern og sink med noen få kilo hver.

For tungmetallene er mengdene meget små, men den prosentvise økningen er stor for arsen (nesten 30 %) og kvikksølv (nesten 40 %). Når det gjelder de øvrige tungmetallene er økningen usikker da vi ikke kjenner den eksakte konsentrasjonen i rejektvannet. For disse er konsentrasjonen satt lik deteksjonsgrensen, noe som trolig overestimerer tilførslene.

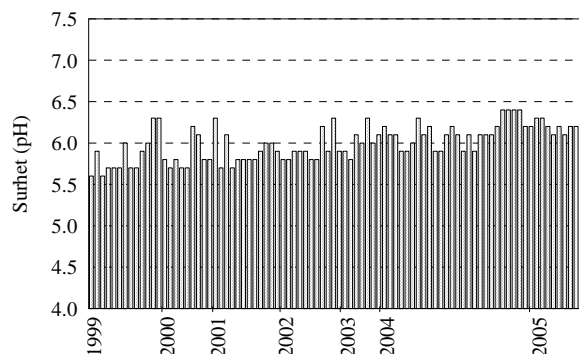
Tabell 2. Årlige beregnede tilførsler av de ulike grunnstoffene til Ulvvatnet fra rejektvannet og fra naturlig avrenning. Beregningene for rejektvannet er gjort ut fra normal vannproduksjon. Beregningene for tilførslene med naturlig avrenning er gjort ut fra normalavrenning og de foretatte analysene av vannkvalitet. *= tilførslene er beregnet ut fra deteksjonsgrensen for analysene. **= for nikkel er to målinger under deteksjonsgrensen mens en er på 3 µg/l.

Stoff	Ekstra tilførsler fra rejektvannet	Naturlige tilførsler med avrenning	Økning (%)
Arsen	0,44 kg	1,61 kg	27
Total-aluminium	807 kg	1109 kg	73
Bly	2,19 kg*	4,04 kg	54*
Jern	17 kg	268 kg	6
Kadmium	0,44 kg*	0,25 kg	178*
Kalsium	10.687 kg	13.594 kg	79
Kobolt	0,44 kg*	1,19 kg	37*
Kobber	0,44 kg*	7,22 kg	6*
Krom	0,44 kg*	1,53 kg	29*
Kvikksølv	0,02 kg	0,05 kg	37
Nikkel	0,73 kg**	5,61 kg	13**
Sink	3,24 kg	50,98 kg	6
Totalt	11.520 kg	15.043 kg	77

Surhetsforhold

I Ulvvatnet har det vært en svak men jevn økning i surhetsnivået de siste seks årene og i dag ligger pH vanligvis i overkant av 6,0 (figur 5). pH i rejektivannet varierte mellom 6,9 og 8,1, og med en snittverdi på 7,7 vil en beregnet ny pH i Ulvvatnet bli rundt 6,07. Tilbakeføringen av rejektivannet vil dermed ikke få vesentlig innvirkning på det generelle surhetsnivået dersom en ser på pH isolert fra de andre surhetsrelaterte parametrene.

Figur 5. Surhet i råvannet fra Ulvvatnet i perioden 1999-2005. Data er hentet fra Bergen kommune sine egne målinger.



I rejektivannet er gjennomsnittlig kalsiumkonsentrasjon 24,4 mg Ca/l. Ved tilbakeføring av rejektivannet vil kalsiumtilførslene til Ulvvatnet dermed øke med i overkant av 10 tonn pr. år, mens tilførslene fra naturlig avrenning utgjør i overkant av 13 tonn. Dette betyr en økning på nesten 80 %. Forutsatt full innblanding i vannmassene vil ny konsentrasjon bli 2,7 mg Ca/l, hvilket er høyt for Vestlandet, men likevel en relativt lav konsentrasjon av kalsium sammenlignet med vassdrag i andre deler av landet

Surhetsforholdene i Ulvvatnet vil bli bedre på grunn av en bedret alkalitet og økte tilførsler av kalsium. Den totale effekten av disse tilførslene vil være et høyere kalkinnhold, en noe høyere pH og et mer stabilt surhetsregime i innsjøen. Økte kalsiuminnhold i Ulvvatnet kan muligens medføre beskjedne endringer i forekomst og mengde planktonarter. For fisk vil imidlertid kalsiuminnholdet ikke ha betydning. Ved tilbakeføring av rejektivannet vil det også være en fordel at surhetsnivået i innsjøen blir mer stabilt og høyere, siden dette gjør at de fleste metallene vil foreligge i en form som er mindre eller ikke giftig for vannlevende organismer.

Organisk stoff

I Ulvvatnet er innholdet av organisk stoff middels høyt på grunn av tilsig fra myrområder. I rejektivannet var TOC 3,3 mg C/l i gjennomsnitt, noe som er litt lavere enn i den naturlige tilrenningen til innsjøen. Tilbakeføring av rejektivann vil derfor ikke medføre økte konsentrasjoner av organisk stoff til innsjøen, men heller føre til en fortykning av de naturlige tilførslene.

Fargetall er et annet mål på vannets innhold av naturlig organisk materiale (humusstoffer), jern og mangan. Fargetallet i Ulvvatnet ligger på rundt 29 mg Pt/l, mens rejektivannet har fargetall på 7 mg Pt/l i gjennomsnitt.

Tilbakeføring av rejektivannet til innsjøen vil derfor ikke få noen negative konsekvenser for miljøkvalitetet i Ulvvatnet med hensyn på tilførslene av organisk stoff. Store tilførsler av organiske stoffer (TOC og fargetall) kan få stor betydning for oksygeninnholdet i innsjøenes dypvann, men siden oksygenkonsentrasjonene i Ulvvatnets dypvann er høye (Bjørklund mfl. 2006) og konsentrasjonen av organisk stoff er lavere i rejektivannet enn i naturlige tilrenningen til Ulvvatnet forventes ikke noen negativ endring i verken det vannkjemiske miljøet eller forholdene for vannlevende organismer ved tilbakeføring av rejektivannet.

Det er likevel vesentlig at innholdet av organisk stoff i rejektvannet holdes meget lavt. Rejektvannet er i utgangspunktet sterkt forurensset av kjemikalier fra vannbehandlingsprosessene. Spesielt metallene vil kunne bindes til organisk stoff og partikler og økt konsentrasjon av organisk stoff i vannet som føres tilbake vil medføre økte tilførsler av forurensninger til Ulvvatnet.

Metaller

Den største usikkerheten ved tilbakeføring av rejektvann til Ulvvatnet knytter seg til de økte tilførslene av metaller. Flere av disse kan være akutt giftige, de kan gi kroniske skader og de kan hope seg opp i næringskjeden. Selv om mange effekter er kjente er det ofte vanskelig å kartlegge omfanget av stoffenes virkninger på levende organismer. Dette skyldes blant annet at en ikke kjenner de eksakte forbindelsene stoffene foreligger i og at stoffene kan forsterke eller motvirke effektene av hverandre. Følsomheten for forurensning varierer også fra art til art, og fra biotop til biotop.

For vurdering av akseptable konsentrasjoner av de enkelte stoffene har vi benyttet de samme terskelverdiene som er brukt ved vurdering av giftighet av sigevann fra avfallsfyllinger (Amundsen 2004). Terskelverdier settes på bakgrunn av økotoksikologiske vannkvalitetskriterier, og stoffene er da testet ut på ulike typer vannlevende organismer. Ved konsentrasjoner lavere eller lik terskelverdien forventes det ikke effekter på organismer i vann. Disse verdiene ligger generelt sett lavere enn grensene for drikkevann og viser at tungmetallene er mer giftige for vannlevende organismer enn for mennesker. Eventuelle additive effekter er ikke inkludert.

Naturlige konsentrasjon av de undersøkte metallene var lav til middels høy i Ulvvatnet (tabell 3) og for de metaller der det finnes klassifikasjonssystem lå alle i de to beste tilstandsklassene (I-II). Konsentrasjonene av samtlige parametre lå også langt under terskelverdien for skadelige effekter på vannlevende organismer (tabell 3).

Tabell 3. Terskelverdi for vannlevende organismer (ihht. Amundsen 2004), gjennomsnitt av målte konsentrasjoner i råvann (i perioden 1999-2005) og rejektvann (2005/2006) ved Kismul vannrenseanlegg, samt beregnet ny i konsentrasjon i Ulvvatnet dersom rejektvannet ledes dit. Beregningene forutsetter full innblanding av rejektvannet og ingen sedimentering. Konsentrasjoner som overstiger eller potensielt overstiger terskelverdien er markert med rødt.

Parameter	Enhet	Terskelverdi	Naturlig avrenning	Rejektvann	Ulvvatnet etter innblanding
Aluminium	µg/l	-	130	1 843	214
Arsen	µg/l	2	0,19	< 1	0,23
Bly	µg/l	1	0,48	< 10	0,7
Jern	µg/l	200	31,5	39,3	31,9
Kadmium	µg/l	0,2	0,03	< 1	0,08
Kobber	µg/l	2,3	0,85	< 1	0,86
Kobolt	µg/l	-	0,14	< 1	0,18
Krom	µg/l	6,3	0,18	< 1	0,22
Kvikksølv	µg/l	0,01	0,002	0,04	0,004
Nikkel	µg/l	5	0,66	3 eller < 1	0,71
Sink	µg/l	35	6	7,4	6,07

I rejektvannet var metallkonsentrasjonene høyere enn i Ulvvatnet (tabell 3). Vurdert i henhold til SFT sitt klassifikasjonssystem for ferskvann tilsvarer kvikksølvkonsentrasjonen tilstandsklasse V= ”meget sterkt forurensset” og verdien overstiger også terskelverdien for skade på vannlevende organismer (ihht. Amundsen 2004). For bly og kadmium var deteksjonsgrensen så høy til at de verken kunne klassifiseres i henhold til SFT eller terskelverdiene. Konsentrasjonen av nikkel tilsvarte SFT klasse III, men den lå under terskelverdien for skade på vannlevende organismer. Samtlige andre metaller i

rejektvannet hadde så lave konsentrasjoner at de lå innenfor SFT klasse II og under terskelverdien for skadelige effekter på vannlevende organismer.

I rejevtvannet er konsentrasjonen av **aluminium** svært høy med gjennomsnitt på nesten 1850 µg/l. Ved tilbakeføring av dette vannet vil tilførslene av totalaluminium til Ulvvatnet øke med 807 kg/år mens det fra naturlig avrenning kommer nesten 1110 kg pr. år. Dersom en regner full innblanding av rejevtvannet i hele vannmassen vil tilbakeføringen medføre en konsentrasjon av totalaluminium på 214 µg/l i Ulvvatnet. Men med surhetsverdier med pH ikke under 5,9, et middels høyt humusinnhold og kalsiumkonsentrasjoner rundt 2,7 mg/l, som en vil finne i Ulvvatnet ved tilbakeføringen av rejevtvannet, er det ikke trolig at denne konsentrasjonen av totalaluminium vil gi skadelige effekter på vannlevende organismer.

Ut fra analysene av rejevtvannet er det ikke mulig å angi nøyaktig hvor stor tilførselen av **arsen** vil bli, men dersom en anvender deteksjonsgrense for analysene på 1 µg/l som konsentrasjon i rejevtvannet vil det gi en økning i tilførsler av arsen på 0,4 kg årlig mens det med naturlig tilrenning kommer det 1,6 kg årlig. Forutsatt full innblanding og ingen sedimentering vil ny konsentrasjon av arsen i Ulvvatnet bli 0,23 µg/l ved tilbakeføring av rejevtvannet. Dette er ikke vesentlig forskjellig fra dagens konsentrasjon.

I Ulvvatnet var gjennomsnittskonsentrasjonen av **bly** på 0,5 µg/l, og i rejevtvannet var konsentrasjonene i fem prøver fra 2005 oppgitt som enten < 5 µg/l eller < 10 µg/l. Rejevtvannet kan derfor ikke klassifiseres da deteksjonsgrensen ligger på grensen til SFT sin klasse V= "meget dårlig". Det er derfor heller ikke mulig å vurdere nøyaktig hvor stor endring tilbakeføringen vil gi, men dersom en setter 5 µg/l som konsentrasjon i rejevtvannet vil det gi en økning i tilførsler av bly på 2,2 kg årlig, mens det med naturlig tilrenning kommer det 4,0 kg årlig. Beregnet ny konsentrasjon vil da bli 0,7 µg/l ved tilbakeføring av rejevtvannet, som tilsvarende tilstandsklasse II, og ligger under antatt nedre grense for skader på dyreliv.

Jernkonsentrasjonene i rejevtvannet etter vannbehandlingen var ikke vesentlig høyere enn i den naturlige tilrenningen til innsjøen. Tilbakeføringen av rejevtvannet vil bidra til en økning på 6 % fra dagens situasjon, med 17 tonn årlig mens de naturlige tilførslene er på nesten 270 tonn. Konsentrasjonen av jern i innsjøen vil derfor ikke endres vesentlig, og det vil ikke være i en slik form at det vil medføre risiko for skader på miljøet.

I rejevtvannet var konsentrasjonene av **kadmium** i fem prøver fra 2005 oppgitt som < 0,5 µg/l i en prøve og som < 1 µg/l i fire prøver. Dette er langt høyere enn grensen for dårligste klasse i SFT sitt klassifikasjonssystem som er på 0,4 µg/l. Nærmere vurdering av rejevtvannet er derfor ikke mulig, men settes tilførslene lik deteksjonsgrensen for analysene (1 µg/l), vil det gi en økning i tilførsler av kadmium på 0,4 kg årlig, mens det med naturlig tilrenning kommer det 0,3 kg. Ny konsentrasjon i Ulvvatnet blir da 0,08 µg/l ved tilbakeføring av rejevtvannet, som tilsvarende tilstandsklasse II= "god". Dette er også godt under terskelverdi for antatt skadelige effekter.

Det er gjennomsnittlig 0,85 µg/l **kobber** i Ulvvatnet, noe som tilsvarende SFT sin tilstandsklasse II. I rejevtvannet var konsentrasjonene i fem prøver fra 2005 oppgitt til < 1 µg/l i fem prøver fra 2005. Disse vil da ligge innenfor SFT sin klasse II som er relativt lavt. Tilbakeføring av rejevtvannet vil da gi ny konsentrasjon av kobber til maksimalt 0,86 µg/l, som ikke er vesentlig forskjellig fra den naturlige avrenningen og også tilsvarende tilstandsklasse II. Tilbakeføring av rejevtvannet vil derfor ikke ha vesentlig betydning for innholdet av kobber i Ulvvatnet.

Konsentrasjonen av **krom** i Ulvvatnet er 0,16 µg/l, som tilsvarende SFT sin tilstandsklasse I. I rejevtvannet var konsentrasjonene i fem prøver fra 2005 oppgitt som < 1 µg/l, og disse vil da ligge innenfor SFT sin klasse II som er relativt lavt. Tilbakeføring av rejevtvann vil maksimalt gi en økning i tilførsler av krom på 0,4 kg årlig, mens det med naturlig tilrenning kommer det 1,5 kg pr. år. Beregning av ny konsentrasjon vil da bli 0,22 µg/l ved tilbakeføring av rejevtvannet, som tilsvarende tilstandsklasse II, og som ligger langt under terskelverdien for skadelige effekter.

I Ulvvatnet var konsentrasjonen av **kobolt** i en prøve fra 1998 på 0,14 µg/l. Det er ikke noe klassifiseringssystem for kobolt (verken i Norge eller i Sverige). I rejevtvannet var konsentrasjonene i fem prøver fra 2005 oppgitt som < 1 µg/l., men dette gir en maksimal økning i tilførsler av kobolt på 0,4 kg årlig, mens det med naturlig tilrenning kommer det 1,2 kg pr. år. Ny konsentrasjon vil da bli 0,18 µg/l ved tilbakeføring av rejevtvannet, og det er ikke påvist skadelige effekter av så lave konsentrasjoner verken på fisk, vannlopper eller planter (RAIS 2005). Det antas derfor at konsentrasjoner av kobolt under 1 µg/l ikke vil gi negative effekter for planter eller dyr i Ulvvatnet.

Konsentrasjonene av **kvikksølv** i Ulvvatnet var 0,002 µg/l i 1998 og < 0,01 µg/l i 2003. Dersom en går ut fra prøven i 1998 tilsvarer det SFT sin tilstandsklasse II. I rejevtvannet var gjennomsnittskonsentrasjonene i tre prøver fra 2005 på 0,043 µg Hg/l. Tilbakeføring av rejevtvannet vil gi en dobling i tilførsler av kvikksølv på 0,019 kg årlig, mens det med naturlig tilrenning kommer det 0,017 kg pr. år. Dette gir en konsentrasjon, tilsvarende tilstandsklasse II = "moderat forurenset" i SFT sitt klassifikasjonssystem, og fremdeles under antatt terskelverdi for miljøskader.

I Ulvvatnet var gjennomsnittskonsentrasjonen av **nikkel** på 0,66 µg/l i disse målingene, og dette tilsvarer SFT sin tilstandsklasse II. I rejevtvannet var konsentrasjonene i fem prøver fra 2005 oppgitt til 3 µg/l i en prøve og som < 1 µg/l i to prøver fra 2005. 3 µg/l tilsvarer SFT sin tilstandsklasse III. Dersom en setter 1,67 µg/l som konsentrasjon i rejevtvannet, vil det gi en økning i tilførsler av nikkel på 0,7 kg årlig, mens det med naturlig tilrenning kommer det 5,6 kg pr. år. Til sammen gir dette tilstandsklasse II = "god", og samlet sett er dette under terskelverdi for antatte miljøskader.

Konsentrasjonene av **sink** i Ulvvatnet var på 6 µg/l, mens det i rejevtvannet var 7,4 µg/l som tilsvarer tilstandsklasse II. Tilbakeføring av rejevtvannet vil det gi en økning i tilførsler av sink på 3,2 kg årlig, mens det med naturlig tilrenning kommer det 51 kg pr. år. Dette medfører ikke noe vesentlig endring i innsjøen, og det ventes derfor heller ikke å medføre noen miljøskader.

Akrylamid

Ved behandlingsanlegget på Kismul er vanlig doseringsmengde 0,1 g polymer /m³ spylevann. Dersom innholdet av akrylamid er 0,1 % av polymeren, vil de årlige tilførselene av akrylamid til Ulvvatnet i gjennomsnitt bli på rundt 45 gram ved midlere produksjon eller i overkant av 60 gram ved maks vannproduksjon (tabell 4). Maksimal vannproduksjon vil imidlertid være lite aktuelt utenom helt i spesielle situasjoner i forbindelse med lekkasjer og lignende.

Tabell 4. Beregnede tilførsler av akrylamid til Ulvvatnet og konsentrasjonen i utslippsvannet ved maksimal og normal drikkevannsproduksjon.

	Produsert rejevtvann (mill m ³ /år)	Mengde akrylamid til Ulvvatnet (gram/år)	Antatt konsentrasjon av akrylamid i utslippsvannet (µg/l)
Maks drikkevannsproduksjon	0,61	61	0,1
Normal drikkevannsproduksjon	0,44	44	0,1

Akrylamid finnes ikke naturlig, men er påvist både i drikkevann og elvevann i områder hvor polyakrylamider benyttes for behandling av drikkevann (Statens Arbeidsmiljøinstitutt 1995). Konsentrasjonene var imidlertid lave og lå under 5 : g akrylamid/l.

Akrylamid er meget vannløselig, og en antar derfor at all akrylamid vil ende opp i vannfasen etter sentrifugeringsprosessen. Mengden akrylamid i dette vannet kan imidlertid ikke overstige mengdene som finnes i polymeren fordi polyakrylamid ikke vil spaltes og gå tilbake til akrylamid igjen (Dag Hognved, Folkehelsa). Med tilsats av 0,1 gram polymer pr. m³ rejevtvann, der polymeren inneholder

0,1 % akrylamid, vil konsentrasjonen av akrylamid i rejektvannet etter sentrifugering bli på 0,1 µg/l. Dette er atskillig lavere enn terskelverdien for biologisk skade ($PNEC_{\text{kronisk}}$) som er på 180 : g/l. Ettersom det ikke dannes mer akrylamid i prosessen, er det dermed ingen sannsynlighet for at konsentrasjonen i utslippsvannet gang kan komme over denne grensen.

Ettersom akrylamid er så vannløselig vil det etter utslipp også foreligge i vannfasen i resipienten. Det vil ikke binde seg til partikler der, og sedimentene i en resipient vil derfor ikke påvirkes av slike tilførsler. Akrylamid har også et lavt bioakkumulasjonspotensiale, og man regner derfor med at det ikke vil akkumuleres i vannlevende organismer

Akrylamid vil heller ikke hope seg opp vannfasen i en resipient. Stoffet er biologisk nedbrytbart, og under miljøforhold der det er oksygen og en naturlig bakterieflora til stede, kan vi anta at akrylamid er fullstendig nedbrutt etter omtrent 10 dager ved 20 °C, etter noe lengre tid ved lavere temperatur. I Ulvvatnet kan en for sikkerhets skyld anta en nedbrytningstid på 20 dager, kortere om sommeren og muligens noe lengre om vinteren. I løpet av 20 dager vil Ulvvatnet, selv ved maks vannproduksjon, få tilført under 4 gram akrylamid til sammen. Selv om disse akrylamidmengdene ble samlet opp og sluppet ut i Ulvvatnet på en gang, ville fortyningen i et innsjøvolum på 3 millioner m³, være så stor at konsentrasjonen aldri kunne kommet opp mot terskelen for biologisk skade ($PNEC_{\text{kronisk}}$) på 0,18 g/m³. Det er derfor ingen ting som skulle tyde på at tilbakeføring av rejektvannet, under de gitte forutsetningene, skulle tilsi noen problemer for noen type ferskvannsorganismer; verken alger eller dyr.

Utslipp av rejektvannet i overføringstunnelen til Stemmatjørne

Det vurderes også å føre rejektvannet inn på overføringstunnelen fra Gamletjørne. Tunnelvannet slippes i Stemmatjørne, som er et lite tjern som renner til Ulvvatnet via en kort utløpselv. Den totale tilrenningen til Stemmatjørne er i dag på ca 7000 m³/ døgn, og dersom en leder rejektvannet inn på tunnelen vil det øke tilrenningen med 17 %. Stemmatjørne er grunn og meget humøs, og av vannkjemiske data finnes bare fire målinger av fargetall i perioden juli til november 2005. Gjennomsnittlig var fargetallet på 74 mg Pt/l, som tilsvarer SFT sin tilstandsklasse IV = "Dårlig". I mangel av vannkjemiske målinger, har vi basert vurderingene på at vannkvaliteten i Stemmatjørne og råvannet fra Ulvvatnet er identisk. Dette er en grov tilnærming, og vurderingen av forholdene i Stemmatjørne og bekkene der blir derfor ikke helt realistiske.

Ved en eventuell overføring av rejektvann vil **surhetsforholdene** i Stemmatjørne bli bedre og fargetallet vil avta da rejektvannet har pH opp mot 8 og et fargetall som ligger rundt 7 mg Pt/l.

Når det gjelder konsentrasjoner av **metaller** vil disse øke, forutsatt at de naturlig er på nivå med konsentrasjonene i Ulvvatnet. For de aller fleste vil konsentrasjonene ligge under terskelverdien for skade på vannlevende organismer, men kvikksølvinnholdet vil bli på nivå med terskelverdien forutsatt full innblanding (tabell 4). Det mest problematiske med kvikksølv er biologisk metylering som omdanner uorganisk kvikksølv til metylkvikksølv som er atskillig mer giftig og som kan oppkonsentreres i næringskjeden. Dette skjer raskt, og vil i større grad skje i områder med stor biologisk aktivitet. I den grunne Stemmatjørne vil både dyreliv og omsetningshastighet være større enn i den dypere delen av Ulvvatnet. Når det gjelder bly og kadmium kan vi ikke si noe sikkert da deteksjonsgrensen på analysene var så høy at analysene ikke kunne brukes i denne sammenheng. Men dersom en setter deteksjonsgrensen som innløpskonsentrasjon vil også bly- og kadmiumkonsentrasjonen være på nivå med terskelverdien for skade på vannlevende organismer i Stemmatjørne og utløpselva derfra (tabell 4).

Akrylamid vil ikke utgjøre noe problem for vannlevende organismer ved utslipp til overføringstunnelen til Stemmatjørne. En positiv effekt vil være at nedbrytningshastigheten vanligvis vil være større i Stemmatjørne enn i Ulvvatnet på grunn av høyere temperatur. noe som medfører enda lavere konsentrasjoner i Ulvvatnet. En negativ effekt kan være at nedbrytningen av akrylamid

opphører under oksygenfrie forhold. Dersom det er oksygenfritt i dypvannet i Stemmatjørni vil imidlertid dette i liten grad vare over lang tid, både fordi gjennomstrømningen i forhold til volumet på innsjøen er stor og fordi det skal lite vind til for å sette i gang omrøring i slike grunne innsjøer. Og med en konsentrasjon i innløpsvannet så lav som 0,1 µg akrylamid /l, er det helt usannsynlig at konsentrasjonen av akrylamid i Stemmatjørni noen gang kan komme opp i 180 µg akrylamid/l som er terskelen for biologisk skade på vannlevende organismer (Sverdrup mfl. 1999).

Tabell 4. Terskelverdi for vannlevende organismer (ihht. Amundsen 2004) og gjennomsnitt av beregnede konsentrasjoner i Stemmatjørni dersom rejevtvannet ledes inn på overføringstunnelen dit. Beregningene forutsetter samme vannkvalitet i Stemmatjørni som i Ulvvatnet, full innblanding av rejevtvannet og ingen sedimentering. Konsentrasjoner som ligger nær eller potensielt overstiger terskelverdien er markert med rødt.

Parameter	Enhet	Terskelverdi	Stemmatjørni etter innblanding
Aluminium	µg/l	-	383
Arsen	µg/l	2	0,31
Bly	µg/l	1	1,14
Jern	µg/l	200	32,6
Kadmium	µg/l	0,2	0,17
Kobber	µg/l	2,3	0,87
Kobolt	µg/l	-	0,27
Krom	µg/l	6,3	0,30
Kvikksølv	µg/l	0,01	0,01
Nikkel	µg/l	5	0,81
Sink	µg/l	35	6,21
Akrylamid	µg/l	180	0,01

Oppsummering

Ut fra dagens kunnskap om vannkvalitet og grenseverdier for skadelige konsentrasjoner på vannlevende organismer, ser det ikke ut til at utslipp av rejevtvannet fra Kismul vannbehandlingsanlegg vil medføre vesentlige ulemper for miljøkvaliteten dersom utslippet skjer direkte til Ulvvatnet. Surhetsnivået og innholdet av organisk stoff vil forbli omtrent uendret og konsentrasjonene av metaller vil ikke bli så store at de vil ha vesentlige negativ effekter.

Dersom en velger å føre rejevtvannet inn på overføringstunnelen fra Gamletjørni vil utslippet til Ulvvatnet skje via Stemmatjørni. I Stemmatjørni vil fortykningseffekten være atskillig mindre, og beregningene tyder på at kvikksølvkonsentrasjonen vil tilsvare terskelverdien for skade på vannlevende organismer både i Stemmatjørni og i utløpselva derfra. For bly og kadmium kan konsentrasjonene komme opp mot terskelverdiene dersom konsentrasjonen er på nivå med deteksjonsgrensen for analysene.

En annen negativ effekt av overføring via Stemmatjørni kan være at rejevtvannet i større grad vil sedimentere i det eneste store grunne området som finnes i Ulvvatnet. Hele den nordligste vika, der elva fra Stemmatjørni renner ut, er grunnere enn 20 meter og den biologiske aktiviteten der vil være høyere enn i de kalde og mindre produktive dypvannsområdene i Ulvvatnet. Dette kan føre til raskere og større oppkonsentrering av miljøgifter fra rejevtvannet i næringskjeden i Ulvvatnet, noe som øker bioakkumuleringspotensialet.

Selv om en kjenner konsentrasjon og sammensetning av kjemikaliene som er i bruk, så vet en ikke i hvilke form de vil foreligge i i rejevtvannet og heller ikke hvilke form og hvilke forandringer som vil kunne skje når de slippes til Ulvvatnet med de vannkjemiske betingelsene som er der. Et stoff kan være sterkt skadelig i en type forbindelse men helt uskadelig i en annen forbindelse. Og hvilke forbindelse stoffet vil foreligge i er resultat av en komplisert sammenheng mellom både kjemiske og

fysiske forhold. Dette er en generell problemstilling ved vurderinger av utslipp i flere sammenhenger (SFT 2000), og dersom en skal gjøre nærmere vurderinger må en inn på økotoksikologiske tester av det aktuelle utslippsvannet. Dette ligger ikke innenfor dette prosjektet, og ansees ikke nødvendig å gjennomføre dersom rejevtvannet ledes direkte ut i Ulvvatnet.

Det er imidlertid klart at konsentrasjonene av potensielt skadelige stoffer vil være betydelig høyere like ved selve utslippspunktet. Men utslippet vil kunne blandes med vannet i innsjøen avhengig utslippsstrålens fart og dybde. Et dykket utslipp med stor strålehastighet (jetstråle) kan f.eks. føre til en initialfortynning på hundre ganger. Dersom avløpsvannet renner langsomt ut i overflatevannet, kan initialfortynning bli liten. I tillegg til fortynning kan stoffkonsentrasjonene i utslippet reduseres ved å inngå i fysiske, kjemiske og biologiske prosesser. Vanlige prosesser er nedbrytning og sedimentasjon. Enkelte stoffer som adsorberes på partikler får et spredningsforløp som er avhengig av partikkelkonsentrasjon og sedimentasjonsforløpet til partiklene. F.eks. vil tungt nedbrytbare komponenter som adsorberes på partikler (f.eks. fettløselige miljøgifter) etter hvert havne i sedimentene. Sedimentene utgjør det endelige lagringsstedet i naturen for vanskelig nedbrytbare kjemiske forbindelser, og med de store dybdene i Ulvvatnet utgjør sedimenterte stoff en liten risiko.

VEDLEGGSTABELLER

Vedleggstabell 1. Analyseresultater av fem prøver av rejeftvann ved Kismul vannrenseanlegg i juni 2005. Data fra Bergen kommune.

Parameter	Enhet	2.6.05	7.6.05	9.6.05	14.6.05	16.6.05
Surhet	pH	8,1	8	8	7,9	8
Konduktivitet	mS/m	17,5	18,3	17,3	17,6	17,3
Turbiditet	FTU	117	10,5	2,62	13,1	12,09
Fargetall	mg Pt /l	6	8	7	7	6
Aluminium, Al	µg/l	490	2710			
Jern	µg/l	11	40	80	26	

Vedleggstabell 2. Analyseresultater av sju prøver av rejeftvann ved Kismul vannrenseanlegg i perioden juli 2005 til mars 2006. Data fra Bergen kommune.

Parameter	Enhet	28.6.05	13.9.05	1.11.05	1.11.05	1.11.05	20.2.06	6.3.06
Surhet	pH	7,9	6,9	7,7	7,3	7,3		
Konduktivitet	mS/m	16,6	14,1	14,3	14,3	14,2		
Turbiditet	FTU	4,50	5,3					
Fargetall	mg Pt /l	13	3	8	6	6		
TOC	mg C/l						2,6	4
Alkalitet, pH 4.5	mmol/l	1,13	0,81		0,82	0,81		
Aluminium, Al	µg/l	3480		65	830	3480		
Arsen, As	µg/l						< 1	< 1
Bly, Pb	µg/l	<5	0,81		0,82	0,81		
Kadmium, Cd	µg/l	<0.5	< 5	< 10	< 10	< 10		
Kalsium, Ca	mg/l	30.6	22,3	23,3	23,1	22,9		
Kobolt, Co	µg/l	<1	<1	< 1	< 1	< 1		
Kobber, Cu	µg/l	<1	<1	< 1	< 1	< 1		
Krom, Cr	µg/l	<1	< 1	< 1	< 1	< 1		
Kvikksølv, Hg	µg/l	<0,002	0,014		0,016	0,1		
Nikkel, Ni	µg/l	<1					3	< 1
Zink, Zn	µg/l	5	6	5	11	10		

LITTERATUR

- AMUNDSEN, C.A, SNILSBERG, P., TURTUMØYGARD, S. & STUBBERUD, H. 2004
Sammenstilling av resultater fra screeninganalyser av sigevann fra avfallsfyllinger.
Jordforsk rapport nr. 107/04
- BERGEN KOMMUNE 1999
Undersøkelse av drikkevannskvalitet i Bergen,- en gjennomgang av fysiske/kjemiske parametre.
Bergen kommune, Teknisk utbygging. Drikkevannsrapport nr.1/1999, 28 sider + vedlegg.
- BERGEN KOMMUNE 2004
Drikkevannskvalitet i Bergenkommune.- Årsrapport 2004
Bergen kommune, Byutvikling. Drikkevannsrapport nr.1/2005, 57 sider + vedlegg.
- BJØRKLUND, A., G.H.JOHNSEN & A.KAMBESTAD 1994
Miljøkvalitet i vassdragene i Bergen, status 1993.
Rådgivende Biologer, rapport 110, 156 sider. ISBN 82-7658-024-6
- BJØRKLUND, A.E., G.H.JOHNSEN OG E.BREKKE 2006.
Vannkvalitet i Ulvvatnet i Bergen 2005.
Rådgivende Biologer AS. Rapport nr 881, 20 sider, ISBN 82-7658-462-4
- FOLKEHELSEINSTITUTTET 2006-04-26
Vannforsyningens ABC
<http://www.fhi.no/artikler/?id=46542>
- FORSETH, B., HALVORSEN, G.A., UGEDAL, O., FLEMING, I., SCHARTAU, A.K.L., NØST, T., HARTVIGSEN, R., RADDUM, G., MOOIJ, W. & KLEIVEN, I. 1997
Biologisk status i kalka innsjøer.
NINA Oppdragsmelding 508: 1-52, 52 sider. ISBN 82-426-0871-7.
- HOLTAN, H., & S.O. ÅSTEBØL 1990.
Håndbok i innsamling av data om forurensningstilførsler til vassdrag og fjorder. Revidert utgave.
NIVA-JORDFORSK rapp nr 2510, 53 sider. ISBN 82-577-1818-1.
- HUUSE, A. mfl. 1999.
Kjemikaliebruk i utbygging og drift av samferdselsanlegg.
SFT rapport 99:22, TA 1687, 42 sider. ISBN-nummer 82-7655-189-0
- JOHNSEN, G.H., S.ANDERSEN & P.J.JAKOBSEN 1985.
Indre gjødsling i ferskvann, et problem for mæroppdrett.
Norsk Fiskeoppdrett nr 4-1985, side 26
- KÄLLQVIST, T., VIK, E.A., WEIDEBORG, M. og MOLVÆR, J. 1997:
Miljørisikovurdering ved bruk av Rhoca-Gil som injeksjonskjemikalie i Romeriksporten.
Aquateam rapport 97-151, 22 s.
- NATURVÅRDSVERKET 2003
Metaller i sjöar og vattendrag
<http://www.naturvardsverket.se/index.php3?main=/dokument/lagar/bedgrund/sjo/sjodok/sjomet.html>
- RAIS (The Risk Assessment Information System) 2005
<http://rais.ornl.gov/>
- ROSSELAND, B.O., P.JACOBSEN & M.GRANDE 1992
Miljørelaterte tilstander.
Side 279-287 i: T.T.Poppe (red.): Fiskehelse, Sykdommer, Behandling, forebygging.
John Grieg Forlag, 422 sider
- SFT 1997
Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.
Statens forurensningstilsyn - veiledning nr. 97:04. ISBN 82-7655-368-0, 31 sider.

SFT 2000

Økotoksikologisk risikovurdering.

SFT-rapport 1750/2000

STATENS ARBEIDSMILJØINSTITUTT, 1995

Kriteriedokument for akrylamid, CAS No 79-06-1

SFTs og Ats faggruppe for identifisering av kreftfremkallende stoffer.

SVERDRUP, L., E.A. VIK, M. WEIDEBORG, A. KELLEY, C. FÜRST, T. KÄLLQUIST,
J. MOLDVÆR, K. ØDEGÅRD, 1999

SLUTTRAPPORT. Utslipp knyttet til bruk av kjemiske injeksjonsmidler i Romeriksporten.

Aquateam AS, rapport nr. 99-010, 57 sider.