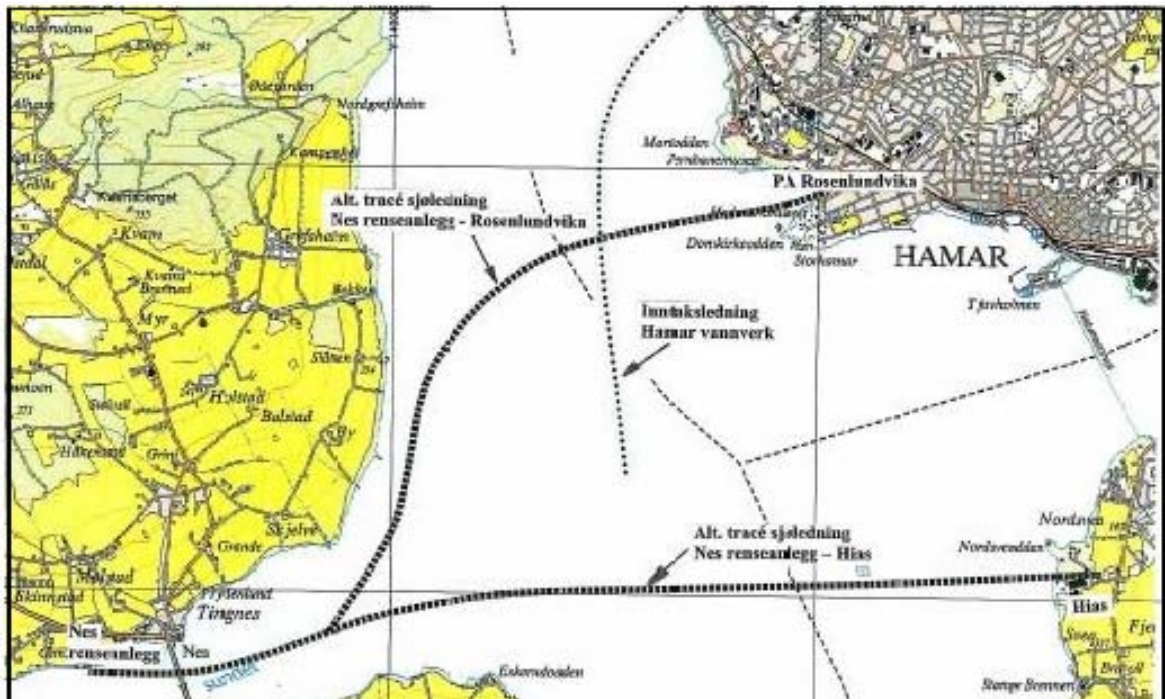




RAPPORT LNR 5466-2007

Valg av trasé for avløpsledning over Furnesfjorden i Mjøsa

Sårbarhetsanalyse ved bruk
av strøm- og spredningsmodeller



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

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

Tittel Valg av trasé for avløpsledning over Furnesfjorden i Mjøsa. Sårbarhetsanalyse ved bruk av strøm- og spredningsmodeller.	Løpenr. (for bestilling) 5466-2007	Dato 5. september 2007
	Prosjektnr. Undernr. 27217	Sider Pris 67
Forfatter(e) Torulv Tjomsland, Ingun Tryland, Roar Brænden og Jarl Eivind Løvik	Fagområde Drikkevann	Distribusjon Fri
	Geografisk område Hedmark	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Ringsaker kommune	Oppdragsreferanse Fredrik Bjørge
---------------------------------------	-------------------------------------

Sammendrag

Ringsaker kommune har et avløpsrenseanlegg på Nes med utslipp i Nessundet mellom Nes og Helgøya. Som et alternativ til rehabilitering/oppgradering vurderes renseanlegget nedlagt og erstattet av en sjøledning til HIAS. Rapporten, som omhandler valg av ledningstrasé ut fra miljømessige konsekvenser av brudd på rørledningen, er basert på strøm- og spredningsmodeller. I følge simuleringene vil en gunstig trasé være på bunnen langs Neslandet på ca. 40 meters dyp til minst en kilometer nord for vanninntaket til Hamar vannverk og deretter over Furnesfjorden til Hamar. Dette vil føre til at en størst mulig del av ledningen ligger mellom 40 og 120 meter hvilket anses som optimalt for å unngå å påvirke vannverksinntakene og overflatevann. En "optimal" løsning ut fra miljøhensyn vil være å legge en flyteledning mellom 40 og 120 meter under overflaten fra Nessundet direkte til HIAS. Dersom det skulle oppstå et brudd vil det være et alternativ å koble bort sjøledningen og slippe kloakken ut i Nessundet i den ledningen som blir brukt i dag. En bedre løsning vil være å forlenge denne utslippsledningen utover i Mjøsas hovedbasseng til 40 meters dyp.

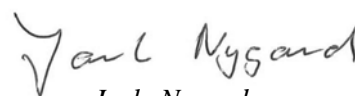
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Vannverk Vannkvalitet Strøm- og spredningsmodeller Mjøsa 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Water work Water quality Current- and dispersion models Lake Mjøsa
--	--



Torulv Tjomsland
Prosjektleder



John Rune Selvik
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

Norsk institutt for vannforskning

Oslo

**Valg av trasé for avløpsledning
over Furnesfjorden i Mjøsa**

Sårbarhetsanalyse ved bruk
av strøm- og spredningsmodeller.

Oslo 5. september 2007

Prosjektleder: Torulv Tjomsland
Ingun Tryland
Roar Brænden
Jarl Eivind Løvik

Forord

Arbeidet er utført av Norsk institutt for vannforskning etter oppdrag for Ringsaker kommune.

Prosjektet har blitt justert underveis per telefon og arbeidsmøter med oppdragsgiver. Vi takker spesielt Fredrik Bjørge, som har vært kontaktperson for Ringsaker kommune, for inspirerende og nyttig samarbeid.

Torulv Tjomsland har utført simuleringene. Ingun Tryland har bidratt med vurderinger av hygienisk forhold. Jarl Eivind Løvik har vurdert algedata og skaffet til veie tilførselsdata fra Mjøsa og tilløpselvene mm. Roar Bränden har utført GIS bearbeidinger for å utnytte digitalt dybdekart til bruk i modellene.

Oslo, 5. september 2007

Torulv Tjomsland

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	11
1.1 Mål	11
1.2 Områdebeskrivelse	11
1.3 Metode	12
2. Simulert spredning i Mjøsa 2004-2006	13
2.1 Modellbeskrivelse	13
2.2 Simuleringer	14
3. Strøm og spredning i overflatelagene	43
3.1 Modell	43
3.2 Resultater	43
3.3 Diskusjon	46
4. Diskusjon og konklusjoner	59
4.1 Hva kan avløpsvann inneholde og hvor mye kan tolereres Indikatorbakterier og sykdomsfremkallende mikroorganismer i avløpsvann	59
4.2 Hvordan kan valg av trasé for å redusere mulig forurensning av Mjøsa	61
4.3 Konklusjoner	64
5. Referanser	66

Sammendrag

Innledning

Rapporten er utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning etter oppdrag fra Ringsaker kommune.

Ringsaker kommune har et avløpsrensaneanlegg på Nes med utslipp i Nessundet mellom Nes og Helgøya. Som et alternativ til rehabilitering/oppgradering vurderes rensaneanlegget nedlagt og erstattet av et overføringsanlegg med pumpestasjon og sjøledning til HIAS, **Figur 1**.

Målet med denne rapporten var å velge en sjøledningstrasé ut fra miljømessige hensyn. Vi ønsket å avklare miljømessige konsekvenser av brudd på sjøledningen. Dette gjaldt særlig i forhold til vannverkene som har Mjøsa som råvannskilde og bruk av innsjøen til rekreasjon.

Konsekvensene av brudd på rørledningen er basert på strøm- og spredningssimuleringer med matematiske modeller. Vi har lagt vekt på hygieniske forhold, dvs. spredning av bakterier, virus og parasitter. Vi har prøvd å simulere ”i verste fall” situasjoner. Koliforme bakterier ble redusert ved død til omkring 1/10 i løpet av 5 dager. Noen virus og parasitter kan holde seg levende svært lenge. I modellen har vi antatt at disse er konservative, dvs at de kun ble redusert ved fortykning i vannmassene.

Simulerte resultater og diskusjon

Vannverk

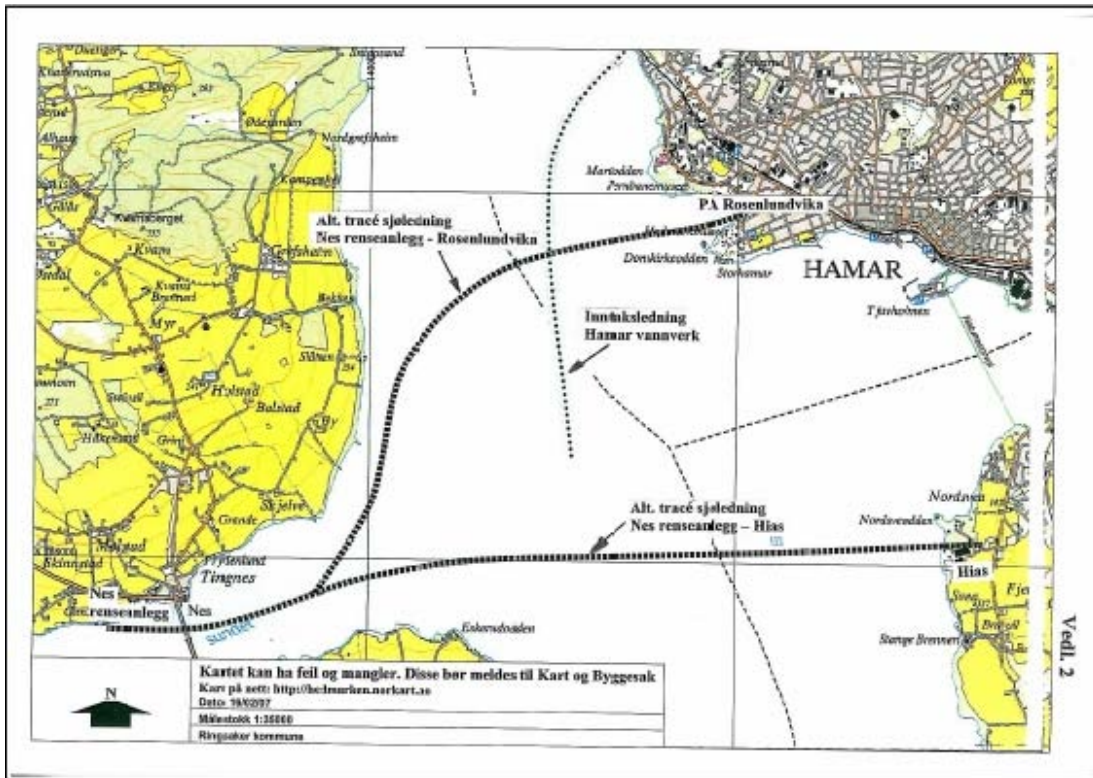
For vannverkene i Hamar, Brumunddal og til dels også Stange var det i følge simuleringene viktigere å holde ”trygg” vertikal avstand mellom lekkasje og vanninntak enn horisontal avstand. I alle fall for konservative stoffer. Lekkasje mellom 0 og 120 meter var mest gunstige for Hamar og Stange vannverk. Konsentrasjonene av konservative stoffer ble da under 10 per 100 ml, dvs. over 100 000 ganger fortyknet. For koliforme bakterier ble konsentrasjonene redusert ytterligere over 100 ganger. For Hamar vannverk økte påvirkningen svakt ved økende dyp til omkring 140 meter (13 per 100 ml), deretter mer markert ved utslipp på 160 og 180 meters dyp (ca. 20 og 30 per 100 ml). Bruk av en 2-dimensjonal modell bidrar til en for god fortykning i den første fasen av spredningsforløpet. Simulerte ”verste fall verdier” for vanninntaket til Hamar vannverk kan følgelig være for lave ved lekkasje med kort horisontal avstand fra vanninntaket. Dersom temperaturene til avløpsvann og innsjøvann avviker fra det virkelige tilfellet, kan dette påvirke innlagringsnivået. Dette forsterker behovet for å legge ledningen høyere enn 140 meter. For sikkerhets skyld anbefaler vi å legge ledningen høyere enn 120 meter og med en avstand på minst 1 km fra vanninntaket.

For det industrielle vannverket i Brumunddal ble påvirkningen fra et konservativt stoff sterkest ved lekkasje på 80 til 160 meters dyp avhengig av utslippets avstand fra vannverket. Karakteristiske maksimumsverdier var mellom 100 og 150 per 100 ml. For koliforme bakterier var verdiene noe over 1 og i liten grad avhengig av lekkasjedyp.

For de øvrige vanninntakene var konsentrasjonene omkring 10 per 100 ml for konservative stoffer og 0,1 per 100 ml for koliforme bakterier. Det var liten forskjell på hvor lekkasjene kom fra, dvs. at valg av rørledningens plassering hadde liten betydning.

Påvirkningen vil være minst om sommeren og størst i perioder med vertikal sirkulasjon i vannmassene utover høsten og vinteren før islegging.

De konsentrasjonene som vi i følge simuleringene kan forvente å finne i vannverksinntakene av ulike stoffer som kan forekomme i kommunalt avløpsvann er små, i alle fall om dette er eneste forurensende kilde. Dersom en sporadisk påvirkning fra lekkasje kommer i tillegg til andre kilder kan dette eventuelt bidra til å overskride grensen for bruk av resipienten som barriere.



Figur 1. Eksempler på mulige trasévalg.

Overflatevann

I hvilken grad kan lekkasjene forventes å påvirke overflatevannet som blir brukt til private vannverk, jordbruksvanning, bading og annen rekreasjon?

Lekkasje på dypt vann, dvs. dypere enn 40 meter, får liten betydning for overflatevannet eventuelt unntatt i sirkulasjonsperiodene. Det ble sjeldent konsentrasjoner over 10 koliforme bakterier per 100 ml. Ved utslipp i overflaten kan påvirkningen bli større.

Vi antar at lekkasjene vil bli av lang varighet, særlig på vinterstid når Mjøsa er islagt. I gunstigste årstid vil en reoperasjon kunne utføres innen en periode på 1-2 måneder avhengig av bruddstedets dybde. Simuleringene er ment å representere en i verste fall situasjon for stoffer med langsom nedbrytning. Varierende vindretning og vindstyrke vil rimeligvis spre stoffet

over et større areal og dermed gi lavere konsentrasjoner innen de yttergrensene som simuleringene viser.

Om lekkasjen skjedde i overflaten nær land ved Hamar, ville kloakkvannet kunne spres i alle retninger avhengig av vindretningen. Konsentrasjonene ville etter noen få kilometer forventes å bli under 10 koliforme bakterier per 100 ml i overflaten. I følge simuleringene ble kloakkvann, som lekket ut under sprangsjiktet på omkring 20 meter, spredt videre på dypt vann uten å nå overflaten. Dette bør være et realistisk scenarium sommerstid. Temperaturen på lekkasjevannet vil da være kaldere enn overflatevannet slik at det i stor grad vil synke ned til under overflaten. Dette er gunstig med hensyn til badeaktivitet i Hamarområdet og inntak av vann i overflaten. Vi kan her ikke se helt i bort fra at spesielt sterke vinder mot sørvest kan resultere i fralandsstrøm og tilstrekkelig sterke oppadrettede strømmer langs land til at overflaten kan bli påvirket. Om våren, utover høsten og til dels om vinteren vil lekkasjer i overflaten eller nær overflaten i større grad forventes å bli spredt nær overflaten. Ved sterk pålandsvind vil stoffet spres nedover til større dyp.

På vestsiden av Furnesfjorden gjelder det samme som på "Hamar siden". Om sommeren vil lekkasjer i overflaten synke ned og spres under sprangsjiktet. I resten av året kan spredningen i større grad finne sted nær overflaten. Ved sterk fralandsstrøm, som følge av vinder mot nordøst, kan oppoverrettede strømmer langs land likevel føre lekkasjevann til overflaten også om sommeren.

Den følgende beskrivelse av lekkasjer i Nessundet representerer urensset utslipp i dagens avløpsledning. Konsentrasjoner av koliforme bakterier vil i følge simuleringene, med unntak av i selve sundet, bli under 10 per 100 ml., dvs. en reduksjon av utgangskonsentrasjonen på mer enn 100 000 ganger. Lekkasjer i overflaten i Nessundet vil ha varierende spredningsforløp avhengig av vindretningen. Spesielt gir vind mot nord og nordøst spredning til Furnesfjorden. Vind mot vest og nordvest forventes å gi spredning vestover og nordover i Mjøsas hovedbasseng. Vind mot sørøst og sør gir stor opphopning av stoff i Nessundet og moderat spredning sørover i Mjøsas hovedbasseng. Også vind mot norvest kan gi stor opphopning av stoff i Nessundet. Om sommeren vil det også her forventes at lekkasjer i overflaten vil dukke ned mot bunnen. Imidlertid er omtrent hele sundet grunnere enn 20 meter og store deler grunnere enn 10 meter. Vi kan forvente konsentrasjoner på mellom 10 og 100 koliforme bakterier per 100 ml hele året og større enn dette ved vind som gir liten vannutskiftning. Vi må da regne med at kravet til godt badevann på 100 koliforme bakterier per 100 ml vil kunne bli overskridet.

Alternativt utlippsledning til 40 meters dyp

Dagens utlippsledning kan opprettholdes og brukes som et alternativt utlippspunkt i stedet for å la eventuelle lekkasjer skje i ledningen over Furnesfjorden. Dersom dagens utlippsledning blir forlenget utover i Mjøsas hovedbasseng til 40 meters dyp vil overflatevannet kun forventes å bli påvirket i sirkulasjonsperiodene sent på høsten/vinter og om våren, og da med betydelig fortykning. Vi forventer at konsentrasjoner i overflatelaget da sjelden vil bli over 10 koliforme bakterier per 100 ml. Om sommeren vil overflatevannet

tneppe bli påvirket. Konsentrasjoner av konservative stoffer blir av samme størrelse nær utslippspunktet. Spredningen vil overveiende skje i Mjøsas hovedbasseng, dvs. i liten grad via Nessundet til Furnesfjorden.

Vanninntaket til Nes vannverk ligger like utenfor utslippet i Nessundet. Simuleringen som dekket tre års kontinuerlige tilførsler hadde maksimumverdiene 10 og 0,3 mg/100 ml for henholdsvis konservativt stoff og koliforme bakterier, **Tabell 2** og **Tabell 3**. Utslipp av noen måneders varighet vil følgelig få mindre effekt for stoffer med lang levetid. Det store inntaksdypet på 292 m synes å være en effektiv hindring. Påvirkningen vil inntreffe i sirkulasjonsperiodene. Om sommeren vil påvirkningen i følge simuleringene neppe bli målbar. Dersom utslippsdypet endres til 40 meter, bør dette ikke endre denne situasjonen.

Tiltak ved brudd

Dersom det skulle oppstå et brudd vil det være et alternativ å koble bort sjøledningen og slippe kloakken ut i Nessundet i den eksisterende ledningen. Dersom bruddet skjer på dypt vann (dypere enn 40 m), vil den beste løsningen sannsynligvis være å la lekkasjene fortsette der inntil bruddet lar seg reparere. Dersom analyser av inntaksvannet til spesielt Hamar vannverk likevel skulle vise for høye verdier kan Nessundet være et alternativ. Dersom bruddet skjer nær overflaten, og da spesielt om sommeren, må man ut i fra lokalkunnskap avgjøre hvor lekkasjene er minst ønskelige. En sikker løsning i Nessundet vil være å forlenge dagens rørledning til den når ca. 40 meters dyp, dermed vil overflatevannet sannsynligvis bli påvirket i ubetydelig grad, i alle fall i perioder med stabile vannmasser slik vi har det om sommeren.

Et brudd på ledningen vil kunne registreres umiddelbart. Det vil imidlertid ta tid før selve bruddstedet blir lokalisert. Følgelig vil det være behov for å gjøre et valg uten å vite hvor bruddstedet er. Valg av utslipp i dagens ledning i Nessundet vil også ha kjente konsekvenser, men ha større negative effekter for overflatevannet der dette måtte bli transportert. Dersom man velger å ikke gjøre noe, dvs. lar lekkasjene fortsette på bruddstedet, vil konsekvensene være mer usikre. Dette kan både være bedre og dårligere enn å lede utslippet til Nessundet avhengig av bruddsted og hvor man anser påvirkningene som mest uheldige. I de fleste tilfellene vil det være bedre å la lekkasjene fortsette på bruddstedet. Dersom sporadisk påvirkning av dypvanninntakene til først og fremst Hamar vannverk gis absolutt prioritet, bør lekkasjevannet ledes til Nessundet.

En sikker og alltid god løsning ved brudd, vil være å forlenge dagens ledning i Nessundet til 40 meters dyp. Vi forventer da at overflatevannet og vanninntakene kun vil bli påvirket i sirkulasjonsperiodene.

Eutrofiering-algevekst

Vi har så langt lagt vekt på hygieniske forhold som anses som viktigst i denne sammenhengen. Vi skal her kort gi noen kommentarer til hvordan lekkasjene kan påvirke eutrofieringsforhold, dvs. uønsket stor algevekst. Økte næringssalter og da spesielt fosfor vil

føre til økt algevekst dersom lys og temperaturforhold er gunstige. Skjer lekkasjene i overflatevannet om sommeren, vil dette føre til økte algekonsentrasjoner. I Furnesfjorden var midlere klorofyll konsentrasjoner i vekstsesongen 2006 2,7 µg kla/l. I følge SFT klassifiseringssystem resulterer dette i tilstandsklasse 2 God (SFT 1997). Målsetningen er 2,0 µg kla/l, noe som tilsvarer tilstandsklasse 1 Meget god. Følgelig at det ikke ønskelig med ytterligere tilførsler av næringsstoffer. Dette er en ekstra grunn til å holde lekkasjene på dypt vann inntil bruddet lar seg reparere. En forlenging av dagens utslippsledning i Nessundet mot Mjøsas hovedbasseng vil være en god løsning. Påvirkning av algeveksten som følge av en lekkasje isolert sett vil neppe være målbar. De hygieniske aspektene vil være langt viktigere.

Vi skal også se litt på hvilke eutrofieringseffekter vi kan forvente oss i Nessundet ved ulike utslippsalternativer. De hygieniske forholdene blir i dag i følge den årlige overvåkingen karakterisert som god (Løvik 2007). Dette gir en indikasjon på virkningen av renseanleggets utslipp også for fosfor. Det er ikke utført målinger av fosfor og alger i selve sundet. Vi antar at forholdene er sammenliknbare med nærliggende stasjon i Mjøsas slik at tilstanden kan karakteriseres som god. Ved å lede dagens utslipp til HIAS reduseres fosforinnholdet og dermed algeveksten. Ved å lede dagens utslipp til HIAS reduseres fosforinnholdet og dermed algeveksten. Forskjellene vil neppe bli målbare. Midlere innhold av total fosfor i råvannet til Nes renseanlegg er målt til noe over 10 mg/l, dvs. 1000 ganger høyere enn hva som anses som god vannkvalitet. Dersom lekkasjene overføres til Nessundet om sommeren i perioder med svak vannutskiftning, vil det være fare for lokal en oppblomstring alger. Dersom dagens utslippsledning forlenges til 40 meters dyp, vil påvirkningen neppe bli merkbar.

Konklusjoner

Lekkasjer som skjer på dyp ned til 120 meter vil i liten grad påvirke vanninntakene. For de mest sentrale vannverksinntakene gir en slik plassering av ledningen maksimumskonsentrasjoner av henholdsvis koliforme bakterier og konservative stoffer på omkring 0,1 og 10 per 100 ml.

Lekkasjer grunnere enn 20 meter kan ha negative effekter på inntaksvann til private vannverk, jordvanning og til dels bading. Karakteristiske verdier for koliforme bakterier kan være over 100 per 100 ml etter noen hundre meters spredning og under 10 per 100 ml noen kilometer fra utslippspunktet. Relativt kaldt avløpsvann vil om sommeren dukke ned og i liten grad komme helt til overflaten. Dette er gunstig med hensyn til bading.

Ved brudd på ledningen mellom 40 og 120 meters dyp, vil inntakene til de kommunale vannverkene og bruk av overflatevann til private vannverk, jordvanning, bading m.m. i liten grad bli påvirket.

En gunstig trasé for rørledningen vil være på bunnen langs Neslandet til minst en kilometer nord for vanninntaket til Hamar vannverk og deretter over Furnesfjorden til Hamar. Det sikreste er å legge ledningen mellom 40 og 120 meters dyp.

En ledning direkte fra Nessundet til HIAS langs bunnen vil fortrinnsvis ligge mellom 100 og 200 meters dyp. Dermed vil Hamar vannverk og til dels andre vannverk bli mer påvirket ved brudd på ledningen.

En god løsning ut fra forurensningsmessige betraktninger vil være en å legge en flyteledning under overflaten mellom 40 til 120 meter direkte fra Nessundet til HIAS. Vi ser her bort i fra praktiske problemer ved legging, reparasjoner ved brudd m.m.

Dersom det skulle oppstå et brudd vil det være et alternativ å koble vekk sjøledningen og slippe avløpet ut i Nessundet i den eksisterende ledningen. Dersom bruddet skjer mellom 40 og 120 meters dyp vil den beste løsningen være å la lekkasjene fortsette der inntil bruddet lar seg reparere. Dersom man ikke vet hvor bruddet er, er det størst sjanse for at den beste løsningen er å la lekkasjene fortsette på bruddstedet. Dersom sporadisk påvirkning av dypvanninntakene til først og fremst Hamar vannverk gis absolutt prioritet, bør lekkasjevannet ledes til Nessundet.

En god løsning vil være å forlenge dagens rørledning i Nessundet utover i Mjøsas hovedbasseng til 40 meters dyp. Vi forventer da at overflatevannet og vanninntakene kun vil bli påvirket i sirkulasjonsperiodene.

1. Innledning

1.1 Mål

Ringsaker kommune har et avløpsrenseanlegg på Nes med utslipp i Nessundet mellom Nes og Helgøya. Som et alternativ til rehabilitering/oppgradering vurderes renseanlegget å legges ned og erstattes av et overføringsanlegg med pumpestasjon og sjøledning til HIAS. Aktuelle trasévalg kan være over Furnesfjorden til Hamar eller direkte ledning til HIAS renseanlegg, **Figur 1**.

Målet med denne rapporten var å velge en sjøledningstrasé ut fra miljømessige hensyn. Vi ønsket å avklare miljømessige konsekvenser av brudd på sjøledningen. Dette gjaldt særlig i forhold til vannverkene som har Mjøsa som råvannskilde og bruk av innsjøen til rekreasjon.

1.2 Områdebeskrivelse

I sundet mellom Nes og Helgøya er dybdene mindre 20 m. En rørledning langs bunnen fra Nessundet direkte til HIAS vil overstige 200 meters dyp. På tvers av Furnesfjorden mot nordre deler av Hamar er de dypeste delene i overkant av 100 m, **Figur 2**.

I prosjektet ble det tatt spesielt hensyn til de vannverkene som er listet opp i **Tabell 1**. Inntakene ligger på meget dypt vann. I tillegg finnes det flere private vannverk og anlegg brukt til jordbruksvanning med inntak nær overflaten. Vi merker oss at inntaket til Hamar vannverk, på 145 meters dyp, ligger i det aktuelle traséområdet.

Renseanlegget på Nes har vannføring på ca. 10 l/s. Det er forutsatt overføringsledning med en innvendig diameter på 181,6 mm.

Tabell 1. Vannverk som var med i undersøkelsen

Navn Vannverk	Inntaksdyp,m m	Vanninntak l/s	UTM_vest sone33	UTM_nord sone33	Modell nr	Modell segment
Moelv	67	60	265160	6765093	1	7
Gjøvik	195	150	265849	6749613	2	9
Ind.vannverk Gjøvik	200	100	266979	6748553	3	10
Nes	292	25	276180	6741675	4	11
Østre Toten kom	195	150	276082	6737817	5	12
Ind.vannverk_Brumunddal	40	50	278900	6755300	6	23
Hamar	145	200	282880	6744100	7	35
Stange	180	125	287097	6734797	8	13

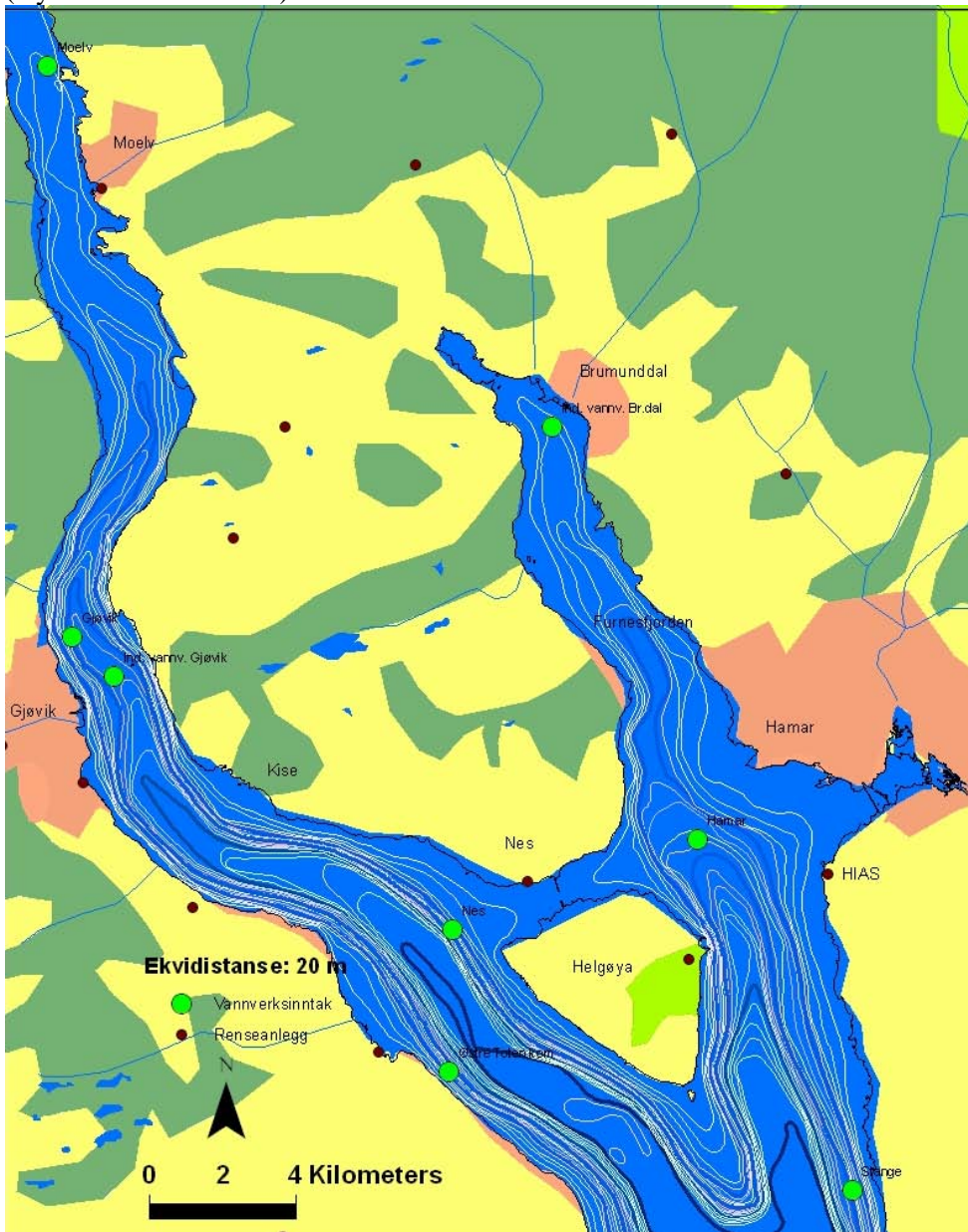
1.3 Metode

De miljømessige konsekvensene av brudd på rørledningen er basert på strøm- og spredningssimuleringer med matematiske modeller.

På store dyp og for tidsperioder som strekker seg over flere årstider har vi benyttet den 2-dimensjonale vannkvalitetsmodellen CE-QUAL_W2. Denne modellen tar blant annet hensyn til sirkulasjon i vannmassene som følge av klimatiske årstidsvariasjoner.

For en mer detaljert beskrivelse over kort tid av spredning av stoff som slippes ut i overflaten, dvs. i sundet mellom Nes og Helgøya og langs land nær Hamar, ble det i tillegg benyttet en 3-dimensjonal strøm- og spredningsmodell.

Figur 2. Oversiktskart med angivelse av vannverksinntak og lokalisering av renseanlegg (Dybdekart: kilde NVE).

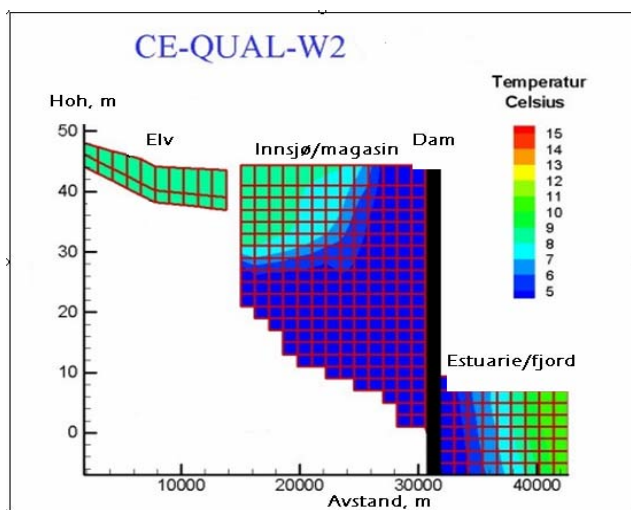


2. Simulert spredning i Mjøsa 2004-2006

2.1 Modellbeskrivelse

Modellen CE-QUAL-W2 er blant de mest avanserte og mest benyttede modeller i verden for å beskrive vannkvalitet. Den blir jevnlig videreutviklet av US Army Corps of Engineers og Portland Universitet (Cole, Thomas M. Wells Scott A. 2002). Modellen beregner strøm, temperatur, is, oksygen, pH, partikler, vannkjemi, bakterier, organisk stoff, alger utveksling med sedimenter mm., og er godt egnet til bla. vannkvalitetsstudier. Modellen er 2-dimensjonal (lengde-dyp) og passer derfor bra for elver og langstrakte innsjøer og fjorder med like forhold på tvers av lengderetningen, **Figur 3**. Ulike modellerte enheter (del av elv, del av innsjø, del av fjord osv.) kan kobles sammen og simuleres samtidig slik at modellen langt på vei kan sies å være 3-dimensjonal. Modellen tar hensyn til dammer med ulike utløpsanordninger, tunneloverføringer, pumping, tidevann m.m. Nødvendig inputdata er klima (lufttemperatur, relativ fuktighet, vindstyrke, vindretning og skydekning/kortbølget stråling), vannføring, vanntemperatur og vannkjemi i tilløpene, samt utløpsvannføring. Resultatene blir beregnet fremover i tid med tidssteg på noen minutter.

Modellen er testet mot observerte resultater med tilfredstillende resultat ved flere anledninger i Norge. Dette gjelder både temperatur, vannkjemi og algevekst (Tjomsland 2004, Tjomsland og Skulberg 2005 og Oredalen, Rohrlack og Tjomsland 2006, Tjomsland and Skulberg 2007).



Figur 3. Vannkvalitetsmodellen CE-QUAL-W2 beregner resultatene i lengde og dybderetning i elver, innsjøer og estuarer/fjorder

2.2 Simuleringer

Modellen CE-QUAL-W2 ble etablert for hele Mjøsa. I modellen ble innsjøen delt inn i celler, **Figur 4**. I vertikal retning var avstanden en meter. I horisontal retning var disse 1 km i Furnesfjorden og i Nessundet og 5 km i resten av Mjøsa. Resultatene ble beregnet suksessivt framover i tid med tidssteg på noen minutter for perioden 2004-2006. Hver simulering tok nesten ett døgn på datamaskinen.

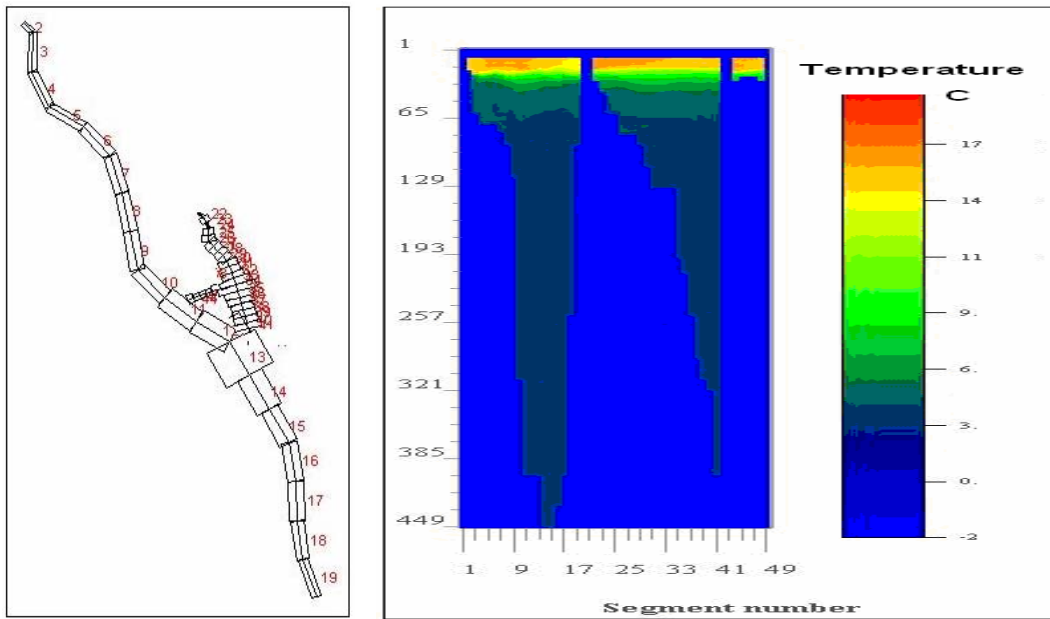
Klimadata ble hentet fra den meteorologiske stasjonen på Kise. Vannføringer og vanntemperatur i Gudbrandsdalslågen kom fra NVEs databaser. Vanntemperaturene i de andre tilløpene ble funnet ved innledende simuleringer med modellen. Vannuttak fra vannverkene var som angitt i **Tabell 1**.

Det ble laget scenarier hvor det ble antatt lekkasjer fra tenkte rørledning fra de deler av Furnesfjorden som ble ansett som aktuelle trasévalg. Spredningsforløpet ble studert både for et konservativt (bestandig) stoff og for koliforme bakterier. Det ble antatt en lekkasjevannføring på 10 l/s med konsentrasjon = 1 mill enheter per volumenhet. For koliforme bakterier blir enheten koliforme bakterier/100 ml. De simulerte utgangskonsentrasjonene for koliforme bakterier anses som normalt i inntaksvann til et renseanlegg. Vi benyttet en decay koeffisient/døsrate for koliforme bakterier på 0,5 /døgn. Dødsraten, som er avhengig av vanntemperaturen, fører til omtrent en halvering etter halvannet døgn og en reduksjon til 1/10 for hvert 5. døgn. Koeffisienten er ment å representere bakterier med gode overlevelsesegenskaper for å være et mål en "i verste fall situasjon". For hvert av de nevnte vannverkene ble det kontinuerlig registrert simulerte konsentrasjoner i inntaksvannet. Temperaturen på lekkasjevannet ble satt lik observerte verdier på HIAS renseanlegg. Dette var i samsvar med enkelte målinger ved Nes renseanlegg.

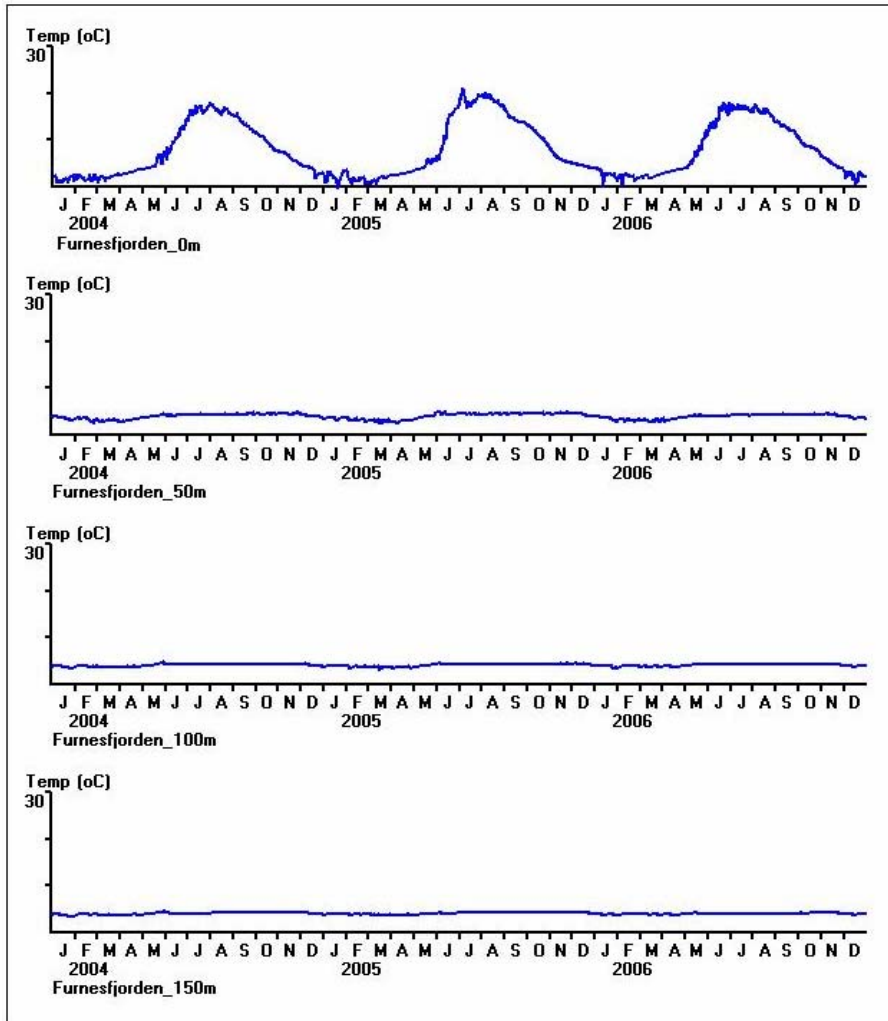
Simulerte resultater er vist i **Figur 5 - Figur 28**.

For koliforme bakterier er konsentrasjonsfordelingen på et gitt tidspunkt et resultat av først og fremst tilførslene siste uke. De kommende konsentrasjonskartene gir følgelig til enhver tid et realistisk bilde av forurensningssituasjonen som kan forventes å oppstå.

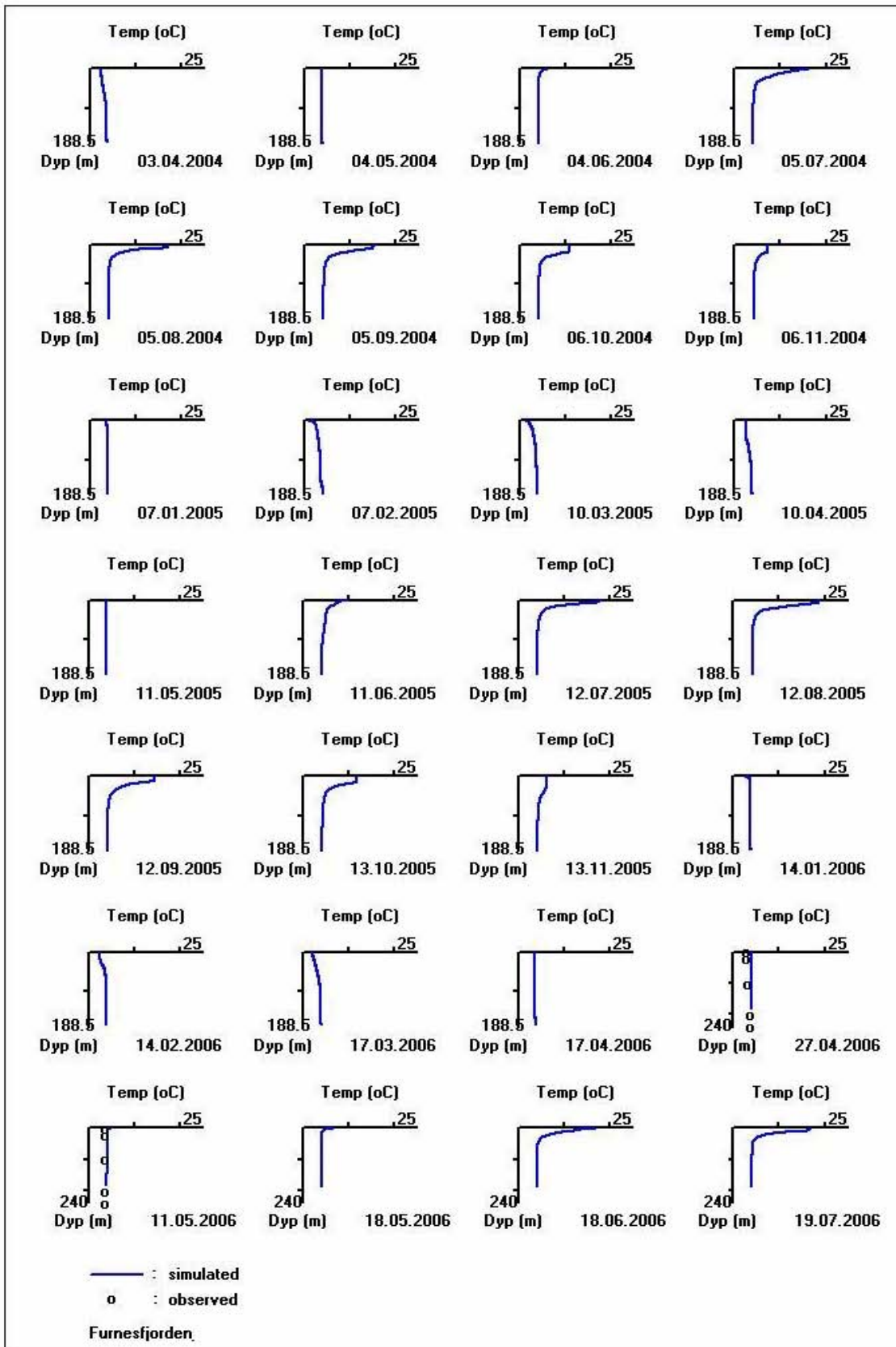
For konservative stoffer representerer konsentrasjonskartene på ett gitt tidspunkt mengden av alt stoff som har lekket ut siden 1. januar 2004 og som ikke har nådd utløpet i Vorma. Vi antar at lekkasjene vil bli av lang varighet, særlig på vinterstid når Mjøsa er islagt. I gunstigste årstid vil en reparasjon kunne utføres innen en periode på 1-2 måneder avhengig av bruddstedets dybde. Dvs. at varigheten vil bli betydelig mindre enn de "verste fall" situasjonene som simuleringene indikerer. Reelle konsentrasjoner vil følgelig bli lavere.



Figur 4. Mjøsa ble i modellen delt inn i beregningselementer. For hver meter i dybderetningen ble innsjøen delt inn i 49 horisontale segmenter. Gren1 strekker seg fra Lillehammer til utløpet i Vormå (segment 2-19), gren2 (segment 22-41) fra innerst i Furnesfjorden til samløpet med gren1 i segment 13, og gren3 er Nessundet (segment 44-48) som kobler sammen segment 11 i Mjøsas hovedbasseng og segment 35 i Furnesfjorden. I Furnesfjorden (gren2) og i Nessundet (gren3) var disse segmentene 1 km lange og i resten av Mjøsa (gren1) 5 km. Til høyre er det vist lengde-dypdeprofil av Mjøsa slik modellen presenterer resultatene grafisk. Merk at hvert segment på figuren fremstilt med lik lengde dvs. ikke avstandsriktig. Utslipp fra Nes rensanlegg ligger ved segment 44 i Nessundet. Inntaket til Hamar vannverk ligger i segment 35 som danner en forlengelsen av Nessundet inn i Furnesfjorden.

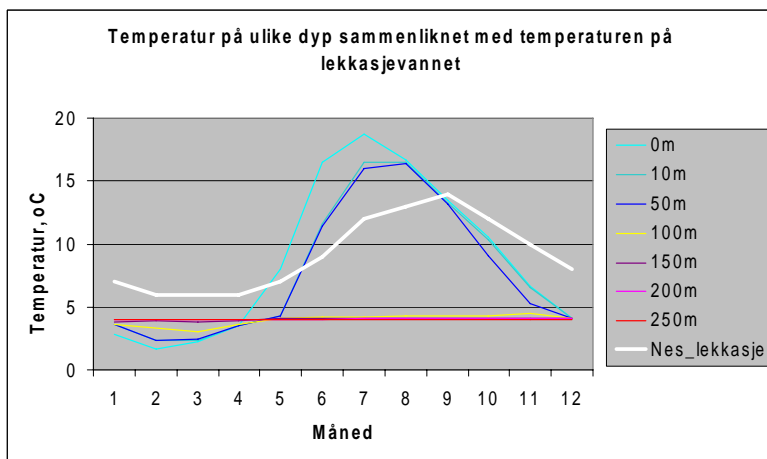


Figur 5. Temperatur i Furnesfjorden ved Hamar. Temperaturen varierte i overflaten mellom 0 og 23 °C. Med økende dyp ble temperaturene hele året nær 4°C som er den temperaturen hvor vannet har størst tetthet.



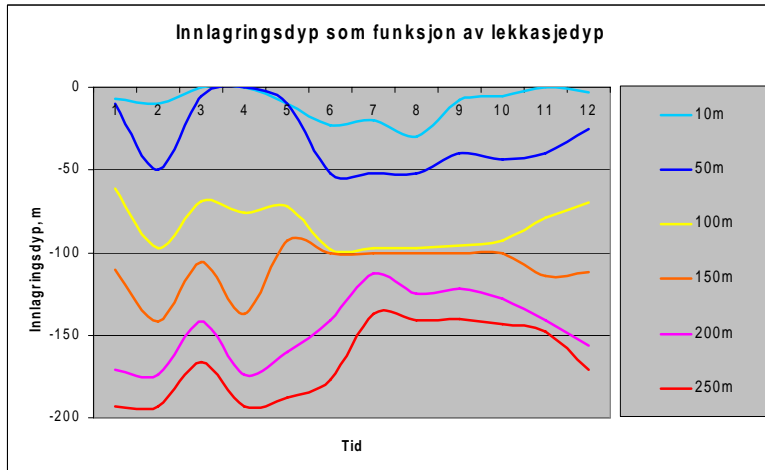
Figur 6. Temperatur i Furnesfjorden ved Hamar.

Ved et par anledninger hvor det fantes observerte temperaturer viste disse bra samsvar med simulerte verdier, **Figur 6**. Det er karakteristisk med varmt overflatevann om sommeren. De store tetthetsforskjellene i sprangsjiktet motvirker vertikale bevegelser. Ved avkjøling utover høsten vil overflatevannet avkjøles, bli tyngre, synke nedover og bli byttet ut med varmere vann på større dyp. Dermed får vi en sirkulasjon som øker i dybde inntil hele vannsøyle oppnår maksimal tetthet ved 4°C. Et svakere "sprangsjikt" finner sted om vinteren hvor kaldt vann danner et lettere overflatelag. Om våren øker lufttemperaturen, overflatevannet blir varmere og tyngre med påfølgende sirkulasjon inntil hele profilet igjen oppnår 4°C. Fortsatt oppvarming gir lettere vann og dannelse av et sprangsjikt. De sesongmessige vekslingene mellom sirkulasjon og stabile vannmasser er viktig bakgrunn for å forstå hvordan stoffer spres i innsjøen.



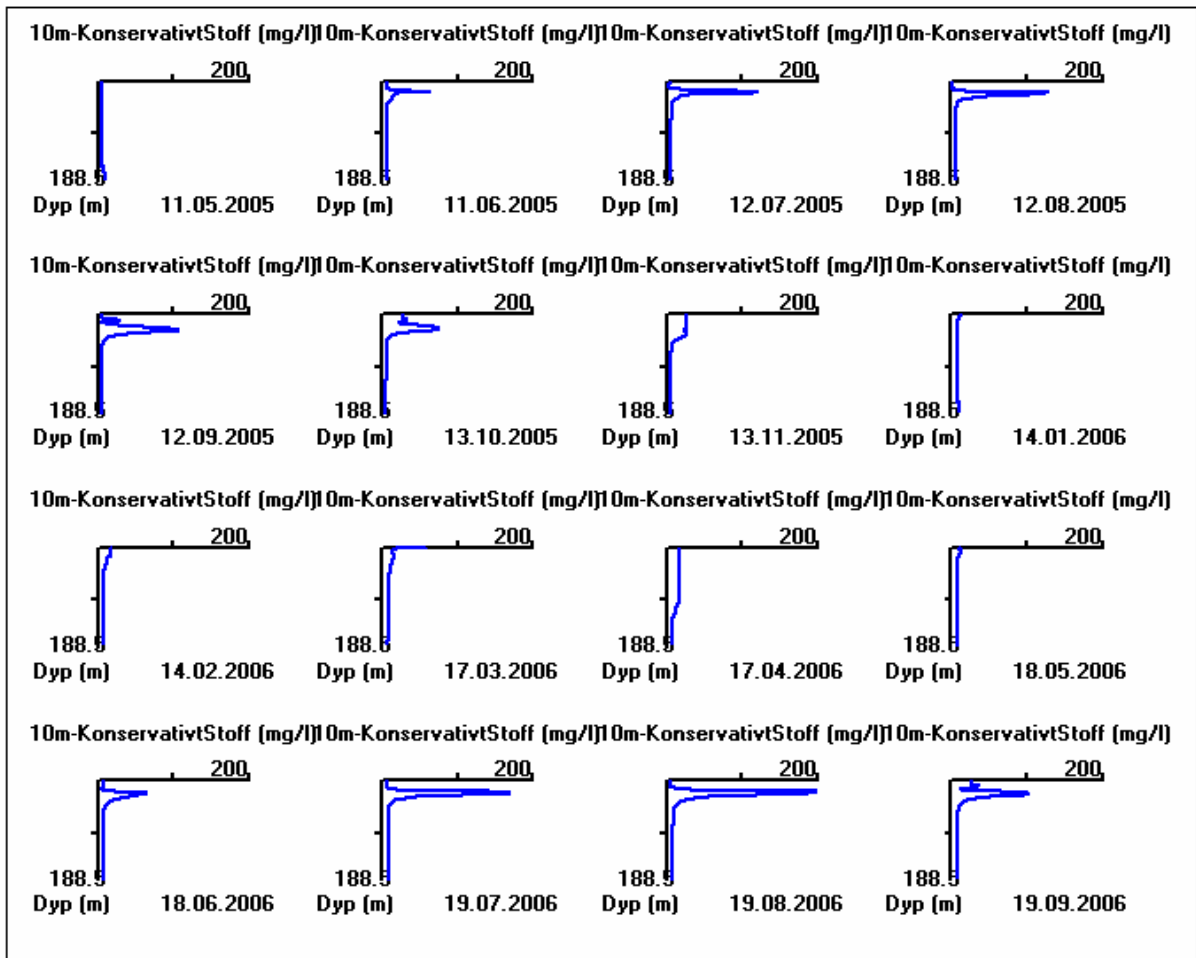
Figur 7. Temperatur i råvannet til Nes renseanlegg sammenliknet med temperatur i ulike dyp i Furnesfjorden.

Vannet i råvannet til Nes renseanlegg (lekkasjevannet) ble antatt å ligge mellom 6 °C og 14 °C, **Figur 7**. Ved en lekkasje på rørledningen vil dette stige oppover eller synke nedover samtidig som det stadig blandes med vann fra Mjøsa inntil det lagres inn der tetthetforholdene er tilsvarende. Lekkasje på større dyp enn 100 m vil umiddelbart stige oppover hele året. For mindre dyp vil lekkasjevannet i varierende grad synke nedover om sommeren og stige om vinteren.



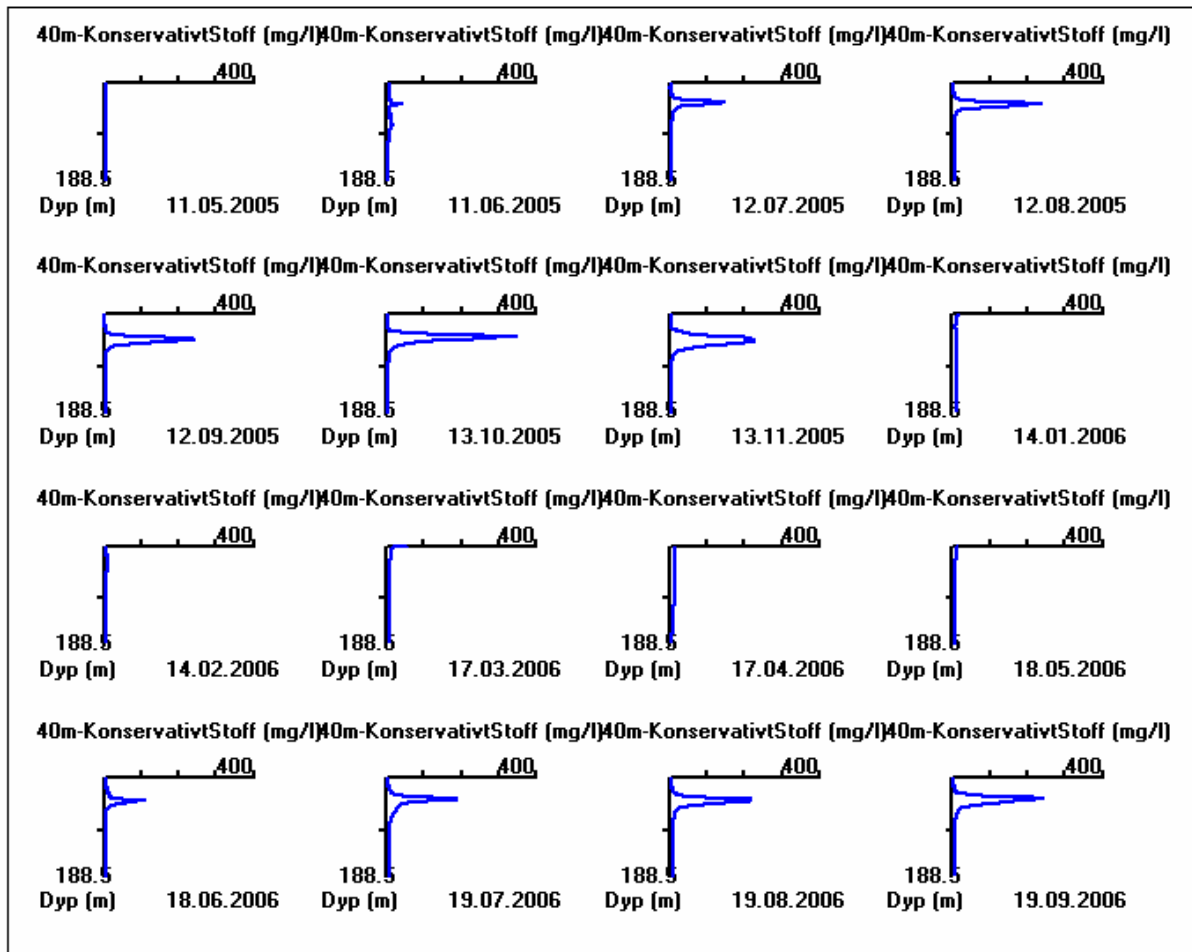
Figur 8. Lekkasjenes innlagringsdyp i løpet av året

En lekkasje på rørledningen vil praktisk talt umiddelbart lagres inn på et dyp, bestemt av strålens utforming og temperatur samt tetthetsforhold i innsjøen, før det spres videre med strømmene. **Figur 8** viser innlagringsdypet til lekkasjer ved ulike tenkte dyp. Kurvene er beregnet for en stråle ved å ta hensyn til temperaturkurvene i figuren ovenfor, vannføringen i rørledningen og rørledningens diameter. Lekkasjevann i overflaten vil synke ned om sommeren, for øvrig vil det være fare for innlagring i overflatelagene. Lekkasje på omkring 100 meters dyp vil innlagres i dette nivået om sommeren ellers vil det stige noe. Lekkasjer dypere ned vil stige hele året. Inntaket til Hamar vannverk, som trolig vil være nærmest et eventuelt lekkasjepunkt, ligger på 145 meter. Lekkasjer på 100 meters dyp vil i følge beregningene hele året lagres inn minst 50 meter høyere. Lekkasjer dypere ned vil i økende grad i perioder lagres inn nær dette inntaksdypet.

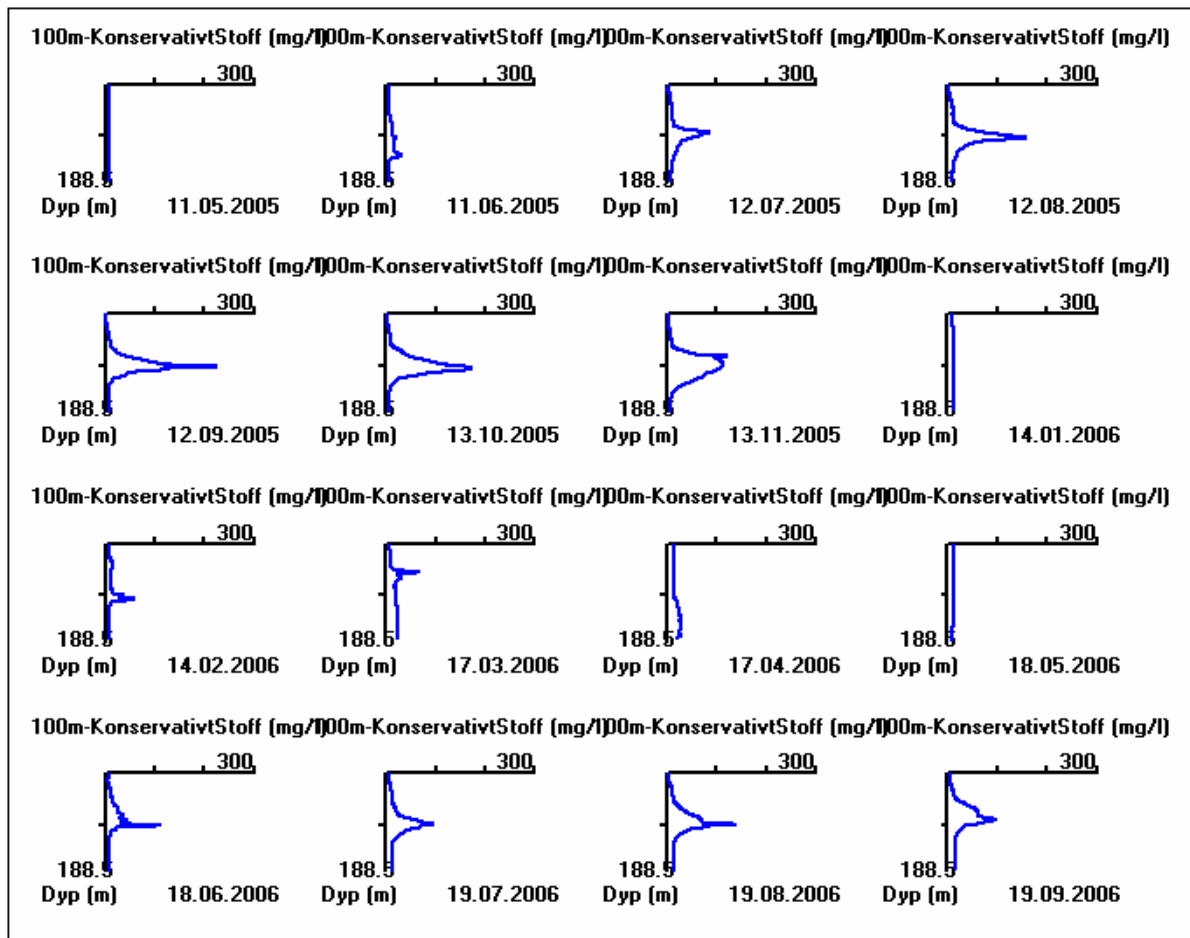


Figur 9. Simulerte konsentrasjoner av konservativt stoff i Furnesfjorden mellom Hamar og Nessundet ved lekkasje på 10 meters dyp i samme område.

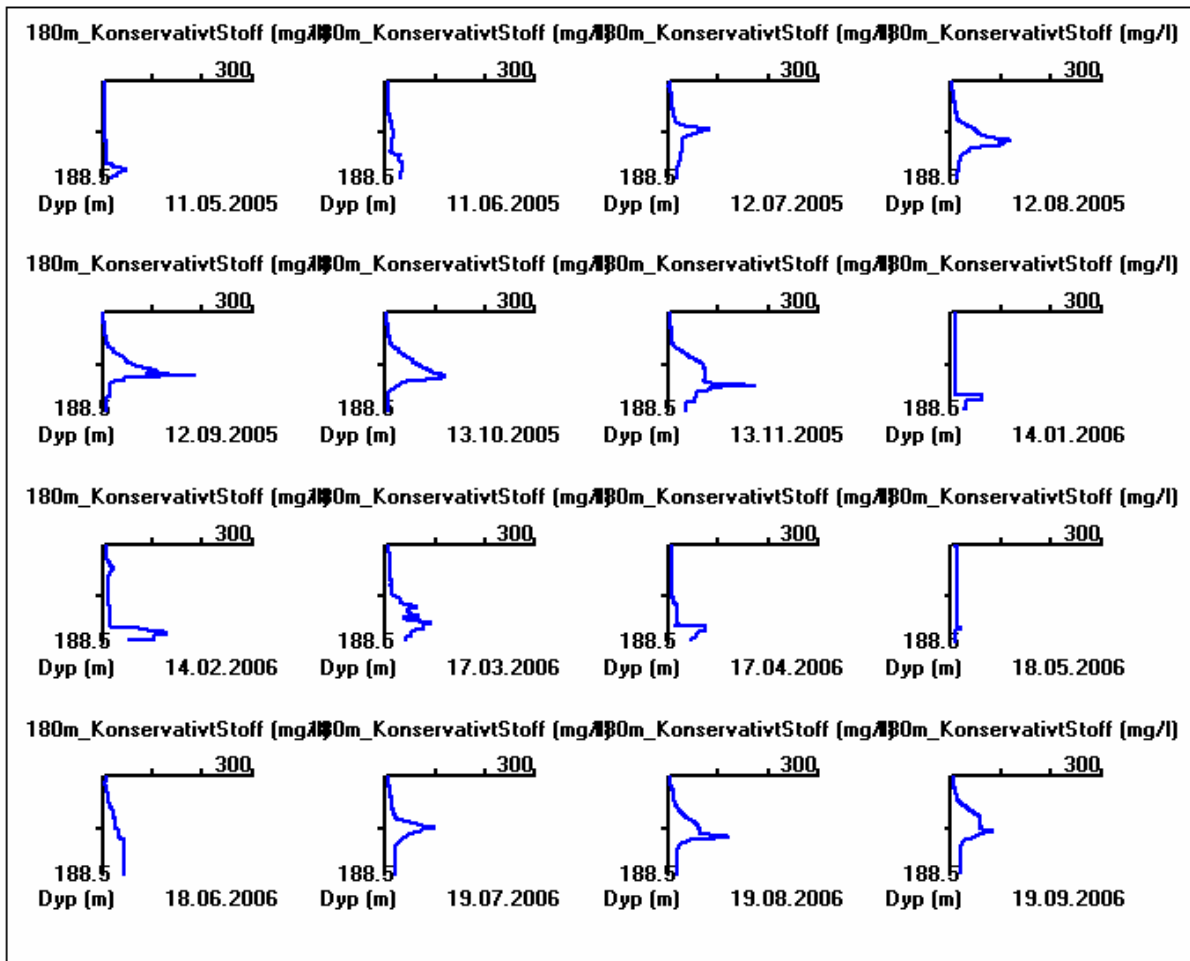
Om sommeren ble lekkasjene spredt under overflaten med konsentrasjoner over 100, dvs. fortynt 10 000 ganger, **Figur 9**. I resten av året ble overflatevannet i stor grad påvirket. Vanninntaket til Hamar vannverk på 145 meters dyp ble sterkest påvirket i perioder med sirkulasjon i vannmassene, men da med stor fortykning.



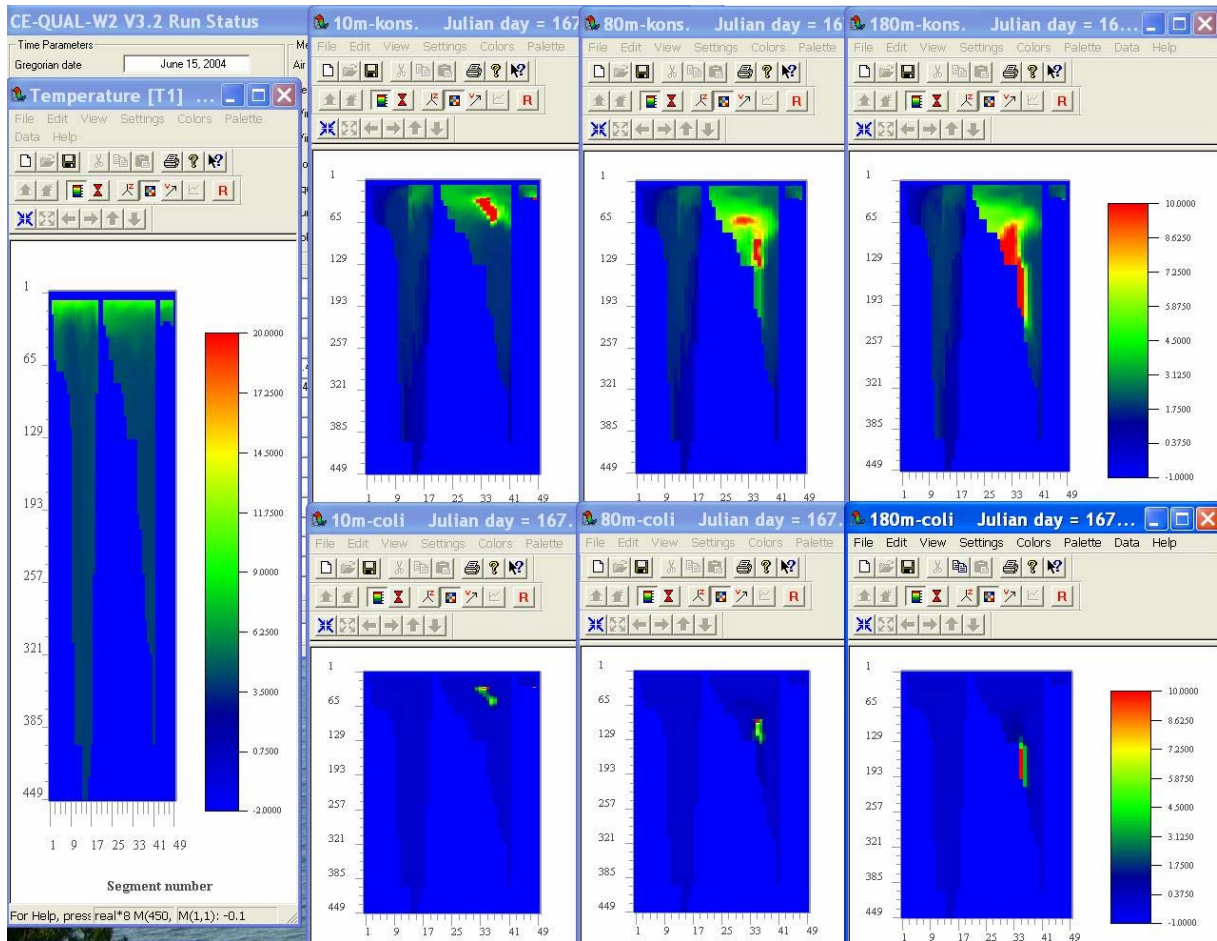
Figur 10. Simulerte konsentrasjoner av konservativt stoff i Furnesfjorden mellom Hamar og Nessundet ved lekkasje på 40 meters dyp i samme område. Kun i perioder med sirkulasjon i vannmassene ble overflatevannet og vanninntaket til Hamar vannverk påvirket i særlig grad.



Figur 11. Simulerte konsentrasjoner av konservativt stoff i Furnesfjorden mellom Hamar og Nessundet ved lekkasje på 100 meters dyp i samme område. De største konsentrasjonene fant sted i sikker avstand fra overflaten og fra vanninntaket til Hamar vannverk på 145 meters dyp.

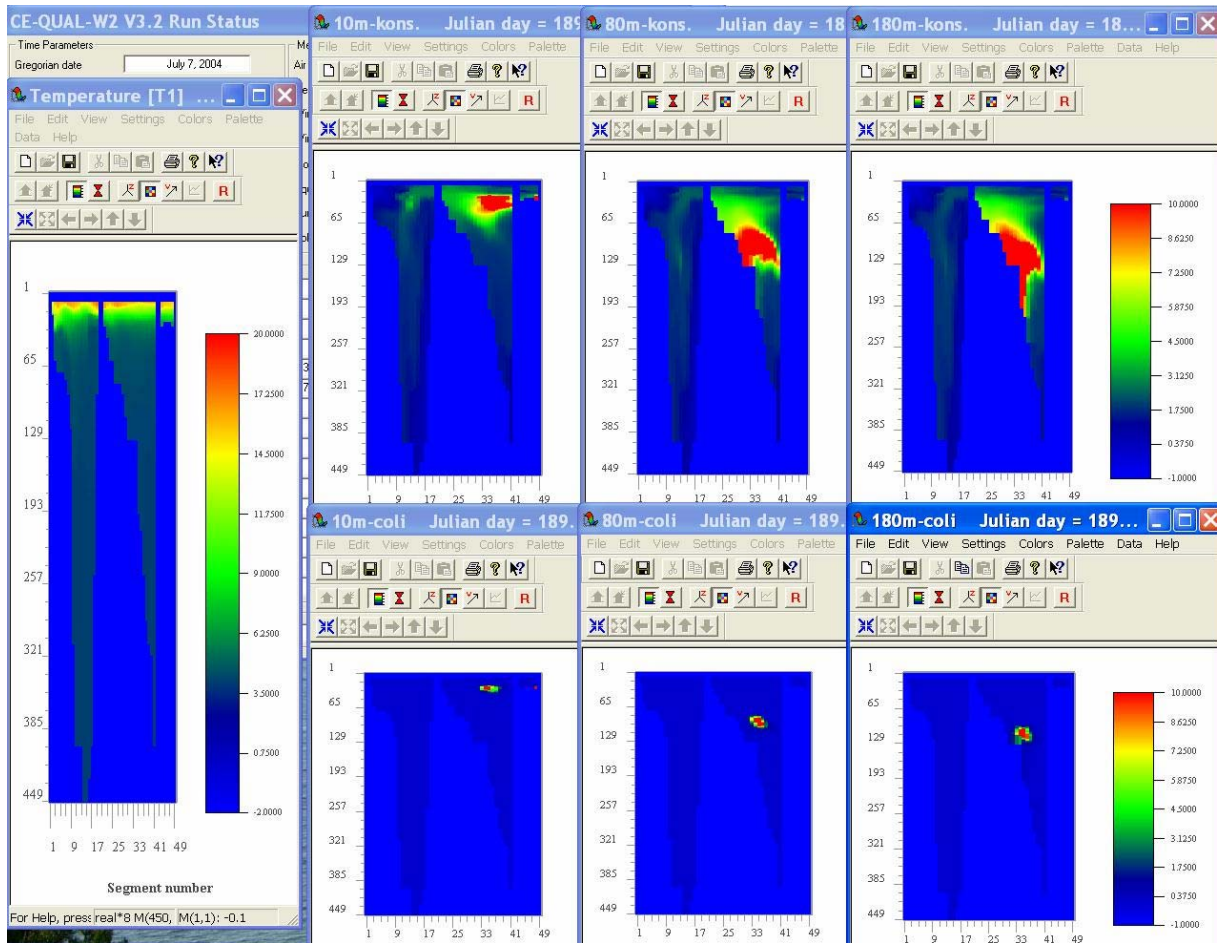


Figur 12. Simulerte konsentrasjoner av konservativt stoff i Furnesfjorden mellom Hamar og Nessundet ved lekkasje på 180 meters dyp i samme område. De største verdiene ble om sommeren spredt høyere enn vanninntaket til Hamar vannverk på 145 meters dyp. Om vinteren og i perioder med sirkulasjon vil inntaket betydelig mer påvirket enn ved dosering høyere opp.



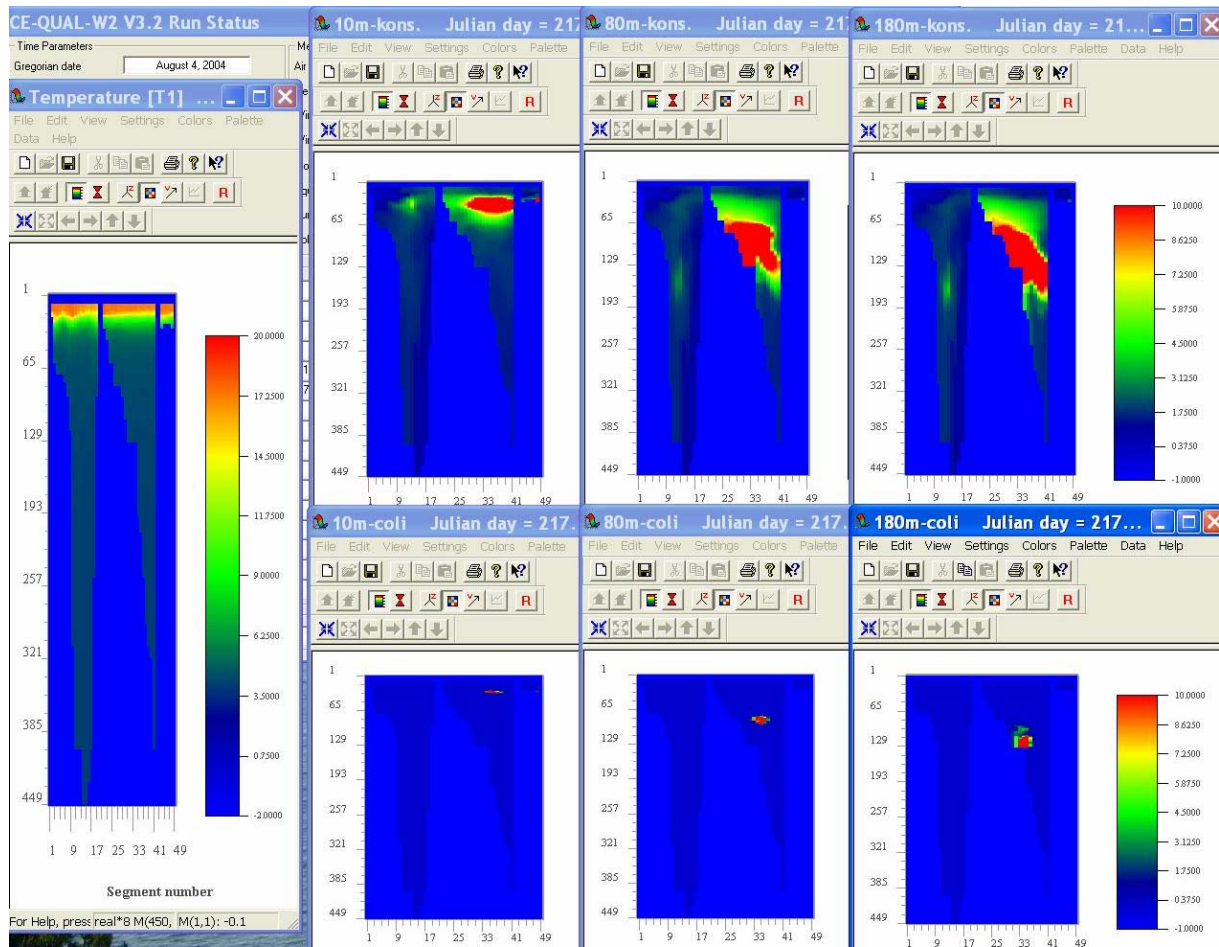
Figur 13. Simulerte resultater 15. juni 2004

15. juni 2004 var det i ferd med å danne seg et varmt overflatevann, **Figur 13**, venstre figur. Konsentrasjonskartene er et resultat av kontinuerlige lekkasjer siden 1. januar 2004. Lekkasjer i 10 meters dyp hadde hovedsakelig spredt seg under overflaten. Lekkasjer i 180 meters dyp påvirket vanninntaket til Hamar vannverk på 145 meters dyp med konsentrasjoner over 10 både for et konservativt stoff og for koliforme bakterier. Stoff ble spredt innover i Furnesfjorden langs bunnen.



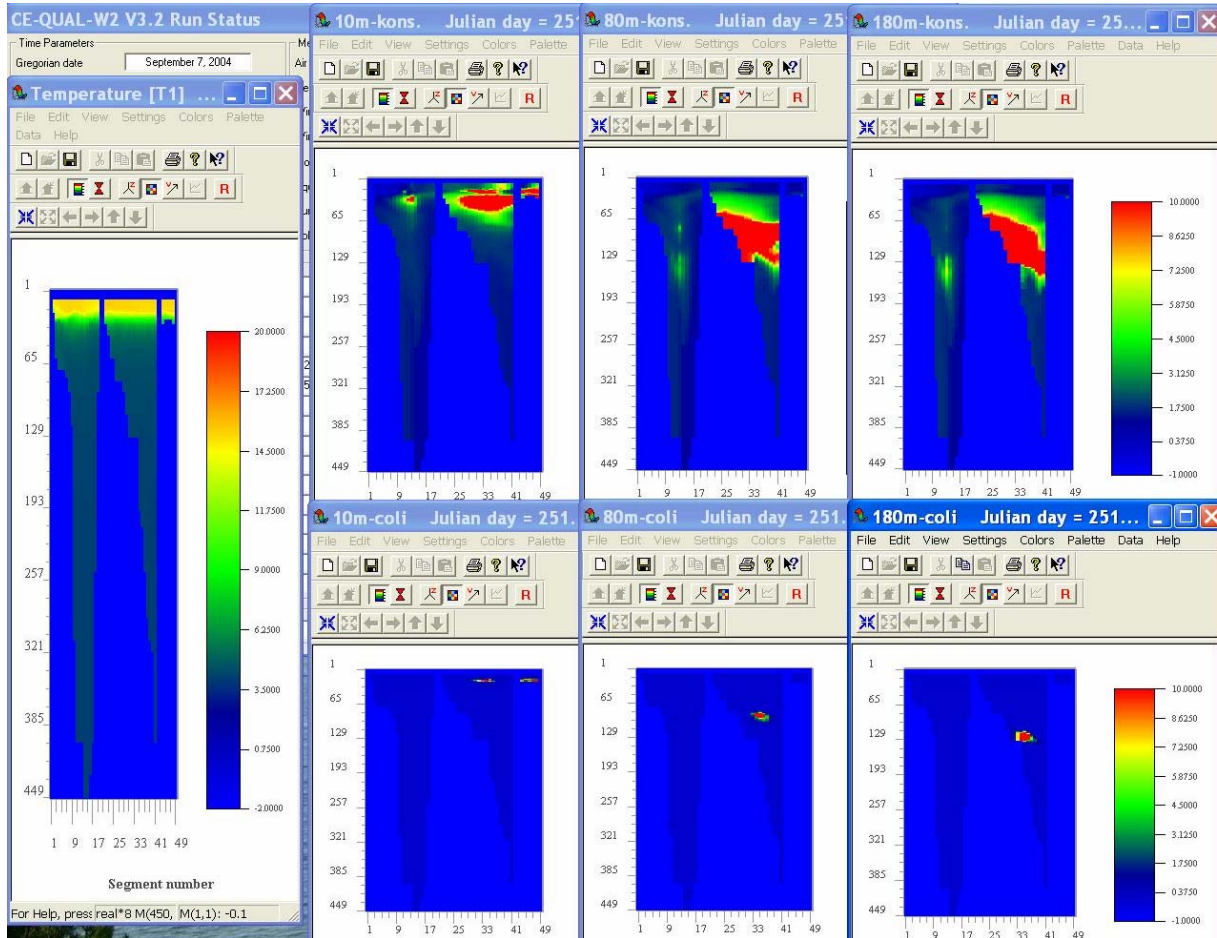
Figur 14. Simulerte resultater 7. juli 2004

7. juli 2004 var overflatetemperaturerne over 20 °C, **Figur 14**. Dette sprangsjiktet førte til stabile vannmasser slik at konsentrasjoner i overflaten ble lavere enn i juni. Med unntak av lekkasjer på 180 meters dyp var det liten påvirkning av konservative stoffer i vanninntaket til Hamar vannverk på 145 meters dyp. Koliforme bakterier med konsentrasjoner over 1 per 100 ml kunne spores noen få kilometer fra lekkasjepunktet. Dosering på 180 meters dyp ble hovedsakelig lagret inn omkring 100 meter og påvirket i liten grad vanninntaket.



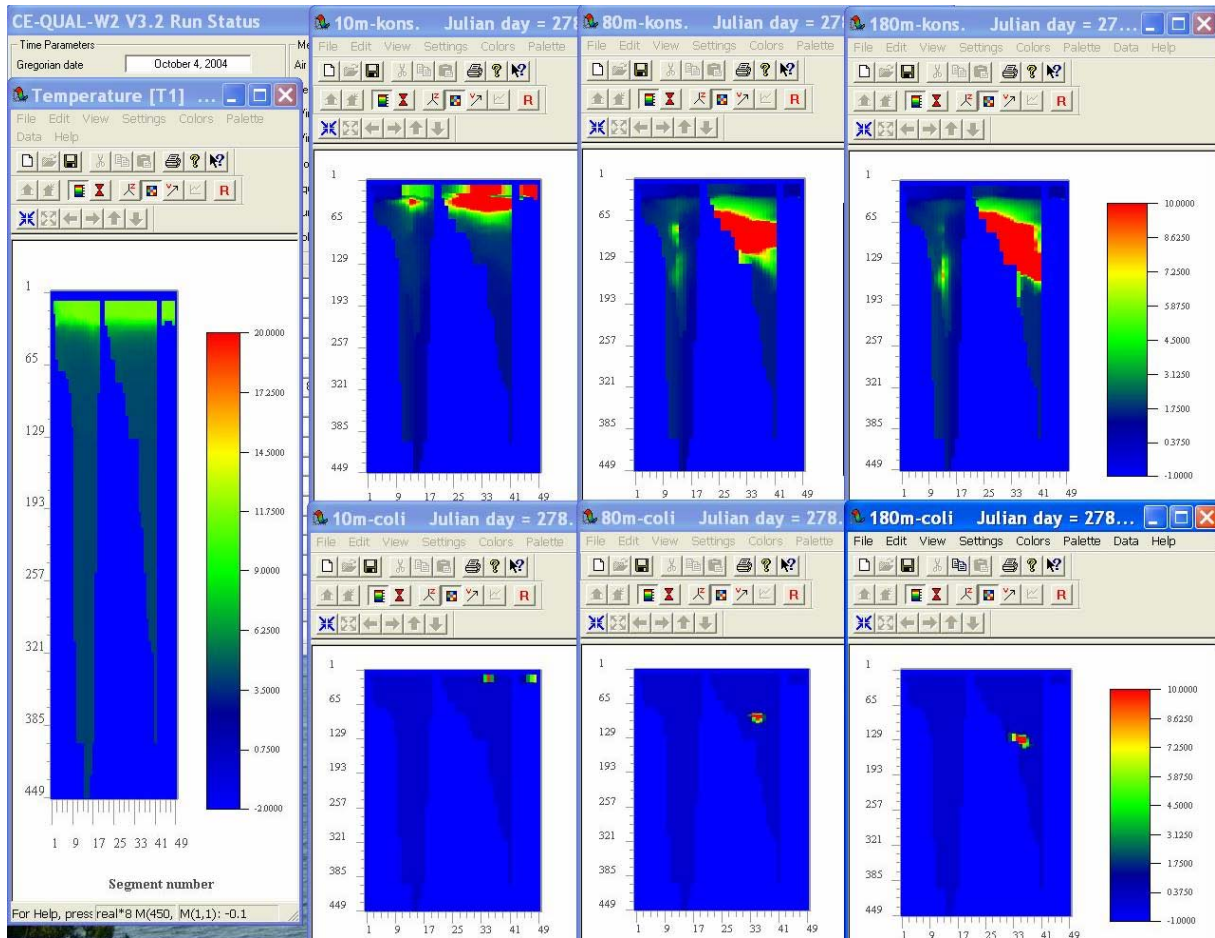
Figur 15. Simulerte resultater 4. august 2004

4. august 2004 var det et sterk utviklet sprangsjikt, **Figur 15**. Overflaten var i enda mindre grad påvirket av lekkasjene. Vannet der besto hovedsakelig av vann fra tilløpselvene.



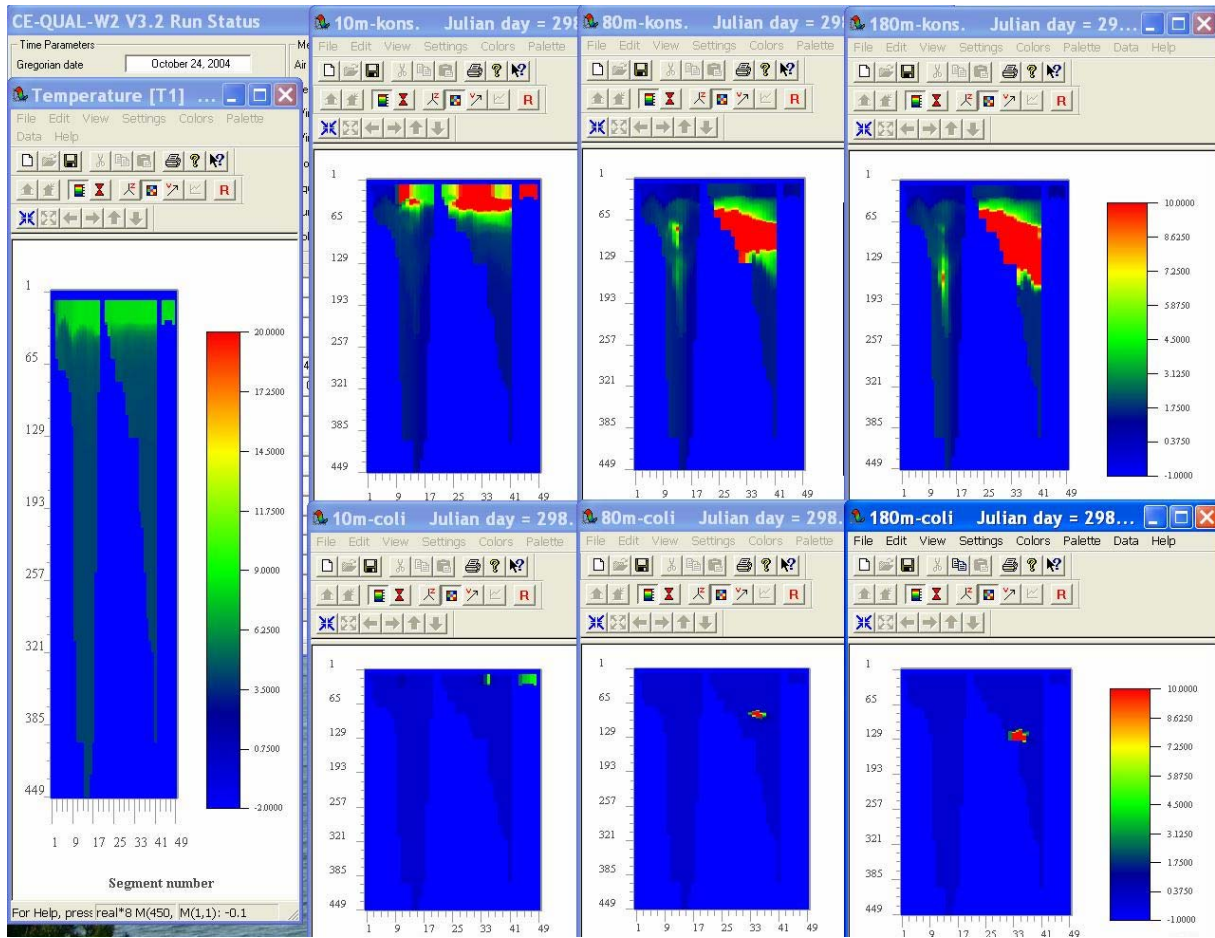
Figur 16. Simulerte resultater 7.september 2004

7. september 2004 var sprangsjiktet svekket. Lekkasje på 10 meters dyp hadde til dels trengt helt opp til overflaten ytterst i Furnesfjorden, **Figur 16**. Lekkasje hadde spredt seg til Mjøsa hovedbasseng både gjennom Nessundet og sør for Helgøya. Lekkasje dypere ned nådde ikke overflaten og følgelig heller ikke Nessundet i vesentlig grad.

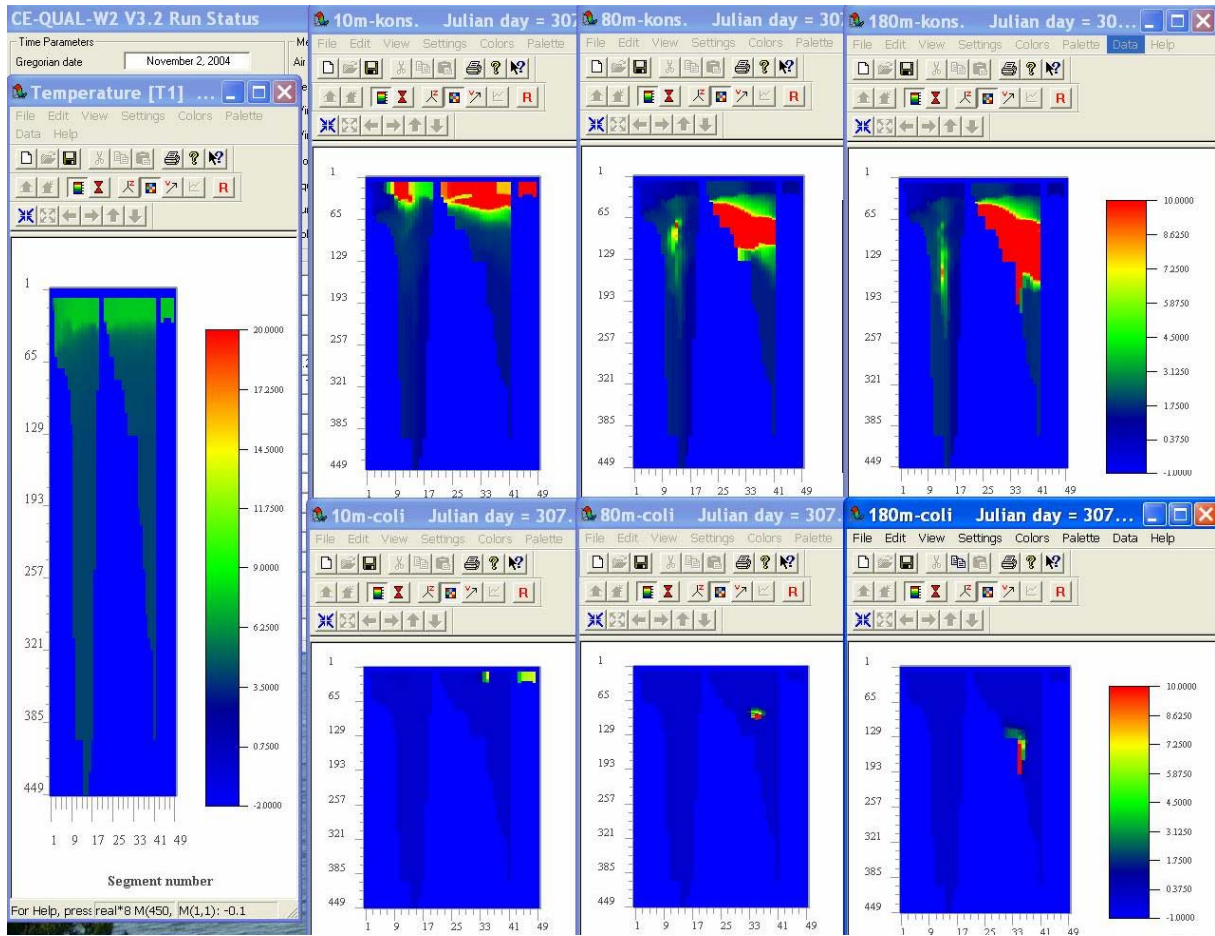


Figur 17. Simulerte resultater 4. oktober 2004

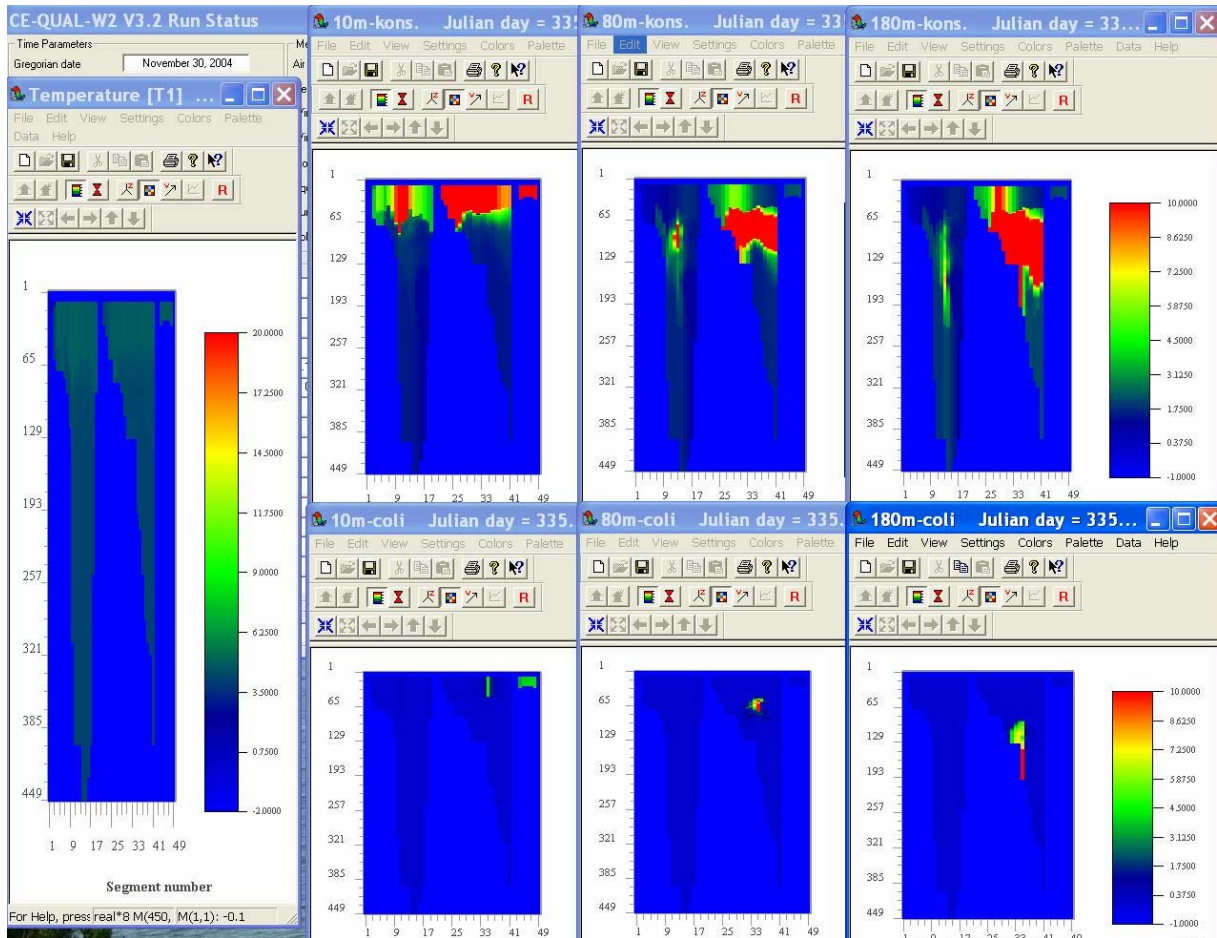
4. oktober 2004 var sprangsjuktet ytterligere svekket, **Figur 17**. Høstsirkulasjonen i de øverste vannlagene var i gang. Dette resulterte i at lekkasjer på 10 meters dyp i økende grad nådde overflaten. Inntaket til Hamar vannverk ble ikke påvirket av koliforme bakterier med konsentrasjoner over 1 per 100 ml.



Figur 18. 24. oktober 2004 var det sirkulasjon i de øverste vannlagene

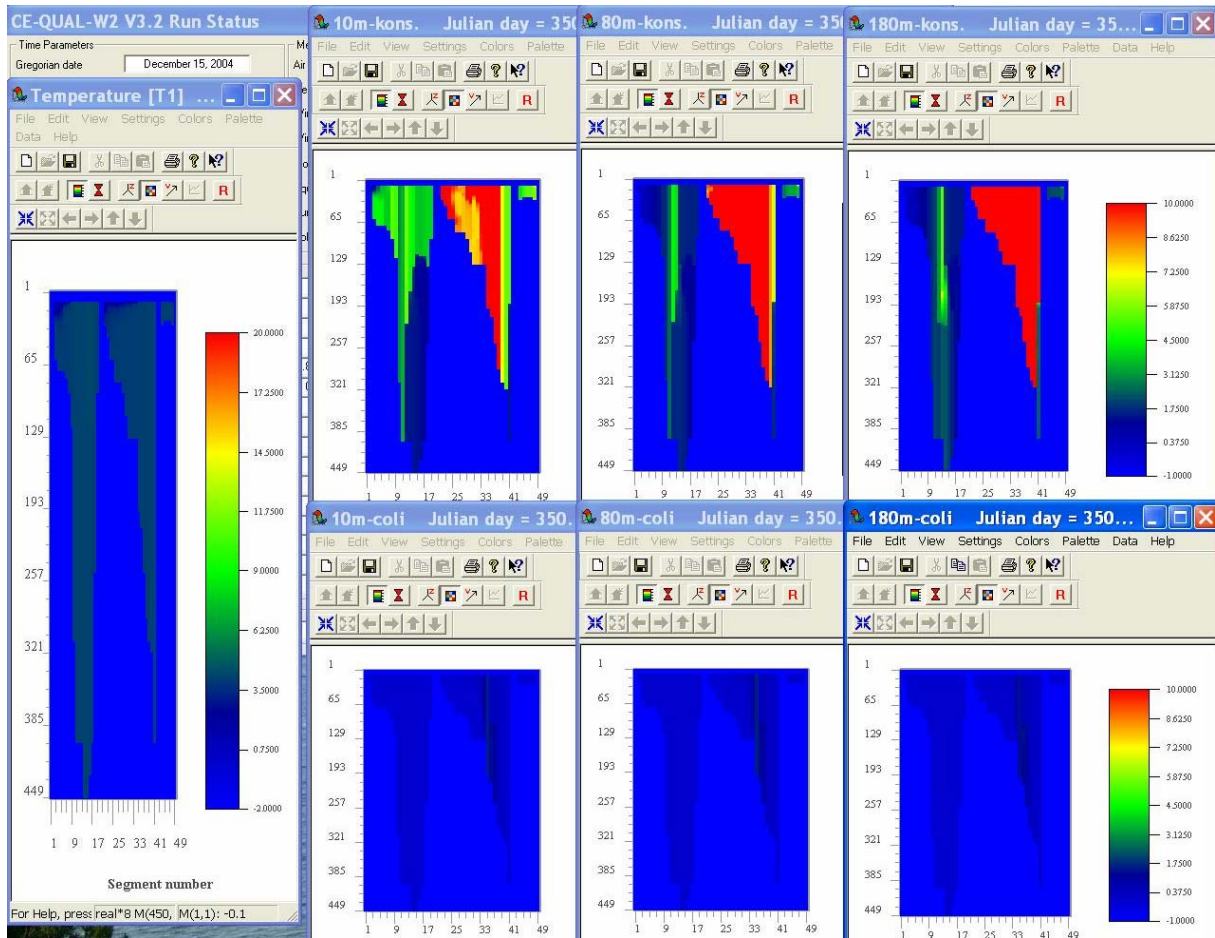


Figur 19. 2. november 2004 var de vertikale temperaturforskjellene mindre enn i forrige måned. Sirkulasjonen og blandingen av overflatelagene hadde økt.



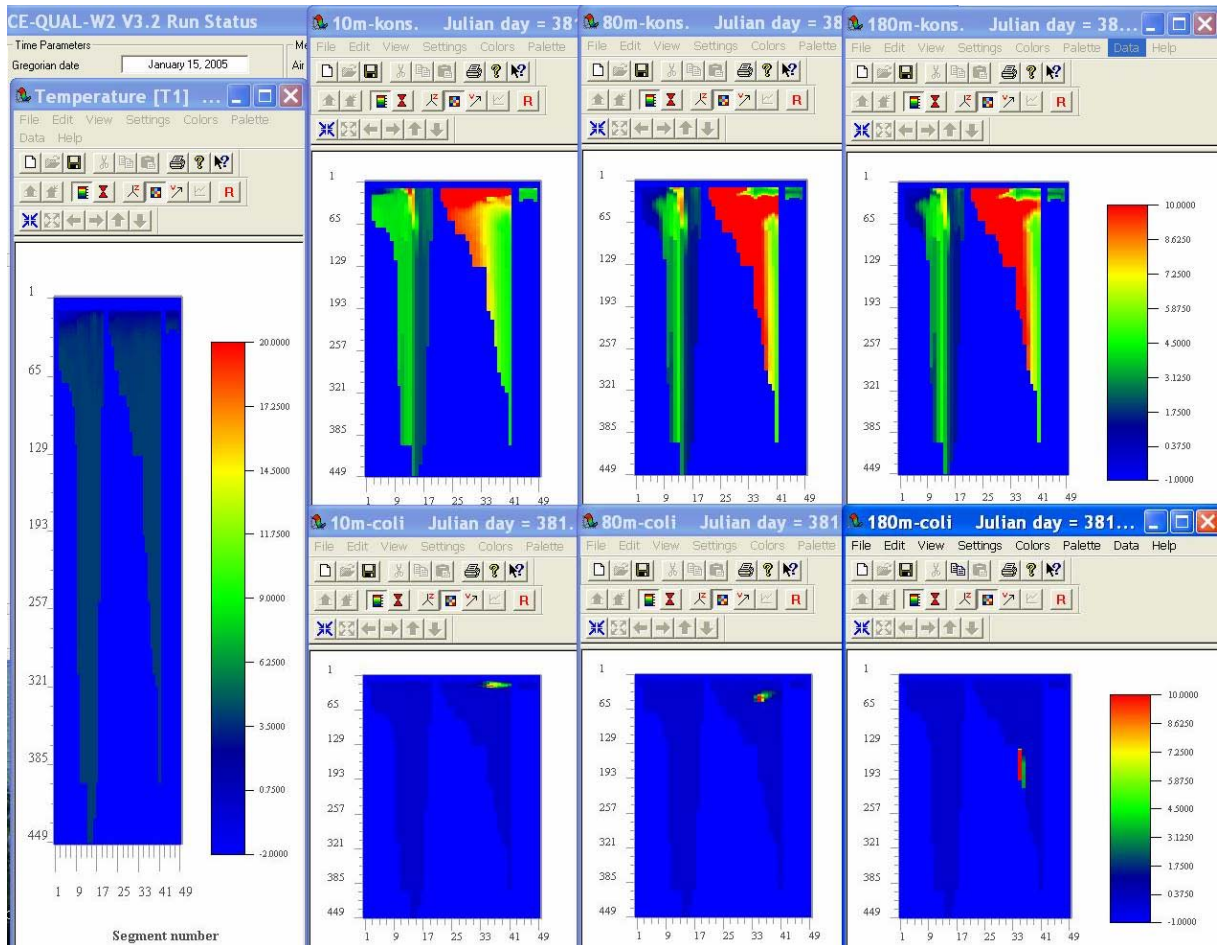
Figur 20. Simulerte resultater 30. november 2004

30. november 2004 var temperaturen nær 4 °C i hele profilet. Dette førte til vertikal sirkulasjon fra overflate til bunn i Furnesfjorden og langt på vei også i de dypere delene av Mjøsa. Lekkasje på 180 meter påvirket vanninntaket til Hamar vannverk med over 10 koliforme bakterier per 100 ml.



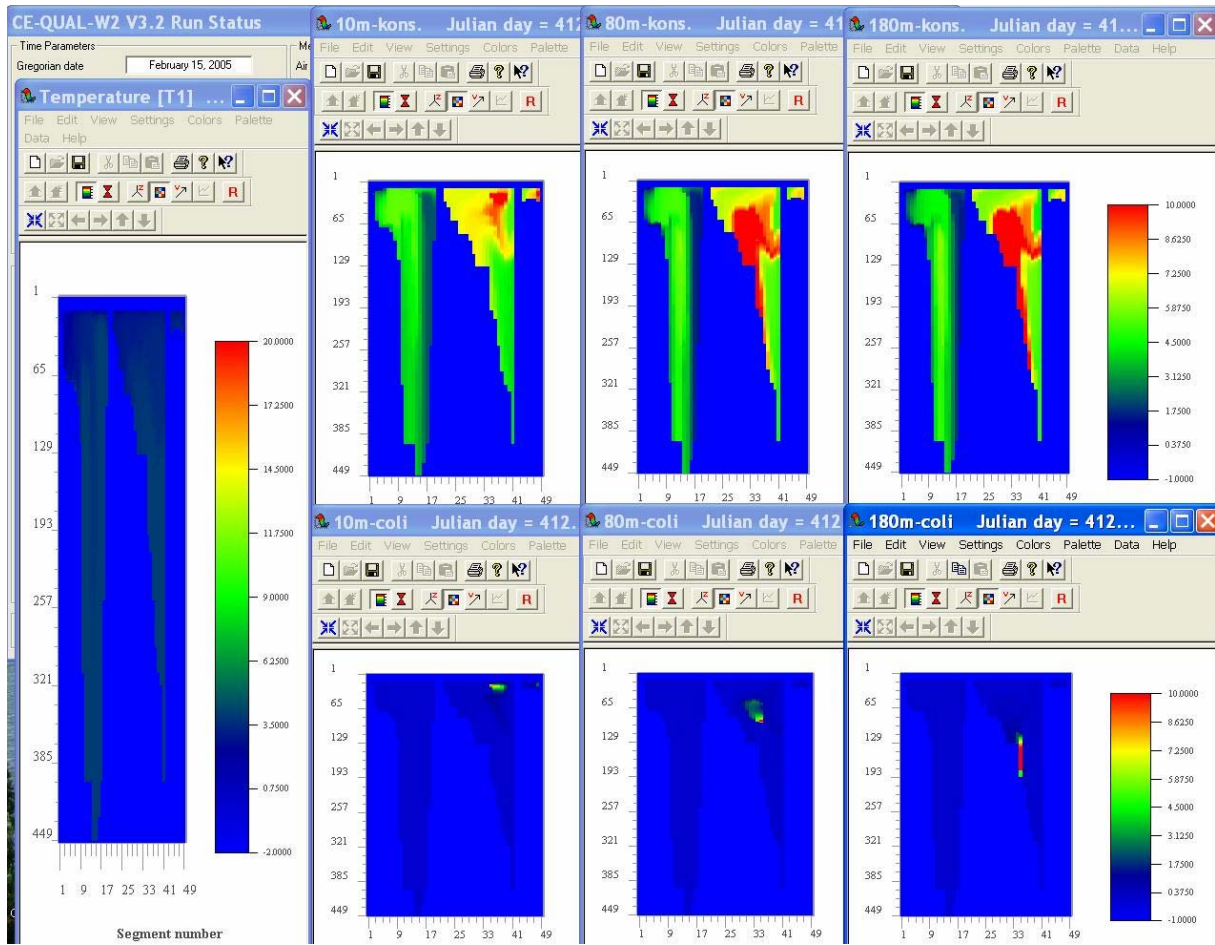
Figur 21. Simulerte resultater 15. desember 2005

15. desember 2004 var det full sirkulasjon i vannmassene, **Figur 21**. Lekkasje ble blandet noenlunde jevnt over hele profilet uansett lekkasjedyp. Stor fortynning gjorde at konsentrasjonene av koliforme bakterier ble under 1 per 100 ml.

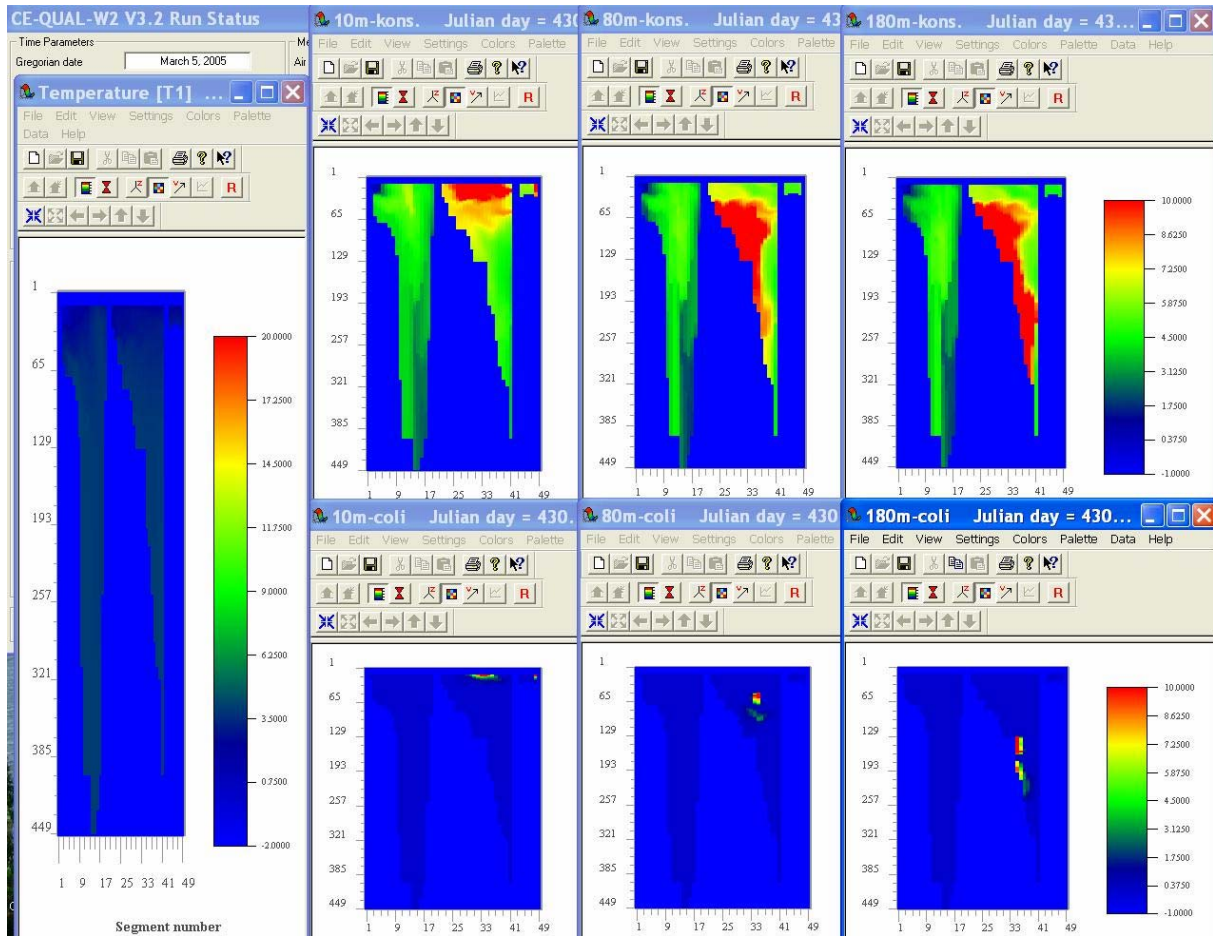


Figur 22. Simulerte resultater 15. januar 2005

15. januar 2005 var temperaturen på overflatevannet nær null og dannet dermed et svakt sprangsjikt med tilhørende mer stabile vertikale forhold. Isen i Furnesfjorden hindret også vindens blandingsprosesser. Lekkasjene ble i større grad spredt nær innlagringsnivået hvilket vi kan se av figurene med koliforme bakterier som hovedsakelig er et resultat av spredningen de siste par ukene. I Mjøsas hovedbasseng fortsatte sirkulasjonen, dette pga. større dyp og lengre avkjølingstid ned til 4°C.

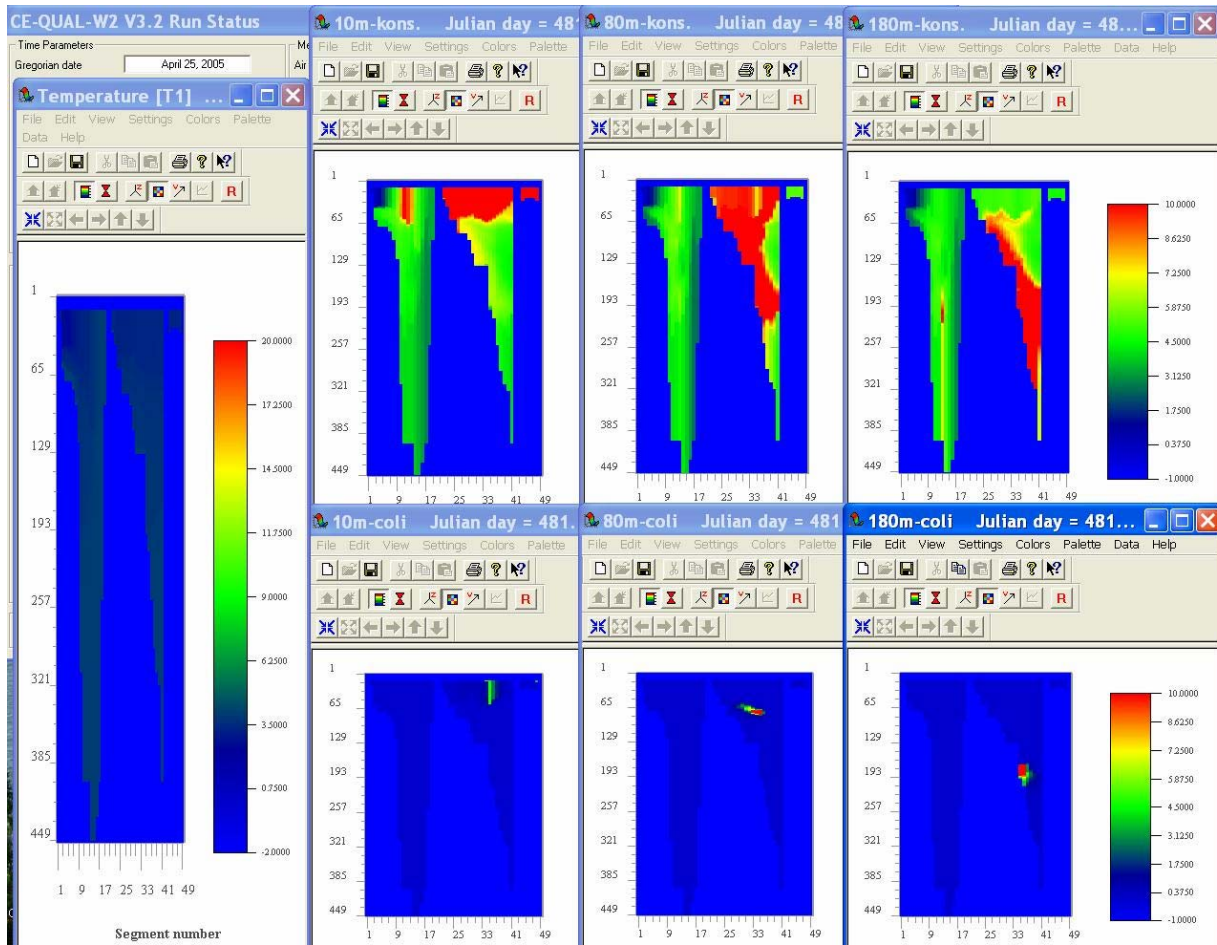


Figur 23. 15. februar 2005 var konsentrasjonene i overflatelaget i Furnesfjorden ytterligere redusert ellers var forholdene omtrent som i januar.

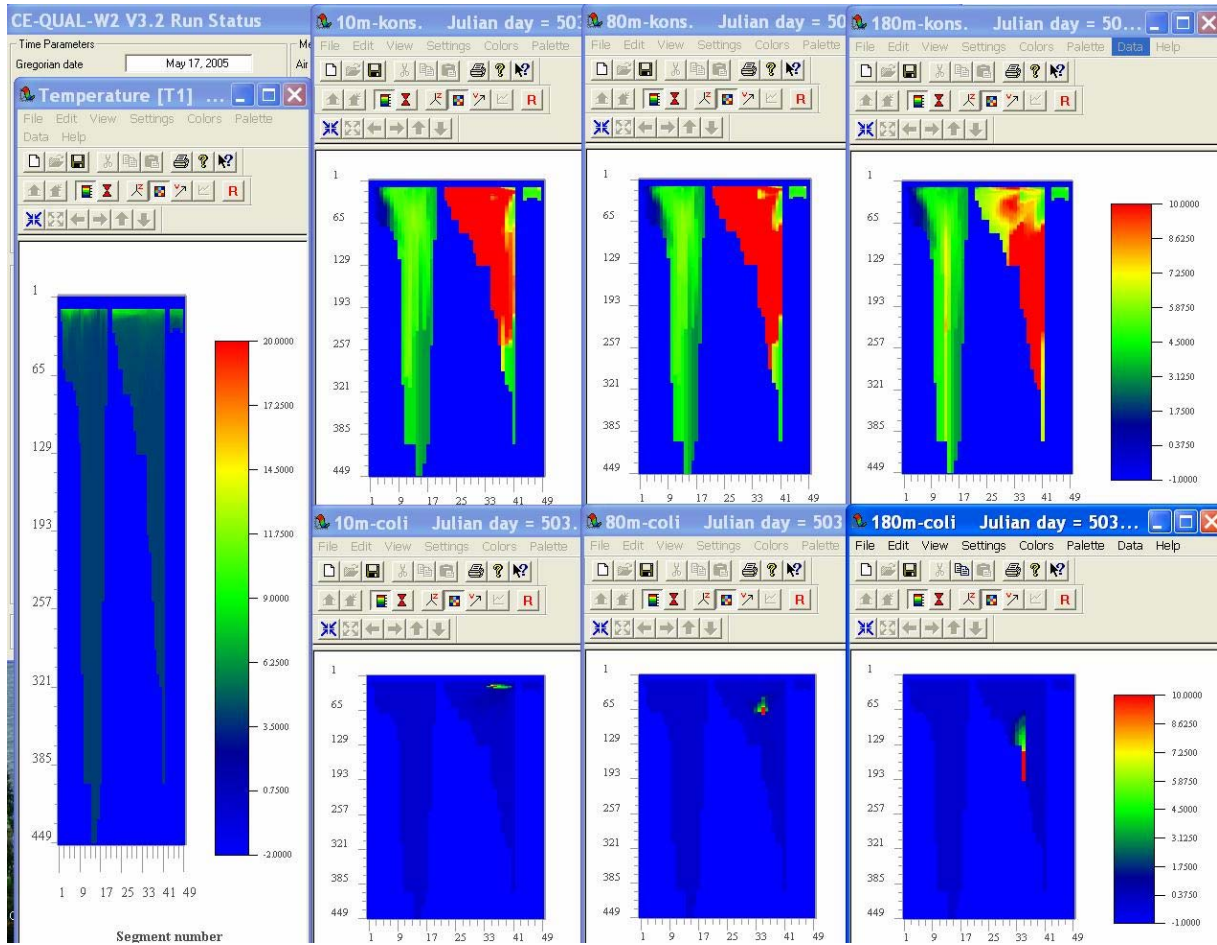


Figur 24. Simulerte resultater 5. mars 2005

5. mars 2005 var overflatevannet i ferd med å varmes opp fra nær null til 4°C, slik at det ble tyngre og sank ned, **Figur 24**. Vi fikk sirkulasjon i overflaten slik at lekkasjer på 10 meters dyp ble spredt til overflaten.

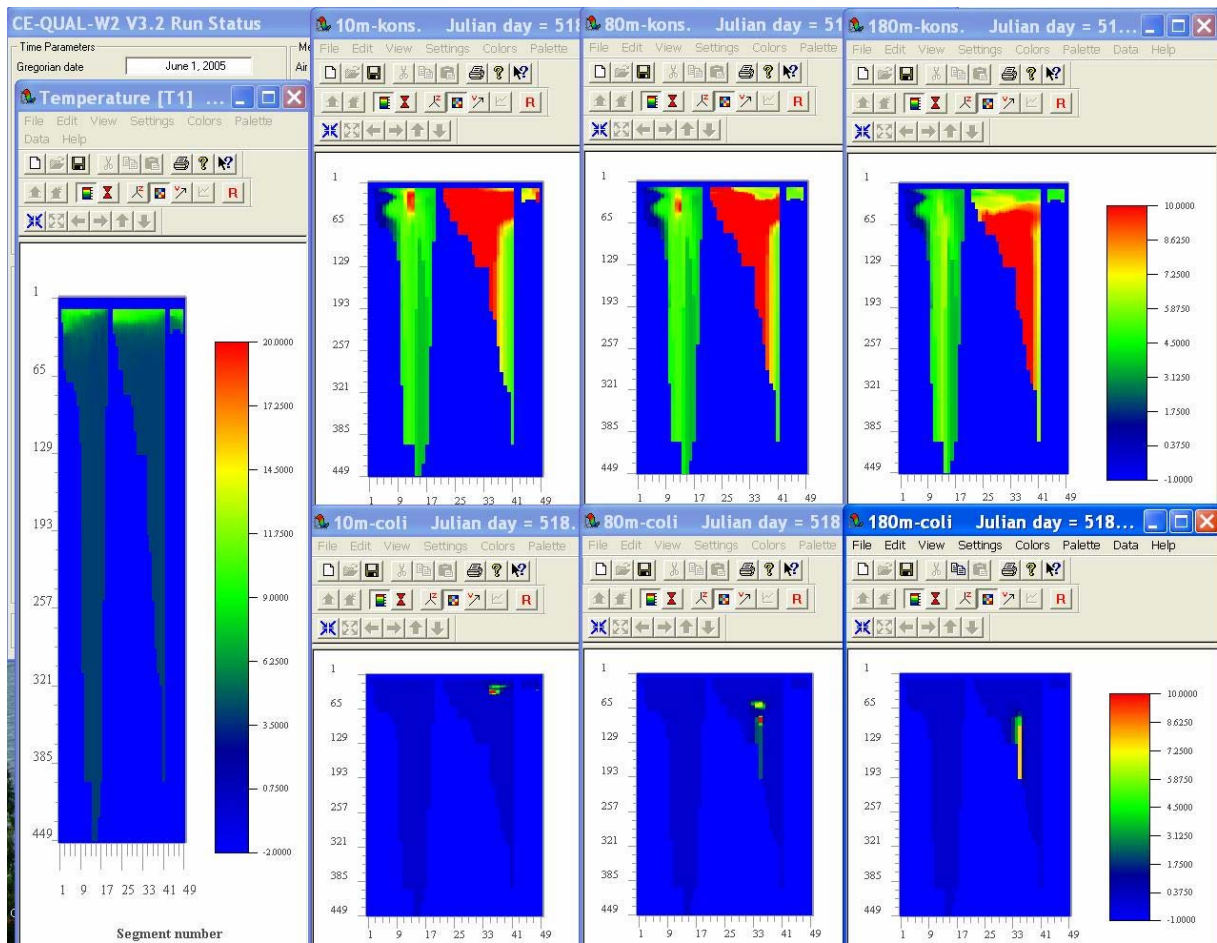


Figur 25. 25. april 2005 hadde vørsirkulasjonen økt i dybde. Lekkasje på 80 meters dyp ble spredt til overflaten.



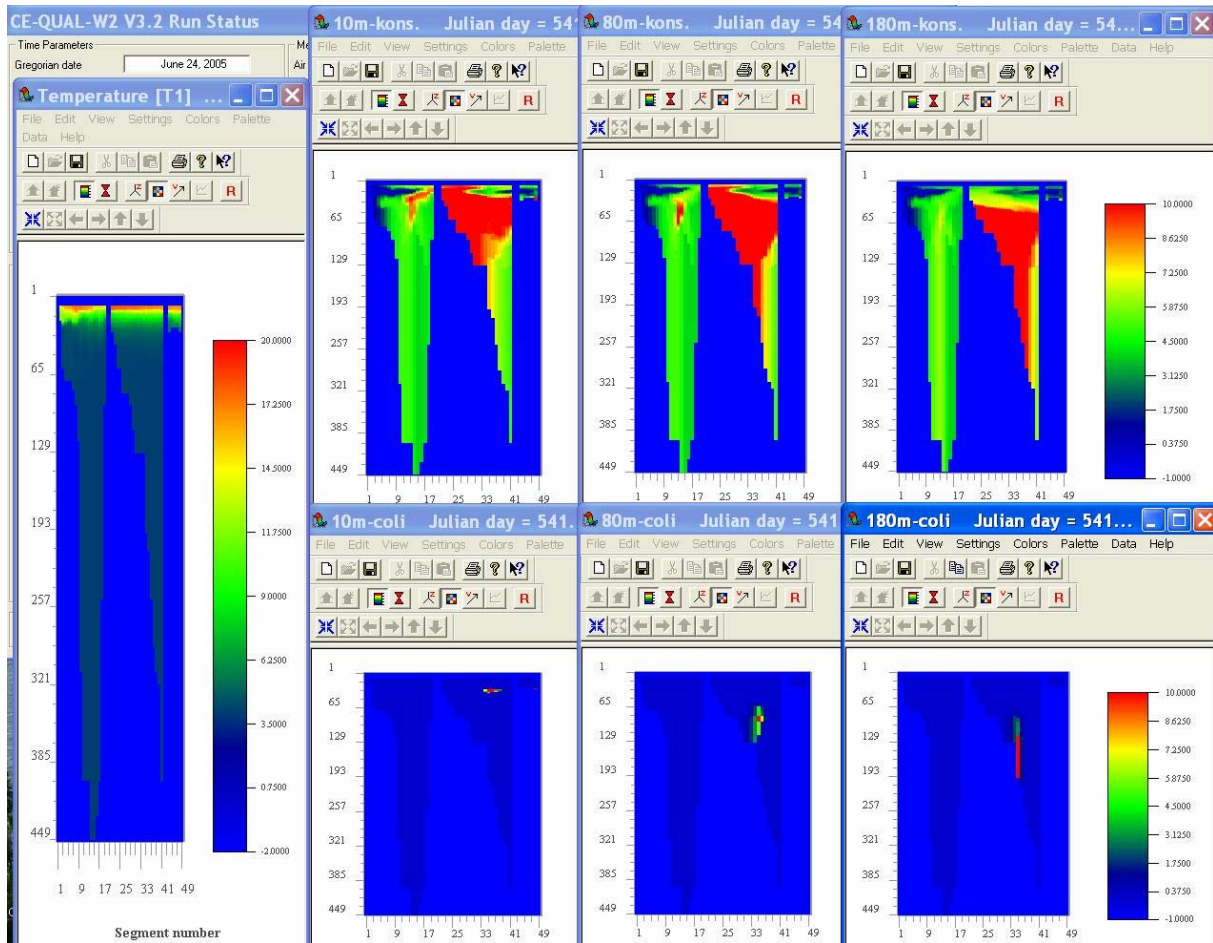
Figur 26. Simulerte resultater 17. mai 2005

17. mai 2005 var temperaturene i overflaten økt til ca. 10°C med tilhørende mer stabile forhold der, **Figur 26.** Det var likevel fortsatt mye konservativt lekkasjevann i overflaten selv om tilførslene av lekkasjevann var redusert. Konservativt lekkasjevann med konsentrasjoner over 10 per 100 ml. Fanten i omtrent hele Furnesfjorden.



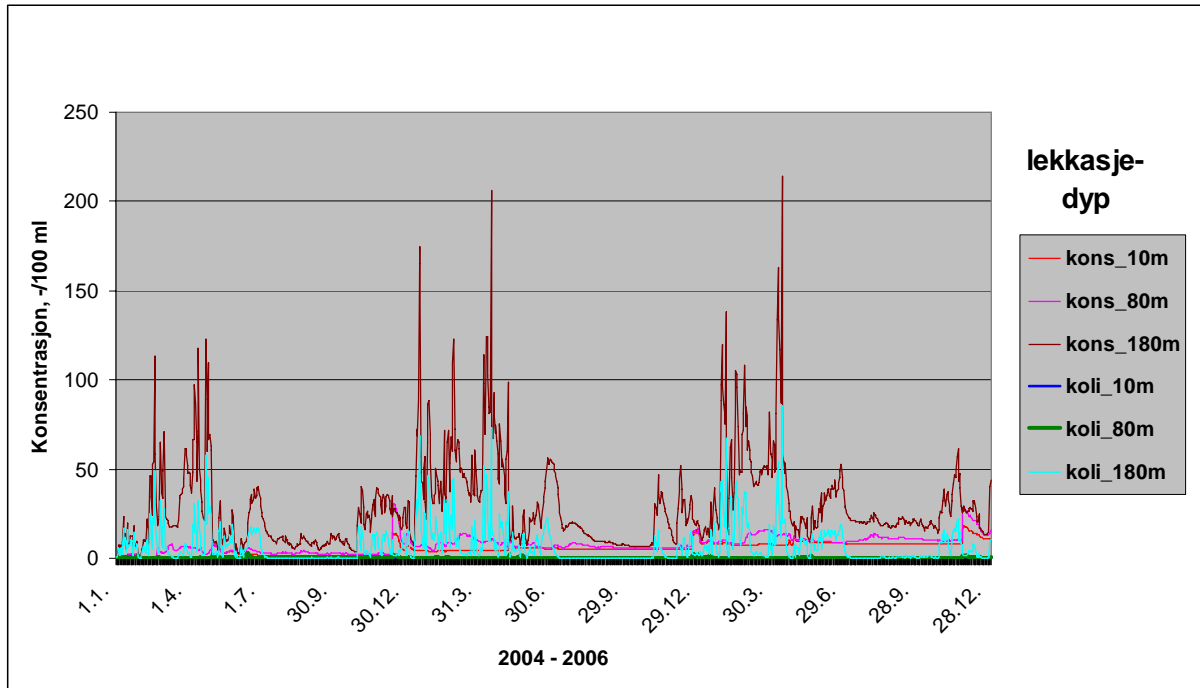
Figur 27. Simulerte resultater 1. juni 2005

1. juni 2005 var et sprangsjikt under utvikling, **Figur 27**. Lekkasje forble under overflaten (se coli-figurene). Overflatelaget ble fornyet av vann fra elvene med konsentrasjonsreducerende virkning (se kons.-figurene).



Figur 28. Simulerte resultater 24.juli 2005

24. juli 2005 hadde lekkasjene vedvart kontinuerlig i over ett år, **Figur 28**. Det var etablert et stabilt sprangsjikt. Lekkasjene ble spredt under overflaten (se coli-figurene). Vann fra Lågen har lagret seg inn under overflaten og påvirker vannkvaliteten i dette nivået i hele Mjøsa (se kons.-figurene).



Figur 29. Konsentrasjoner i vanninntaket til Hamar vannverk på 145 meters dyp ved lekkasjer i samme område (segment 35).

Den største påvirkningen fant sted ved lekkasjer på dypt vann, **Figur 29**. Påvirkningen var størst i vinterhalvåret.

I figurene ovenfor er det antatt at lekkasjene ble sluppet ut i segment 35, dvs. i det segmentet hvor Hamar vannverk har sitt vanninntak. Det ble også laget scenarier for lekkasjer i andre deler av Furnesfjorden. Samtlige simuleringsresultater er prøvd summert opp i **Tabell 2** og **Tabell 3**.

Konsentrasjonene i inntaksvannet overveiende i størrelsesorden 10, dvs. 100 000 ganger fortynnet, og for koliforme bakterier ytterligere 10-100 ganger redusert.

Da modellen er 2-dimensjonal får vi et forenklet bilde av spredningsforløpene lokalt. For eksempel blir konsentrasjonene like på begge sider av Furnesfjorden innen samme segment, **Figur 4**. Dette kan gi rimelige verdier dersom transporten har foregått over en lang strekning i forhold til segmentets bredde, men kan bli for lave i den første fasen spredningsforløpet. I vårt tilfelle gjelder dette først og fremst inntaket til Hamar vannverk som vil ligge nærmest en aktuell rørledning.

For Hamar vannverk ble maksimum konsentrasjon av koliforme bakterier redusert når lekkasjedypet avtok. For eksempel med en faktor på 70 ved å heve lekkasjepunktet fra 180 m til 60 meter. På dypt vann ble konsentrasjonene redusert til halvdelen ved å flytte lekkasjene en kilometer/et segment lenger vekk. Om lekkasjene fant sted høyere opp betydde den horisontale avstanden lite. Imidlertid kan det, av grunner som ble nevnt over, avstanden ha fått noe for liten betydning. Dette forsterker behovet for å legge ledningen høyere enn 140 meter, og med en viss avstand fra vanninntaket. For sikkerhets skyld anbefaler vi å legge ledningen høyere enn 120 meter og med en avstand på minst 1 km fra vanninntaket.

For inntakene til Hamar vannverk, det industrielle vannverket i Brumunddal og til dels også Stange vannverk var det i følge simuleringene viktigere å holde ”trygg” vertikal avstand mellom lekkasje og vanninntak enn horisontal avstand. I alle fall for konservative stoffer.

Lekkasjer mellom 0 og 120 meters var gunstig for Hamar og Stange vannverk. Konsentrasjonene av konservative stoffer ble da under 10 per 100 ml, dvs. over 100 000 ganger fortynnet. For koliforme bakterier ble konsentrasjonene redusert ytterligere over 100 ganger. For det industrielle vannverket i Brumunddal ble påvirkningen fra et konservativt stoff sterkest ved lekkasje på 100 meters dyp (100 per 100 ml) og en bedring høyere opp (10 per 100 ml på 40 meters dyp). For koliforme bakterier var verdiene noe over 1 og i liten grad avhengig av lekkasjedyp.

Stange vannverk har et inntaksdyp på 180 meter. Karakteristiske konsentrasjoner var 10 og under 0,1 per 100 ml for henholdsvis konservative stoffer og koliforme bakterier. Dette tilsvarer en fortynning/reduksjon på henholdsvis 1 mill. og 10 mill. ganger. Dette vannverket er lokalisert i segment 13 som er en del av Mjøsas hovedbasseng på det bredeste. Middelveien kan følgelig gi for god fortynning dersom lekkasjer ut Furnesfjorden fortsetter sørover uten å spre seg i særlig grad. Vi har derfor i modellen også plassert et vanninntak i segment 41 som ligger i ytre deler av Furnesfjorden. Konsentrasjonene ble her ca. 50 ganger større. De mest riktige verdiene for Stange vanninntak bør ligge et sted i mellom disse alternativene. Simulerte maksimumskonsentrasjoner viste noe større verdier for Stange vannverk enn for Hamar vannverk til tross for større transportavstand. I følge simuleringene skyldes dette at lekkasjene nær inntaket til Hamar vannverk ble spredt over dette inntaket og etter hvert ble spredt nedover mot bunnet og påvirket inntaket til Stange vanninntak. Tilsvarende gjaldt også for vanninntakene til industrielle vannverk i Brumunddal.

For de øvrige vanninntakene var konsentrasjonene for konservative stoffer og koliforme bakterier omkring 10 og 0,1 per 100 ml. Det var liten forskjell ved endret sted, både horisontalt og vertikalt, for lekkasjene, dvs. at valg av rørledningens plassering hadde liten betydning.

De konsentrasjonene som vi i følge simuleringene kan forvente å finne i vannverksinntakene av ulike stoffer som kan forekomme i lekkasje fra kloakk er små, i alle fall om dette var eneste forurensende kilde. Dette vil bli mer utførlig kommentert senere i rapporten. Eventuelle problemer kan i større grad forventes å finne sted i overflatevannet som blir brukt til private vannverk, jordbruksvanning, bading og annen rekreasjon.

Tabell 2. Maksimum simulerte konsentrasjoner av et konservativt stoff i inntaksvannet til vannverkene ved kontinuerlige lekkasjer fra diverse punkter i Furnesfjorden i perioden 2004-2006. Lekkasjekonsentrasjon = 1 mill./l. Det er 1 km mellom hvert segment.

Vannverk Segment_dyp	Lekkasje segment	Lekkasje dyp (m)									
		10m	20m	40m	60m	80m	100m	120m	140m	160m	180m
Ind.vannverk Brumunddal segm.23_40m	32	28.2	34.5	73.1	87.4	114.0	136.0	138.0			
	33	36.1	46.1	99.8	129.0	151.0	162.0	168.0			
	34	27.8	28.2	34.5	73.1	87.4	114.0	136.0	138.0	139.0	104.0
	35	22.1	32.8	49.2	61.9	97.1	110.0	112.0	104.0	78.3	10.7
	36	20.8	31.3	34.4	52.9	80.2	88.0	88.1	81.5	54.8	10.8
	44	32.7	56.8								
Hamar vannverk segm.35_145m	32	5.51	6.27	5.82	6.58	7.74	9.54	10.88			
	33	5.57	6.29	5.78	6.49	7.46	8.67	9.60			
	34	5.51	6.27	5.82	6.58	7.74	9.54	10.89			
	35	5.40	6.13	5.70	6.49	7.74	9.69	11.16	13.04	18.21	28.71
	36	5.37	6.07	5.66	6.39	7.52	9.61	10.74	12.15	15.87	22.43
	44	4.50	5.21								
Stange segm_41_180m	32	18.1	18.9	21.7	24.8	53.9	60.4	74.6			
	33	18.9	19.7	22.2	24.3	48.1	52.8	63.0			
	34	18.1	18.9	21.7	24.8	53.9	60.4	74.6	75.9	71.3	34.7
	35	16.7	17.5	20.2	24.9	55.9	62.3	80.2	82.3	76.1	85.9
	36	15.8	16.5	18.6	24.9	53.2	59.5	83.0	87.3	77.0	82.3
	44	9.9	11.1								
Stange_13_180m	35	9.7	10.6	10.8	11.3	11.6	11.5	11.8	11.8	11.9	12.3
Ø.Toten segm.12_195m	32	10.0	10.8	10.5	10.7	10.8	11.0	11.1			
	33	10.0	10.8	10.3	10.6	10.8	10.8	10.8			
	34	10.0	10.8	10.5	10.7	10.8	11.0	11.1			
	35	9.9	10.8	10.7	10.7	11.4	11.9	11.9	11.9	12.0	12.1
	36	9.9	10.8	10.9	10.8	12.2	12.8	12.9	12.9	13.0	12.5
	44	9.8	10.5								
Nes segm.11_292m	32	9.8	10.6	10.3	10.6	10.5	10.5	10.5			
	33	9.8	10.6	10.2	10.5	10.4	10.4	10.4			
	34	9.8	10.6	10.3	10.6	10.5	10.5	10.5	0.0		
	35	9.9	10.6	10.3	10.7	10.5	10.6	10.6	10.6	10.7	10.7
	36	9.8	10.6	10.3	10.7	10.7	10.7	10.8	10.8	10.8	10.8
	44	9.7	10.5								
Ind.vannverk Gjøvik segm.10_200m	32	9.7	10.5	10.0	10.3	10.3	10.3	10.3			
	33	9.7	10.5	10.0	10.2	10.2	10.2	10.2			
	34	9.7	10.5	10.0	10.3	10.3	10.3	10.3			
	35	9.7	10.8	10.0	10.4	10.4	10.4	10.4	10.4	10.4	10.5
	36	9.7	10.5	10.0	10.4	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5
	44	11.7	12.7								
Gjøvik segm.9_195m	32	11.9	12.3	10.3	11.1	11.3	11.3	11.4			
	33	11.1	11.5	10.3	11.3	11.4	11.5	11.6			
	34	11.9	12.3	10.3	11.1	11.3	11.3	11.4			
	35	13.0	13.5	10.2	11.2	11.2	11.2	11.2	11.1	11.1	11.10
	36	13.4	13.8	10.1	10.9	11.0	11.0	11.0	11.0	11.0	11.10
	44	24.7	23.8								
Moelv segm.7-67m	32	9.8	10.6	10.3	10.6	10.5	10.5	10.5			
	33	9.8	10.6	10.2	10.5	10.4	10.4	10.4			
	34	9.8	10.6	10.3	10.6	10.5	10.5	10.5			
	35	9.9	10.6	10.3	10.7	10.5	10.6	10.6	10.6	10.7	10.7
	36	9.8	10.6	10.3	10.7	10.7	10.7	10.8	10.8	10.8	10.8
	44	9.7	10.5								

Tabell 3. Maksimum simulerte konsentrasjoner av koliforme bakterier i inntaksvannet til vannverkene ved kontinuerlige lekkasjer fra diverse punkter i Furnesfjorden i perioden 2004-2006. Lekkasjekonsentrasjon = 1 mill./100 ml. Det er 1 km mellom hvert segment.

Vannverk Segment_dyp	Lekkasje segment	Lekkasje dyp (m)									
		10m	20m	40m	60m	80m	100m	120m	140m	160m	180m
Ind.vannverk Brumunddal segm.23_40m	32	7.13	5.74	5.76	5.09	5.02	2.58	2.40			
	33	11.60	9.67	9.00	10.70	10.70	5.25	9.43			
	34	3.13	7.13	5.74	5.76	5.09	5.02	2.58	2.40	2.30	0.00
	35	4.06	3.56	4.16	2.44	1.99	0.95	1.87	1.08	0.96	0.00
	36	2.37	2.27	1.00	0.98	0.62	0.62	0.66	0.54	0.50	0.00
	44	15.40	14.40								
Hamar vannverk segm.35_145m	32	0.08	0.09	0.10	0.09	0.13	0.20	0.32			
	33	0.06	0.07	0.07	0.07	0.10	0.14	0.18			
	34	0.08	0.09	0.10	0.09	0.13	0.20	0.32			
	35	0.09	0.09	0.10	0.10	0.16	0.26	0.45	0.79	2.54	6.69
	36	0.07	0.08	0.09	0.08	0.12	0.18	0.28	0.47	1.22	2.85
	44	0.01	0.01								
Stange segm_41_180m	32	0.81	1.79	1.79	2.68	3.00	2.53	3.16			
	33	0.70	2.06	1.98	3.27	3.90	3.26	3.55			
	34	0.81	1.79	1.79	2.68	3.00	2.53	3.16			
	35	0.76	1.84	1.84	1.65	3.79	5.60	4.94	3.87	6.96	6.62
	36	0.59	1.65	0.91	1.03	3.38	6.95	5.91	9.33	10.10	11.50
	44	0.02	2.82								
Stange_13_160m	35	0.06	0.08	0.07	0.08	0.08	0.09	0.11	0.11	0.14	0.20
Ø.Toten segm.12_195m	32	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.07	0.07			
	33	0.05	0.05	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06			
	34	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.07	0.07			
	35	0.06	0.05	0.06	0.06	0.06	0.07	0.07	0.07	0.08	0.08
	36	0.05	0.05	0.06	0.06	0.07	0.07	0.07	0.07	0.08	0.09
	44	0.20	0.20								
Nes segm.11_292m	32	0.04	0.03	0.04	0.03	0.04	0.04	0.04			
	33	0.03	0.02	0.03	0.02	0.03	0.03	0.03			
	34	0.04	0.03	0.04	0.03	0.04	0.04	0.04			
	35	0.09	0.07	0.06	0.07	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
	36	0.06	0.06	0.05	0.06	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
	44	0.34	0.33								
Ind.vannverk Gjøvik segm.10_200m	32	0.04	0.03	0.04	0.03	0.04	0.04	0.04			
	33	0.03	0.02	0.03	0.02	0.03	0.03	0.03			
	34	0.04	0.03	0.04	0.03	0.04	0.04	0.04			
	35	0.09	0.07	0.06	0.07	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
	36	0.06	0.06	0.05	0.06	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
	44	0.34	0.33								
Gjøvik 9_195m	32	0.58	0.58	0.49	0.28	0.11	0.12	0.11			
	33	0.49	0.50	0.42	0.19	0.09	0.10	0.10			
	34	0.58	0.58	0.49	0.28	0.11	0.12	0.11			
	35	0.68	0.69	0.57	0.21	0.13	0.13	0.13	0.10	0.08	0.08
	36	0.46	0.41	0.30	0.12	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
	44	4.43	1.86								
Moelv segm.7-67m	32	0.04	0.03	0.04	0.03	0.04	0.04	0.04	0.00		
	33	0.03	0.02	0.03	0.02	0.03	0.03	0.03	0.00		
	34	0.04	0.03	0.04	0.03	0.04	0.04	0.04	0.00		
	35	0.09	0.07	0.06	0.07	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06
	36	0.06	0.06	0.05	0.06	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
	44	0.34	0.33								

3. Strøm og spredning i overflatelagene

De resultatene vi har omtalt tidligere gjelder for de storstilte strømningsbevegelsene i Mjøsa hvor det ble tatt hensyn til vertikale bevegelser som følge av klimatiske årstidsvariasjoner. Da denne modellen er 2-dimensjonal får vi et forenklet bilde av spredningsforløpene lokalt. For eksempel blir konsentrasjonene like på begge sider av Furnesfjorden innen samme segment. Dette kan gi rimelige verdier dersom transporten har foregått over en lang strekning i forhold til segmentets bredde, men kan bli missvisende i den første fasen spredningsforløpet. Vi ønsket derfor å gjøre en mer detaljert beskrivelse av spredningsforløpet i overflatelagene i områdene nær utlippene. Dette for å si noe om hvordan utlippene i overflaten kan tenkes å påvirke bading, lokale vanninntak mm.

3.1 Modell

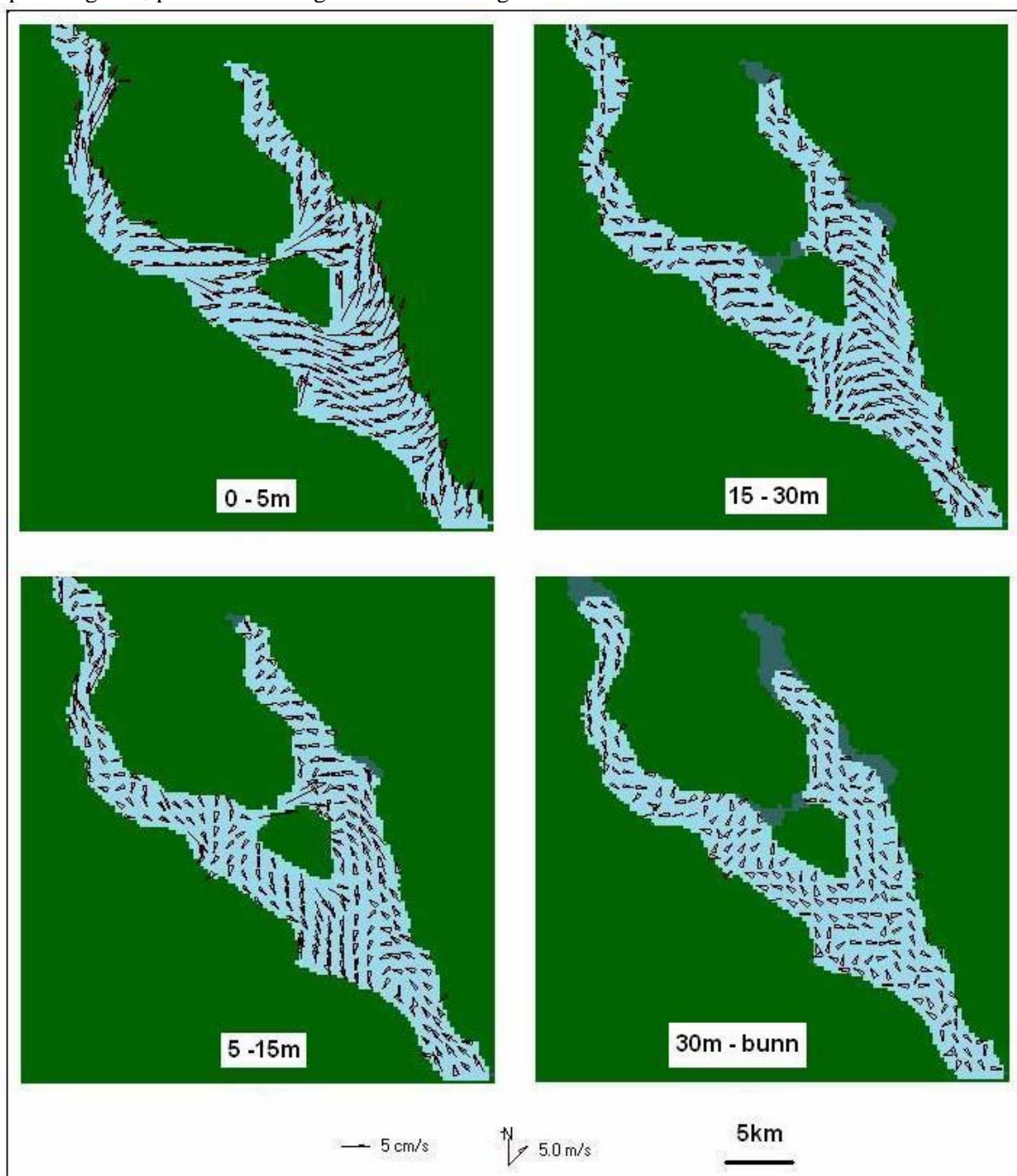
Vurderingen er gitt på grunnlag av strøm- og spredningssimuleringer for karakteristiske situasjoner. Strømningsmodellen er utviklet av Simons (Simons 1973) og spredningsmodellen av Tjomsland. Modellene er testet mot observasjoner i blant annet Tyrifjorden med tilfredstillende resultat (Tjomsland 1982). I modellen ble innsjøen delt inn i celler. For hver celle blir horisontal og vertikal strømhastighet samt temperatur skrittvis beregnet framover i tid med et gitt tidsintervall. De drivende kreftene er vind og vannføring. Når bevegelsen er kommet i gang blir den påvirket av innsjøens form, friksjon mot bunnen og jordrotasjonen. Spredning av stoff ble simulert ved en matematisk spredningsmodell som utnytter strømningsmodellens resultater. Modellen beregner spredningsforløpet skrittvis framover i tid. Stoffet spres ved transport i strømrretningen (advektiv transport), ved virvler (diffusiv transport) og eventuelt ved sedimentasjon og konstant svinrate, decay eller dødsrate som f.eks. bakterier.

I en idealisert innsjø strømmer vannet i overflaten ca. 45° til høyre for vindretningen. Ved økende dyp avtar farten og retningen blir stadig avbøyd mot høyre slik at i de dypere lagene strømmer vannet i mot vindretningen. Vannet får en nedover rettet bevegelse langs land i vindretningen og til høyre for denne og oppover rettet strøm langs breddene der vinden kommer fra og til venstre for vindretningen. Selv om et slikt idealisert strømningsmønster blir komplisert av innsjøens form, temperatursjiktninger og varierende vindstyrke og vindretning, kan det være nyttig som bakgrunnskunnskap for å forstå de ulike spredningsscenariene.

3.2 Resultater

Mjøsa ble delt inn i celler. I horisontalplanet var disse 250 m x 250 m og vertikalt avgrenset av nivåflater i 5, 15 og 30 meter under overflaten. Det ble følgelig lagt vekt på å beskrive

spredningsforløpet i overflatelagene. Resultatene går fram av



Figur 30 - Figur 41. På figurene er det ikke tatt med konsentrasjoner i laget fra 30 m – bunn. Alle verdier i dette laget var under 1 og ville ha fått blå farge på kartene. Simuleringene er foretatt for en sommersituasjon hvor det er avtagende temperaturer nedover i vannmassene. Dvs. en situasjon med et sprangsjikt som motvirker vertikal transport.

Resultatene ble beregnet for fire karakteristiske vindretninger, dvs. på langs og på tvers av Mjøsas hovedretning. Vindstyrken ble satt lik 5 m/s 10 meter over vannflaten.

Strømkartene viser en situasjon etter ett døgn med stabil vind. Konsentrasjonskartene viser resultatene ved lekkasje i overflaten i Nessundet, i overflaten utenfor HIAS renseanlegg og ved Hamar både i overflaten og på 20 meters dyp, dvs. under sprangsjiktet. Lekkasjen ble antatt å være på 10 l/s med en konsentrasjon på 1 mill. per 100 ml.

3.3 Diskusjon

Lekkasjer i Nessundet er spesielt interessant. Ved en lekkasje på et hvilket som helst sted på sjøledningen kan denne lekkasjen fjernes fra dette stedet ved å koble vekk rørledningen og la kloakkvannet renne ut i Nessundet.

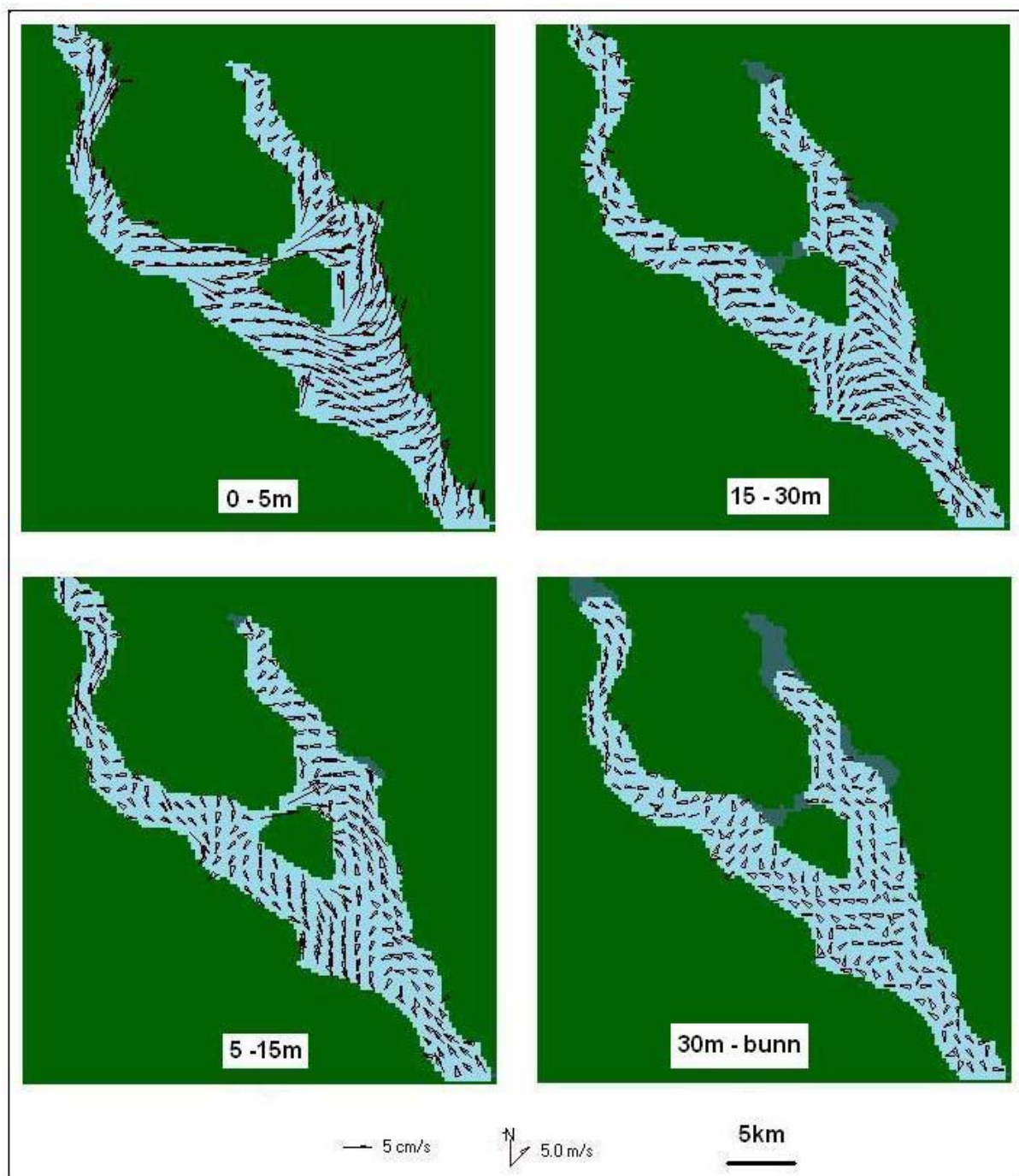
Vi antar at lekkasjene vil bli av lang varighet, særlig på vinterstid når Mjøsa er islagt. I gunstigste årstid vil en reoperasjon kunne utføres innen en periode på 1-2 måneder avhengig av bruddstedets dybde. Simuleringene er ment å representere en i verste fall situasjon for stoffer med langsom nedbrytning. Varierende vindretning og vindstyrke vil rimeligvis spre stoffet over et større areal og dermed lavere konsentrasjoner innen de yttergrensene som simuleringene viser.

Vi har tidligere omtalt at ved lekkasje nær overflaten vil temperaturen på lekkasjevannet føre til innlagring under overflaten, Figur 8. Dette er gunstig med hensyn til badeaktivitet og vanninntak i overflaten. Simuleringer av utslipp på 20 meters dyp vil sannsynligvis passe bra for en sommersituasjon, men gi for små konsentrasjoner vinterstid. Scenariene som beskriver spredning av lekkasjene innlagret i de øverste fem meterene er trolig representative for en vintersituasjon, men gi for høye verdier om sommeren.

Om lekkasjen skjedde i overflaten nær land ved Hamar, ville kloakkvannet kunne spres i alle retninger avhengig av vindretningen. Konsentrasjonene ville etter noen hundre meter forventes å bli under 100 koliformebakterier per 100 ml og etter noen få kilometer under 10 koliforme bakterier per 100 ml i overflaten. I følge simuleringene ble kloakkvann, som lekket ut under sprangsjiktet på omkring 20 meter, spredt videre på dypt vann uten å nå overflaten. Dette bør være et realistisk scenarium sommerstid. Temperaturen på lekkasjevannet vil da være kaldere enn overflatevannet slik at det i stor grad vil synke ned til under overflaten. Dette er gunstig med hensyn til badeaktivitet i Hamarområdet og inntak av vann i overflaten. Det er sannsynlig at spesielt sterke vinder mot sørvest kan resultere i fralandsstrøm og tilstrekkelig sterke oppadrettede strømmer langs land til at overflaten kan bli påvirket. Om våren, utover høsten og til dels om vinteren vil lekkasjer i overflaten eller nær overflaten i større grad forventes å bli spredt nær overflaten. Ved sterk pålandsvind vil stoffet spres nedover til større dyp. På vestsiden av Furnesfjorden gjelder det samme som på "Hamar siden". Om sommeren vil lekkasjer i overflaten synke ned og spres under sprangsjiktet. I resten av året kan spredningen i større grad finne sted nær overflaten. Ved sterk fralandsstrøm, som følge av vinder mot nordøst, kan oppoverrettede strømmer langs land likevel tenkes føre lekkasjevann til overflaten også om sommeren. På vestsiden av Furnesfjorden gjelder det samme som på "Hamar siden". Om sommeren vil lekkasjer i overflaten synke ned og spres under sprangsjiktet. I resten av året kan spredningen i større grad finne sted nær overflaten. Ved sterk fralandsstrøm, som følge av vinder mot nordøst, kan oppoverrettede strømmer langs land likevel tenkes føre lekkasjevann til overflaten også om sommeren.

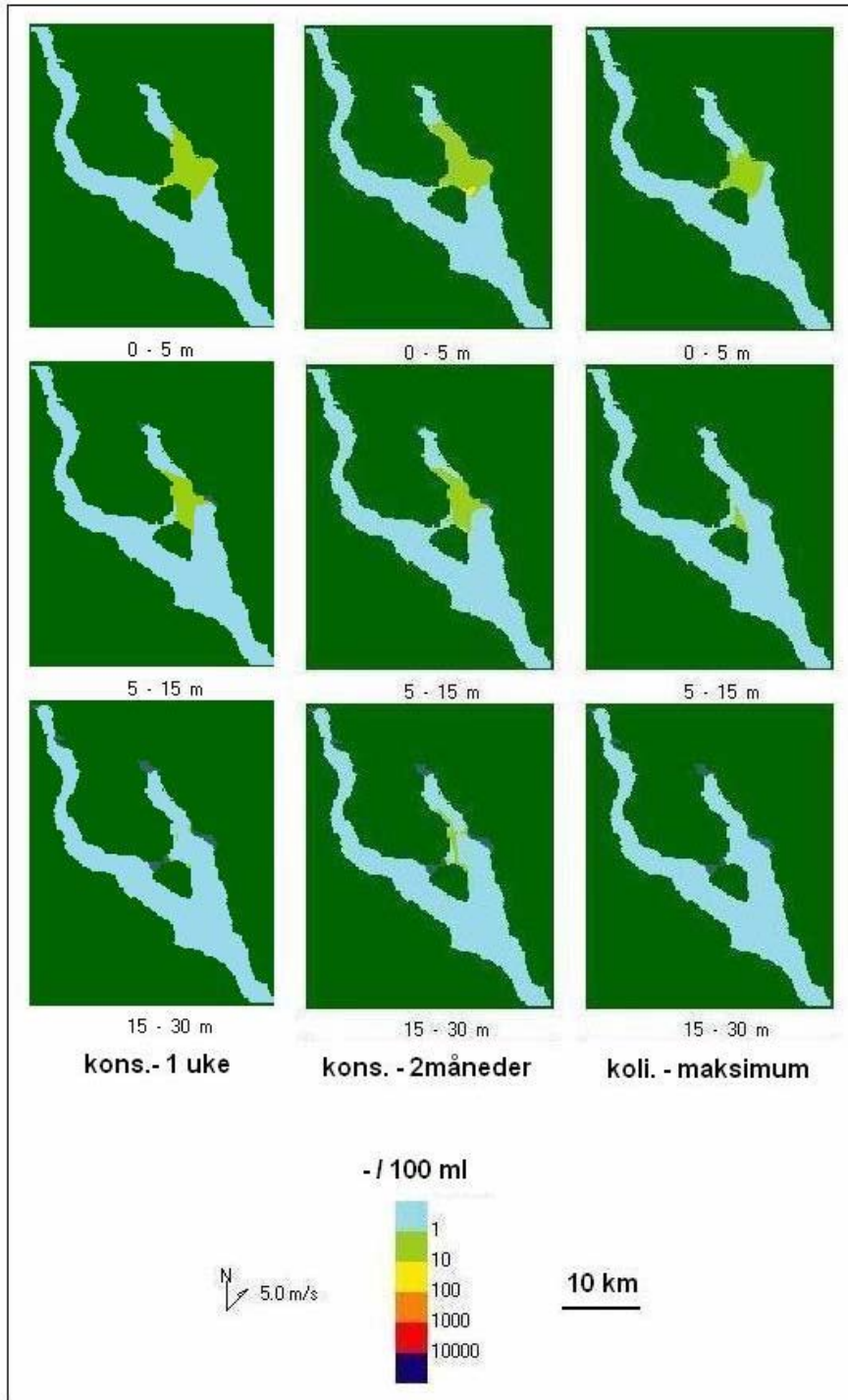
Den følgende beskrivelse av lekkasjer i Nessundet representerer urensset utslipp i dagens avløpsledning. Lekkasjer i overflaten i Nessundet vil ha varierende spredningsforløp avhengig av vindretningen. Spesielt gir vind mot nord og nordøst spredning til Furnesfjorden. Vind mot vest og nordvest forventes å gi spredning vestover og nordover i Mjøsas hovedbasseng. Vind mot sørøst og sør gir stor opphopning av stoff i Nessundet og moderat spredning sørover i Mjøsas hovedbasseng. Også vind mot nordvest kan gi stor opphopning av stoff i Nessundet. Om sommeren vil det også here

forventes at lekkasjer i overflaten vil dukke ned mot bunnen. Imidlertid er omtrent hele sundet grunnere enn 20 meter og store deler grunnere enn 10 meter. Vi kan forvente konsentrasjoner på mellom 10 og 100 koliforme bakterier per 100 ml. Krav til til godt badevann på 100 koliforme bakterier per 100 ml vil kunne bli overskredet.



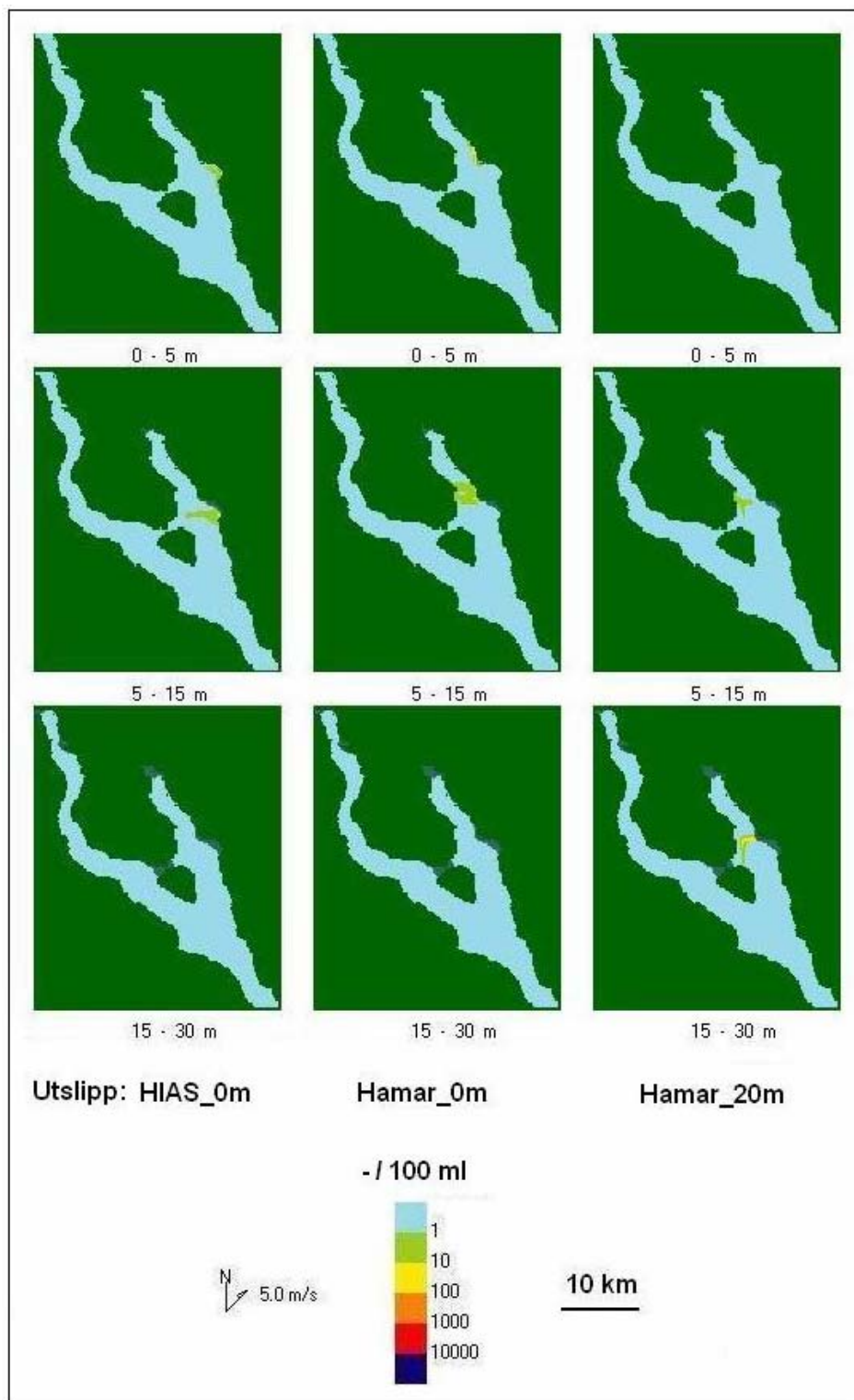
Figur 30. Vind mot NØ, strøm.

Vannet strømmer innover Furnesfjorden i overflaten og returnerer langs bunnen.



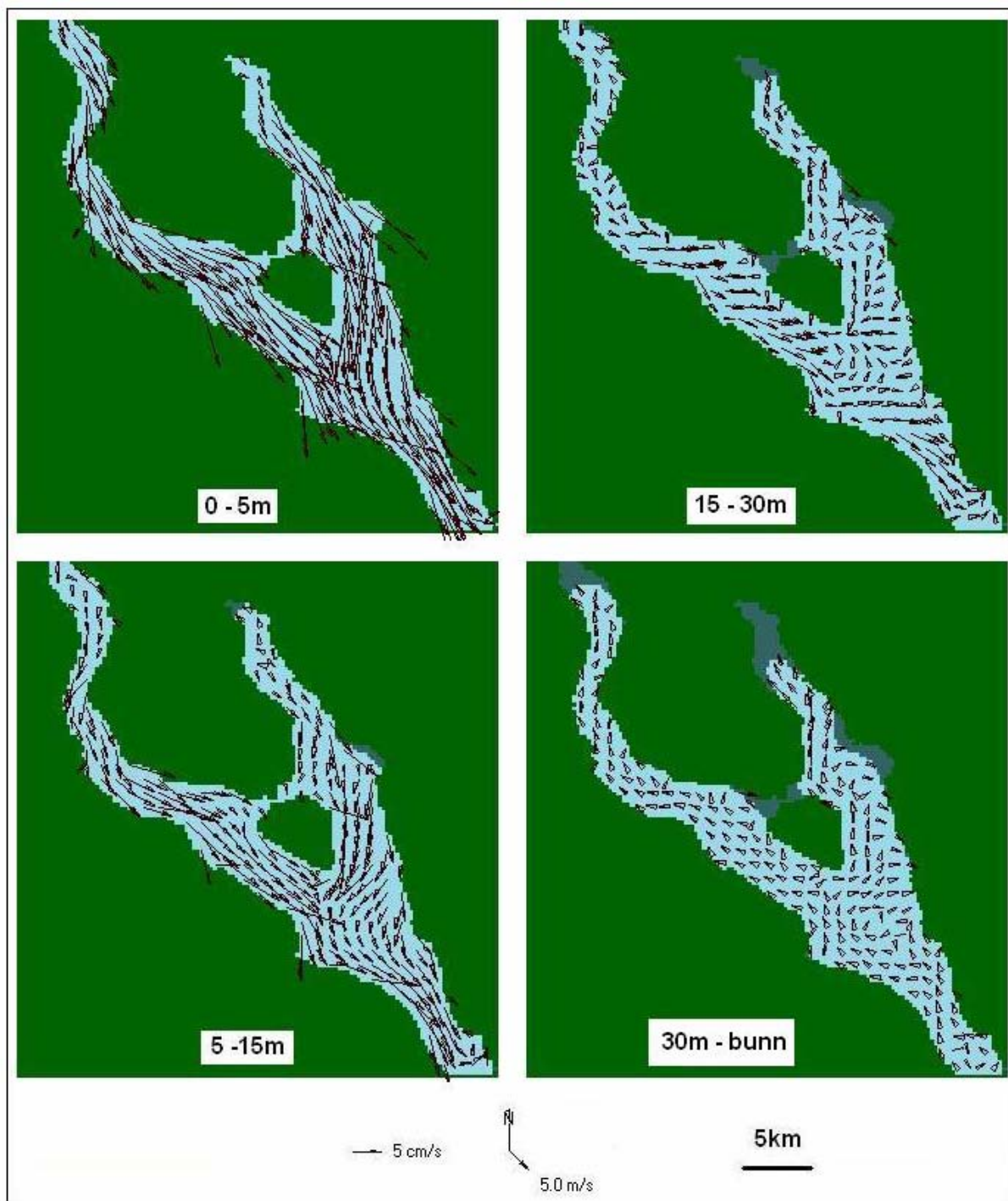
Figur 31. Vind mot NØ, spredning ved lekkasje i Nessundet.

Stoffene ble spredt mot Hamar og innover i Furnesfjorden, **Figur 31**. Etter to måneder ble utgangskonsentrasjoner på 1 mill./100 ml redusert til mellom 1 og 10 per 100 ml for et konservativt stoff, dvs. en fortykning på over 100 000 ganger. For koliforme bakterier, med dødsrate som reduserer antallet til 1/10 i løpet av ca. 5 døgn, var spredningsområdet mindre. Ved strendene ved Hamar var konsentrasjonene ca. 1 koli.bakt. per 100 ml, dvs. en reduksjon av utgangskonsentrasjonene på 1 mill. ganger.

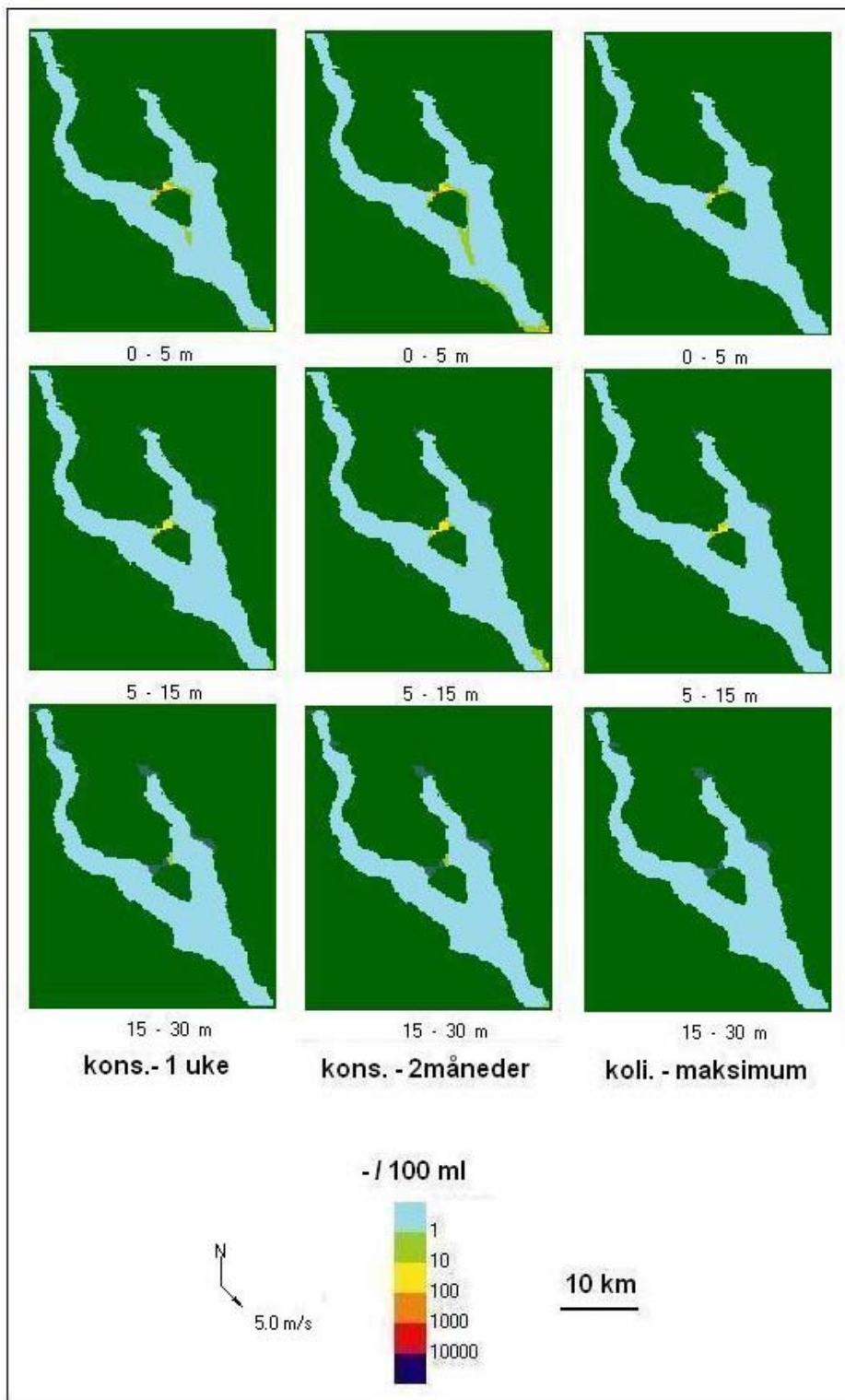


Figur 32. Vind mot NØ, spredning av koliforme bakterier ved lekkasje fra Hamar.

Utslippet ved Hamar ble i hovedtrekk spredt nedover langs land og utover igjen under overflaten, **Figur 32**. Utslipp under overflaten forble der. Utgangskonsentrasjonene ble raskt fortynnet til mer enn 100 000 ganger.

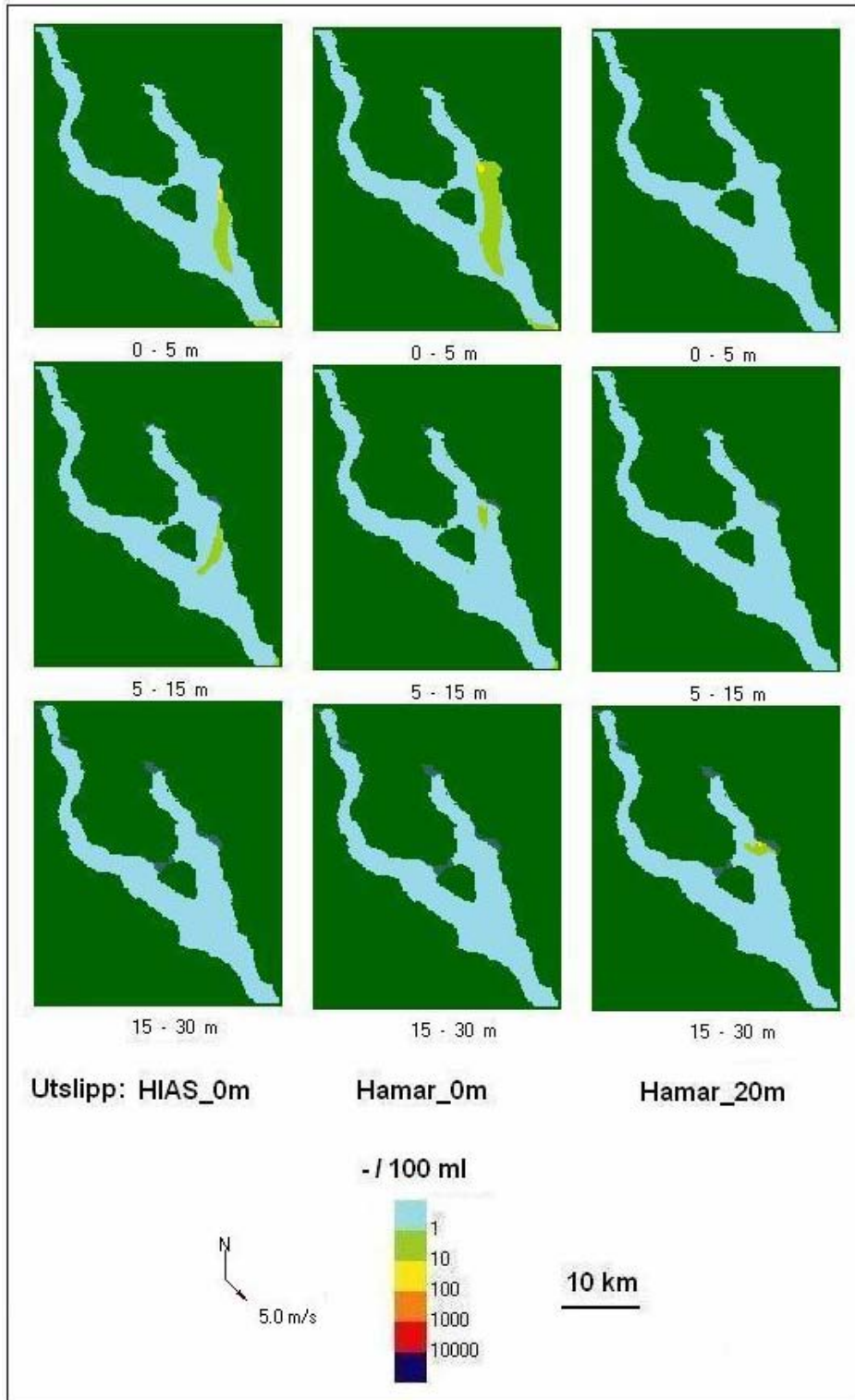


Figur 33. Strøm ved vind mot SØ, strøm.
Vannet strømmet utover Furnesfjorden i overflatelagene og innover langs bunnen.



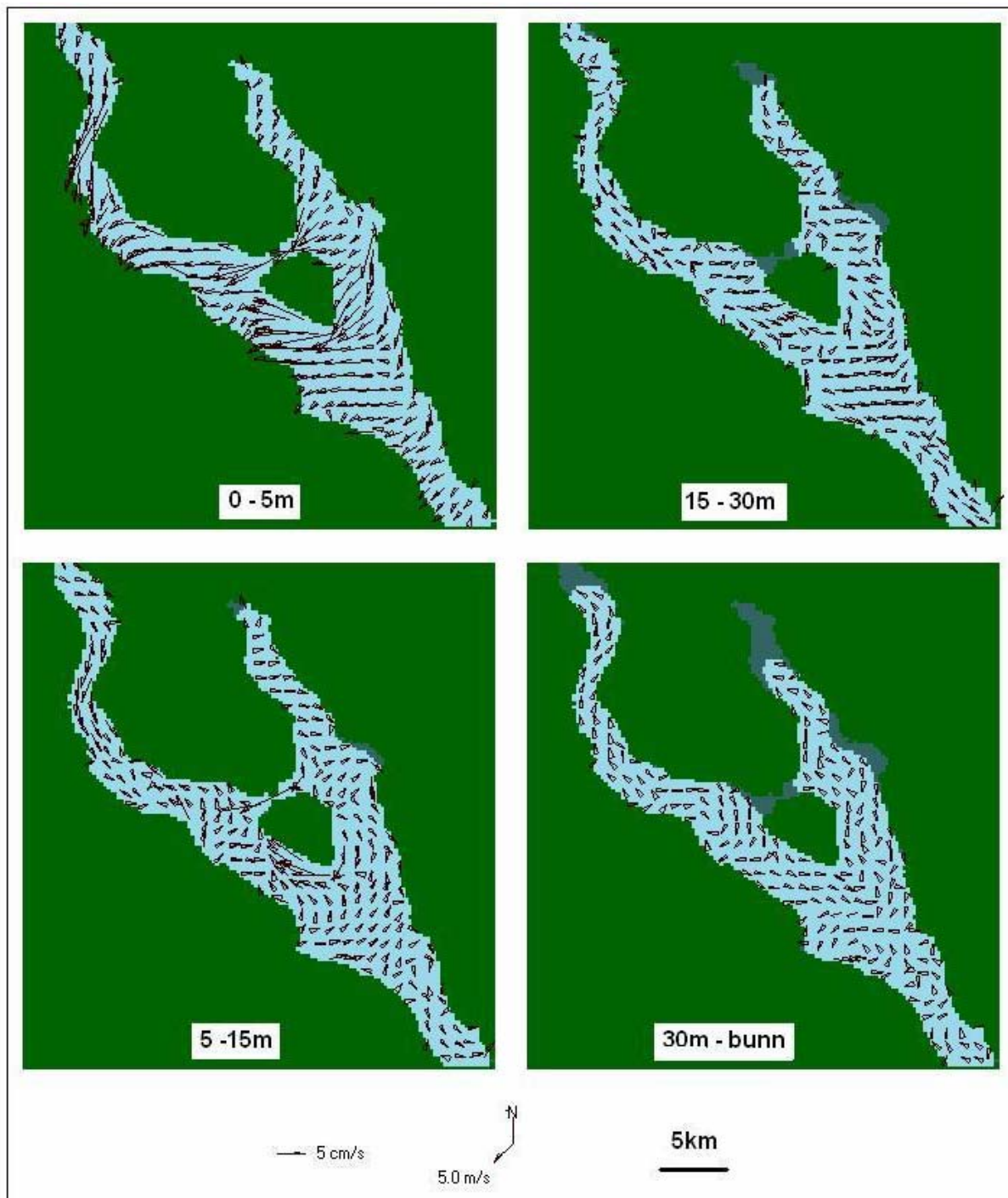
Figur 34. Vind mot SØ, spredning ved lekkasje i Nessundet.

Stoffet ble i liten grad spredt sørover, **Figur 34**. Små strømhastigheter i Nessundet førte til høye konsentrasjoner der og liten spredning videre. Koliforme bakterier forble i Nessundet.

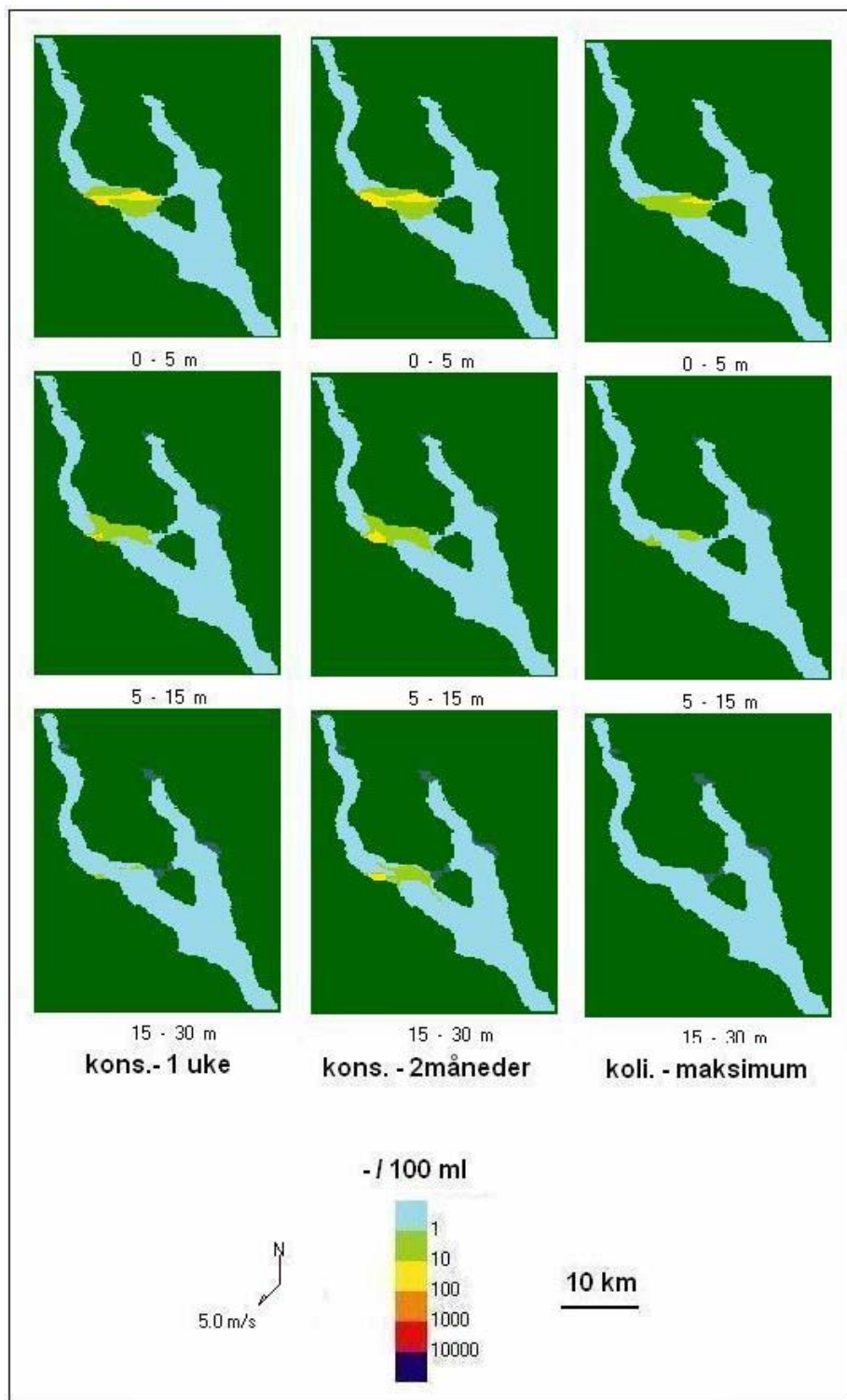


Figur 35. Vind mot SØ, spredning av koliforme bakterier ved lekkasje fra Hamar.

Bakteriene ble spredt sørover i Mjøsa, **Figur 35**. Verdiene ble etter et par kilometer redusert mer enn 100 000 ganger. Utslipp under sprangsjiktet forble der. Imidlertid skal det liten endring i vindretningen til før fralandsstrømmen på overflaten fører til oppadrettede strømmer langs land med tilhørende stofftransport til overflaten.

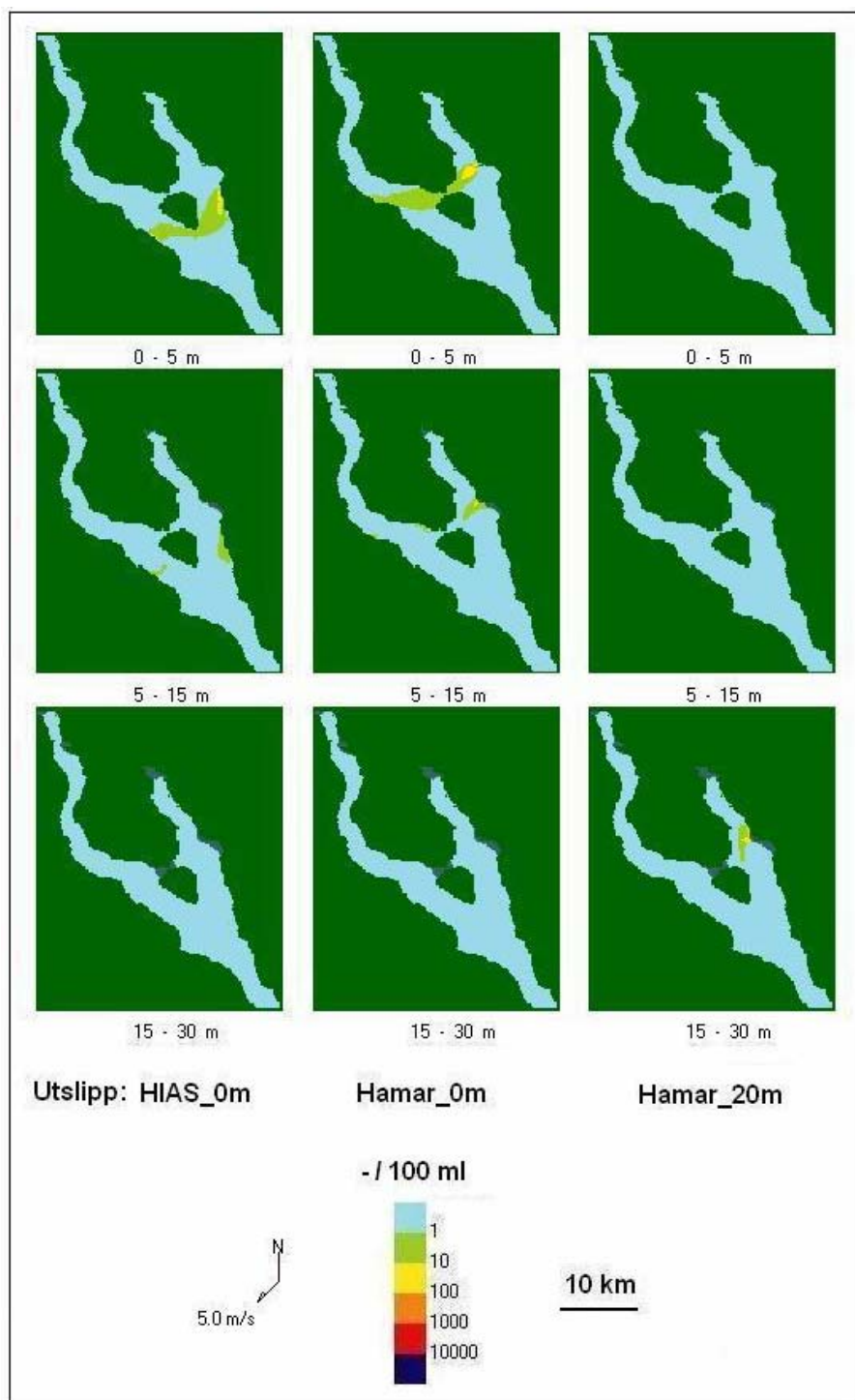


Figur 36. Strøm ved vind mot SV, strøm. I overflaten strømmet vannet fra vestsiden av Furnesfjorden rundt Helgøya og nordover. På større dyp strømmet vannet i motsatt retning.



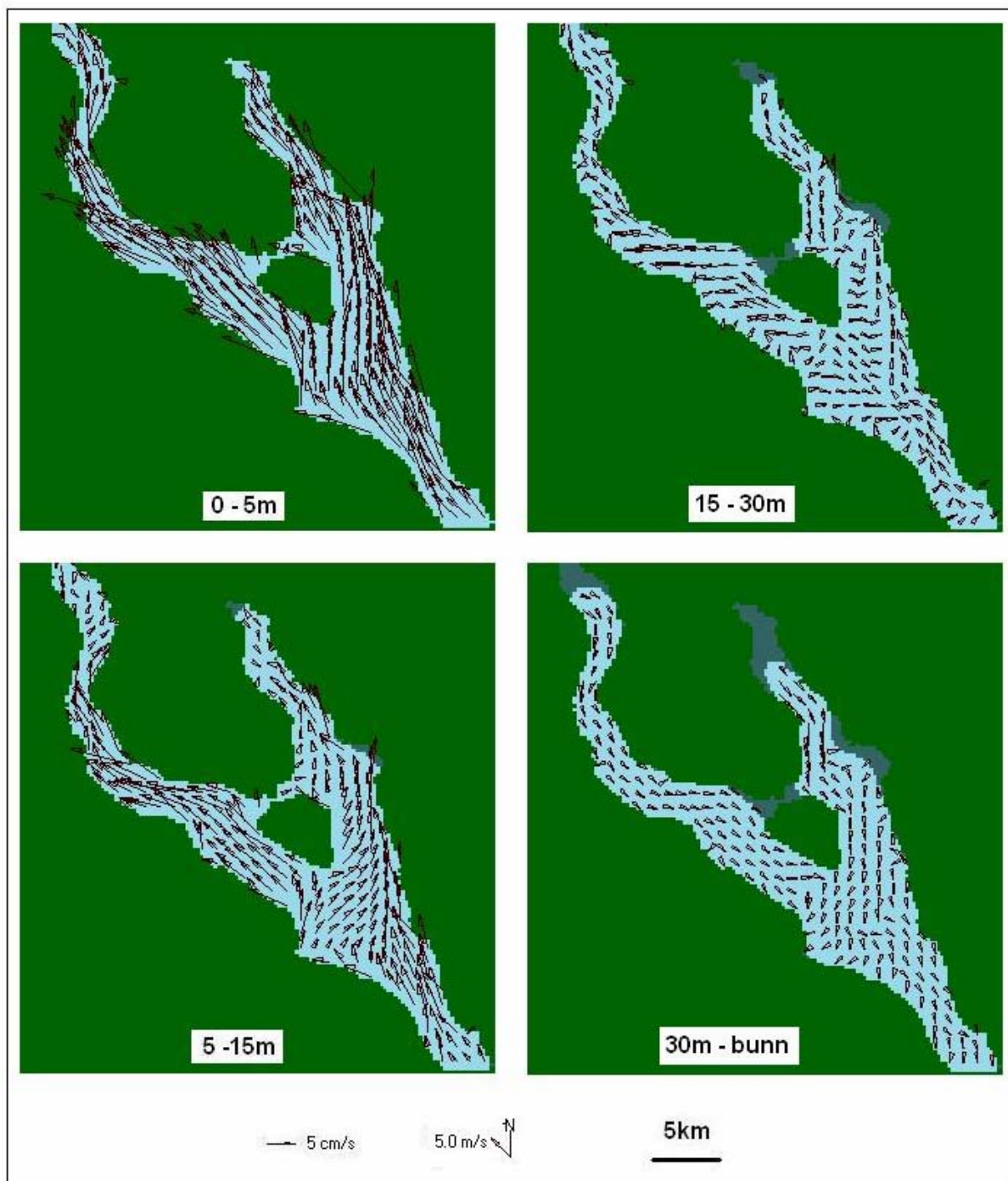
Figur 37. Vind mot SV, spredning ved lekkasje i Nessundet.

Stoffet ble spredt i overflaten mot vestsiden av Mjøsa og dukket der ned til større dyp, **Figur 37**. Etter to måneder oppnådde konservative stoffer konsentrasjoner på opp i mot 100 enheter per 100 ml. For koliforme bakterier ble konsentrasjonene under 10 per 100 ml etter en transportavstand på omkring 5 km.



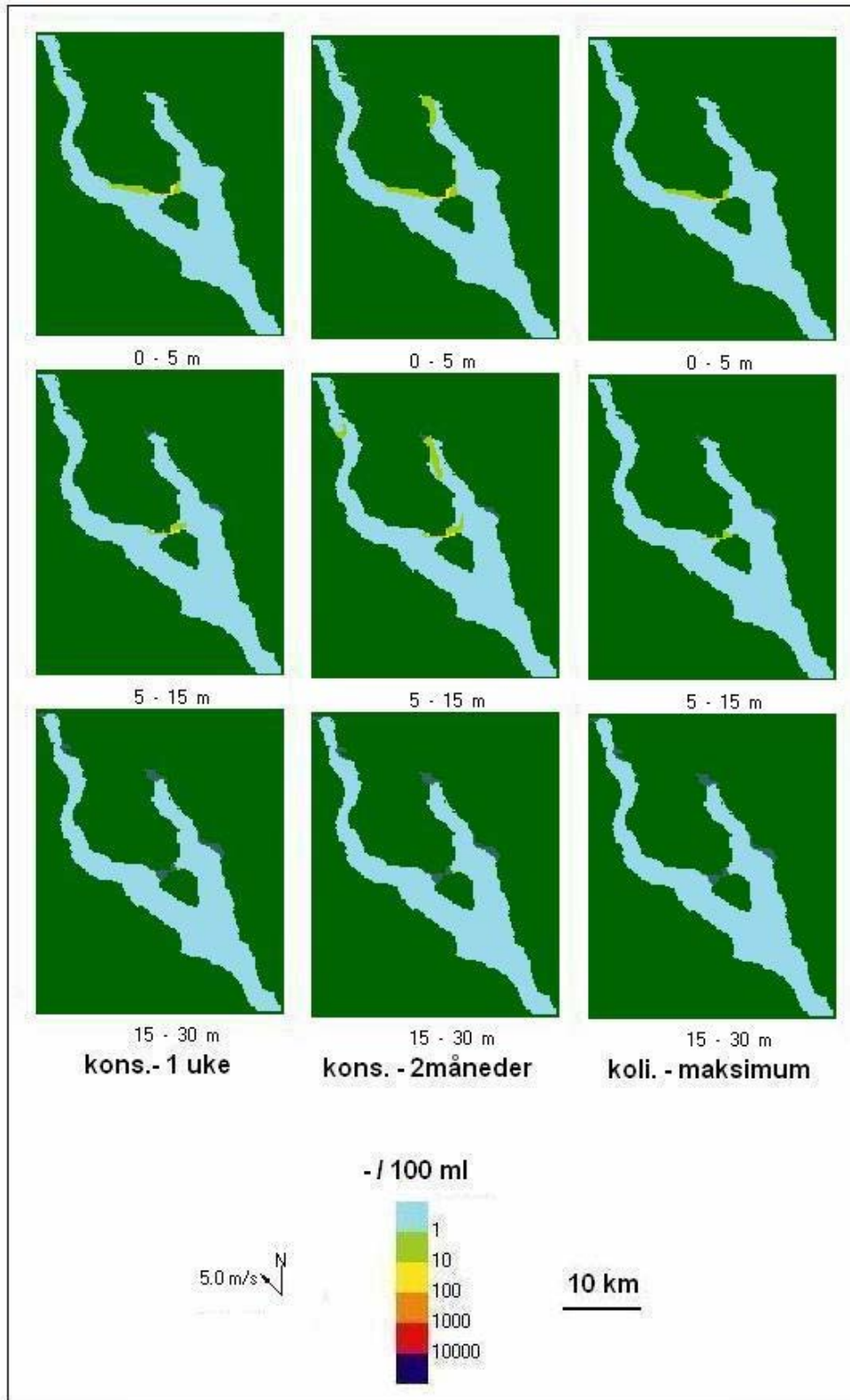
Figur 38. Vind mot SV, spredning av koliforme bakterier ved lekkasje fra Hamar.

Bakterier fra overflatevannet ved HIAS og Hamar ble spredt rundt Helgøya henholdsvis på sørsiden og gjennom Nessundet, **Figur 38**. Konsentrasjonene var under 10 per 100 ml. i områdene rundt Helgøya. Lekkasje under sprangsjiktet på ca. 20 m nådde ikke overflaten.



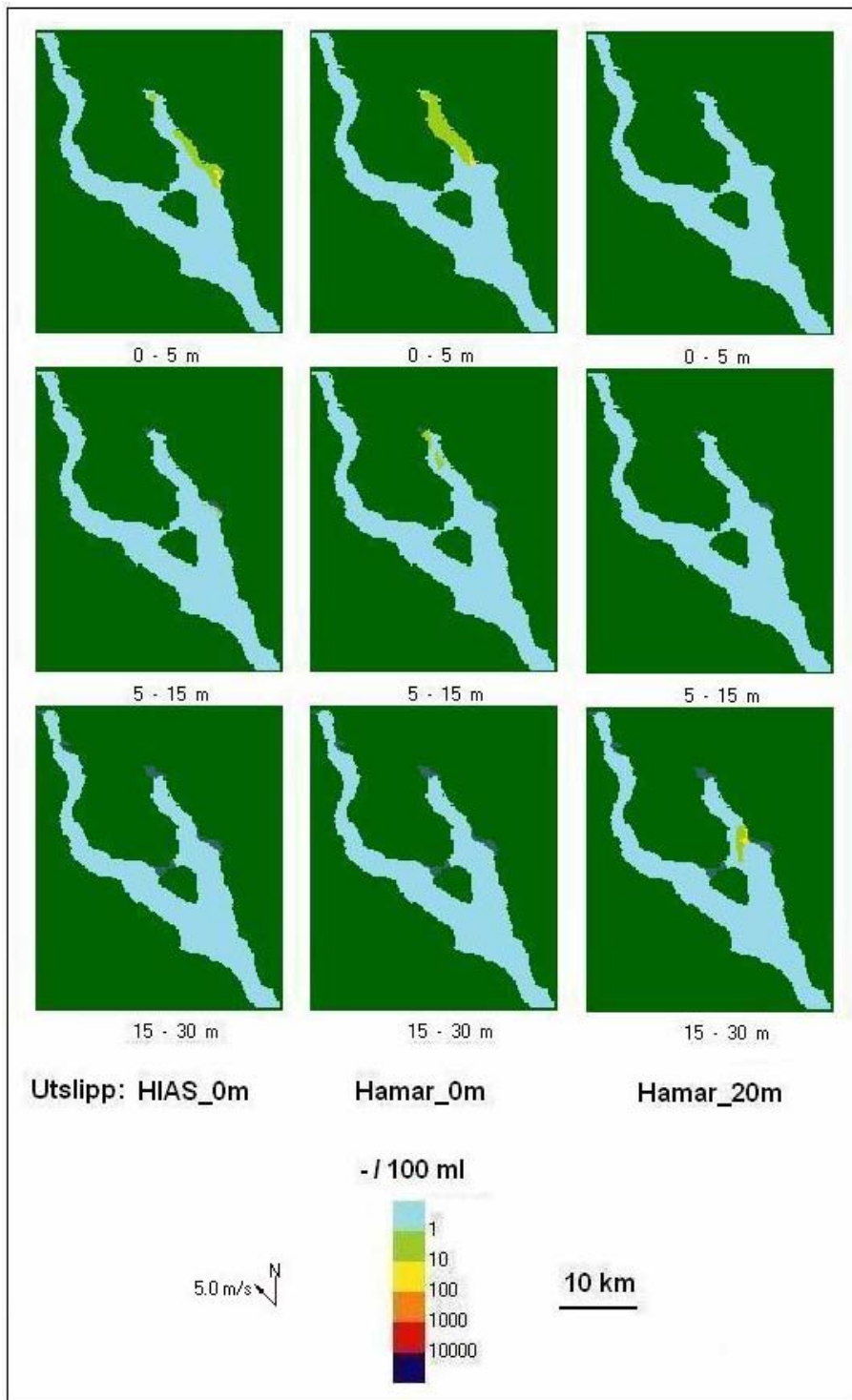
Figur 39. Strøm ved vind mot NV, strøm.

Vannet i overflaten strømmet nordover i Mjøsas lengderetning med en tendens til oppstuvning langs østre bredd, **Figur 39**. På større dyp oppsto det svake returstrømmer.



Figur 40. Vind mot NV, spredning ved lekkasje i Nessundet.

Spredningen foregikk nordover fra begge sider av Nessundet, **Figur 40**. Utenfor Nessundet ble konsentrasjonene lavere enn 10 per 100 ml.



Figur 41. Vind mot NV, spredning av koliforme bakterier ved lekkasje fra Hamar.

Bakteriene som lekket ut i overflaten ble spredt innover i Furnesfjorden, **Figur 41**. Etter noen kilometers transport ble konsentrasjonene under 10 per 100 ml. Lekkasje under sprangsjiktet ble transportert utover mot Mjøsas hovedbasseng uten å nå overflaten.

4. Diskusjon og konklusjoner

4.1 Hva kan avløpsvann inneholde og hvor mye kan tolereres

Indikatorbakterier og sykdomsfremkallende mikroorganismer i avløpsvann

Kommunalt avløpsvann inneholder mange ulike mikroorganismer (bakterier, virus og parasitter), både ufarlige mikroorganismer og mulig sykdomsfremkallende mikroorganismer. Ved overvåking av drikkevann og badevann er det en umulig jobb å påvise alle typer sykdomsfremkallende mikroorganismer som potensielt kan være tilstede. I stedet analyserer man for ulike typer indikatororganismer. Dette er mikrober som finnes i store mengder i all avføring fra mennesker og dyr, og som har varierende overlevelsestid i vann. *E. coli* har forholdsvis kort overlevelsestid i vann og indikerer fersk avføring, Intestinale enterokokker overlever noe lenger, mens *Clostridium perfringens* kan danne sporer som kan overleve meget lenge i resipientvann. Når man finner en indikatororganisme i vannet, er dette et tegn på at det også kan finnes sykdomsfremkallende organismer i det samme vannet. Mengden indikatorbakterier i urensset avløpsvann (cfu/100 ml) er typisk (Naturvårdsverket, 2002):

Koliforme bakterier	10^5 - 10^7
<i>E. coli</i>	10^5 - 10^7
Intestinale enterokokker	10^5 - 10^6
<i>Clostridium perfringens</i>	10^4

Sykdomsfremkallende mikroorganismer (såkalte patogener) tilføres avløpsvannet via infiserte personer som enten kan være syke eller kun bærere av sykdom. Innholdet av patogener i avløpsvannet vil derfor variere veldig og avhenge av forekomsten av smittsomme sykdommer blant de abonnentene som er tilknyttet. I tillegg vil avløp fra industrivirksomheter som slakterier, samt overvann med ekskrementer fra dyr og fugler kunne gi et bidrag (Norvar, 2004). Forekomsten av patogener og indikatorbakterier vil i tillegg til tilført mengde også være avhengig av fortynningsgraden i ledningsnettet og evnen til å overleve i avløpsvann.

De vanligste bakterielle smittestoffene fra avføring; *Campylobacter*, *Salmonella*, *Shigella* og *Yersinia enterocolitica*, har nær samme overlevelsessevne i resipientvann som *E. coli* (Folkehelseinstituttet 2004). Overlevelsen av virus er generelt lenger, og forekomst av Intestinale enterokokker brukes gjerne som indikator på mulig tilstedeværelse av virus. Blant virus er det norovirus, enterovirus og hepatitt A og E virus som har forårsaket flest utbrudd i Europa. Mengden virus i kommunalt avløpsvann varierer veldig, blant annet ble norovirus bare funnet i perioden november-februar, da med typisk nivå på ca 10^3 per liter (Ottoson, 2006). Enterovirus kan finnes i avløpsvann i typiske konsentrasjoner 10^2 - 10^5 per liter (Aulicino 1996; Ottoson 2006). Parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium* kan overleve lenge i resipientvann i likhet med indikatorbakterien *Clostridium perfringens*. Ved analysering av innløpsvann til 40 norske avløpsrensaneanlegg ble det funnet *Giardia* cyster ved 93 % av anleggene og *Cryptosporidium* oocyster i 80 % av anleggene. Verdiene varierte fra 0 til ca. 20 000 parasitter per liter (Robertson *et al.* 2006). Tilsvarende har internasjonale undersøkelser vist konsentrasjoner av *Giardia* cyster i kloakk i størrelsesorden 10^3 - 10^4 per liter (Caccio 2003; Ottoson 2006). Robertson og Gjerde (2006) har nylig rapportert at det er liten sannsynlighet for infeksjoner av disse parasittene dersom de har "overvintret" i norsk

vannmiljø, det ble observert reduksjon til 1/100 av levende *Cryptosporidium* oocyster etter ca 20 uker og tilsvarende reduksjon i *Giardia* cyster etter ca 1 måned ved vintertemperatur.

Råvann for drikkevannsproduksjon

Drikkevannsforskriften krever to uavhengige hygieniske barrierer ved produksjon av drikkevann. Dersom kilden skal aksepteres som en hygienisk barriere (dvs. kun en hygienisk barriere i vannbehandlingen/enkel vannbehandling) skal det ikke påvises termotolerante koliforme bakterier (*E. coli*) i flesteparten av vannprøvene. Sporadiske funn av inntil 3 termotolerante koliforme bakterier (*E. coli*) per 100 ml kan aksepteres (hvor ofte avhenger av vannverkets størrelse). Likeledes kan sporadiske funn av parasitter av typen *Giardia* eller *Cryptosporidium* ≤ 1 pr 10 liter aksepteres. Norge har i mange år praktisert prinsippet at det er bedre å sikre et hygienisk trygt vann ved å unngå forurensning av kilden, enn å introdusere vannbehandling senere for å fjerne forurensninger. Der vannkildene ikke er tilstrekkelig sikre må dette kompenseres for ved å bygge inn minimum to hygieniske barrierer i vannbehandlingen (Mattilsynet, 2005).

Vann som brukes til jordvanning i Norge viser stor variasjon med hensyn på mikrobiologisk vannkvalitet. Det er ikke uvanlig at overflatevann som brukes til dette formålet inneholder > 100 *E. coli* pr 100 ml (Johannessen 2007).

Tabell 4. Krav til bakterieinnhold i vann som nyttes til bading og rekreasjon (Folkehelseinstituttet, 1994)

Parameter	God	Mindre god	Ikke akseptabel
Termotolerante koliforme bakterier/100 ml (<i>E. coli</i>)	< 100	100-1000	> 1000
Fekale streptokokker/100 ml (Intestinale enterokokker)	< 100	100-1000	> 1000

Tabell 5. Krav til til bakterieinnhold i vann som nyttes til jordbruksvanning (SFT, 1997)

Parameter	Godt egnet	Egnet	Mindre Egnet	Ikke Egnet
Termotolerante koliforme bakterier/100 ml (<i>E. coli</i>)	< 2	2-20	20-100	>100
Koliforme bakterier/100 ml	<20	20-200	200-1000	>1000

4.2 Hvordan kan valg av trasé redusere mulig forurensning av Mjøsa

Sammenlikner vi de simulerte konsentrasjonene med myndighetenes krav til bading og jordvanning, ser vi at det neppe kan forventes å oppstå problemer ved spredning av lekkasjene, i alle fall ikke etter å ha blitt transport noen kilometer fra utslippspunktet, **Tabell 4** og **Tabell 5**. I nærsonen til utslipp nær overflaten vil det være en betydelig forurensning. Dersom en påvirkning fra lekkasje kommer i tillegg til andre kilder kan dette bidra til å overskride grensen for bruk av resipienten som barriere.

De største forurensende konsentrasjonene vil finne sted i overflatevannet. Dersom lekkasjene når overflaten eller private vanninntak uten avansert vannbehandling, kan dette overskride grensevannverkne for akseptabelt vannkvalitet nær bruddet på rørledningen. Etter spredning i noen kilometer vil konsentrasjonene sannsynligvis kunne aksepteres som badevann.

Om sommeren vil et relativt kaldt lekkasjevann lagre seg inn under overflaten samtidig som sprangsjiktet motvirker at det spres til overflaten. Dette er gunstig med hensyn til bading og jordvanning. Ved ledningsbrudd nær land kan lekkasjevannet likevel trenge opp til overflaten dersom vindretningen er slik at vannet i overflaten strømmer vekk fra land. Det kan følgelig være gunstig å legge rørledningen dypere enn 40 meter.

Om lekkasjen skjedde i overflaten nær land ved Hamar, ville kloakkvannet kunne spres i alle retninger avhengig av vindretningen. Konsentrasjonene ville etter noen hundre meter forventes å bli under 100 koliformebakterier per 100 ml og etter noen få kilometer under 10 koliforme bakterier per 100 ml i overflaten. Simuleringer av utslipp på 20 meters dyp vil sannsynligvis passe bra for en sommersituasjon, men gi for små konsentrasjoner vinterstid. Scenariene som beskriver spredning av lekkasjene innlagret i de øverste fem meterene er trolig representative for en vintersituasjon, men gi for høye verdier om sommeren. Dette er gunstig med hensyn til badeaktivitet og vanninntak i overflaten om sommeren.

Dersom det skulle oppstå et brudd vil det alltid være et alternativ å koble vekk sjøledningen og slippe kloakken ut i Nessundet i den eksisterende ledningen. Lekkasje i Nessundet vil kunne spre seg inn i Furnesfjorden og mot Hamar, mot Gjøvik eller sørover forbi Helgøya avhengig av vindretningen. Konsentrasjoner av koliforme bakterier vil i følge simuleringene, med unntak av i selve sundet, bli under 10 per 100 ml., dvs. en reduksjon av utgangskonsentrasjonen på mer enn 100 000 ganger. Om stoffet var konservativt ville det i løpet av et par måneder bli spredt til et noe større område og med noe høyere konsentrasjoner enn koliforme bakterier, men likevel med konsentrasjoner av samme størrelsesorden. Vi antar at en lekkasje bør kunne repareres i løpet av et noen måneder slik at simuleringene representerer et bilde av en i verste fall situasjon for stoffer med langsom nedbrytning. I selve sundet kan konsentrasjonene forventes å bli over 100 koliforme bakterier per 100 ml, dvs. over kravet til godt badevann.

Dersom dagens utslippsledning blir forlenget utover i Mjøsas hovedbasseng til 40 meters dyp ville overflatevannet kun forventes å bli påvirket i sirkulasjonsperiodene sent på høsten/vinter og om våren, og da med betydelig fortynning. Vi forventer at konsentrasjoner i overflatelaget da sjelden vil bli over 10 koliforme bakterier per 100 ml. Om sommeren vil overflatevannet neppe bli påvirket. Konsentrasjoner av konservative stoffer blir av samme størrelse nær utslippspunktet. Spredningen vil overveiende skje i Mjøsas hovedbasseng, dvs. i liten grad til via Nessundet til Furnesfjorden.

Dersom det skulle oppstå et brudd vil det være et alternativ å koble bort sjøledningen og slippe kloakken ut i Nessundet i den eksisterende ledningen. Dersom bruddet skjer på dypt vann (dypere enn 40 m), vil den beste løsningen sannsynligvis være å la lekkasjene fortsette der inntil bruddet lar seg reparere. Dersom analyser av inntaksvannet til spesielt Hamar vannverk likevel skulle vise for høye verdier kan Nessundet være et alternativ. Dersom bruddet skjer nær overflaten, og da spesielt om sommeren, må man ut i fra lokalkunnskap avgjøre hvor lekkasjene er minst ønskelige. Det blir også en avveining om hva som er mest uheldig av en liten påvirkning av dypvannsinntaket til de store vannverkene eller en relativt større påvirkning av overflatevannet som brukes til private vannverk, jordvanning og rekreasjon.

Et brudd på ledningen vil kunne registreres umiddelbart. Det vil imidlertid ta tid før selve bruddstedet blir lokalisert. Følgelig vil det være behov for å gjøre et valg uten å vite hvor bruddstedet er. En ledning i Nessundet forlenget til 40 meters dyp vil alltid være en god løsning med kjente konsekvenser. Valg av utslipp i dagens ledning i Nessundet vil også ha kjente konsekvenser, men ha større negative effekter for overflatevannet der dette måtte bli transportert. Dersom man velger å ikke gjøre noe, dvs. lar lekkasjene fortsette på bruddstedet, vil konsekvensene være mer usikre. Dette kan både være bedre eller dårligere enn å overføre lekkasjene til Nessundet avhengig av bruddsted avhengig av hvor man anser påvirkningene som mest uheldige. I de fleste tilfellene vil det være bedre å la lekkasjene fortsette på bruddstedet enn å overføre til dagens utslippsted i Nessundet. Hvis vi som en absolutt prioritering vil unngå en sporadisk påvirkning av inntaket til først og fremst Hamar vannverk, bør man velge å lede lekkasjene til Nessundet via dagens ledning.

Vanninntaket til Nes vannverk ligger like utenfor utslippet i Nessundet. Simuleringen som dekket tre års kontinuerlige tilførsler hadde maksimumverdiene 10 og 0,3 mg/100 ml for henholdsvis konservativt stoff og koliforme bakterier, **Tabell 2** og **Tabell 3**. Utslipp av noen måneders varighet vil følgelig få enda mindre effekt, særlig for stoffer med lang levetid. Det store inntaksdypet på 292 m synes å være en effektiv hindring. Påvirkningen vil inntreffe i sirkulasjonsperiodene. Om sommeren vil påvirkningen i følge simuleringene neppe bli målbar. Dersom utslippsdypet endres til 40 meter, bør dette ikke endre denne situasjonen.

På bakgrunn av simuleringresultatene bør man tilstrebe å legge ledningen mellom 40 og 120 meters dybde. Dypere enn 40 meter for å unngå å påvirke overflatelagene og grunnere enn 120 meter for å redusere påvirkningen av de store vanninntakene på dypt vann. Vanninntaket til Hamar vannverk, med inntaksdyp på 145 m, er mest utsatt og dermed styrende for valg av kriterier med hensyn til hvor dypt man anser det ønskelig å legge ledningen. I følge simuleringene var det liten forskjell mellom overflateutslipp og utslipp på 140 meter. Dersom temperaturene til avløpsvann og innsjøvann avviker fra det virkelige tilfellet, kan dette påvirke innlagringsnivået. Dette forsterker behovet for å legge ledningen høyere enn 140 meter. For sikkerhets skyld anbefaler vi å legge ledningen høyere enn 120 meter og med en avstand på minst 1 km fra vanninntaket. For de mest sentrale vannverksinntakene gir en slik plassering av ledningen maksimumkonsentrasjoner av henholdsvis koliforme bakterier og konservative stoffer på omkring 0,1 og 10 per 100 ml, **Tabell 6**. Utslipp i Nessundet (44_10m) er alternativ påvirkning dersom lekkasjene overføres til dagens utslippsledning. Utslipp 35_40m gir også en god indikasjon på påvirkning av utslipp i dagens ledning i Nessundet forlenget til 40 meters dyp.

Tabell 6. Oppsummering av maksimal påvirkning av de mest sentrale vannverksinntakene ved utslipp i Furnesfjorden nær inntaket til Hamar vannverk på 40 og 120 meters dyp (35_40m og 35_120m), samt utslipp i dagens ledning i Nessundet på 10 meters dyp (44_10m).

Vannverk/Utslipp:	Koliforme bakterier (per 100 ml)			Konservative stoffer (per 100 ml)		
	35_40m	35_120m	44_10m	35_40m	35_120m	44_10m
Hamar	0.10	0.45	0.01	5.7	11.2	4.5
Stange	0.07	0.11	0.02	10.8	11.8	9.7
Nes	0.06	0.06	0.34	10.3	10.6	9.7
Gjøvik	0.06	0.06	0.34	10.2	11.2	0.3

Vi har så langt lagt vekt på hygieniske forhold som anses som viktigst i denne sammenhengen. Vi skal her kort gi noen kommentarer til hvordan lekkasjene kan påvirke eutrofieringsforhold, dvs. uønsket stor algevekst. Økte næringssalter og da spesielt fosfor vil føre til økt algevekst dersom lys og temperaturforhold er gunstige. Skjer lekkasjene i overflatevannet om sommeren, vil dette føre til økte algekonsentrasjoner. I Furnesfjorden var midlere klorofyll konsentrasjoner i vekstsesongen 2006 2,7 µg kla/l. I følge SFT klassifiseringssystem resulterer dette i tilstandsklasse 2 God (SFT 1997). Målsetningen er 2,0 µg kla/l, noe som tilsvarer tilstandsklasse 1 Meget god. Følgelig at det ikke ønskelig med ytterligere tilførsler av næringsstoffer. Dette er en ekstra grunn til å holde lekkasjene på dypt vann inntil bruddet lar seg reparere. En forlenging av dagens utslippsledning i Nessundet mot Mjøsas hovedbasseng vil være en god løsning. Påvirkning av algeveksten som følge av en lekkasje isolert sett vil neppe være målbar. De hygieniske aspektene vil være langt viktigere.

Vi skal også se litt på hvilke eutrofieringseffekter vi kan forvente oss i Nessundet ved ulike utslippsalternativer. De hygieniske forholdene blir i dag i følge den årlige overvåkingen

karakterisert som god (Løvik 2007). Dette gir en indikasjon på virkningen av renseanleggets utslipp også for fosfor. Det er ikke utført målinger av fosfor og alger i selve sundet. Vi antar at forholdene er sammenliknbare med nærliggende stasjon i Mjøsas slik at tilstanden kan karakteriseres som god. Ved å lede dagens utslipp til HIAS reduseres fosforinnholdet og dermed algeveksten. Forskjellene vil neppe bli målbare. Midlere innhold av total fosfor i råvannet til Nes renseanlegg er målt til noe over 10 mg/l, dvs. ca. 1000 ganger høyere enn hva som anses som god vannkvalitet. Dersom lekkasjene overføres til Nessundet om sommeren i perioder med svak vannutskiftning, vil det være fare for lokal en oppblomstring alger. Dersom dagens utslippsledning forlenges til 40 meters dyp, vil påvirkningen neppe bli merkbar.

4.3 Konklusjoner

Lekkasjer som skjer på dyp ned til 120 meter vil i liten grad påvirke inntakene til de store vannverkene på dyptvann. For de mest sentrale vannverksinntakene gir en slik plassering av ledningen maksimumskonsentrasjoner av henholdsvis koliforme bakterier og konservative stoffer på omkring 0,1 og 10 per 100 ml.

Lekkasjer grunnere enn 20 meter kan ha negative effekter som inntaksvann til private vannverk, jordvanning og til dels bading. Karakteristiske verdier for koliforme bakterier kan være over 100 per 100 ml etter noen hundre meters spredning og under 10 per 100 ml noen kilometer fra utslippspunktet. Relativt kaldt avløpsvann vil om sommeren dukke ned og i liten grad komme helt til overflaten. Dette er gunstig med hensyn til bading.

Ved brudd på ledningen mellom 40 og 120 meters dyp, vil inntakene til de kommunale vannverkene og bruk av overflatevann til private vannverk, jordvanning, bading m.m. i liten grad bli påvirket.

En gunstig trasé vil være på bunnen langs Neslandet til minst en kilometer nord for vanninntaket til Hamar vannverk og deretter over Furnesfjorden til Hamar. Det sikreste er å legge ledningen mellom 40 og 120 meters dyp.

En ledning direkte fra Nessundet til HIAS langs bunnen vil fortrinnsvis ligge mellom 100 og 200 meters dyp. Dermed vil Hamar vannverk og til dels andre vannverk bli mer påvirket ved brudd på ledningen.

En god løsning ut fra forurensningsmessige betraktninger vil være en å legge en flyteledning under overflaten mellom 40 til 120 meter direkte fra Nessundet til HIAS. Vi ser her bort i fra praktiske problemer ved legging, reparasjoner ved brudd m.m.

Dersom det skulle oppstå et brudd vil være et alternativ å koble vekk sjøledningen og slippe avløpet ut i Nessundet i den eksisterende ledningen. Dersom bruddet skjer mellom 40 og 120

meters dyp vil den beste løsningen være å la lekkasjene fortsette der inntil bruddet lar seg reparere. Dersom man ikke vet hvor bruddet er, er det størst sjanse for at den beste løsningen er å la lekkasjene fortsette på bruddstedet. Dersom sporadisk påvirkning av dypvanninntakene til først og fremst Hamar vannverk gis absolutt prioritet, bør lekkasjevannet ledes til Nessundet.

En godt alternativ vil være å forlenge dagens rørledning i Nessundet utover i Mjøsas hovedbasseng til 40 meters dyp.

5. Referanser

Aulicino FA, Mastrantonio A, Orsini P, Bellucci C, Muscillo M, Larosa G (1996). Enteric viruses in a wastewater treatment plant in Rome. WATER AIR AND SOIL POLLUTION 91 (3-4): 327-334.

CACCIO SM (2003) Giardia cysts in wastewater treatment plants in Italy
APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY 69 : 3393.

Cole, Thomas M. Wells Scott A. 2002. CE-QUAL-W2 A two dimensional, Lateral Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.1. User manual. U.S. Army Corps of Engineers, Wasington, DC. (<http://www.ce.pdx.edu/w2>).

Folkehelseinstituttet (1994). Vannkvalitetsnormer for friluftsbad.
http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg=MainLeft_5583&MainArea_5661=5583:0:15,1363:1:0:0:::0:0&MainLeft_5583=5603:41607::1:5585:1:::0:0

Folkehelseinstituttet (2004). Vannforsyningens ABC. Kapittel B-Vannkvalitet.
<http://www.fhi.no/dav/698ca28d35.pdf>

Johannessen, Gro (2007). Veterinærinstituttet. Personlig meddelelse.

Løvik , J.E. 2007. Tiltaksorientert overvåking av Mjøsa med tilløpselver
Årsrapport/datarapport for 2006. Rapport nr. 5421-2007, Norsk institutt for vannforskning, Oslo

Mattilsynet (2005). Veileder til drikkevannsforskriften. Versjon 2. September 2005.
http://www.mattilsynet.no/mattilsynet/multimedia/archive/00017/Drikkevannsforskrift_17819a.pdf

Naturvårdsverket (2002). Risiker for smittspredning via avloppsslam.
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5215-2.pdf>

NORVAR (2004) Faktaark A2/2002: Smittestoffer i avløpsvann.
[http://www.norvar.no/norvar_site/forside/informasjon_om_va/faktaark/a2_2002_smittestof
fer_i_avl_psvann](http://www.norvar.no/norvar_site/forside/informasjon_om_va/faktaark/a2_2002_smittestoffer_i_avl_psvann)

Oredalen T.J., Rohrlack T. og Tjomsland T. Tiltaksvurdering i Kolbotnvannet. Rapport nr. 5147-2006, 41 s. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.

- Ottoson J, Hansen A, Westrell T, et al. (2006). [Removal of noro- and enteroviruses, Giardia cysts, Cryptosporidium oocysts, and fecal indicators at four secondary wastewater treatment plants in Sweden](#)
- Robertson LJ, Hermansen L, Gjerde BK (2006). [Occurrence of Cryptosporidium oocysts and Giardia cysts in sewage in Norway](#) . APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY 72 (8): 5297-5303.
- Robertson LJ, Gjerde BK (2006). [Fate of Cryptosporidium oocysts and Giardia cysts in the norwegian aquatic environment over winter](#) . MICROBIAL ECOLOGY 52 (4): 597-602.
- SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04. ISBN nr. 82-7655-368-0, TA-nummer 1468/1997, Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- Simons, T.L., 1973: Development of three-dimensional numerical models of the Great Lakes. Scientific Series No. 12, Canada Centre for Inland Waters.
- Tjomsland, T. 1982. Strøm og spredningsstudier i Tyrifjorden. Rapport nr. 1191, Norsk institutt for vannforskning, Oslo.
- Tjomsland T. 2004. Abiotiske effekter i reguleringsmagasiner. Temperatur- og isforhold i Follsjøen og i vassdraget nedenfor. Miljøbasert vannføring rapport nr. 5, 24 s, Norges vassdrags- og energidirektorat, Oslo.
- Tjomsland T. og Skulberg O. 2005. Sikring av råvannskvalitet i Aurevann. Hydrologiske tiltak mot uønsket algevekst. Rapport nr. 5005, 49 s. Norsk Institutt for vannforskning, Oslo.
- Tjomsland T. and Skulberg O. M. 2007. Modelling and hydraulic management of a boreal reservoir system for mitigating nuisance agents in a public water supply –Akershus, Norway.
- VATTEN, Journal of Water Management and Research published by the Swedish Assosiation for Water, Nr.1-2007, Lund.