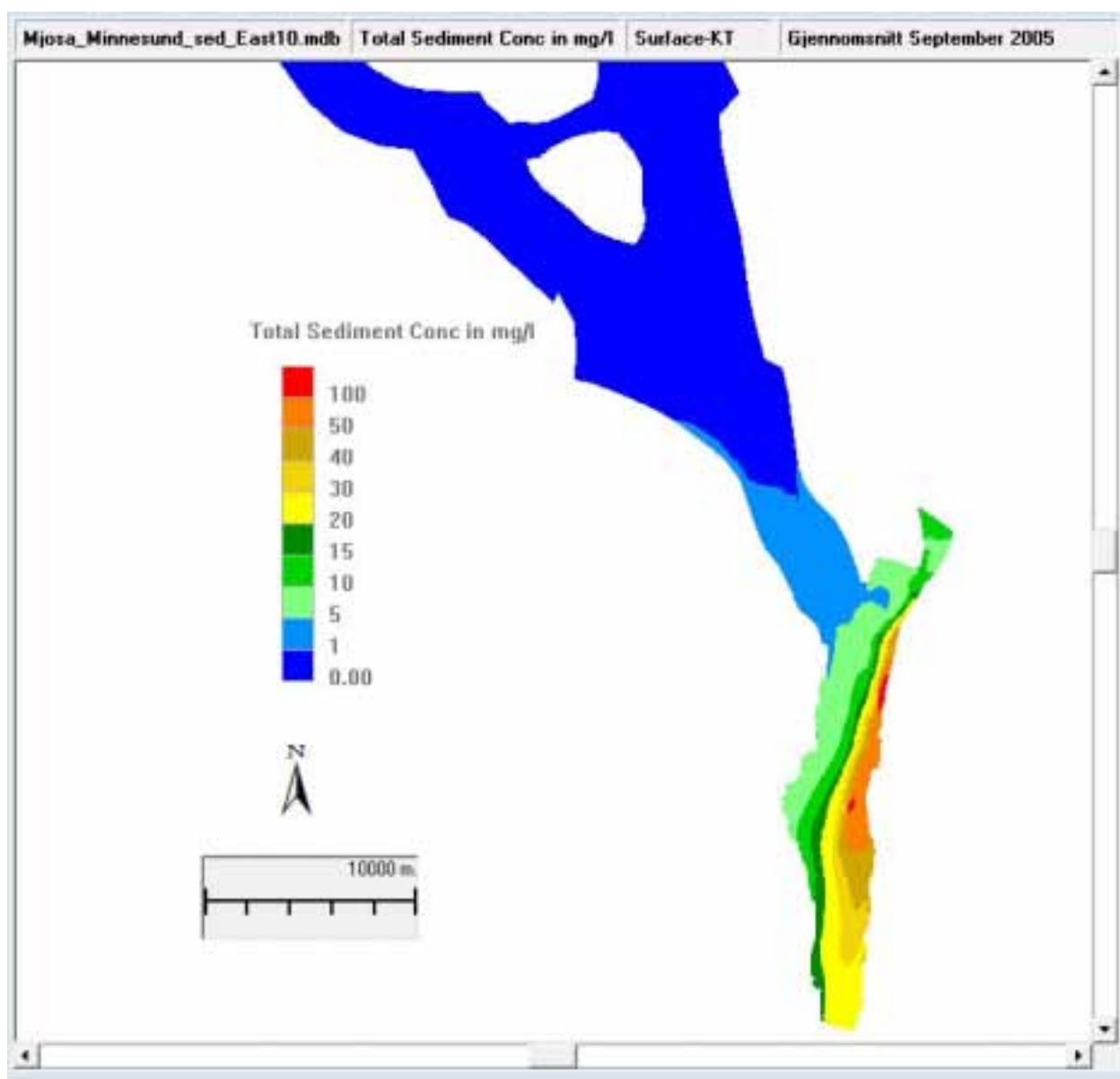


Fellesprosjektet E6-Dovrebanen.
 Dumping av masse i Mjøsa.
 Modellert partikkelspredning og
 vurdering av miljøkonsekvenser



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Fellesprosjektet E6-Dovrebanen. Dumping av masse i Mjøsa. Modellert partikkelspredning og vurdering av miljøkonsekvenser	Løpenr. (for bestilling) 6342-2012	Dato 13.04.2012
	Prosjektnr. Undernr. O-12154	Sider Pris 69
Forfatter(e) Torulv Tjomsland, Jarl Eivind Løvik, Sigurd Rognerud og Magdalena Kempa	Fagområde Forurensnings- belastning	Distribusjon Fri
	Geografisk område Akershus og Hedmark	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Jernbaneverket Utbygging og Statens vegvesen Region Øst	Oppdragsreferanse Rolf Anders Systad
---	---

Sammenheng

Vi har benyttet en matematisk modell for å beskrive spredningen av partikler i Mjøsas vannmasser som følge av dumping av masser ved to ulike scenarier. Ved begge scenariene er det særlig området Minnesund-Tangen som blir utsatt for høye konsentrasjoner. Her forventes store variasjoner i konsentrasjonene der de tidvis kan komme opp mot 100 mg/l i øvre lag av Mjøsa, mens i dypvannet forventes lavere konsentrasjoner og mindre variasjoner. I dette området vil økosystemet bli skadelidende. Særlig gjelder dette arter med liten egenbevegelse slik som dyreplankton, ishavs-relikter, bunndyr i dypere områder, samt snegl, muslinger og insektlarver i strandsonen. Fisk vil kunne unngå de mest turbide vannmassene, men gyteområder kan bli ødelagt for enkelte arter. Generelt sett vil produksjonskapasiteten for akvatiske organismer bli redusert. Når dumping av masser er avsluttet vil det skje en gradvis oppklaring, en reetablering av arter, og etterhvert en normalisering, kanskje med unntak av de mest belastede områdene hvor sedimenttilveksten har vært størst. Hvor raskt dette vil skje er avhengig av i hvilken grad habitatene (leveområdene) er endret eller ødelagt. Dumping av masser nær østbredden forventes å gi høyere konsentrasjoner langs denne bredden mot utløpet ved Minnesund, enn dumping i sentrale deler der det forventes å skje en forskyvning av massetransporten til sentrale og vestlige deler. Dette sistnevnte alternativet forventes å gi en større transport av partikler langs bunnen nordover mot Hamar og Totenområdet, og følgelig økte konsentrasjoner av partikler i råvannet særlig ved Stange vannverk, men også ved Østre Toten og Hamar vannverk om enn i mindre grad. Dette alternativet er derfor det minst aktuelle av hensyn til råvannskvaliteten.

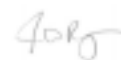
Fire norske emneord 1. Partikkeltransport 2. Miljøkonsekvenser 3. Matematisk modellering 4. Mjøsa	Fire engelske emneord 1. Sediment transport 2. Environmental consequences 3. Mathematical modeling 4. Lake Mjøsa
---	--



Torulv Tjomsland
Prosjektleder



John Rune Selvik
Forskningsleder



James Berg
Forskningsdirektør

Norsk institutt for vannforskning

Oslo

Fellesprosjektet E6-Dovrebanen
Dumping av masse i Mjøsa

**Modellert partikkelspredning
og
vurdering av miljøkonsekvenser**

Prosjektleder: Torulv Tjomsland
Medarbeidere: Magdalena Kempa
Jarl Eivind Løvik
Sigurd Rognerud

Forord

Oppdraget er utført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) som et bidrag til *Fellesprosjektet E6-Dovrebanen*. Oppdragsgiver er Jernbaneverket Utbygging og Statens vegvesen Region Øst.

Arbeidet er blitt justert per E-post, telefon og arbeidsmøte med oppdragsgiver. Rolf Anders Systad har vært kontaktperson.

Torulv Tjomsland har hatt hovedansvaret for modelleringen av spredningen av partikler med assistanse av Magdalena Kempa. Jarl Eivind Løvik og Sigurd Rognerud har utført konsekvensvurderingen med hensyn til vannkvalitet og biologisk respons.

Oslo, 13.04.2012

Torulv Tjomsland

Innhold

Innhold	4
Sammendrag	5
Summary	7
1. Innledning	8
1.1 Mål	8
1.2 Metode-Modell	8
1.3 Data og beskrivelse av området	8
2. Simulerte resultater	14
2.1 Generelle hydrodynamiske forhold	14
2.2 Scenarium 1. Dumping nær land	17
2.2.1 Hvor sedimenterer massene	17
2.2.2 Beregnede konsentrasjoner av partikler i Mjøsa	19
2.2.3 Konsentrasjoner av partikler over tid	29
2.3 Scenarium 2. Dumping sentralt	41
2.3.1 Hvor sedimenterer massene	41
2.3.2 Beregnede konsentrasjoner av partikler i Mjøsa	43
2.4 Hva skjer om massen doseres nær bunn	51
2.5 Sammenlikning mellom alternative dumpingsteder	53
2.6 Diskusjon	55
3. Konsekvenser	58
3.1 Konsekvenser overfor dyrelivet i søndre deler av Mjøsa	58
3.1.1 Kort beskrivelse av dyrelivet i søndre deler av Mjøsa	58
3.1.2 Generelt om mulige effekter av partikkelforurensning	62
3.1.3 Tilslamming i Mjøsa i forbindelse med flompåvirkning	64
3.1.4 Forventede konsekvenser overfor dyrelivet	65
3.2 Konsekvenser for kommunale vannverk	66
3.3 Andre konsekvenser	68
4. Referanser	68

Sammendrag

Oppdraget er utført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) som et bidrag til *Fellesprosjektet E6-Dovrebanen*. Oppdragsgiver er Jernbaneverket Utbygging og Statens vegvesen Region Øst.

Fellesprosjektet E6-Dovrebanen lager planer for utbygging av vei og jernbane langs Mjøsa. Deler av eksisterende masse under den planlagt traséen anses for ustabile til å benyttes. Massen ønskes dumpet i Mjøsa og erstattes med mer stabil masse.

Målet for dette prosjektet er:

1. Beskrive partikkelspredningen i Mjøsa ved dumping av løsmassene på alternative steder i Mjøsa
2. Gjøre en vurdering med hensyn til vannkvalitet og biologisk respons
3. Rangere dumpingsalternativene

For å kunne beskrive partikkelspredningen i forbindelse med dumping av masser i vannkanten, og sentralt i sydlig del av Mjøsa, har vi benyttet en tredimensjonal matematisk modell. Den 3-dimensjonale modellen GEMSS beregner strøm, temperatur, konsentrasjon av stoffer med ulike egenskaper, sediment transport, bakterier, vannkvalitet, spredning av olje mm. Denne modellen krever sentrale data om været slik som lufttemperatur, duggpunkttemperatur, vindstyrke, vindretning, skydekning og lufttrykk, samt temperatur og sjikttingsforhold i Mjøsas vannmasser gjennom året. Dette har vært tilgjengelig gjennom rapporter utarbeidet av BioForsk (Kise met.stasjon) og NIVA. Som grunnlag for simuleringene har vi benyttet data fra 18 måneder i perioden 2004 -2005 som vi mener gir et representativt bilde over strømningsforhold som påvirker spredningen av partikler fra dumpingstedene. Resultatene av modelleringen er presentert i kart som viser utbredelse og konsentrasjoner av ulike partikkelstørrelser med tiden, både i dypet og horisontalt i Mjøsa. Dette er vist for de to aktuelle scenariene for dumping av masser. Scenarium 1 er dumping nær land langs østre bredd ved Strandlykkja, mens scenarium 2 er dumping sentralt i Mjøsa utenfor dumpingstedene til scenarium 1. For begge scenariene vil de største partiklene sedimentere nær dumpingsplassene, mens de finere partiklene med mindre diameter (< 63 µm) vil kunne spres over store områder til dels lagt fra dumpingstedene. Modellberegningene viser at det er særlig området mellom Tangen og Minnesund at partikkelkonsentrasjonene blir høye i de øvre vannmassene. Konsentrasjonene vil variere mye over tid og de høyeste konsentrasjonene vil kunne bli opp mot 100 mg/l, mens i dypvannet vil variasjonene bli mindre og typiske verdier vil bli lavere enn 15 mg/l. Særlig for scenarium 2, dumping over dypt vann (ca. 300m), viser modellen at finkornete partikler vil spres i dypvannet nesten helt til Gjøvik og Hamar.

Konsekvenser for kommunale vannverk

Den planlagte dumping av masser i søndre del av Mjøsa vil kunne føre til økt konsentrasjon av partikler i råvannet til kommunale vannbehandlingsanlegg. Basert på de gjennomførte simuleringene av partikkelspredning er det særlig kvaliteten av råvannet ved Stange vannverk som vil bli berørt av de planlagte tiltakene. Råvannskvaliteten ved vannverkene for Hamar og Østre Toten vil også bli berørt, om enn i mindre grad. Simuleringene av partikkelspredning tyder på at det særlig er alternativet med å dumpe massen sentralt (Scenarium 2) som vil kunne føre til økning i partikkelkonsentrasjonene på dypt vann ved inntakene til de nevnte anleggene. Alternativet med å dumpe nærmere land langs østsiden av Mjøsa (Scenarium 1) vil også kunne føre til økning i konsentrasjonen av partikler, men økningen vil være betydelig mindre enn ved scenarium 2 ved vanninntakene.

En økning i konsentrasjonen av partikler i råvannet vil, i følge informasjon gitt fra vannverkene, kunne skape betydelige driftsproblemer spesielt med hensyn til desinfeksjon (UV) og økt begroing på nettet. UV-behandlingen er avhengig av lite partikler for å kunne fungere optimalt. Fra både Hias (som drifter Stange og Hamar vannbehandlingsanlegg) og Østre Toten kommune ble det uttrykt stor betenkelighet med tanke på en mulig forringelse av råvannskvaliteten (jf. Drikkevannsforskriftens § 3, § 4 og § 14).

Vi vil anbefale at mulige virkninger av den planlagte dumpingen mht. råvannskvaliteten til de kommunale vannverkene framlegges for og diskuteres med Mattilsynet og de aktuelle kommunale vannverkseierne før arbeidet eventuelt iverksettes.

Konsekvenser for dyrelivet i søndre del av Mjøsa

Ved begge scenariene er det særlig området fra Minnesund til Tangen som blir utsatt for høye konsentrasjoner av uorganiske partikler i vannmassene og stor sedimentasjon av partikler. I dette området vil økosystemet bli skadelidende. Særlig gjelder dette arter med liten egenbevegelse slik som dyreplankton, istidskreps, bunndyr i dypere områder, samt snegl, muslinger, istidskreps og innsektlarver i strandsonen. Fisk vil kunne unngå de mest turbide vannmassene, men gyteområder kan bli ødelagt for enkelte arter. Generelt sett vil produksjons-kapasiteten for akvatiske organismer bli redusert. Dette gjelder også primærprodusenter som alger (planteplankton og påvekstalger) og høyere vannvegetasjon. Alger utgjør basis i næringskjeden for mange organismer på høyere nivå i økosystemet slik som dyreplankton, bunndyr, istidskreps og fisk.

Når dumpingen av masser er avsluttet, vil det skje en gradvis oppklaring, en reetablering av arter, og etterhvert en normalisering, kanskje med unntak av de mest belastede områdene hvor sedimenttilveksten har vært størst. Hvor raskt dette vil skje er avhengig av i hvilken grad habitatene (leveområdene) er endret eller ødelagt, og det vil avhenge av de enkelte artenes livssyklus og spredningsmuligheter.

For økosystemet i strandnære områder ved anleggsområdet på østsiden av Mjøsa vil scenario 1 føre til de største negative konsekvensene på grunn av stor sedimenttilvekst. Senere kan disse sedimentene bli utsatt for en utvasking av finfraksjon over tid. Tilbake vil det på sikt bli et bunnlag bestående av ustabile masser som sand og grus. Dette er et lite produktivt habitat.

Andre konsekvenser

Det planlagte tiltaket vil høyst sannsynlig føre til at badevannskvaliteten på aktuelle badeplasser vil bli klart dårligere mht. siktbarheten i vannet i perioder mens arbeidene pågår. Dette vil først og fremst berøre strandområder fra omkring Tangen og sørover til Minnesund.

Dersom det finnes private vannverk eller inntak for vann til vanning av dyrka mark i det aktuelle området, vil også kvaliteten på råvannet til disse inntakene bli dårligere. Virkningene vil bli størst i området fra omkring Tangen og sørover.

I den delen av Mjøsa som får størst økning i konsentrasjonen av partikler, vil vi forvente at områdets verdi for friluftsliv, rekreasjon og utøvelse av fiske vil bli redusert mens arbeidene pågår og vannet er markert tilgrumset.

Summary

Title:

Dumping of soil in Lake Mjøsa

Modeled dispersion of particles and assessment of environmental consequences

Year: 2012

Author: Torulv Tjomsland, Jarl Eivind Løvik, Sigurd Rognerud and Magdalena Kempa

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6077-9

Statens vegvesen and Jernbaneverket (Fellesprosjektet E6-Dovrebanen) is making plans for a new road and railway along Lake Mjøsa. In that regard it is necessary to remove sediments from near shore areas. Herein, we are evaluating the consequences of dumping these sediments on aquatic biota and waterworks in other parts of the lake. The plans include two alternative dumping sites (scenarios). Scenario 1 includes dumping near the eastern shoreline, and Scenario 2 is dumping in the central area of the lake. In order to simulate the transport and concentrations of particles we have used a 3-dimensional model GEMSS. The necessary meteorological and hydrological input data required by the model has been taken from local observations in the period first of May 2004 to end of October 2005.

In scenario 1, with dumping near the eastern shore, the highest concentrations were found in surface water along the eastern shore from the dumping points and southwards towards the outlet of the lake. The highest concentrations were between 20 mg/l and 100 mg/l. In deep waters the differences were small. Typical values were lower than 15 mg/l. In scenario 2, dumping in the middle of the lake, the highest concentrations were found in the surface water along the central part of the lake, from the dumping points and southwards towards the outlet of the lake. The highest concentrations were between 5 mg/l and 100 mg/l. In deep water the differences were smaller with typical values lower than 20 mg/l.

Scenario 2 resulted in higher concentrations along the bottom in a northern direction than Scenario 1, affecting waterwork intakes there. Discharging masses near the bottom, instead of dumping on surface, resulted in a considerably increased concentration at the waterworks intakes. This is an unwanted situation for the waterwork owners.

The particle contamination in the southern part of the lake (Tangen to Minnesund) will have a significant effect on biota. Species that don't have the means to migrate from the most turbid water will be most seriously affected, whereas most of the fish population will have the means to migrate and return later after the dumping of masses has been completed.

1. Innledning

1.1 Mål

Fellesprosjektet E6-Dovrebanen lager planer for utbygging av vei og jernbane langs Mjøsa. Deler av eksisterende masse under den planlagt traséen anses for ustabile til å benyttes. Massen ønskes dumpet i Mjøsa og erstattes med mer stabil masse.

Målet for dette prosjektet er:

1. Beskrive partikkelspredningen i Mjøsa ved dumping på alternative steder i Mjøsa
2. Gjøre en vurdering av mulige konsekvenser for vannkvalitet og organismer
3. Rangere de ulike alternativene for dumping av masser

1.2 Metode-Modell

Vi benyttet den 3-dimensjonale modellen GEMSS. Modellen beregner strøm, temperatur, konsentrasjon av stoffer med ulike egenskaper, sediment transport, bakterier, vannkvalitet, spredning av olje mm.

Modellen/modellpakken er utviklet av ERM's Surfacewater Modeling Group i Exton, Pennsylvania, USA. Modellen og eksempler på bruk av modellen kan studeres nærmere på hjemmesiden <http://www.erm-smg.com>. Modellen er blant de mest avanserte som finnes og benyttet i store deler av verden.

GEMSS - Hydrodynamikk

Modellen simulerer strøm, temperatur, og transport av konservative stoffer. Innsjøen deles inn i beregningsceller. Resultatene beregnes suksessivt fremover i tid med f.eks. et par minutters intervall. Som input trengs klimadata samt vannføringer og vanntemperatur i elvetilløpene. Videre er det behov for et detaljert dybdekart på digital form.

GEMSS - Modul for sediment transport

Modulen beregner hvordan erosjon, transport og sedimentasjon av partikler som følge av strøm og bølger. Konsentrasjonene blir beregnet for hver beregningscelle samtidig med de hydrodynamiske beregningene.

Vi benyttet modellen til å beregne spredningen og sedimentasjon av partikler i Mjøsa gjennom en periode på 1,5 år ved to alternative områder for dumping av masser.

1.3 Data og beskrivelse av området

Mjøsa's overflateareal er 365 km² hvorav 100 km² er dypere enn 200 m, mens største dyp er 453m sentralt i innsjøen, **Figur 1**.

Den planlagte veg- og jernbane traséen, hvor en del av massen skal fjernes, strekker seg langs Mjøsa mellom Minnesund og Tangen, **Figur 2**.

Det planlegges å dumpe på to steder samtidig, **Figur 3**. Første alternativ er like ved land i nord og et stykke lenger ut i sør (Scenarium 1 merket 1 på figuren). Ved dumpingspunktet i nord er det dybder på omkring 20 meter og i sør omkring 200 meter. Det andre alternativet er nær midten av Mjøsa, både i nord og sør (Scenarium 2 merket 2 på figuren), hvor innsjøen er over 300 m dyp.

Det er usikkert hvor mye som dumpes daglig fra hvert av de to stedene innen hvert scenarium. Det er anslått mellom 500 m³ og 2000 m³. I våre beregninger har vi antatt 1000 m³ per døgn. Vi har videre antatt at dette slippes ut i løpet av 16 timer per døgn (07-23). Deretter 8 timers pause.

Massens tetthet er usikker. Den er avhengig av kornstørrelse, pakking mm. Vi har antatt at denne massen har en tetthet på 1,7 tonn/m³. Dette gjelder tørr masse. Dvs.at et utslipp av 1000 m³/døgn utgjør 1700 tonn mineral partikler.

Staten vegvesen har tatt diverse prøver av de aktuelle massene og laget kumulative kornfordelingskurver av hver disse prøvene. På grunnlag av disse kurvene har vi laget en midlere kumulativ kornfordelingskurve, **Tabell 1**. Vi ser at 80 % av massen som skal dumpes har partikkeldiameter på mindre enn 63 µm. Dette er små partikler som har et stort spredningspotensiale i vannmassene. Ut fra disse verdiene ble massen delt inn i 6 kornstørrelsesklasser med tilhørende masseandel, **Tabell 2**. I beregningene ble hver av klassene, representert ved de 6 diameterne med tilhørende andel av total masse, simulert separat.

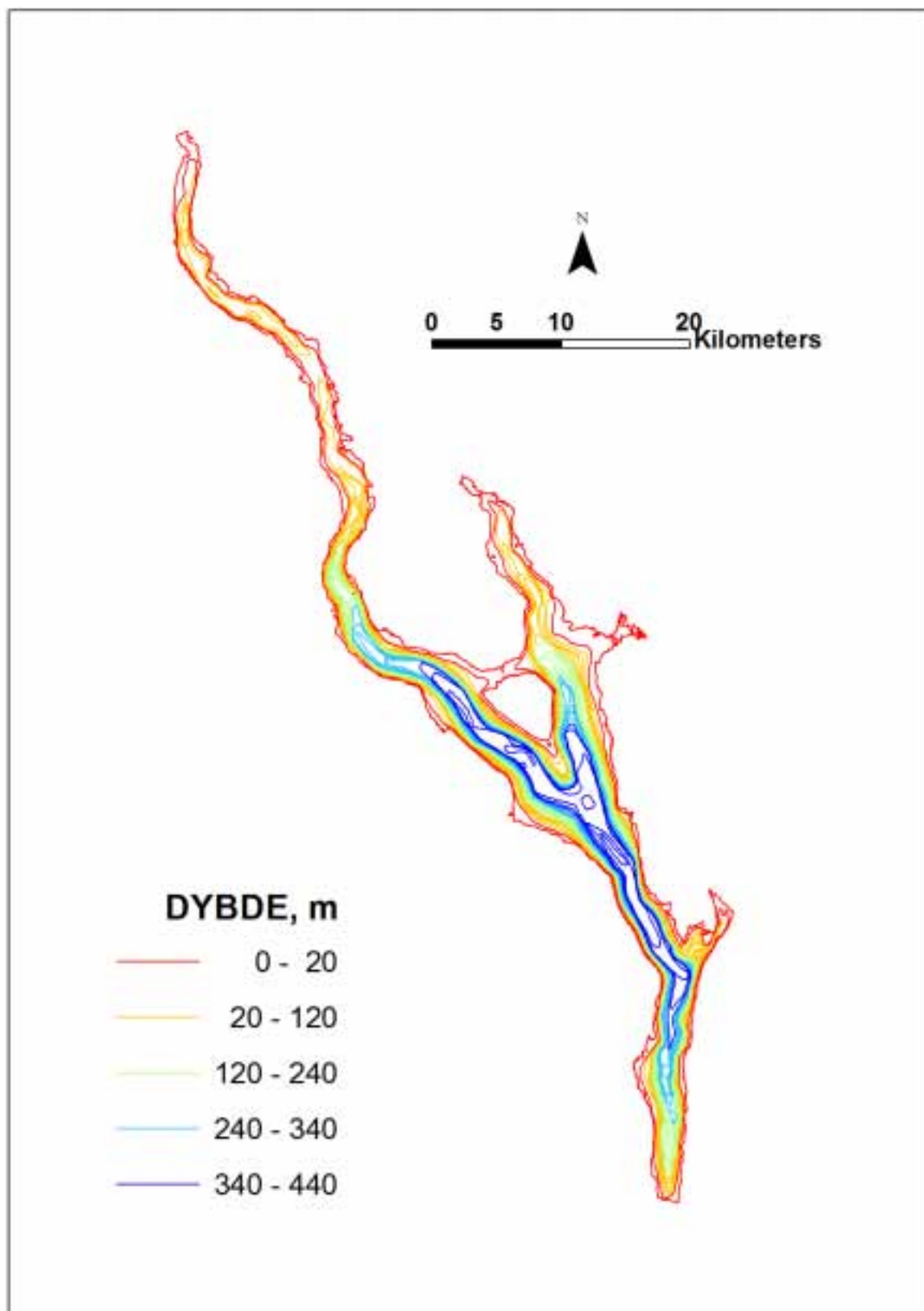
Vi kjenner ikke til at massene inneholder spesielle forurensende stoffer. Det er effekter av selve partikkelkonsentrasjonene som blir vurdert med hensyn til konsekvensvurderingene.

Tabell 1. Midlere kumulativ kornfordelingskurve av massen som dumpes

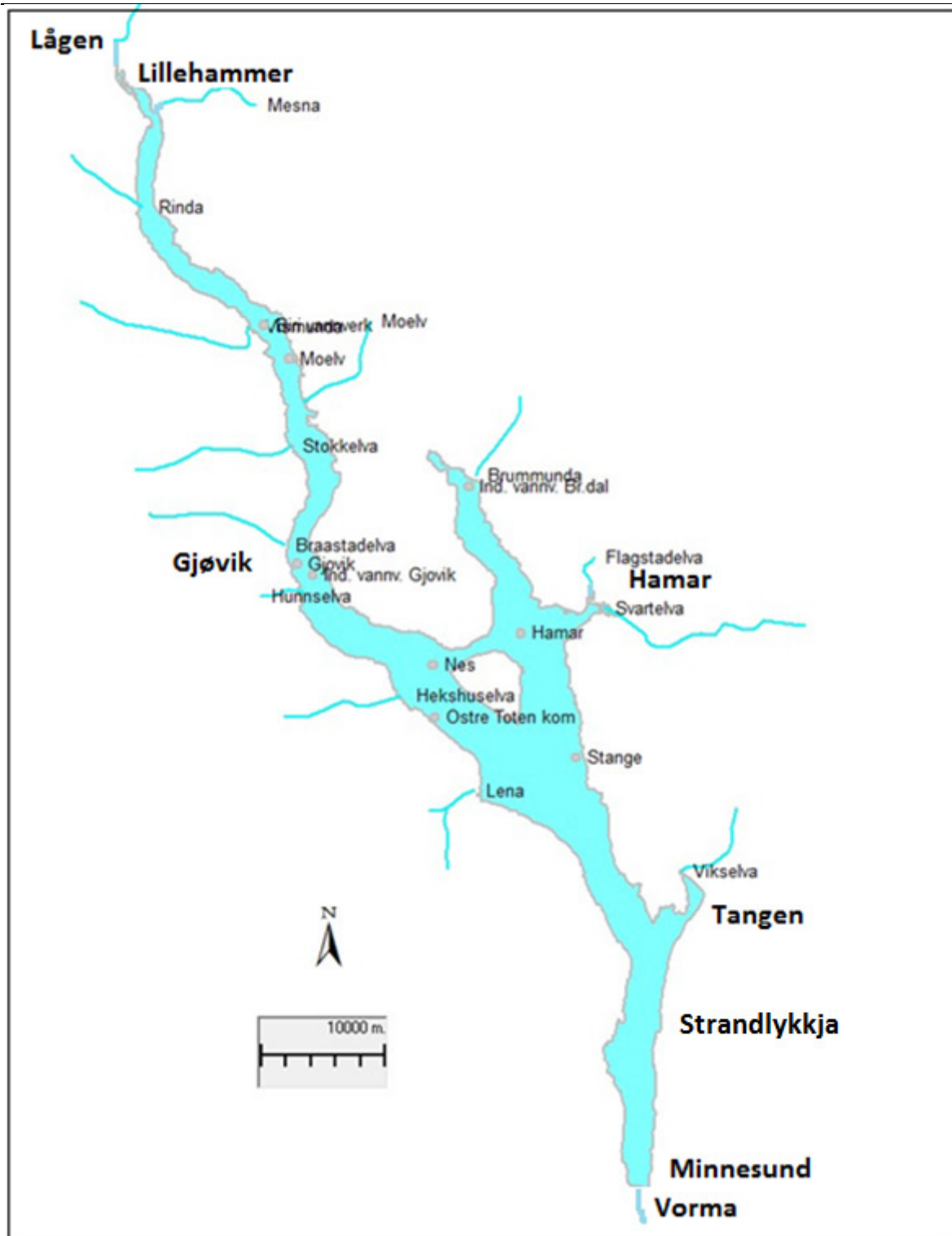
Diameter µm	Masse %
2	9
6	24
10	33
20	51
63	80
125	89
250	93
500	95
1000	96
8000	98
20000	100

Tabell 2. Inndeling i kornstørrelsesklasser som ble modellert

Klasse	Masse %	Diameter µm
1	10	2
2	23	6
3	18	15
4	29	40
5	13	300
6	7	1000



Figur 1. Dybdekart over Mjøsa



Figur 2. Mjøsa. Oversiktskart. Kommunale og industrielle vannverksinntak er merket med lyse punkter.

Mjøsa ble delt inn i beregningsceller. I horisontalplanet var disse av variabel størrelse, **Figur 4.** I dumpingsområdet i den sørlige delen av Mjøsa var den horisontale inndelingen ca. 100 m x 300 m. Vertikalt var cellene adskilt av horisontale lag for hver femte meter ned til 50 meters dyp, deretter med 10 meters avstand ned til bunnen.



Figur 3. Mjøsa's sørøstlige del hvor det er planlagt to alternative plasser for dumping av masser beskrevet som scenarium 1 nær land og scenarium 2 sentralt.

Simuleringene av strøm- og partikkelpredning ble utført som om dette skjedde i årene 2004 - 2005. De nødvendige inngangsdata som trengs for å kjøre modellen i denne perioden ble hentet fra følgende kilder:

Meteorologisk institutt sin stasjon Kise, som ligger på Neshalvøya mellom Hamar og Gjøvik. Aktuelle variable var: Lufttemperatur, duggpunkt temperatur, vindstyrke, vindretning, skydekning og lufttrykk. Dette ble observert 4 ganger i døgnet i perioden 2004 - 2006.

Daglige vannføringer fra de største elvene ble hentet fra databasen til NVE. Vanntemperaturen i tilløpselvene ble beregnet av modellen som likevekts temperatur med klimaet til en hver tid. Det ble også tatt hensyn til vannføringer i de viktigste vannverksinntakene. Dette for å kunne studere en mulig partikkelpåvirkning av disse inntakene.

2. Simulerte resultater

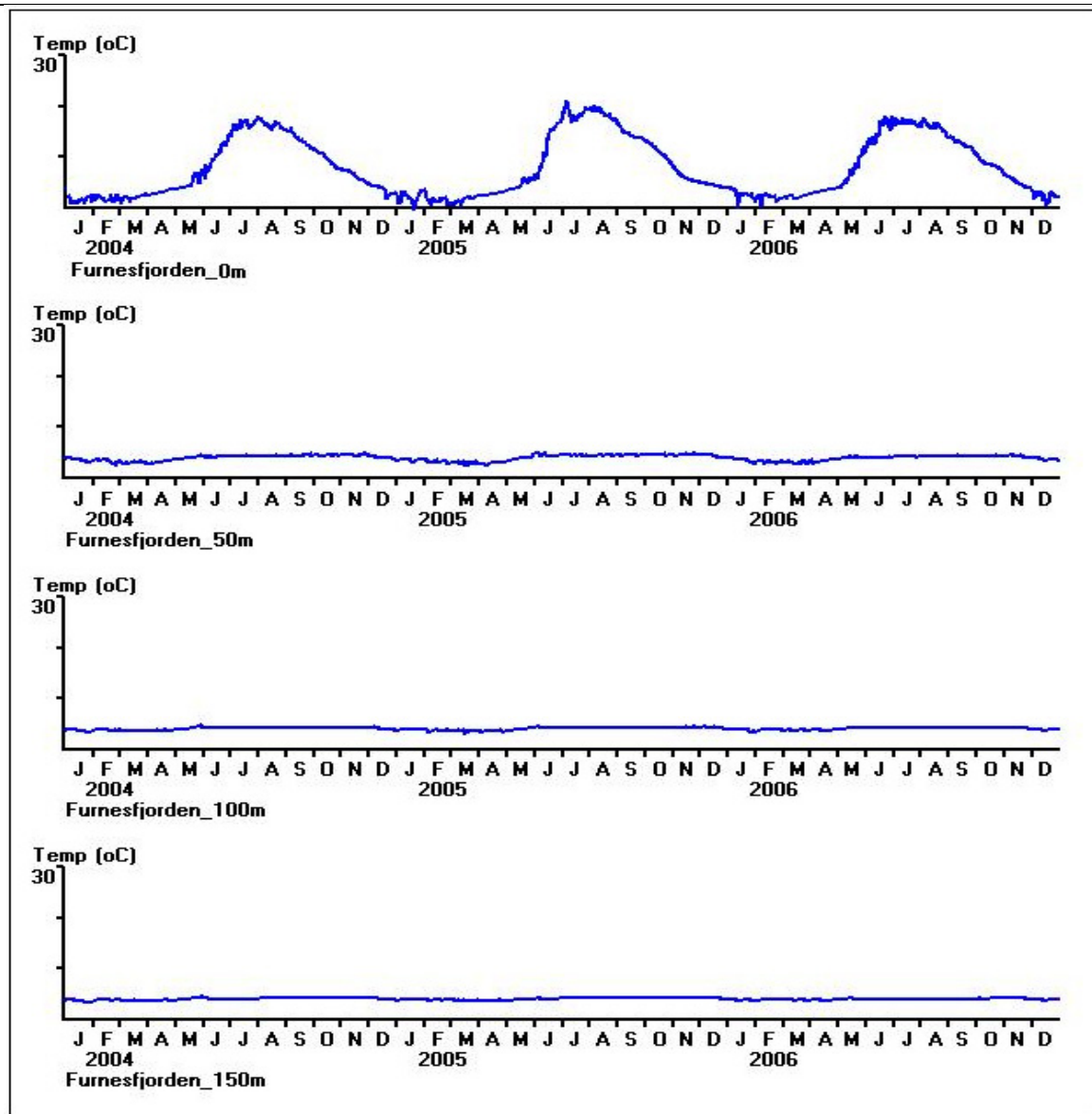
2.1 Generelle hydrodynamiske forhold

Det ble tidligere modellert strøm- og spredning i Mjøsa med vekt på Furnesfjorden (Tjomsland 2007). Resultater derfra beskriver de generelle hydrodynamiske forhold.

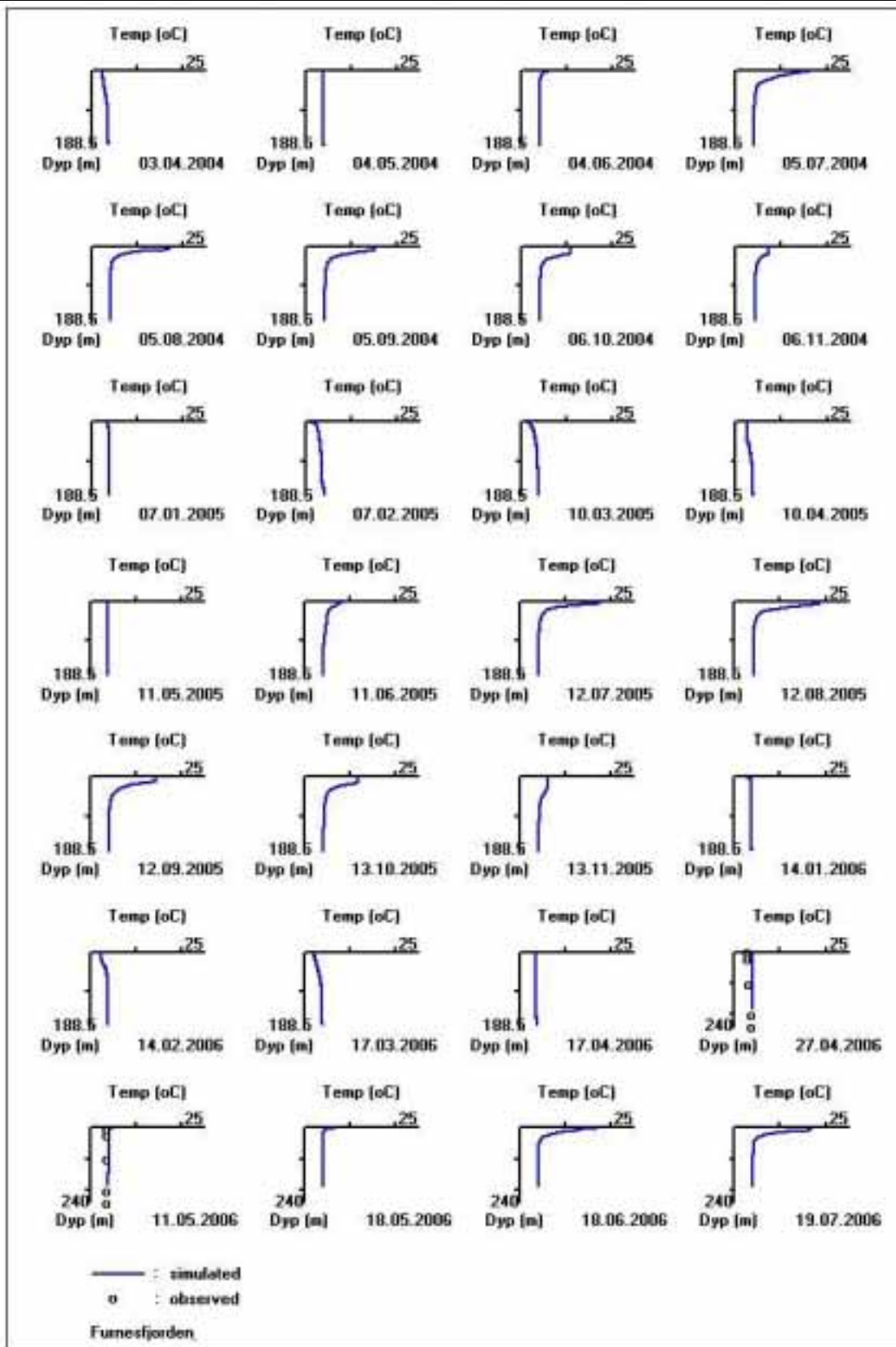
Sommerstid er det karakteristisk med varmere lettere overflatevann som ligger over kaldere tyngre vann i dypet, **Figur 5 - Figur 6**. De store tetthetsforskjellene i temperatursprangsjiktet (der endringen i temperatur er størst) motvirker vertikale bevegelser. Ved avkjøling utover høsten vil overflatevannet 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 vannmassen oppnår maksimal tetthet ved 4 °C. Ved ytterligere avkjøling blir vannet lettere, legger seg på toppen og blir raskt avkjølt til frysepunktet med påfølgende islegging. 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 av overflatelaget gir lettere vann og dannelse av et sprangsjikt.

De sesongmessige vekslingene mellom sirkulasjon og stabile vannmasser er viktig bakgrunn for å forstå hvordan finkornete partikler, som i betydelig grad følger vannets bevegelser, spres i innsjøen.

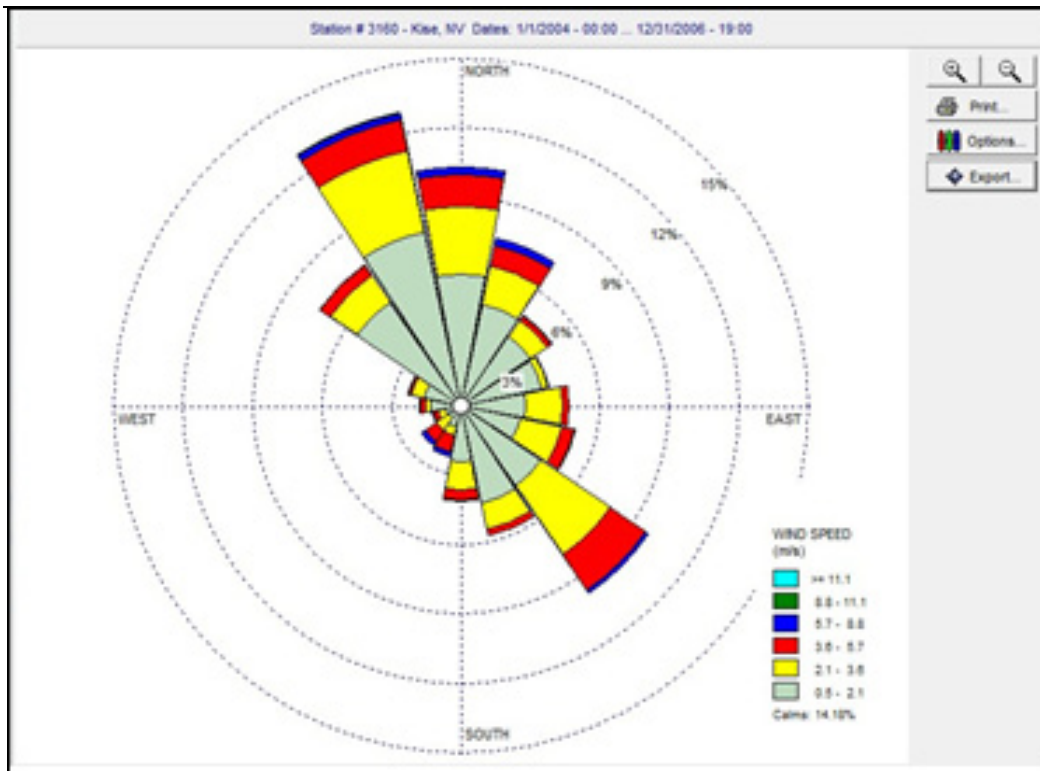
Vinden ved Mjøsa blåser oftest og sterkest fra nord og nordvest, **Figur 7**. Dette setter opp strømmer som i hovedsak går på langs av innsjøen. Vind i motsatt retning er også vanlig sommerstid. Dersom vannet i overflaten strømmer med en betydelig komponent mot land, vil vannet trenge ned. Er det vertikalt lite stabile forhold kan forurensninger, inklusive finkorna partikler, i overflatelaget da trenge ned til store dyp. Ved strøm utover fra land vil vannet langs land strømme oppover, dvs. at forurensninger på overflaten forblir der.



Figur 5. Simulert temperaturer 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. Simulert temperaturer i Furnesfjorden ved Hamar på ulike tidspunkter fra april 2004 til juli 2006.



Figur 7. Vindrose fra Kise meteorologiske stasjon på Neshalvøya mellom Hamar og Gjøvik. Vinden blåser oftest sterkest fra nord og nordvest, dernest i motsatt retning. Dette medvirker til strømmer på langs av innsjøen, mest med retninger fra nord mot sør dernest i motsatt retning.

2.2 Scenarium 1. Dumping nær land

I dette scenariet ble det dumpet 1700 tonn masse per døgn, tilsvarende 1000 m^3 , i hvert av de to dumpingstedene. Vi antok 16 timers dosering og 8 timers pause. De to dumpingstedene er merket med tallet «1». I nord ligger dumpingstedet nær land, i sør 500 meter fra land, **Figur 3**. Fordeling av masse innen hver kornstørrelsesklasse går fram av **Tabell 2**.

2.2.1 Hvor sedimenterer massene?

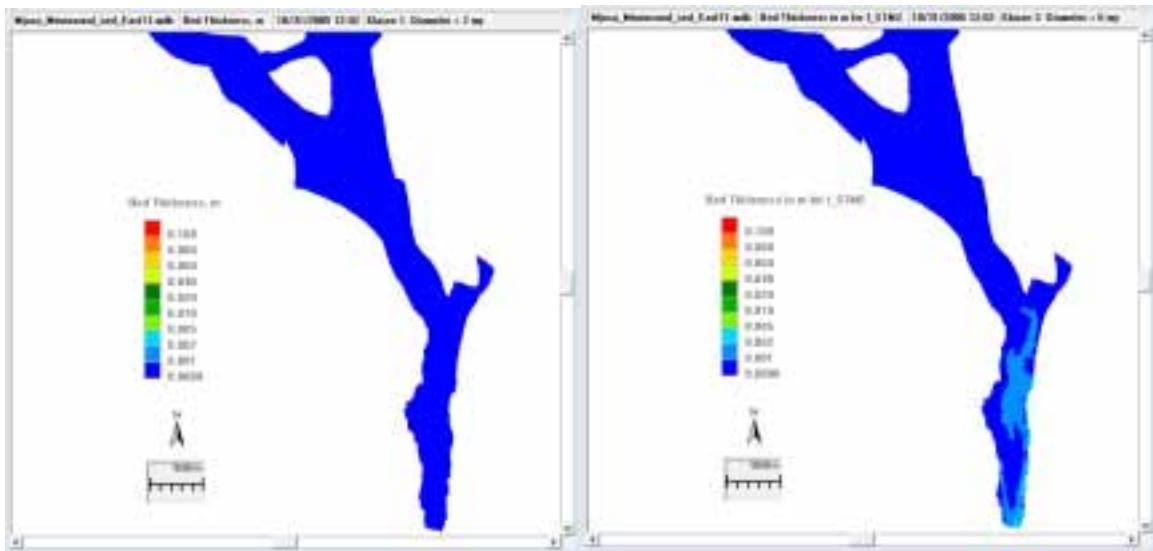
Modellen ble kjørt for en periode på 1,5 år med forhold som i perioden 1. mai 2004 – 31. oktober 2005. Dette ga følgende resultat:

Partikler med diameter mindre enn $2 \mu\text{m}$ (leire) sedimenterer praktisk talt ikke i strømmende vann. De ender tilslutt i havet. Klasse 2, med typisk diameter 6 på μm , sedimenterte Tangen og Minnesund i et tynt lag på omkring et par millimeter, **Figur 8**.

Klasse 3, med diameter på $15 \mu\text{m}$, sedimenterte i noen millimeter tynt lag i de dypeste partiene sør for Stange vannverksinntak til 30 cm nær dumpingstedene. Klasse 4, med diameter på $40 \mu\text{m}$, sedimenterte noe nærmere dumping stedene enn de finere partiklene og med lagtykkelse økende til over 50 centimeter, **Figur 9**.

De største partiklene sedimenterte innen noen kilometere fra dumpingstedene, **Figur 10**. Tykkelsen kunne bli over 1 m.

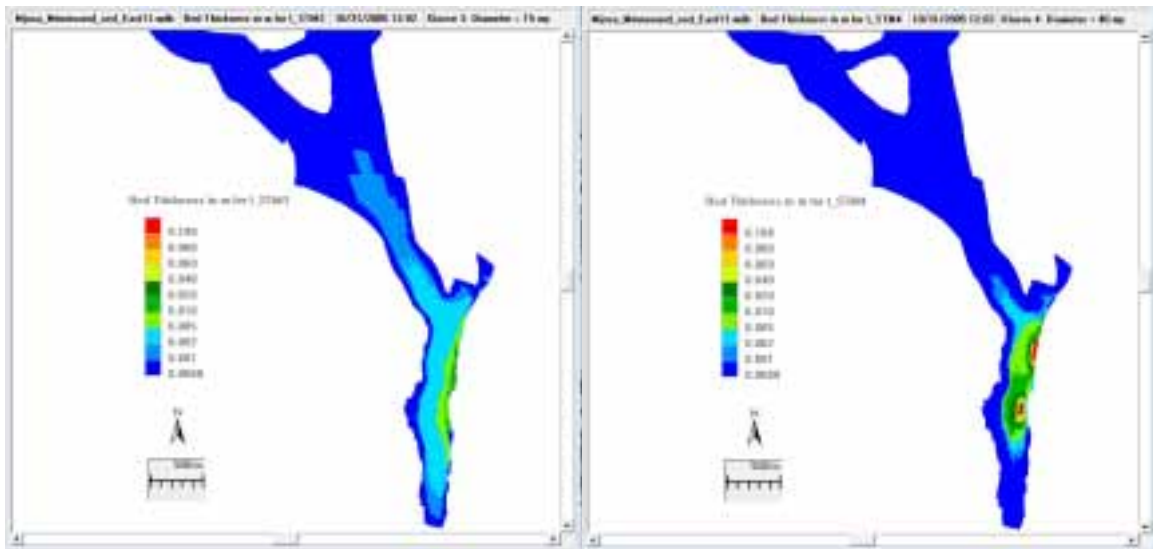
Kartene over sedimentert masse gir også informasjon om utbredelsen i vannet i Mjøsa, i alle fall nær bunnen. Det er kun de fire minste kornstørrelsesklassene, representert med typiske diameter mindre enn $40 \mu\text{m}$, som kan forventes å bli transportert mer enn noen få kilometere.



Kornstørrelses klasse 1, diameter = 2 µm

Kornstørrelses klasse 2, diameter = 6 µm

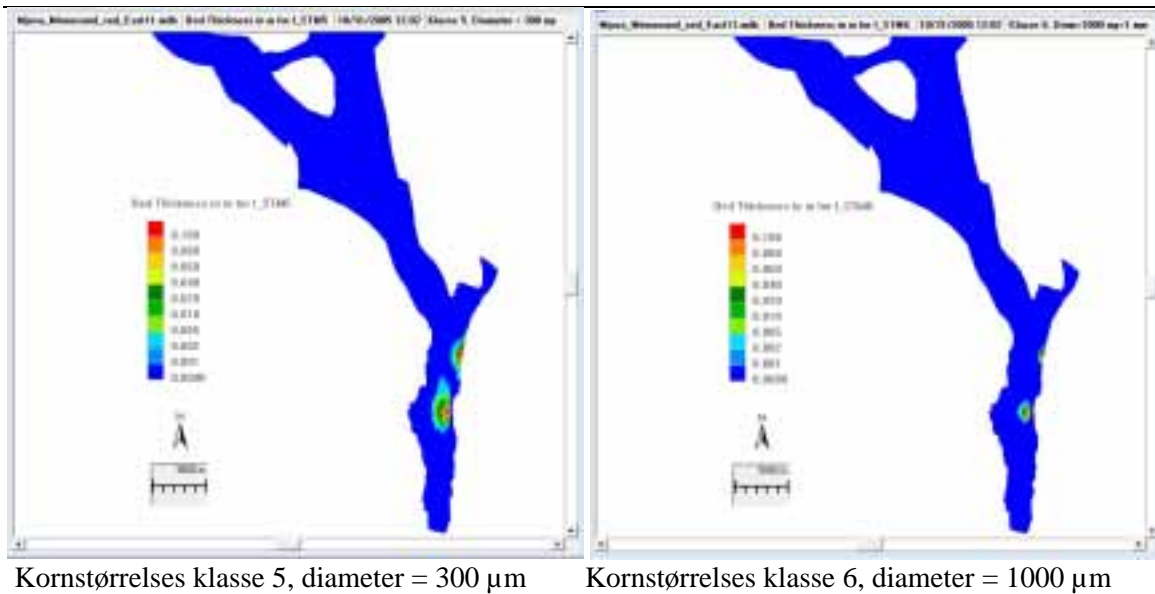
Figur 8. Partikler med diameter mindre enn 2 µm (leire og finere), sedimenterer praktisk talt ikke i strømmende vann. De ender tilslutt i havet. Klasse 2, med typisk diameter 6 på µm, mellom Tangen og Minnesund i et tynt lag på omkring et par millimetre.



Kornstørrelses klasse 3, diameter = 15 µm

Kornstørrelses klasse 4, diameter = 40 µm

Figur 9. Klasse 3, med diameter på 15 µm, sedimenterte i et tynt lag på noen millimeter i de dypeste partiene sør for Stange vannverksinntak økende til et par cm nær dumpingstedene. Klasse 4, med diameter på 40 µm, sedimenterte noe nærmere dumpingstedene enn de finere partiklene og med en tykkelse på over 10 centimeter.



Figur 10. De største partiklene sedimenterte innen noen kilometre fra dumpingstedene, og tykkelsen kan bli over 10 cm.

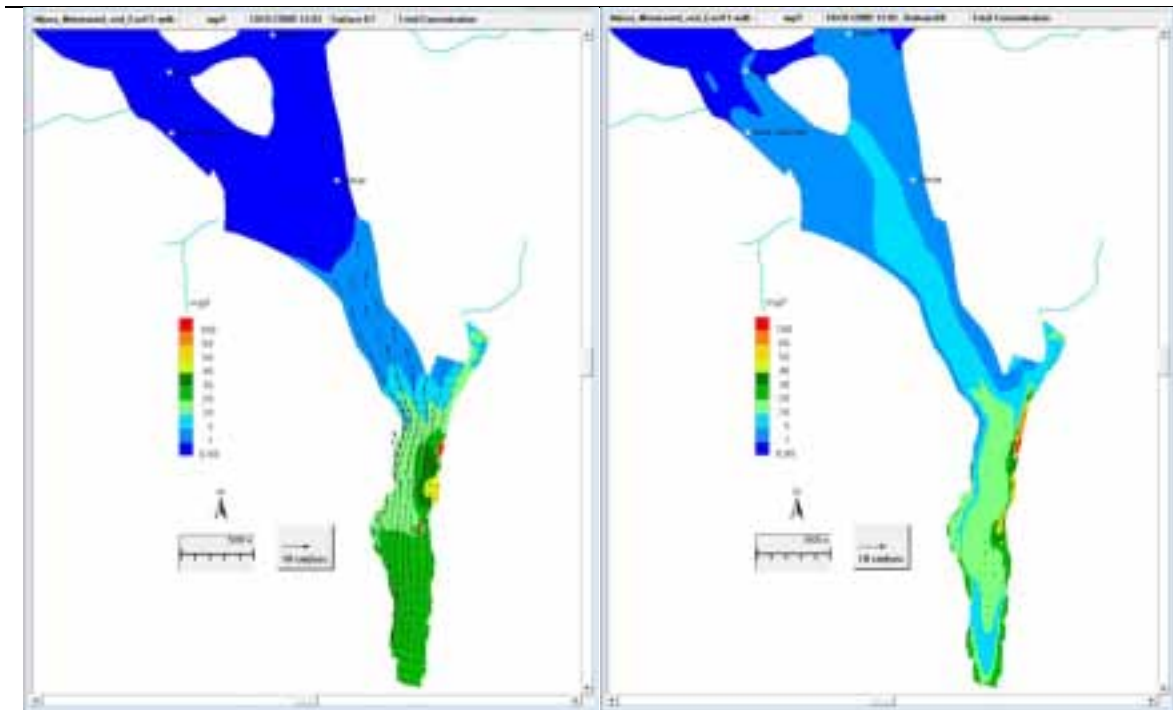
2.2.2 Beregnede konsentrasjoner av partikler i Mjøsa

Det første eksemplet viser en vanlig situasjon hvor overflatevannet strømmer nordover. Datoen er 31. oktober, hvilket betyr at det er liten vertikal temperaturgradient og vannmassene kan sirkulere til betydelige dyp. **Figur 11** viser beregnede konsentrasjoner i overflaten og langs bunnen. Vær oppmerksom på at bunnen kan være 1 meter langs land og 300 meter dyp lenger ut. Modellberegningen viser at de høyeste totalkonsentrasjonene av partikler på over 30 mg/l, vil kunne opptre i overflaten de nærmeste kilometrene fra utslippene, mens konsentrasjoner over 5 mg/l vil være begrenset til området syd for Tangen, **Figur 11**. I bunnære vannmasser vil spredningspotensialet være større og partikkelkonsentrasjoner på over 5 mg/l kan opptre helt opp mot Helgøya.

De følgende figurene, **Figur 12 - Figur 17**, viser beregnede partikkelkonsentrasjoner fordelt på ulike kornstørrelsesklasser i overflatelaget og i bunnære vannmasser. De minste partiklene (leire) kan bli spredd over store områder med høyeste konsentrasjoner på 5-10 mg/l i overflatelaget syd for Tangen, mens konsentrasjonene ble noe lavere (1-5 mg/l) nord for Tangen og opp mot Hamar. I bunnære vannlag forventes det partikkelkonsentrasjoner nær de naturlige bakgrunnsverdiene på ca. 1 mg/l.

Beregningene for partikler i kornstørrelsesklasse 2, med diameter på 6 µm, viste at konsentrasjoner på over 10 mg/l vil kunne opptre i overflatelaget sør for Tangen, mens i bunnære vannmasser kan en forventet konsentrasjoner på over 5 mg/l. For klasse 3, med diameter på 15 µm, kan verdier over 5 mg/l forventes i overflatelaget sør for Tangen og til dels også langs bunnen på stort dyp, mens det forventes lave konsentrasjoner nær overflaten for partikler i kornstørrelsesklasse 4, med diameter lik 40 µm, mens konsentrasjoner over 5 mg/l kan forventes i de nærmeste kilometrene fra utslippene. Store partikler i Kornstørrelsesklasse 5, diameter på 1 mm, forventes å sedimentere raskt og derfor vil de ikke bidra til konsentrasjonsøkninger av betydning i vannmassene, eventuelt bortsett fra ved selve utslippet. Denne modelleringen viser at partikkelstørrelsen er avgjørende for hvor langt de kan spres før de sedimenterer ut av vannmassene eller renner ut av innsjøen..

Som en bakgrunn med hensyn til vurdering av konsentrasjonsverdier, henviser vi til KLIFs klassifisering av tilstand (SFT 1997). Tilstandsklasse 1 Meget god, 2 God, 3 Mindre god, 4 Dårlig og 5 Meget dårlig er henholdsvis <1,5 mg/l, 1,5-3 mg/l, 3-5 mg/l, 5-10 mg/l og >10 mg/l.

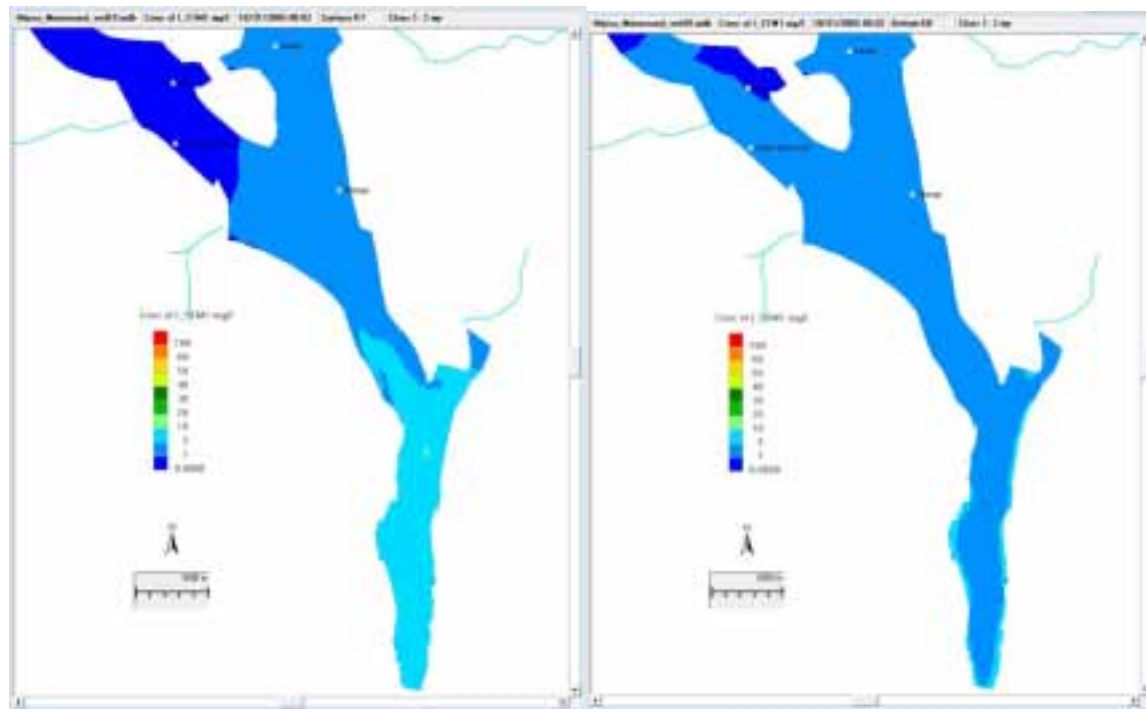


Overflate

Bunn

Figur 11. Beregnede total konsentrasjoner av partikler i overflatelaget og bunnære vannmasser gitt en situasjon med overflatestrøm nordover 31. oktober.

De høyeste konsentrasjonene, over 30 mg/l, fant sted i overflaten de nærmeste kilometerne fra utslippene. For øvrig var det konsentrasjoner over 10 mg/l sør for Tangen.

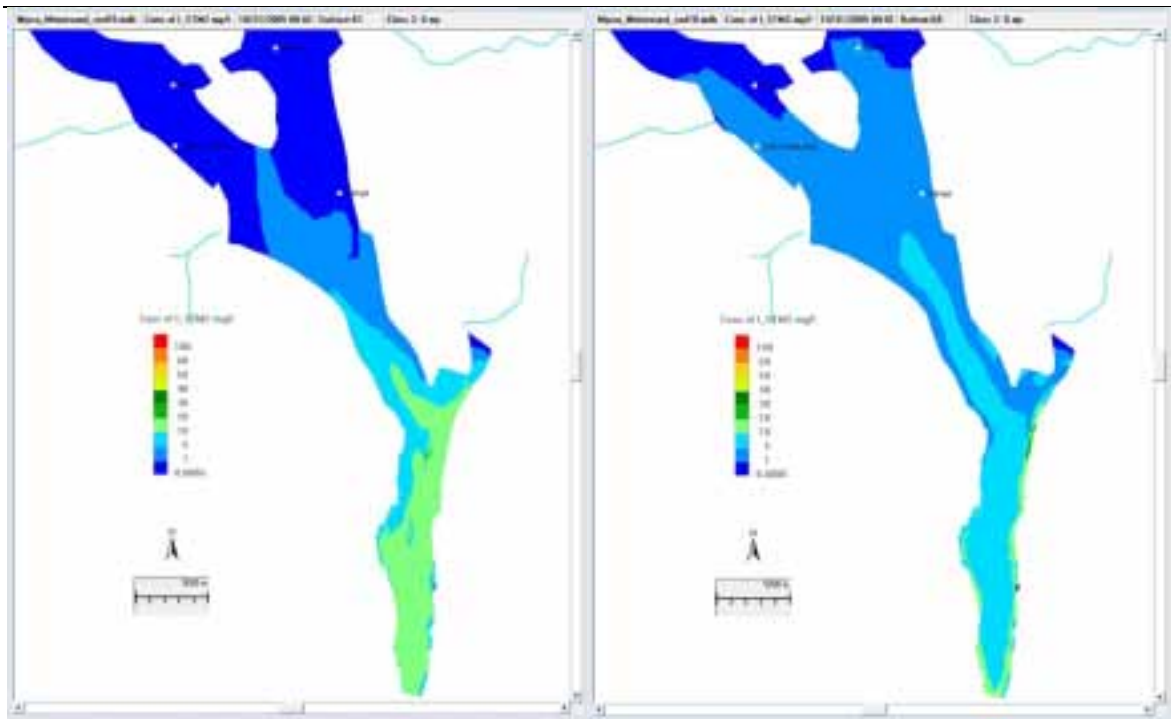


Overflate

Bunn

Figur 12. Modellerte konsentrasjoner av partikler i kornstørrelses klasse 1 (diameter = 2 µm) i overflate- og bunnære vannmasser gitt en overflatestrøm nordover 31. oktober.

De minste partiklene (leire) spredte seg mest i overflaten, over 5 mg/l. På bunnen ble konsentrasjonene nær de naturlige bakgrunnsverdiene på ca. 1 mg/l.

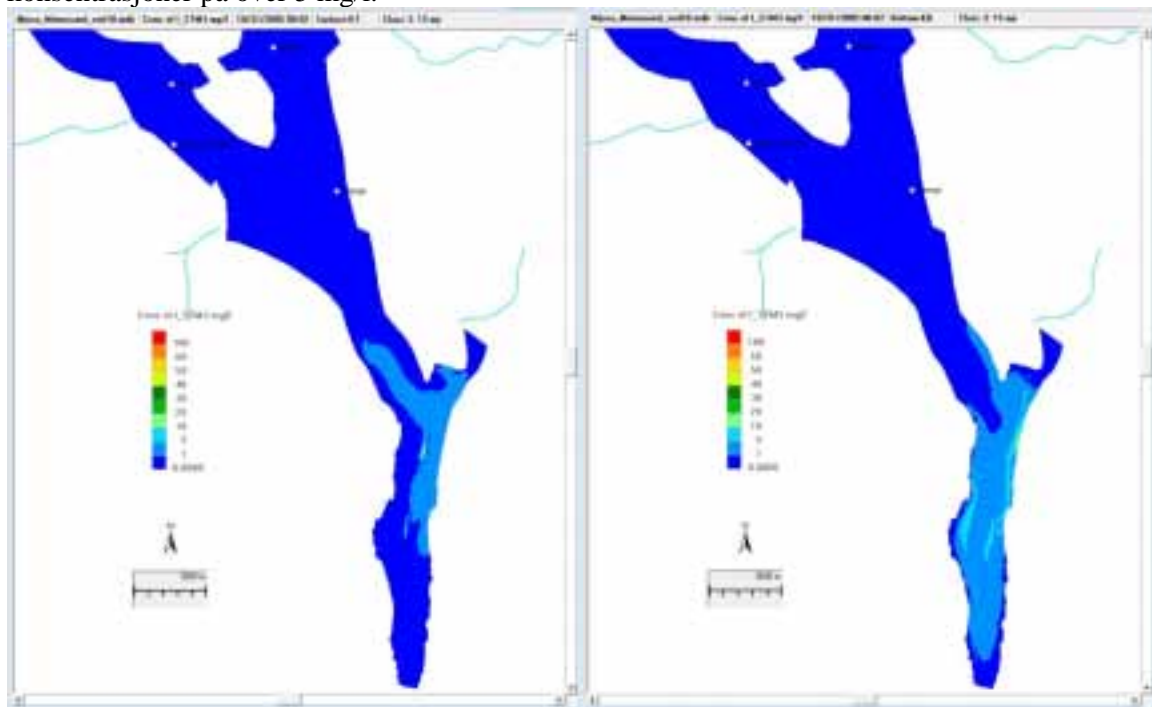


Overflate

Bunn

Figur 13. Modellerte konsentrasjoner av partikler i kornstørrelses klasse 2, diameter = 6 µm, gitt en overflatestrøm nordover den 31. oktober.

Verdier over 10 mg/l fant sted i overflaten sør for Tangen. Langs bunnen på stort dyp var det konsentrasjoner på over 5 mg/l.

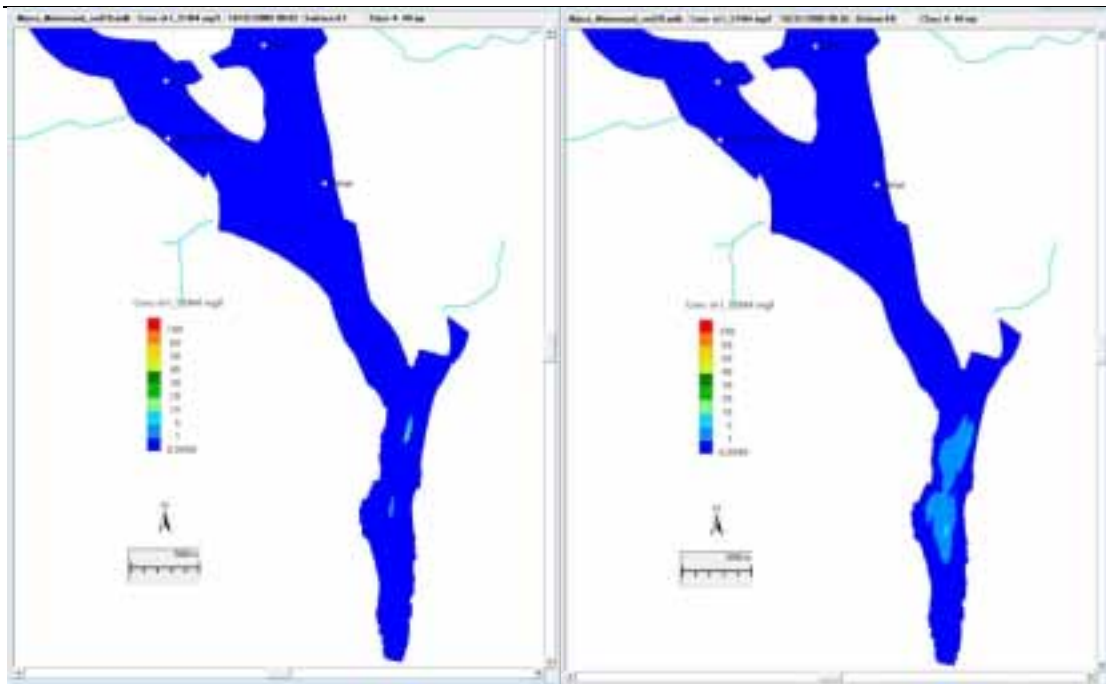


Overflate

Bunn

Figur 14. Modellerte konsentrasjoner av partikler i kornstørrelses klasse 3, diameter = 15 µm, gitt en overflatestrøm nordover den 31. oktober.

Verdier over 5 mg/l fant sted i overflaten sør for Tangen og til dels også langs bunnen på stort dyp.

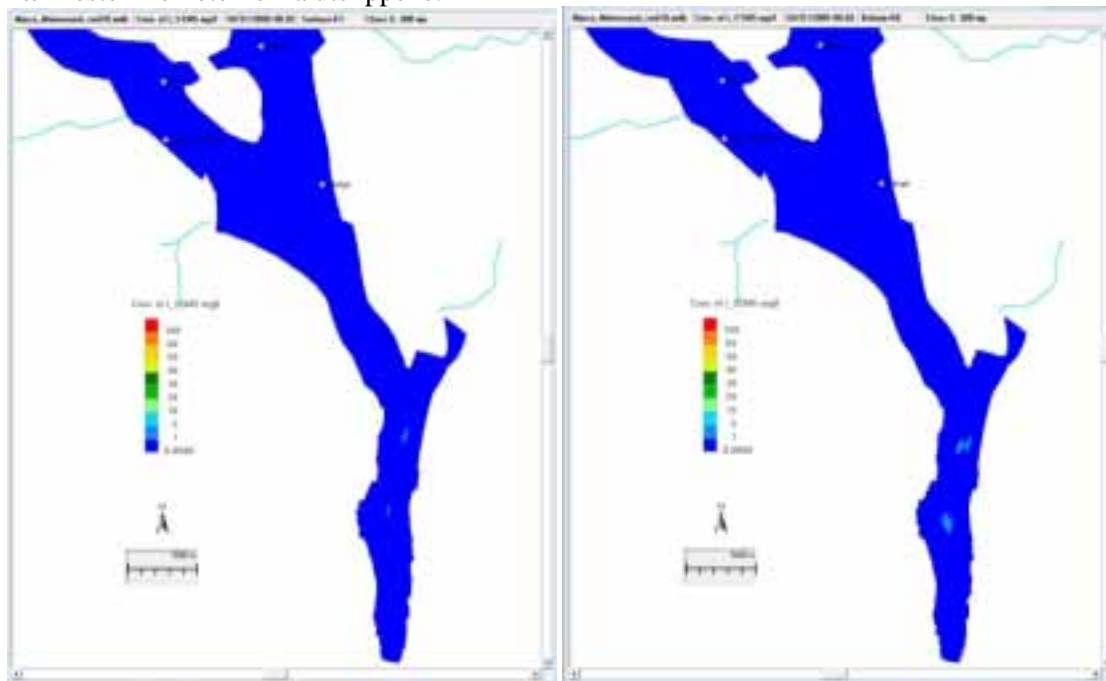


Overflate

Bunn

Figur 15. Modellerte konsentrasjoner av partikler i kornstørrelses klasse 4, diameter = 40 µm gitt en overflatestrøm nordover den 31. oktober.

Det var lite stoff å finne nær overflaten. Langs bunnen var det konsentrasjoner over 5 mg/l i de nærmeste kilometerne fra utslippene.

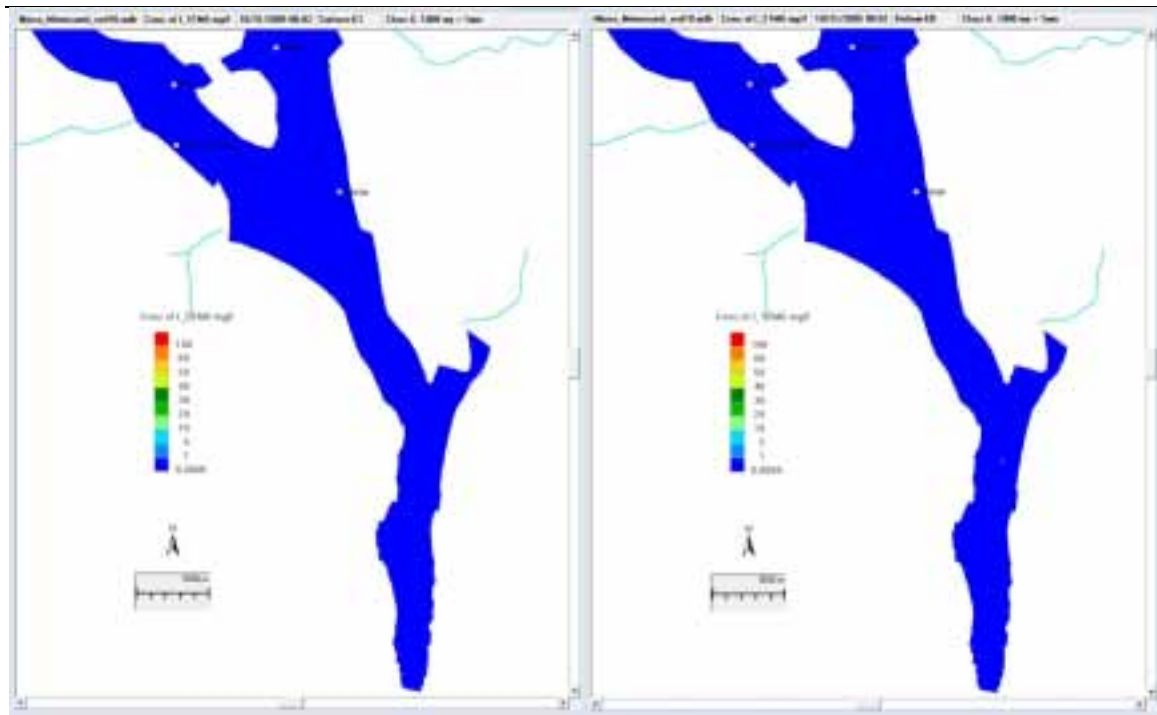


Overflate

Bunn

Figur 16. Modellerte konsentrasjoner av partikler i kornstørrelses klasse 5, diameter = 300 µm, gitt en overflatestrøm nordover 31. oktober.

Kornstørrelser av denne størrelsen sedimenterte raskt og bidro ikke til konsentrasjoner av betydning i vannmassene, eventuelt bortsett fra selve utslippssonen.



Overflate

Bunn

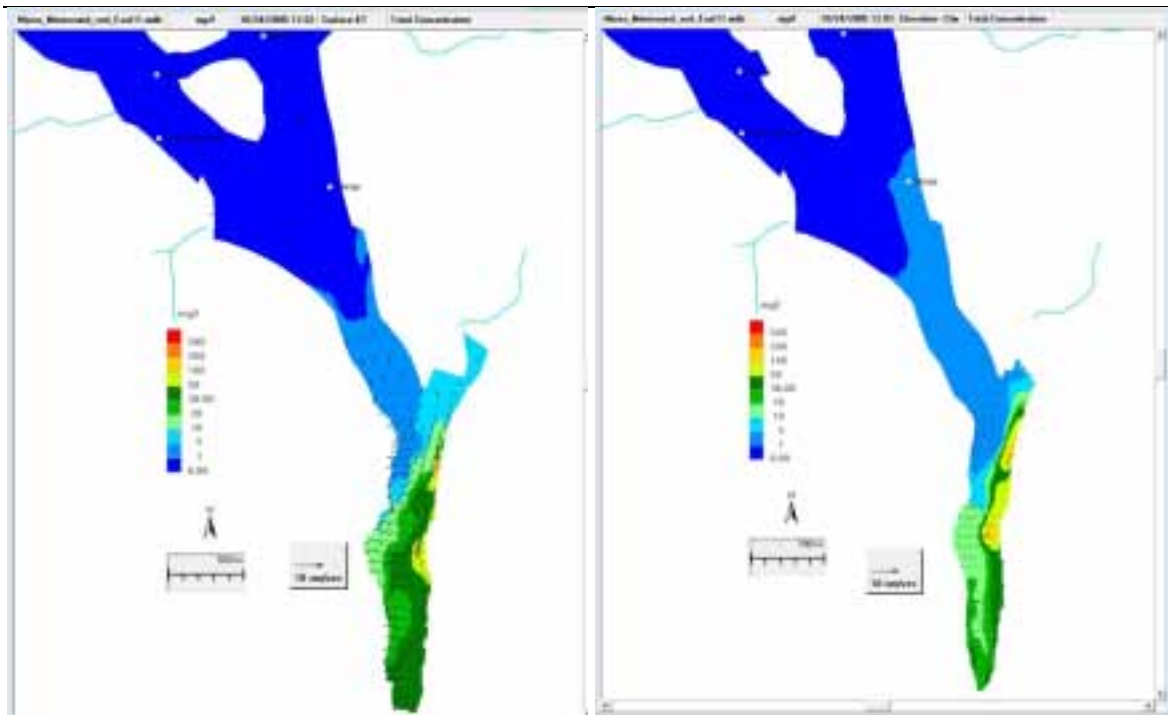
Figur 17. Modellerte konsentrasjoner av partikler i kornstørrelses klasse 6, diameter = 1000 μm = 1 mm, gitt en overflatestrøm nordover den 31. oktober.

Kornstørrelser av denne størrelsen sedimenterte raskt og bidro ikke til konsentrasjoner av betydning i vannmassene, eventuelt bortsett fra selve utslippssonen.

I de følgende to eksemplene er det vist hvordan spredningen endres med dypet på ulike tidspunkter av året. Eksemplene er noenlunde like med hensyn til at overflatevannet strømmet sørover. Forskjellene er at resultatene fra beregningene den 24. oktober representerer en periode med små vertikale temperaturforskjeller og vertikalt sirkulerende vannmasser til et betydelig dyp, mens den 29. juli var det et velutviklet sprangsjikt (og varmt overflatelag) som motvirker vertikal blanding av vannmassene.

Spredningen av total konsentrasjon av partikler i ulike dyp 24. oktober er vist i **Figur 18 - Figur 20**. I overflatsjiktet (0-23 m) ble partiklene i hovedsak spredt sørover. Beregningen viser at fordi partiklene synker og er utsatt for strømmer, så vil f.eks. konsentrasjonene på over 50 mg/l dekke et større område på 20 meters dyp enn i overflatelaget. På større vil dyp partiklene, i betydelig grad, bli spredt også nordover som følge av nordover rettede returstrømmer. Konsentrasjoner over 5 mg/l vil kunne spores langs bunnen til områder nær Hamar.

Det neste eksemplet er fra 29. juli, **Figur 21 - Figur 23**. Det er i overflatelaget at vi forventer de høyeste konsentrasjonene med verdier over 50 mg/l sørover langs land i over 10 kilometers utstrekning. Forskjellen fra eksemplet i sirkulasjonsperioden om høsten, vil være at en større andel blir spredt i overflatelaget, dvs. over sprangsjiktet. De fineste partiklene, under 15 μm , har en såpass liten sedimentasjonshastighet at de i stor grad følger vannets bevegelser i lang tid. Vi kan derfor forvente noe høyere konsentrasjoner nær overflaten om sommeren.

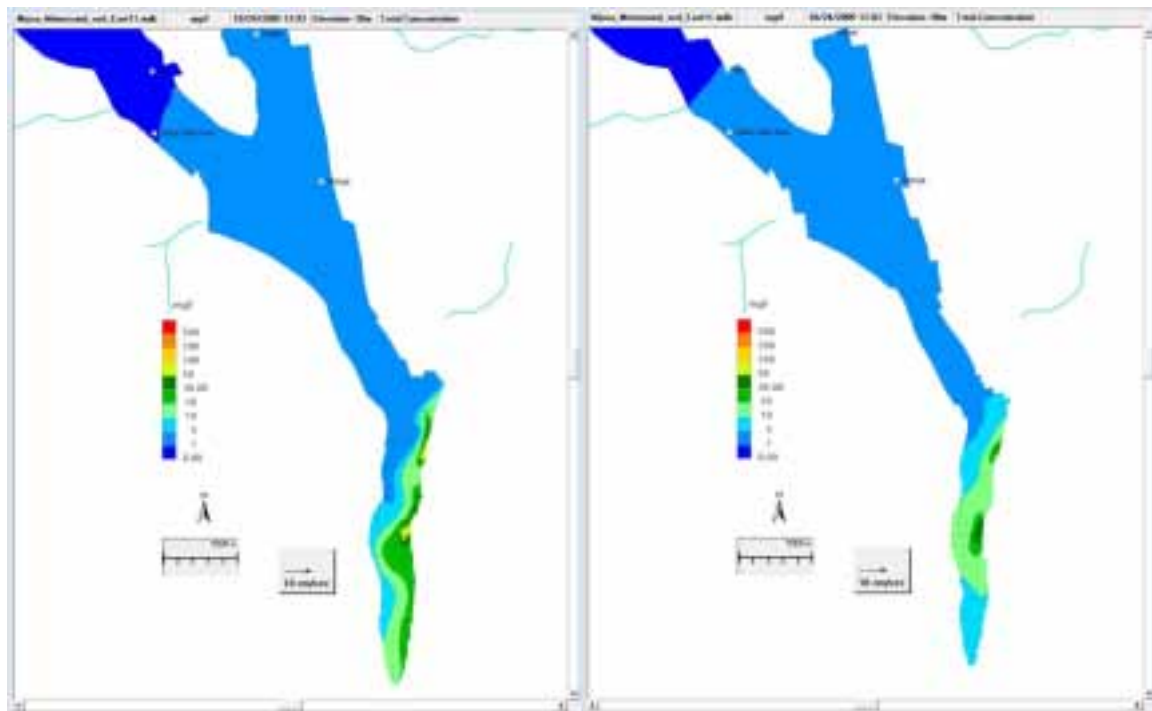


Overflate

Dyp 23 m

Figur 18. Total konsentrasjon av partikler gitt en overflatestrøm sørover den 24. oktober.

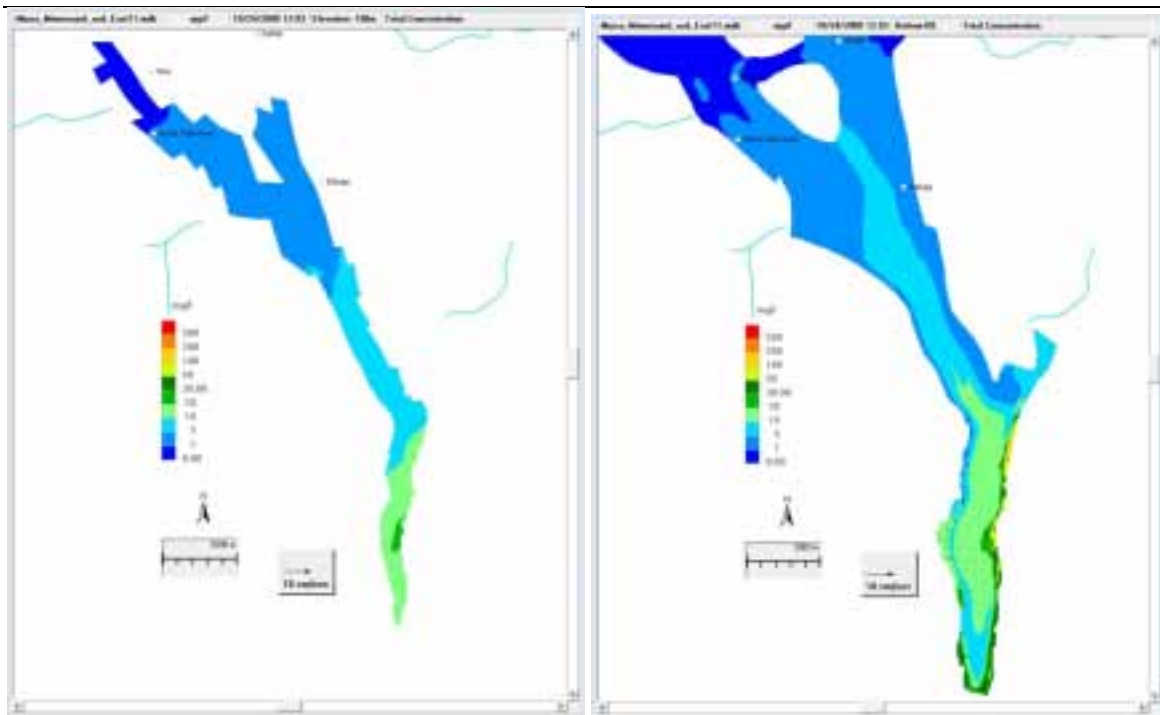
I overflatelagene (0-23 m) ble partiklene fortrinnsvis spredt mot sør. Konsentrasjoner over 50 mg/l fant sted i dumpingsområdene og noen kilometer sørover



Dyp 40 m

Dyp 100 m

Figur 19. Total konsentrasjon av partikler gitt en overflatestrøm sørover den 24. oktober.

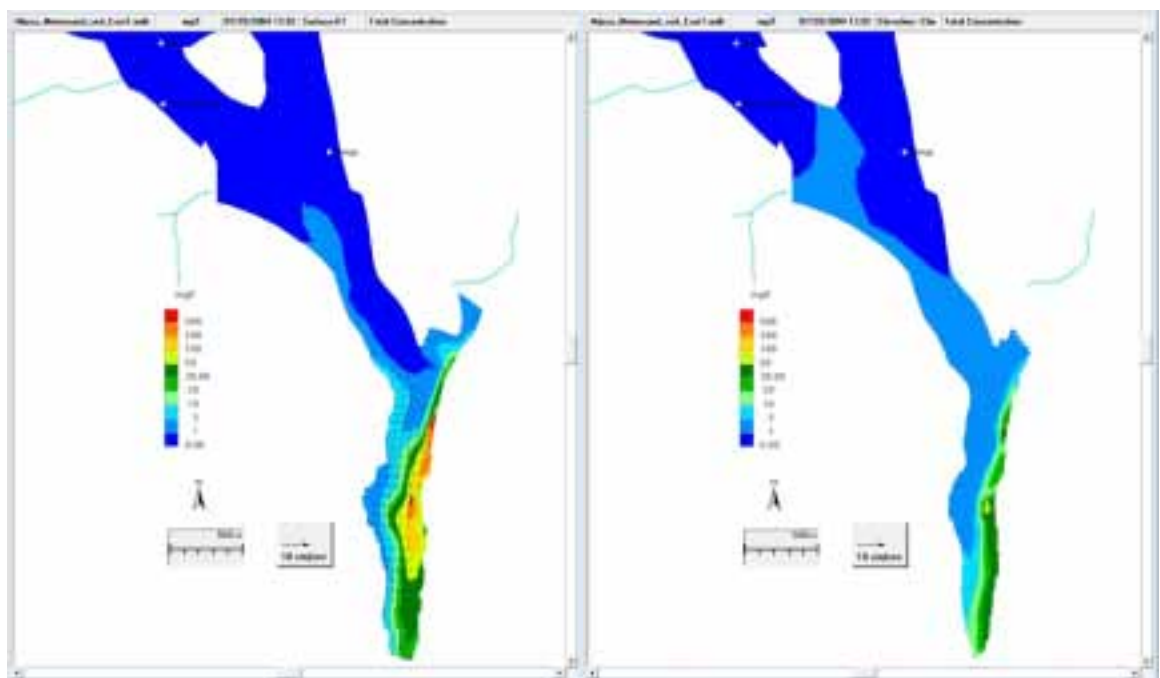


Dyp 200 m

Bunn

Figur 20. Total konsentrasjon av partikler gitt en overflatestrøm sørover den 24. oktober.

På større dyp ble partiklene i betydelig grad spredt også nordover. Konsentrasjoner over 5 mg/l kan forventes langs bunnen til områder nær Hamar.

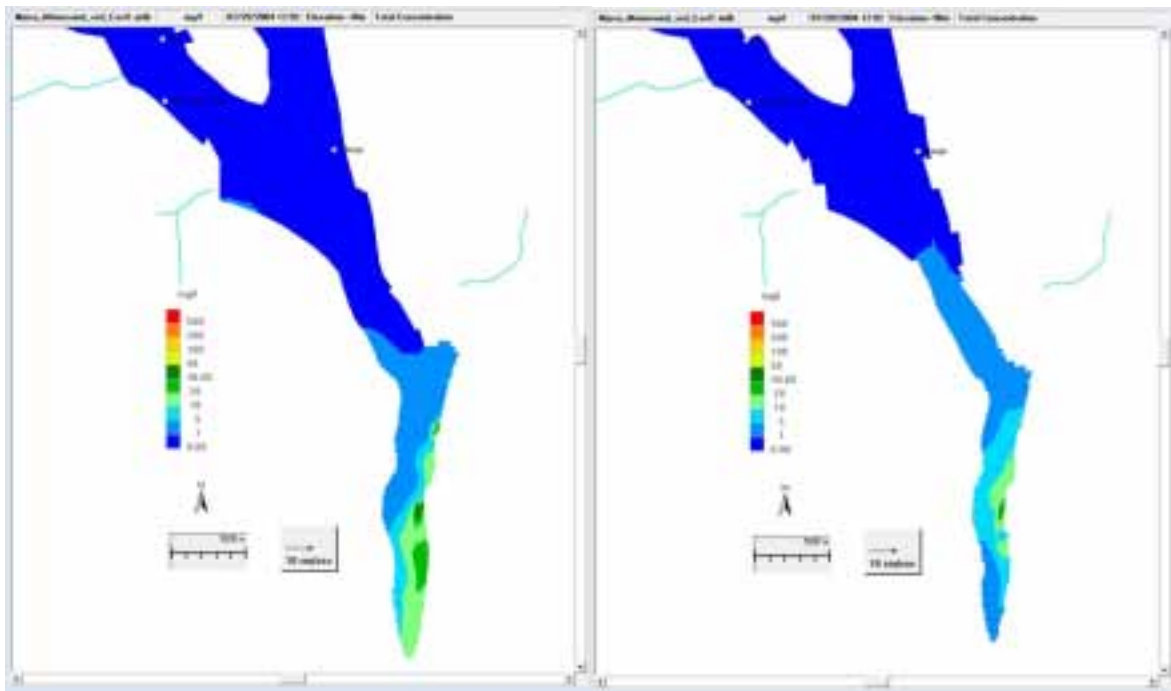


Overflate

Dyp 23 m

Figur 21. Total konsentrasjon av partikler gitt en overflatestrøm sørover den 29. juli.

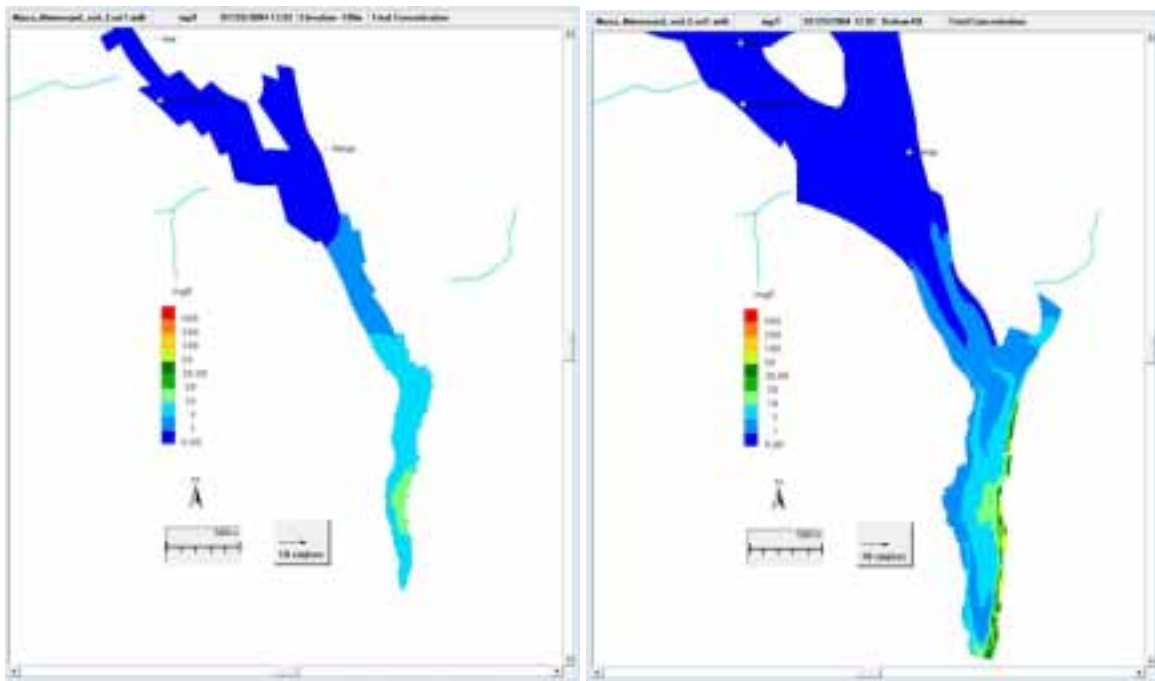
De høyeste konsentrasjonene fant sted i overflaten. Partikler forventes å spre seg langs land over en utstrekning på 10 kilometer i konsentrasjoner over 50 mg/l.



Dyp 40 m

Dyp 100 m

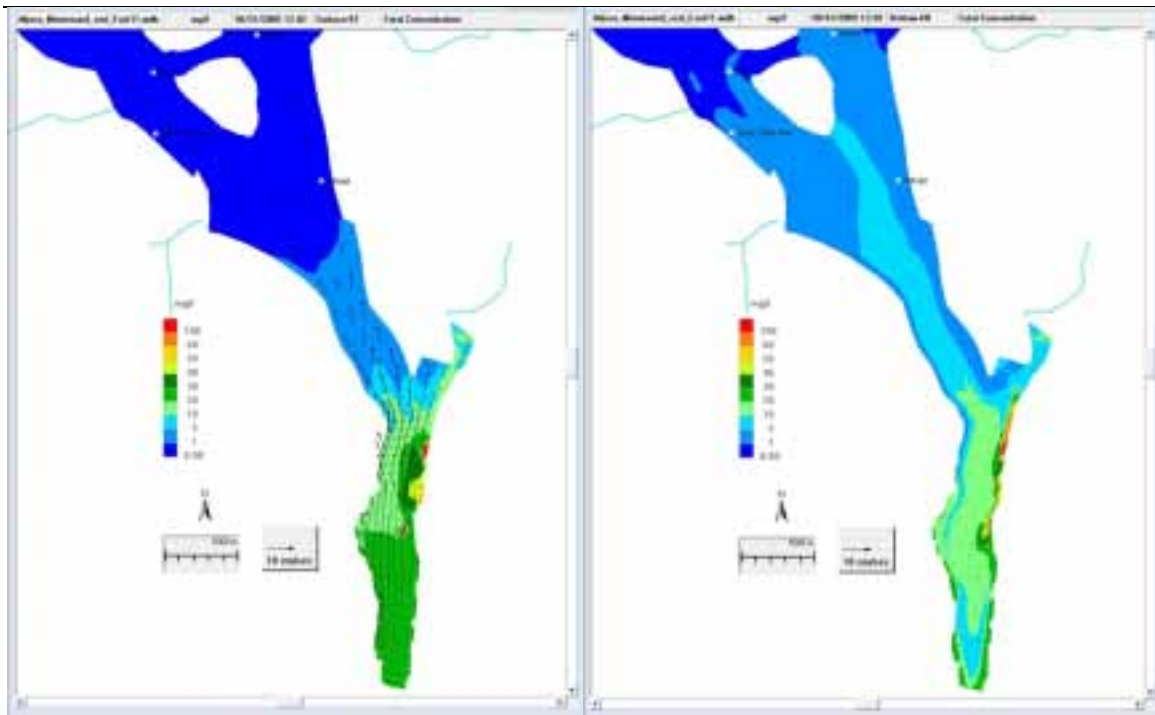
Figur 22. Total konsentrasjon av partikler gitt en overflatestrøm sørover den 29. juli.



Dyp 200 m

Bunn

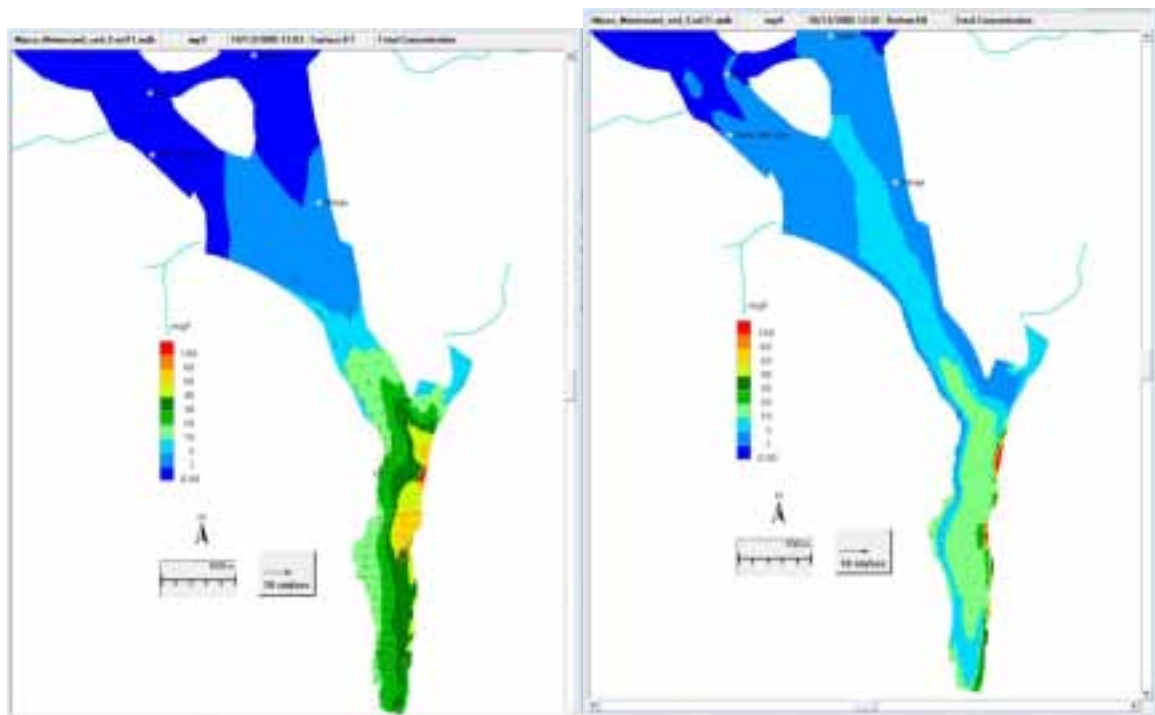
Figur 23. Total konsentrasjon av partikler på 200m og i bunnære vannmasser gitt en overflatestrøm sørover den 29. juli.



Overflate

Bunn

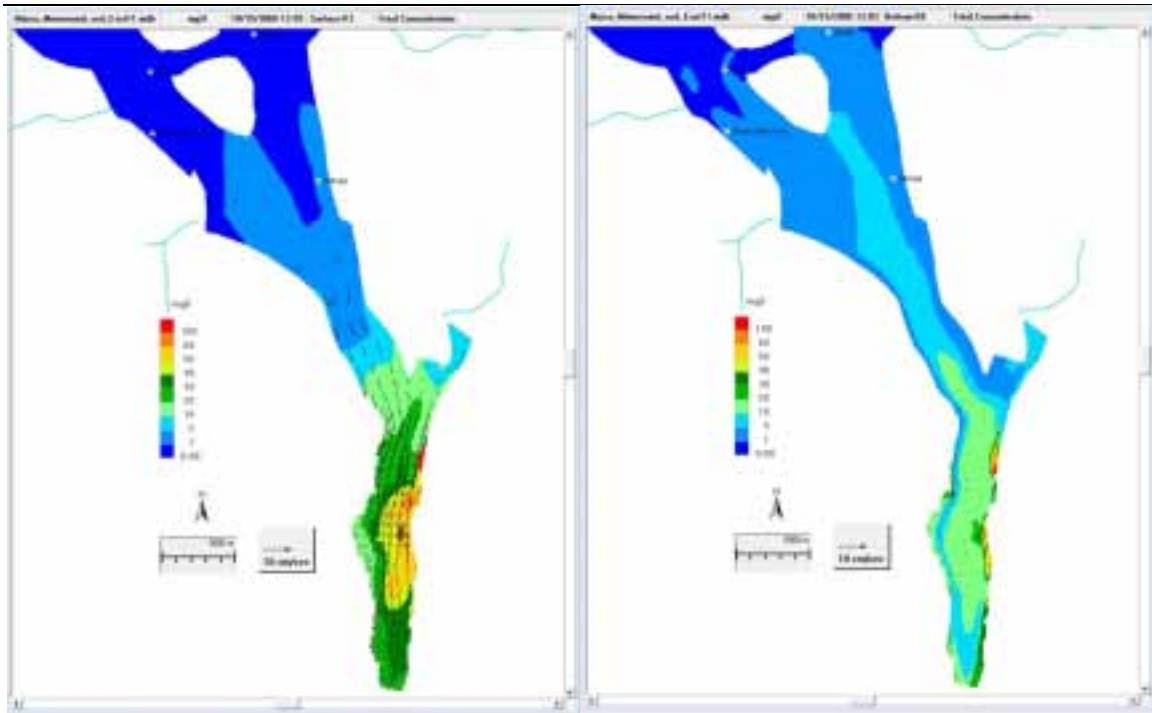
Figur 24. Total konsentrasjon av partikler i øvre og bunnære vannmasser gitt en overflatestrøm nordover den 10.oktober.



Overflate

Bunn

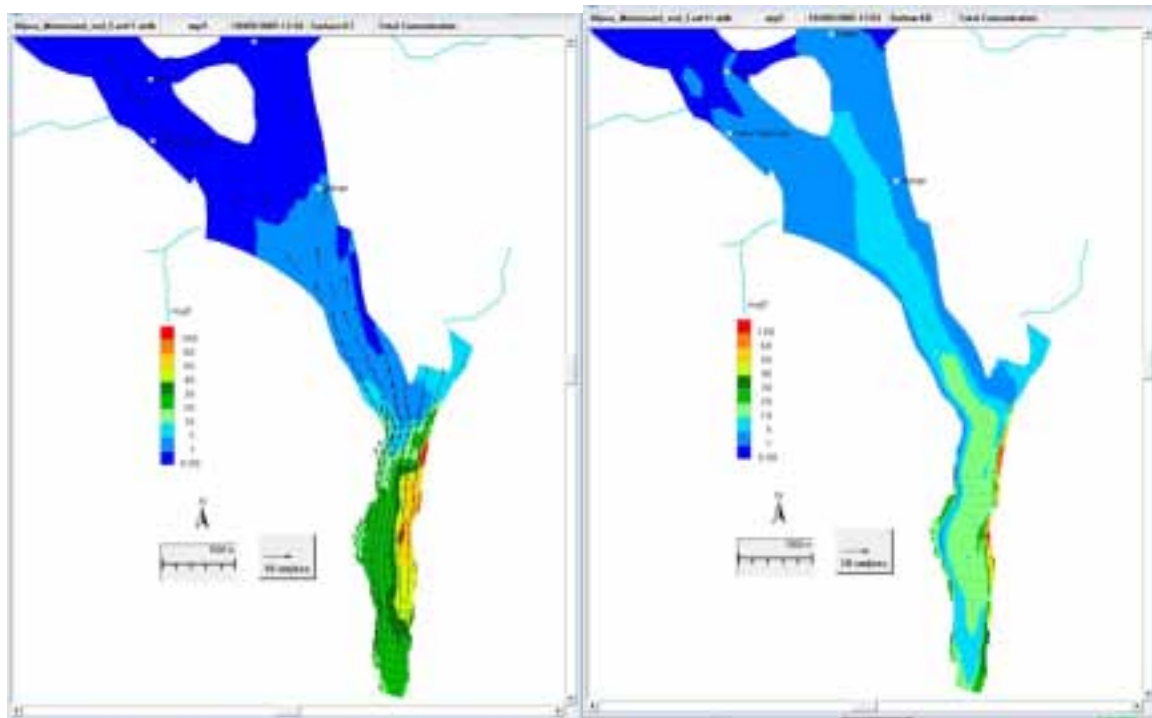
Figur 25. Total konsentrasjon av partikler i øvre og bunnære vannmasser gitt en overflatestrøm nordover den 10.oktober.



Overflate

Bunn

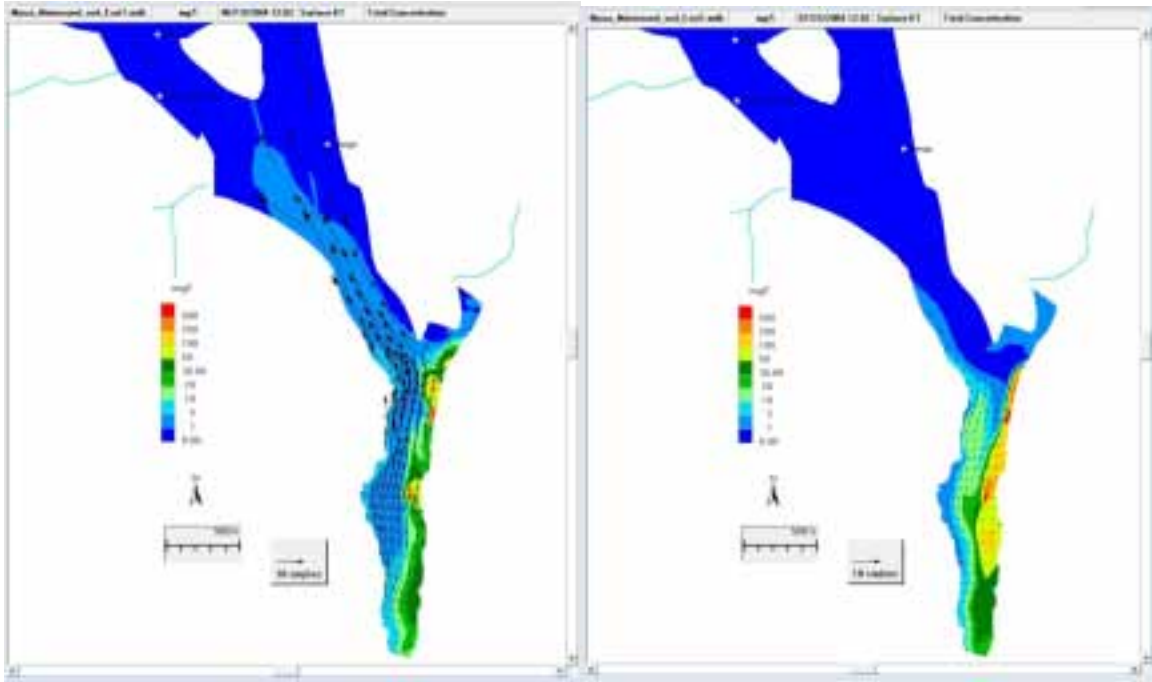
Figur 26. Total konsentrasjon av partikler gitt en overflatestrøm sørover den 15.oktober



Overflate

Bunn

Figur 27. Total konsentrasjon av partikler gitt en overflatestrøm nordover den 9.oktober



Figur 28. Total konsentrasjon av partikler i overflatelaget

2.2.3 Konsentrasjoner av partikler over tid

Det er vist eksempler på forventede fordelinger av konsentrasjoner av partikler i Mjøsa både regionalt og i dypet som følge av dumping av masser. Selv om disse er valgt for å vise typiske situasjoner er det behov for å se på hvordan konsentrasjonene varierer over tid på ulike dyp og steder i Mjøsa. For å vise dette er det laget 9 dybdeprofiler. I hvert profil ble det laget tidsserier og varighetskurver av total konsentrasjon fra ulike dyp. Profilene ble plassert nær midten av Mjøsa fra Minnesund til Hamar, **Figur 29**.

Ved Minnesund (profil 1) ble konsentrasjonene i overflaten og nær bunnen halvparten av tiden mindre enn henholdsvis 20 mg/l og 8 mg/l, **Figur 30**. Tilsvarende maksimumkonsentrasjoner ble 100 mg/l og 20 mg/l. Konsentrasjonene i overflaten varierte mye, men variasjonene er mindre på dypt vann.

I profil 2, nord for Minnesund, ble i halvparten av tiden (50 % varighet) konsentrasjonene nær overflaten og på bunnen mindre enn henholdsvis 12 mg/l og 7 mg/l, **Figur 31**. Tilsvarende maksimumkonsentrasjoner ble 65 mg/l og 12 mg/l. Konsentrasjonene i overflatelaget varierte mye, men variasjonene var langt mindre på dypt vann.

Konsentrasjonene ble høyere ved Minnesund enn i profilet nordenfor. Dette skyldtes at ved dumping nær den østlige bredden, ble partiklene i stor grad transportert langs den østlige bredden av Mjøsa. Ved Minnesund ble det ledet mot utløpselven Vormå, hvor profil 1 var plassert. Ved dumping i sentrale deler av Mjøsa ville de største konsentrasjonene forventes å finne sted i de sentrale delene videre sørover mot Minnesund.

Profilene 3, 4 og 5 omgir dumpingpunktene, **Figur 32 - Figur 34**. Profil 3 sør for det sørlige dumpingstedet, profil 4 mellom det sørlige og nordlige dumpingstedet og profil 5 nord for det

nordligste dumpingstedet. Det er her vi finner de høyeste konsentrasjonene. Som vi har sett av konsentrasjonskartene må vi forvente høyere verdier nærmere den østlige bredden.

I profil 3 ble i halvparten av tiden konsentrasjonene i overflaten og på bunnen mindre enn henholdsvis 18 mg/l og 10 mg/l. Tilsvarende maksimumkonsentrasjoner ble 150 mg/l og 20 mg/l.

Konsentrasjonene i overflaten varierte mye, mens variasjonene var betydelig mindre på dypt vann. I profil 4, Strandlykkja, ble i halvparten av tiden konsentrasjonene i overflaten og på bunnen mindre enn henholdsvis 12 mg/l og 7 mg/l. Tilsvarende maksimumkonsentrasjoner ble 85 mg/l og 30 mg/l.

Konsentrasjonene i overflaten varierte mye, mens variasjonene var betydelig mindre på dypt vann.

Ved profil 5 ble i halvparten av tiden konsentrasjonene i overflaten og på bunnen mindre enn henholdsvis 5 mg/l og 12 mg/l. Tilsvarende maksimumkonsentrasjoner ble 75 mg/l og 25 mg/l.

Konsentrasjonene i overflaten varierte mye, mens variasjonene var langt mindre på dypt vann.

Konsentrasjonene avtok nordover fra dumpingstedene. Konsentrasjonene i nordlig retning hadde en tendens til å bli jevnt over høyere på dypt vann enn i overflatelaget. Konsentrasjonene i overflatelaget forventes å oppnå de høyeste konsentrasjonene relativt raskt.

Sør for Tangen ble i halvparten av tiden konsentrasjonene i overflaten og på bunnen mindre enn henholdsvis 2 mg/l og 4 mg/l, **Figur 35**. Tilsvarende maksimumkonsentrasjoner ble 90 mg/l og 75 mg/l. Konsentrasjonene i overflaten varierte mye, mens variasjonene var betydelig mindre i dypet.

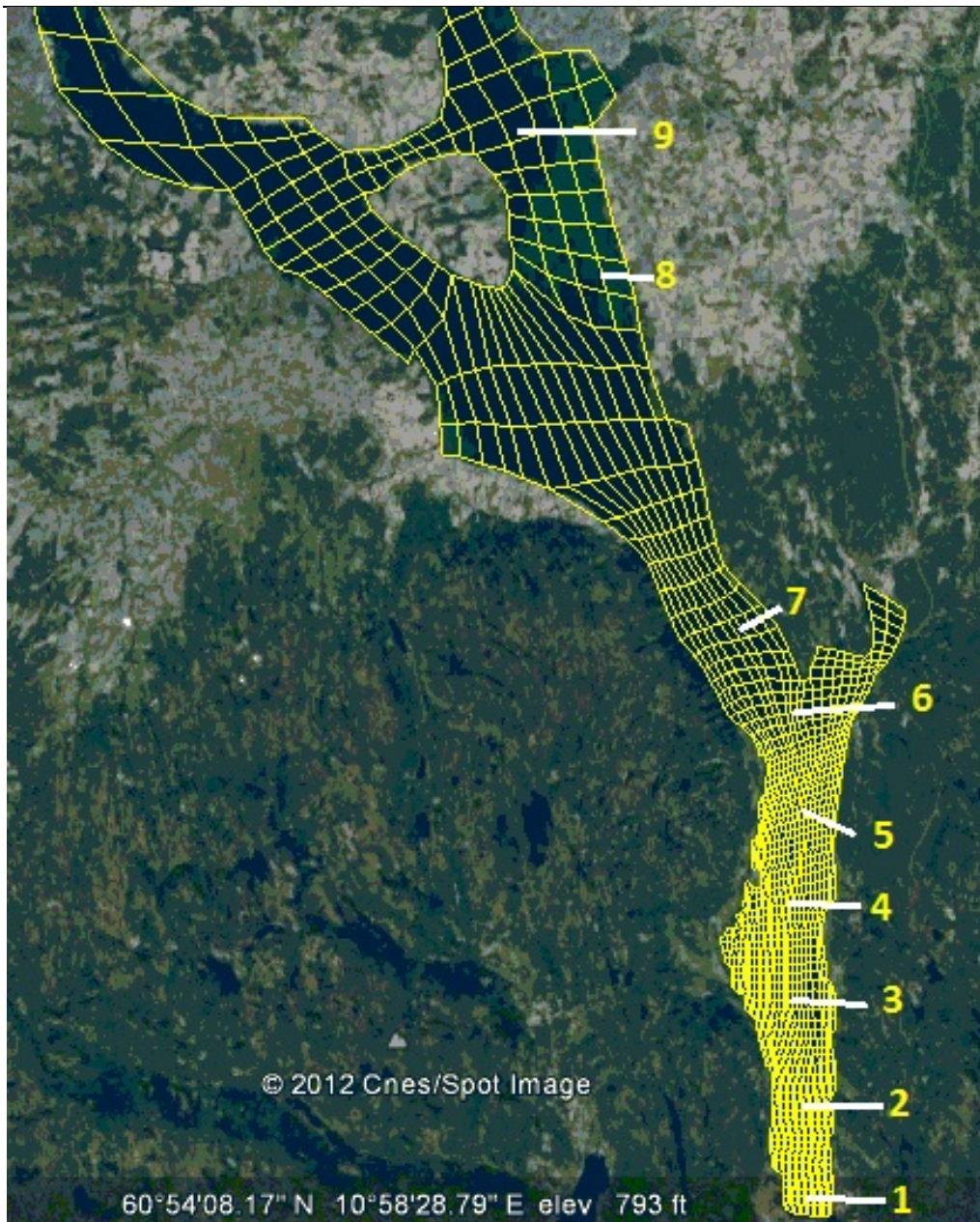
Nord for Tangen ble i halvparten av tiden konsentrasjonene i overflaten og på bunnen mindre enn henholdsvis 2 mg/l og 9 mg/l, **Figur 36**. Tilsvarende maksimumkonsentrasjoner ble 45 mg/l og 15 mg/l. Konsentrasjonene i overflaten forventes å variere mye, mens variasjonene vil bli langt mindre på dypt vann.

Vann fra Lågen og de øvrige elvene strømmer gjennom Mjøsa. Det blir en netto strøm i denne retningen. Den dominerende vindretningen fra nord mot sør forsterker transport av særlig overflatelagene i denne retningen. Det vil si at hovedtransporten av finpartikler, med langsom sedimentasjonshastighet, går sørover i overflatelagene. Etter hvert synker en del av partiklene ut av overflatesjiktet og inngår i nordgående returstrømmer. Dermed får konsentrasjonene nord for dumpingstedene en tendens til å bli større på dypt vann enn i overflatelagene. På dypt vann er strømhastighetene lave og transporten tar lang tid. Her vil kun de fineste partiklene holder seg svevende lenge nok. Ved vind i motsatt retning, mot nord, fører raske strømmer partikler nordover også i overflaten og kan føre til høye konsentrasjoner over kort tid også stykke nord for utslippene.

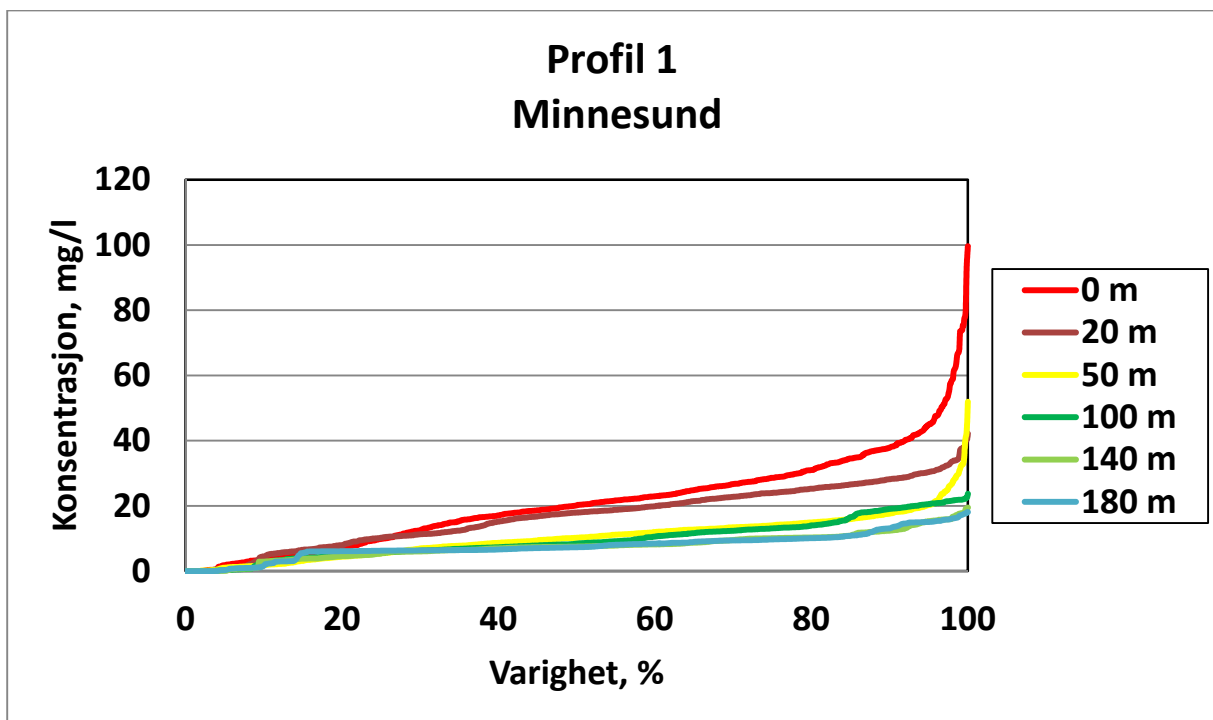
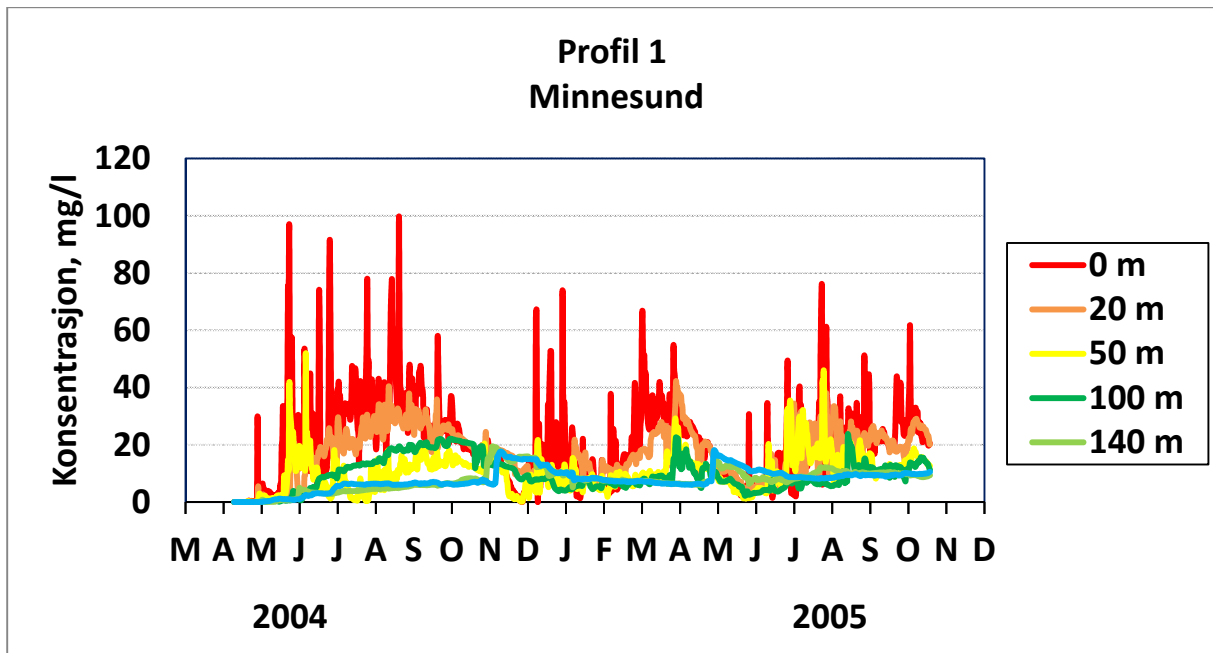
Ved vanninntaket til Stange vannverk ble, i halvparten av tiden, konsentrasjonene i overflaten og på bunnen mindre enn henholdsvis 1 mg/l og 3 mg/l, **Figur 37**. Tilsvarende maksimumkonsentrasjoner ble 17 mg/l og 6 mg/l. Vannverksinntaket til Stange vannverk er på ca. 180 m. Det tok 8-9 måneder før inntaket ble påvirket av økte partikkelkonsentrasjoner som kan bli opp mot 5 mg/l.

Ved vanninntaket til Hamar vannverk ble i halvparten av tiden konsentrasjonene i overflaten og på bunnen mindre enn 1 mg/l, **Figur 38**. Tilsvarende maksimumkonsentrasjoner ble 9 mg/l og 4 mg/l. Konsentrasjonene i overflaten varierte mye, men betydelig mindre på dypt vann. Vannverksinntaket til Hamar vannverk er på ca. 140 m. Det tok 8- 9 måneder før inntaket ble påvirket av økte konsentrasjoner av partikler som da kan bli nær 3 mg/l.

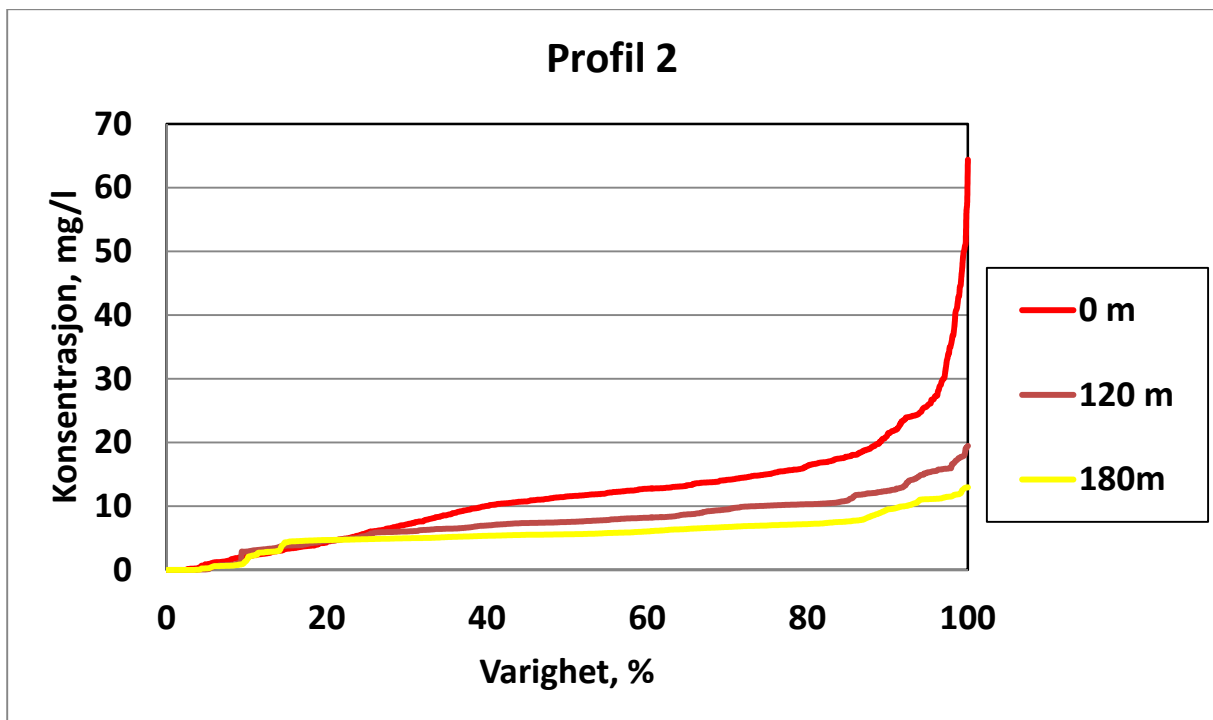
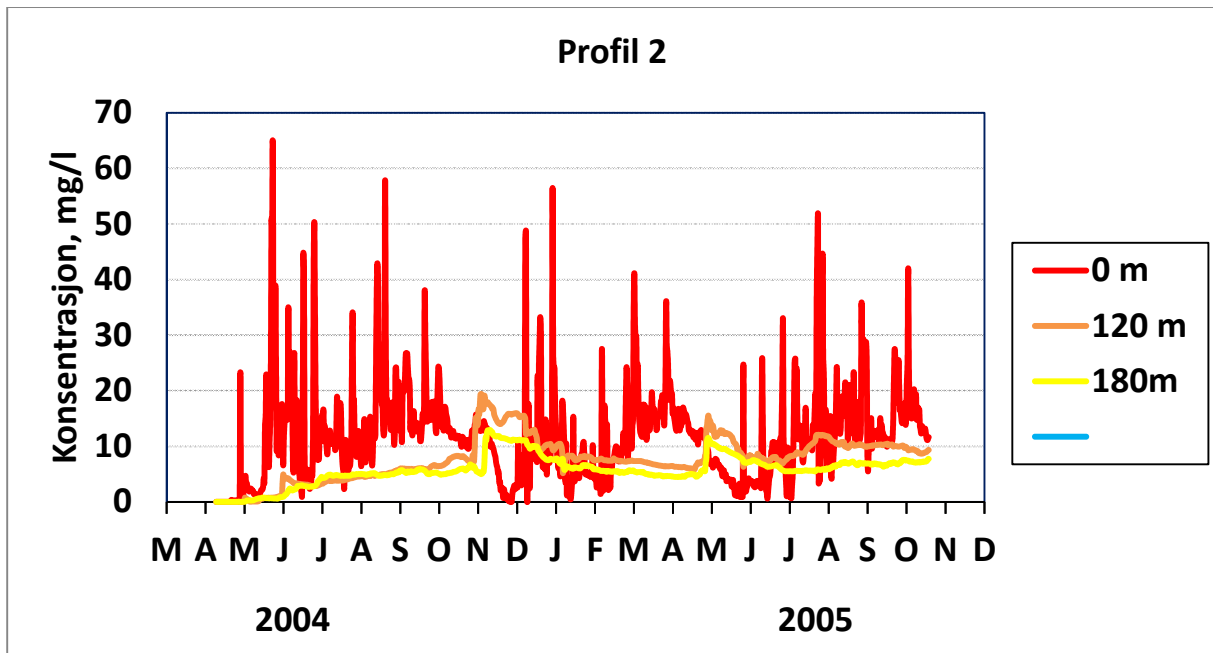
Det er kun de fineste partiklene som holder seg svevende tilstrekkelig lenge til å påvirke vanninntakene.



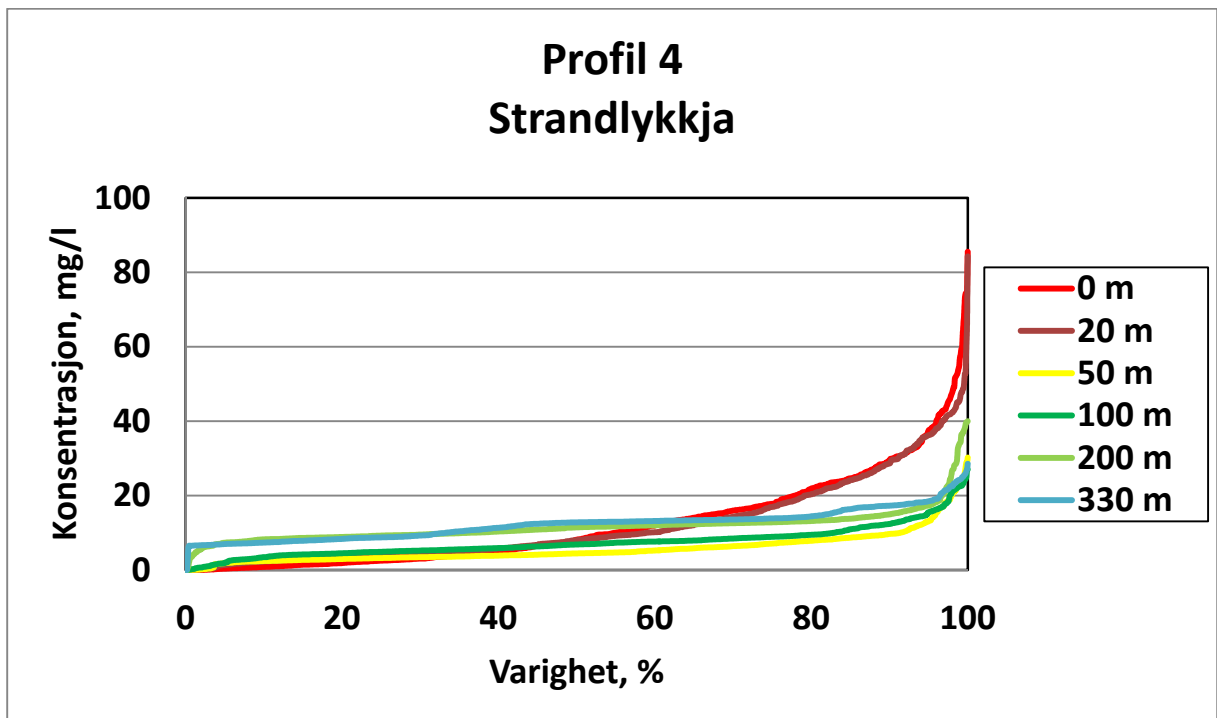
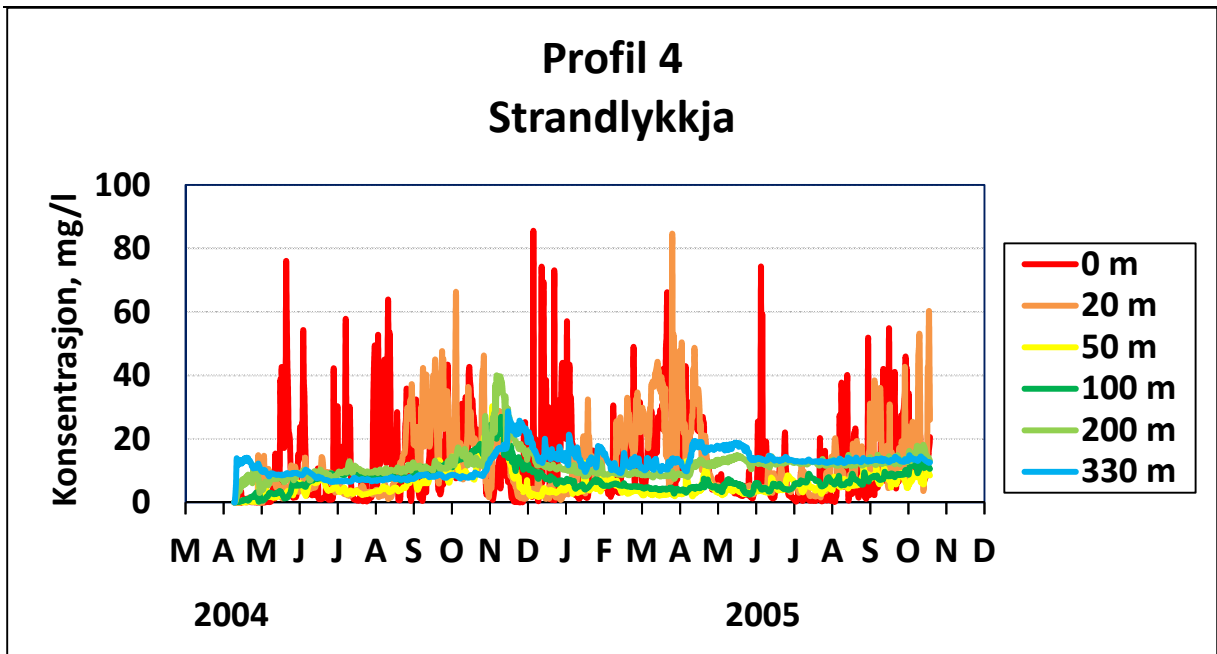
Figur 29. Profilene i de følgende figurene ble plassert langs midten av Mjøsa fra Minnesund til Hamar.



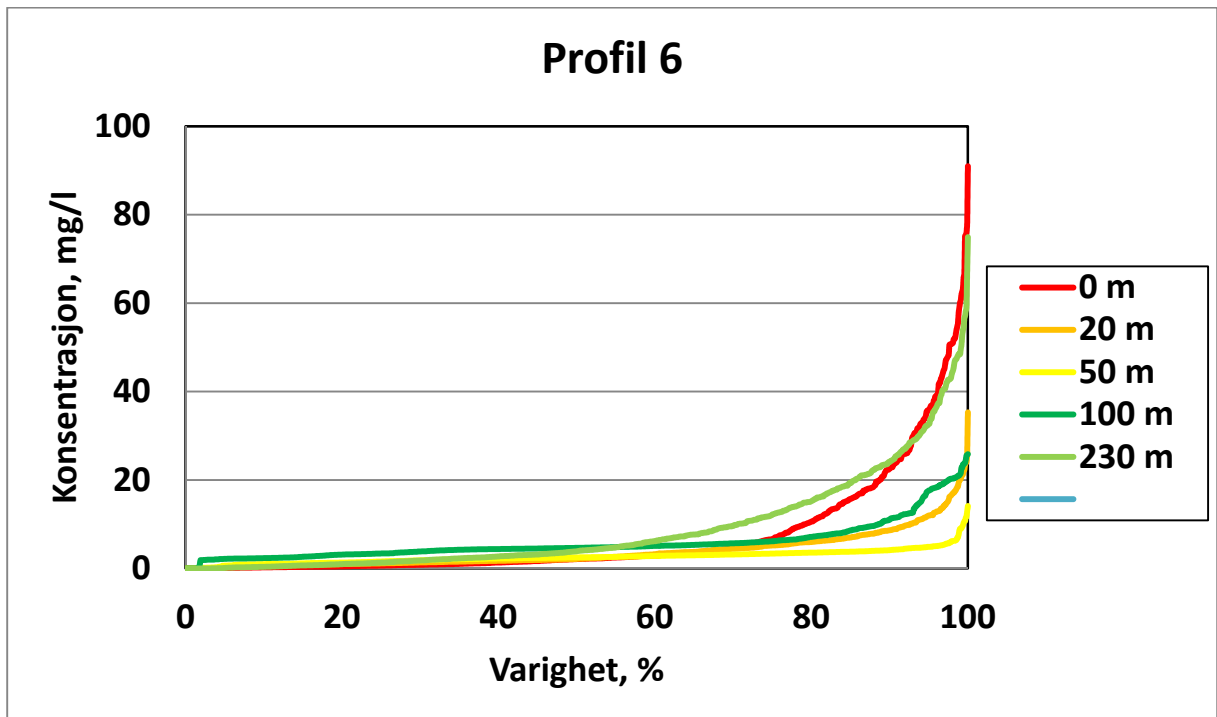
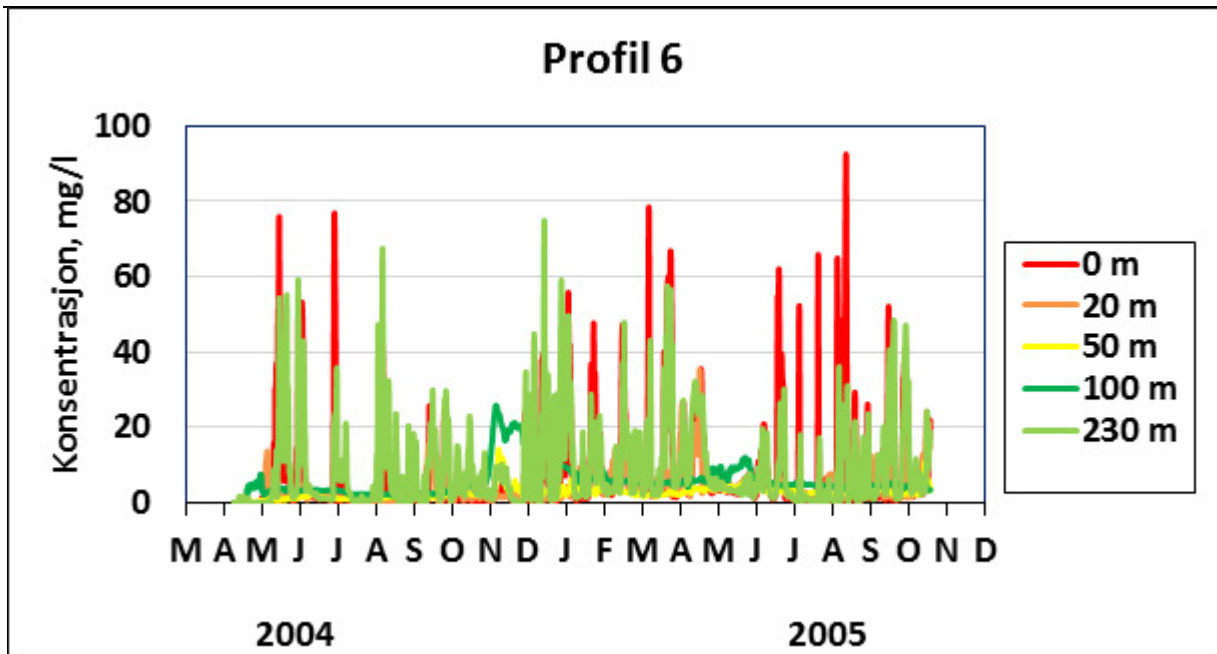
Figur 30. Ved Minnesund (profil 1) ble konsentrasjonene i halvparten av tiden i henholdsvis overflaten og nær bunnen mindre enn 20 mg/l og 8 mg/l. Tilsvarende maksimumkonsentrasjoner ble 100 mg/l og 20 mg/l. Konsentrasjonene i overflaten varierte mye, men langt mindre på dypt vann.



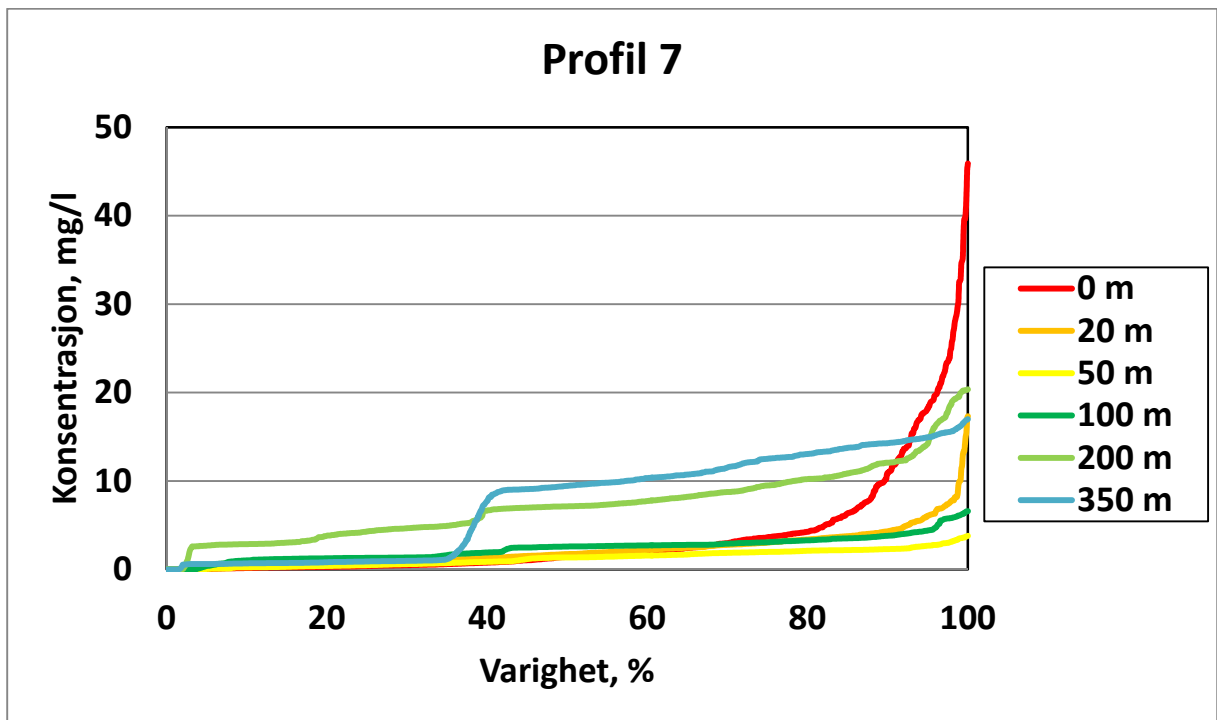
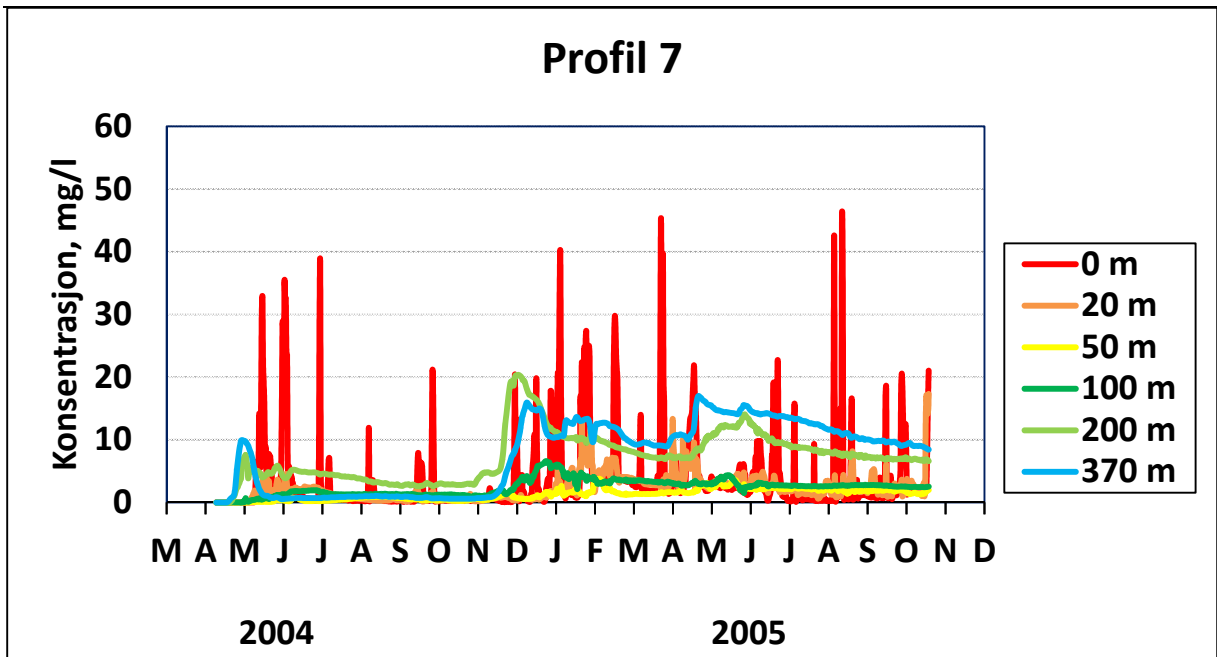
Figur 31. I halvparten av tiden ble konsentrasjonene i overflaten og på bunnen mindre enn henholdsvis 12 mg/l og 7 mg/l. Tilsvarende maksimumkonsentrasjoner ble 65 mg/l og 12 mg/l. Konsentrasjonene i overflaten varierte mye, men langt mindre på dypt vann.



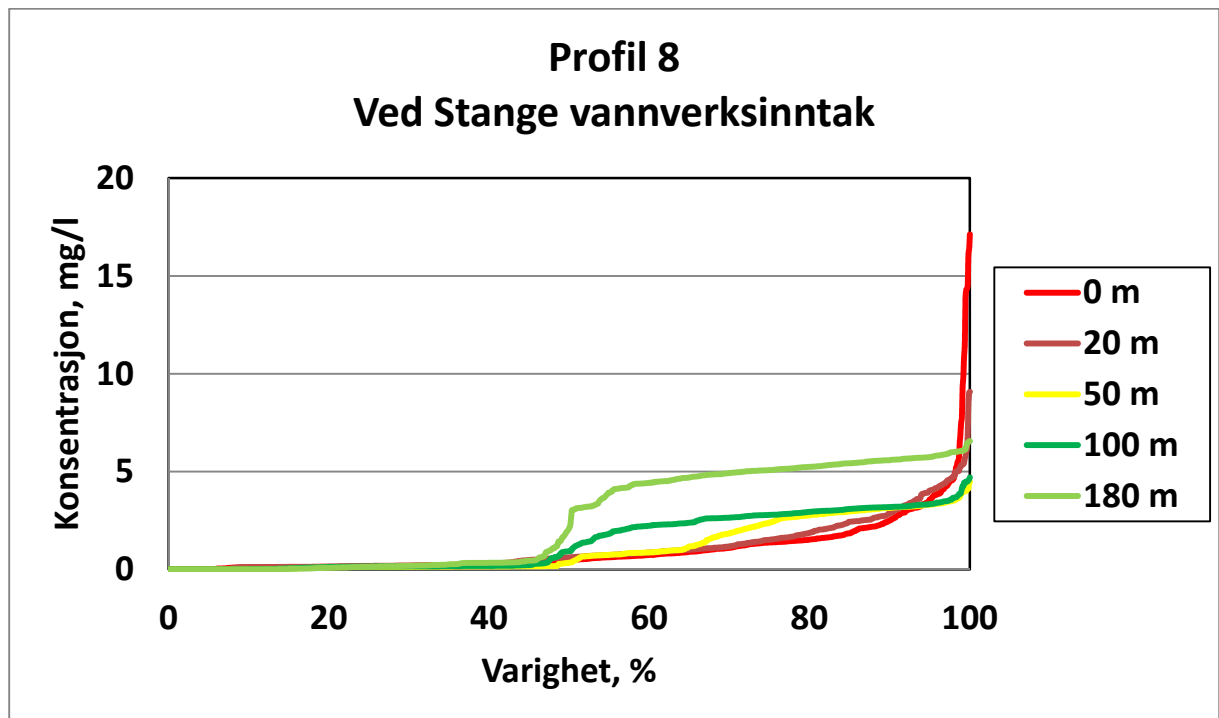
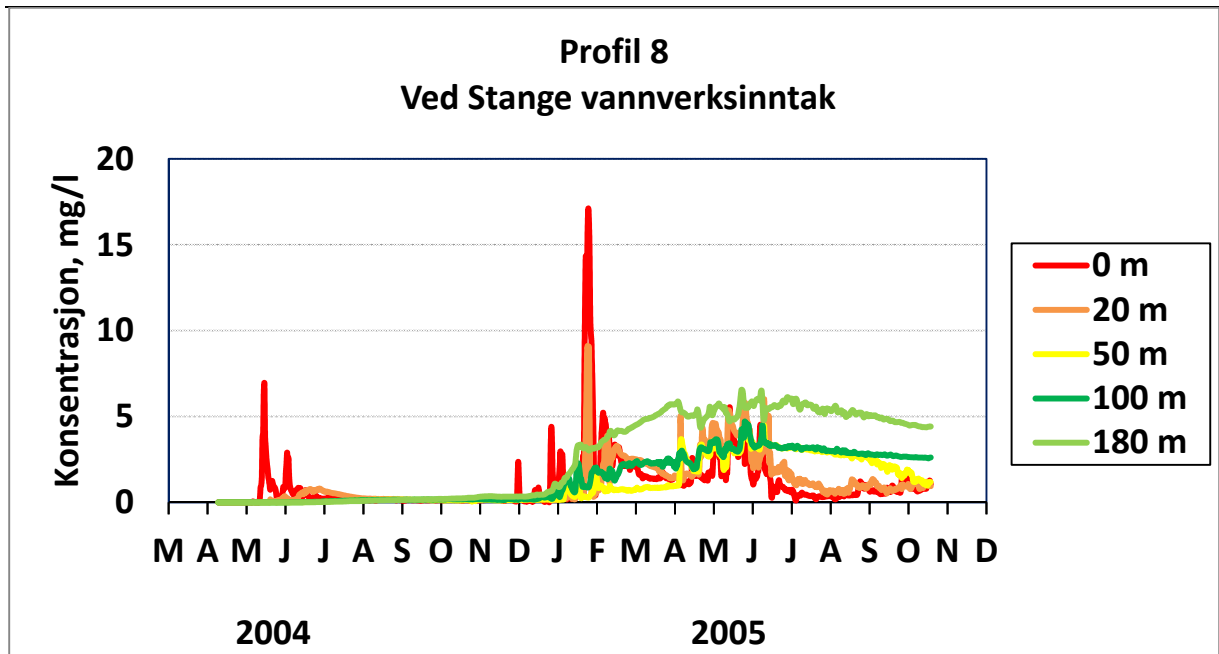
Figur 33. Strandlykkja. I halvparten av tiden ble konsentrasjonene i overflaten og på bunnen mindre enn henholdsvis 12 mg/l og 7 mg/l. Tilsvarende maksimumkonsentrasjoner ble 85 mg/l og 30 mg/l. Konsentrasjonene i overflaten varierte mye, men langt mindre på dypt vann.



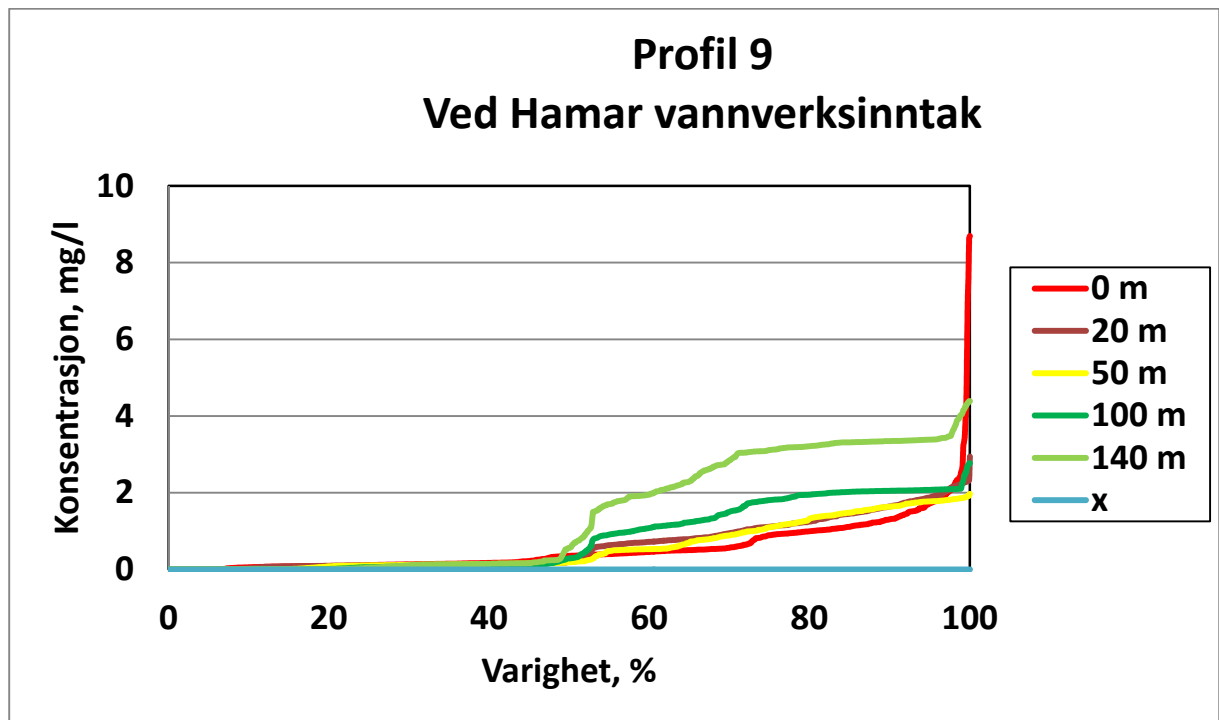
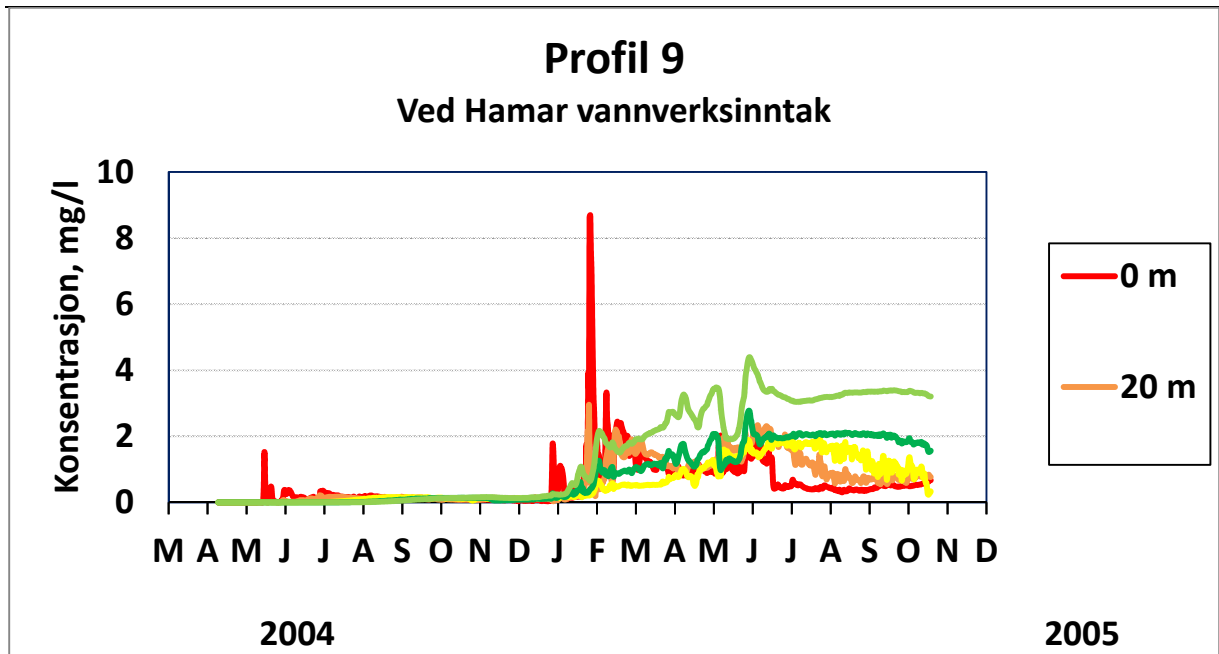
Figur 35. Sør for Tangen. I halvparten av tiden ble konsentrasjonene i overflaten og på bunnen mindre enn henholdsvis 2 mg/l og 4 mg/l. Tilsvarende maksimumkonsentrasjoner ble 90 mg/l og 75 mg/l. Konsentrasjonene i overflaten varierte mye, men langt mindre på dypt vann.



Figur 36. Nord for Tangen. I halvparten av tiden ble konsentrasjonene i overflaten og på bunnen mindre enn henholdsvis 2 mg/l og 9 mg/l. Tilsvarende maksimumkonsentrasjoner ble 45 mg/l og 15 mg/l. Konsentrasjonene i overflaten varierte mye, men langt mindre på dypt vann.



Figur 37. Stange vannverksinntak. I halvparten av tiden ble konsentrasjonene i overflaten og på bunnen mindre enn henholdsvis 1 mg/l og 3 mg/l. Tilsvarende maksimumkonsentrasjoner ble 17 mg/l og 6 mg/l. Vannverksinntaket til Stange vannverk er på ca. 180 m. Det tok 8-9 måneder før inntaket ble påvirket av økte partikkelkonsentrasjoner som kan opp mot 7 mg/l.



Figur 38. Hamar vannverksinntak. I halvparten av tiden ble konsentrasjonene i overflaten og på bunnen mindre enn 1 mg/l. Tilsvarende maksimumkonsentrasjoner ble 9 mg/l og 4 mg/l. Konsentrasjonene i overflaten varierte mye. Verdiene var betydelig jevnere på dypt vann. Vannverksinntaket til Hamar vannverk er på ca. 140 m. Det tok 8-9 måneder før inntaket ble påvirket. Konsentrasjonene ble da nær 3 mg/l.

2.3 Scenarium 2. Dumping sentralt

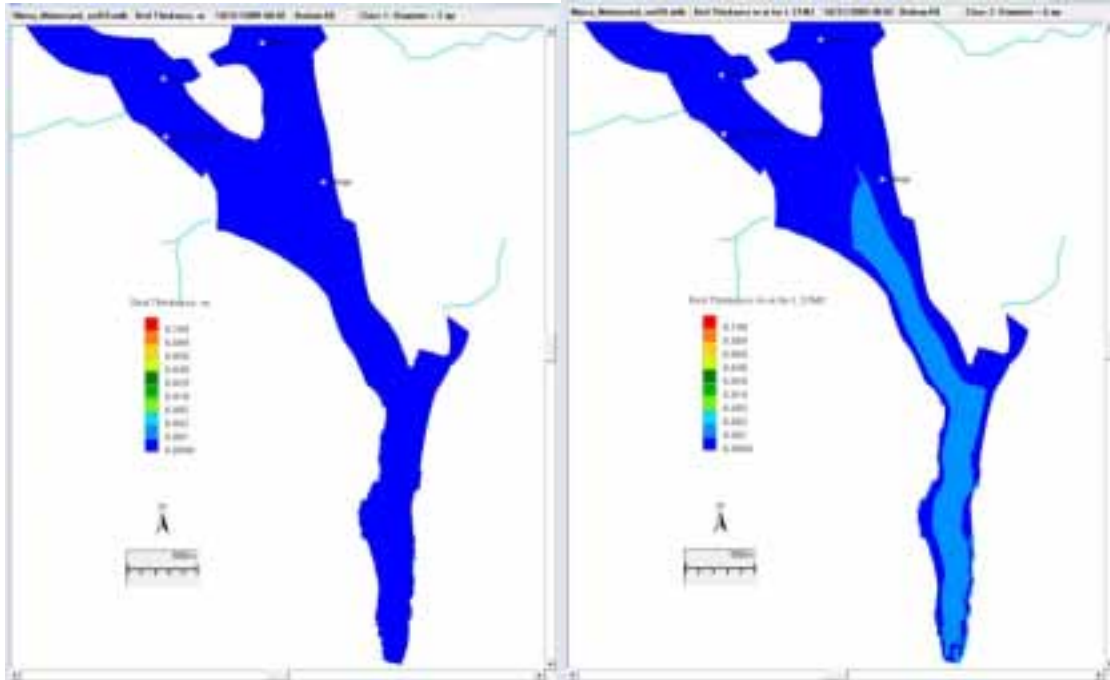
Scenariet er det samme som det foregående med unntak av dumpingstedene. Det ble dumpet 1700 tonn masse per døgn, tilsvarende 1000 m^3 , fra hvert av de to dumpingstedene. Det ble benyttet 16 timers dosering og 8 timers pause. De to dumpingstedene er merket med tallet «2» i **Figur 3**. Dvs. både i nord og sør over en kilometer fra land. Fordeling av masse innen hver kornstørrelsesklasse går fram av **Tabell 2**.

2.3.1 Hvor sedimenterer massene

Modellen ble kjørt for en i en periode på 1,5 år med forhold som i perioden 1. mai 2004 – 31. oktober 2005.

Partikler med diameter mindre enn $2 \mu\text{m}$ (leire) sedimenterer praktisk talt ikke i strømmende vann. De ender tilslutt i havet. Klasse 2, med typisk diameter på $6 \mu\text{m}$, sedimenterte i de dypeste partiene av Mjøsa mellom Stange vannverksinntak og Minnesund i et tynt lag på omkring en millimeter, **Figur 39**. Klasse 3, med diameter på $15 \mu\text{m}$, sedimenterte også i et lag på noen få millimeter i de dypeste partiene sør for Stange vannverksinntak. Klasse 4, med diameter på $40 \mu\text{m}$, sedimenterte noe nærmere dumpingstedene enn de finere partiklene og med tykkelse på opp til noen centimeter, **Figur 40**. De største partiklene sedimenterte innen noen kilometere fra dumpingstedene, **Figur 41**. Tykkelsen kunne bli over 10 cm.

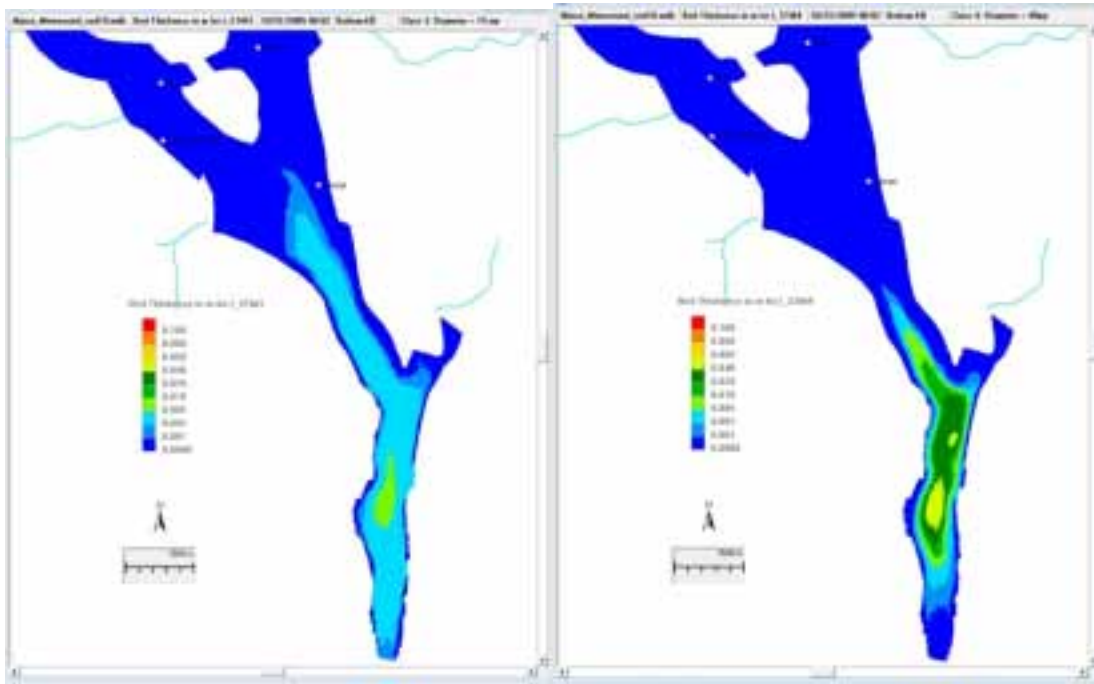
Kartene over sedimentert masse gir også informasjon om utbredelsen i vannet i Mjøsa, i alle fall langs bunnen. Det er kun de fire minste kornstørrelsesklassene, representert med typiske diameter under $40 \mu\text{m}$, som kan forventes å bli transportert mer over flere kilometer.



Kornstørrelses klasse 1, diameter = $2 \mu\text{m}$

Kornstørrelses klasse 2, diameter = $6 \mu\text{m}$

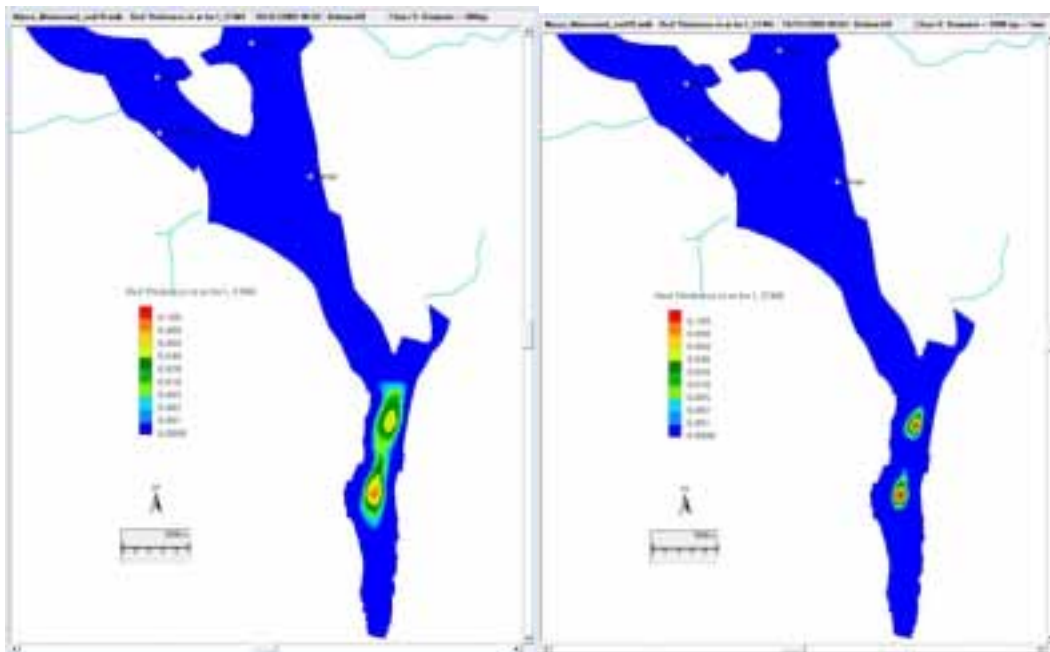
Figur 39. Partikler med diameter mindre enn $2 \mu\text{m}$ (leire og finere), sedimenterer praktisk talt ikke i strømmende vann. De ender tilslutt i havet. Klasse 2, med typisk diameter 6 på μm , sedimenterte i de dypeste partiene av Mjøsa mellom Stange vannverksinntak og Minnesund i et tynt lag på omkring en millimeter.



Kornstørrelses klasse 3, diameter = 15 µm

Kornstørrelses klasse 4, diameter = 40 µm

Figur 40. Klasse 3, med diameter på 15 µm, sedimenterte i noen millimeter tynt lag i de dypeste partiene sør for Stange vannverksinntak. Klasse 4, med diameter på 40 µm, sedimenterte noe nærmere dumpingstedene enn de finere partiklene og med tykkelse på opp til noen centimeter.



Kornstørrelses klasse 5, diameter = 300 µm

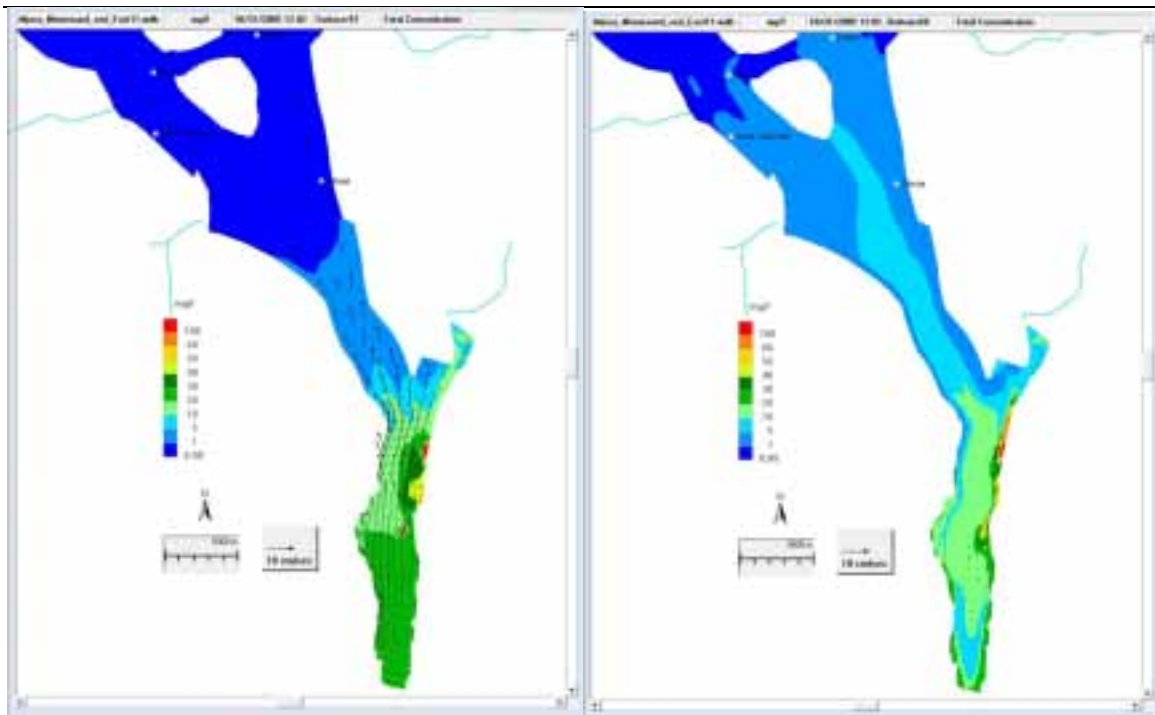
Kornstørrelses klasse 6, diameter = 1000 µm = 1 mm

Figur 41. De største partiklene sedimenterte innen noen kilometre fra dumpingstedene. Tykkelsen vil kunne bli over 10 cm.

2.3.2 Beregnede konsentrasjoner av partikler i Mjøsa

Vi viser først total konsentrasjon av partikler, dernest for valgte kornstørrelsesklassene den 31.oktober, i likhet med scenarium 1, **Figur 42 - Figur 48**. Deretter vises vi noen eksempler på spredning i ulike situasjoner, **Figur 49 - Figur 52**.

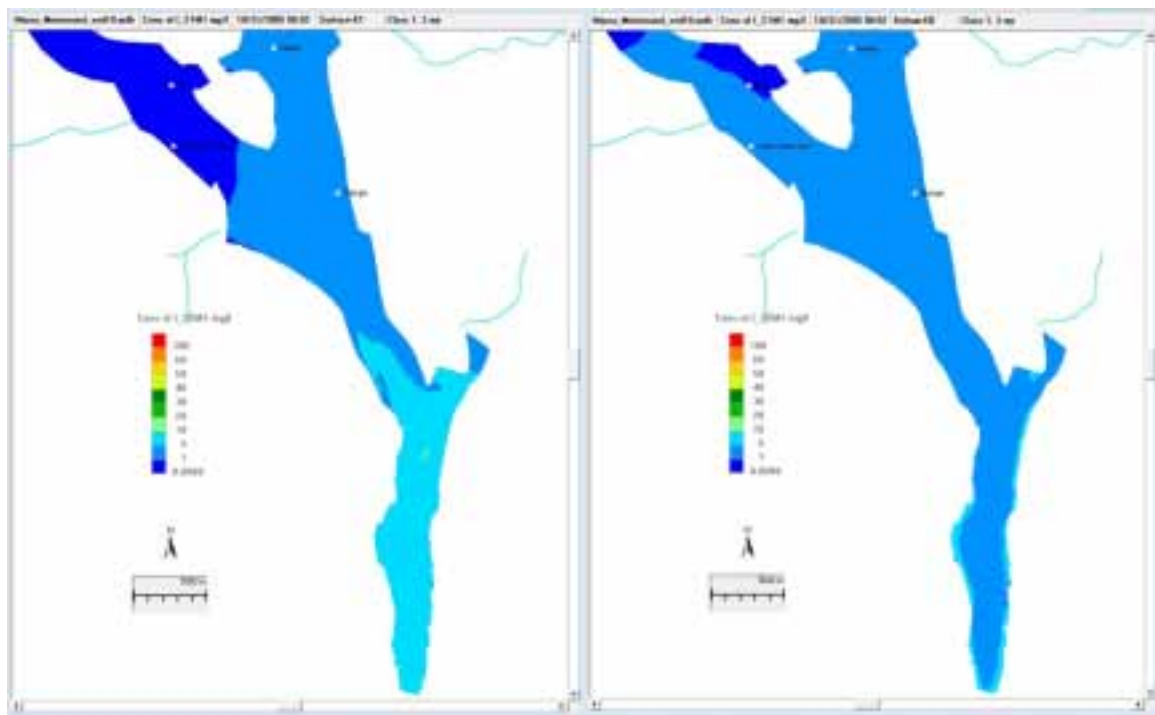
Spredningsforløpet ble i store trekk det samme som ved dumping nærmere land. Vi har valgt å vise flere ulike eksempler for å få et mer nyansert bilde av hva slags konsentrasjonsfordelinger vi kan forvente. I neste avsnitt skal vi gjøre noen sammenlikninger for å finne typiske forskjeller mellom de to scenariene.



Overflate

Bunn

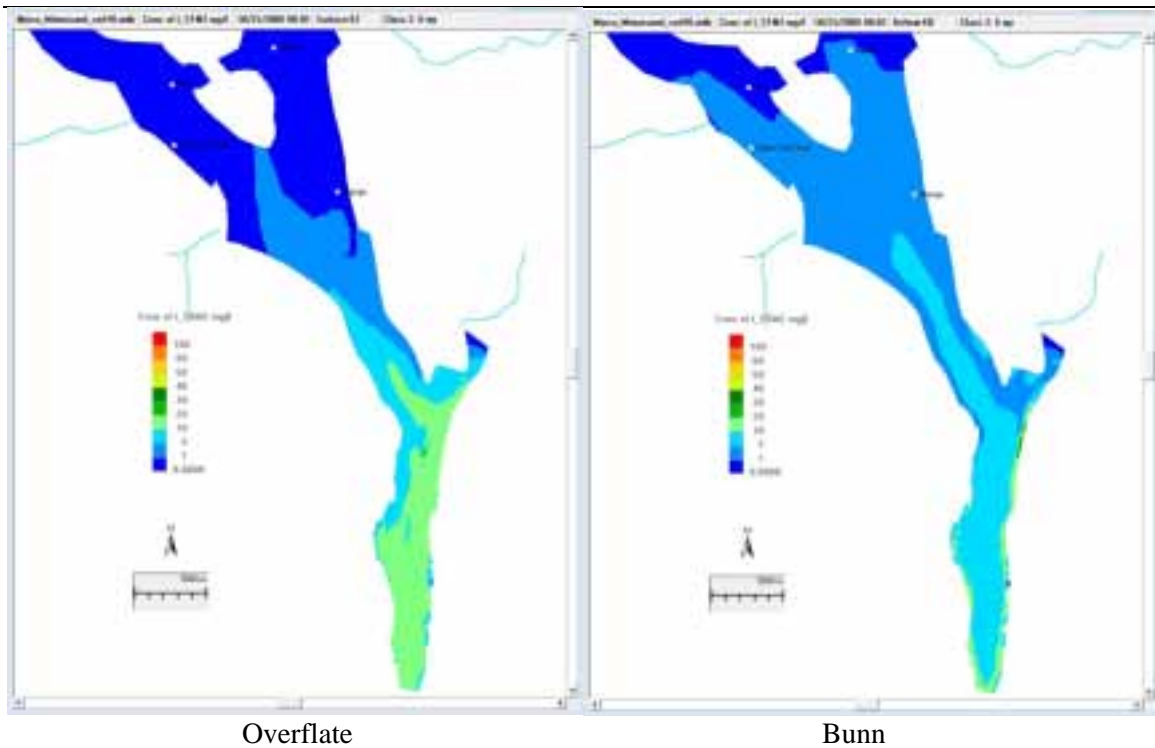
Figur 42. Total konsentrasjon av partikler. Overflatestrøm sørover 31.oktober.



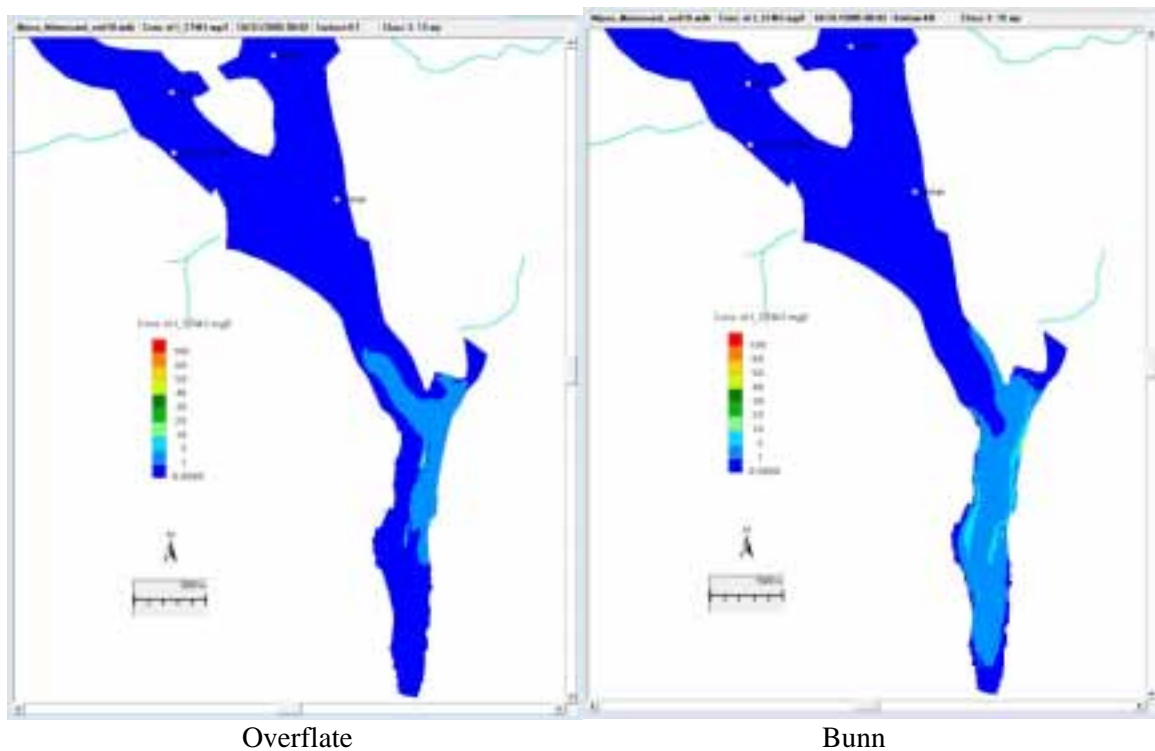
Overflate

Bunn

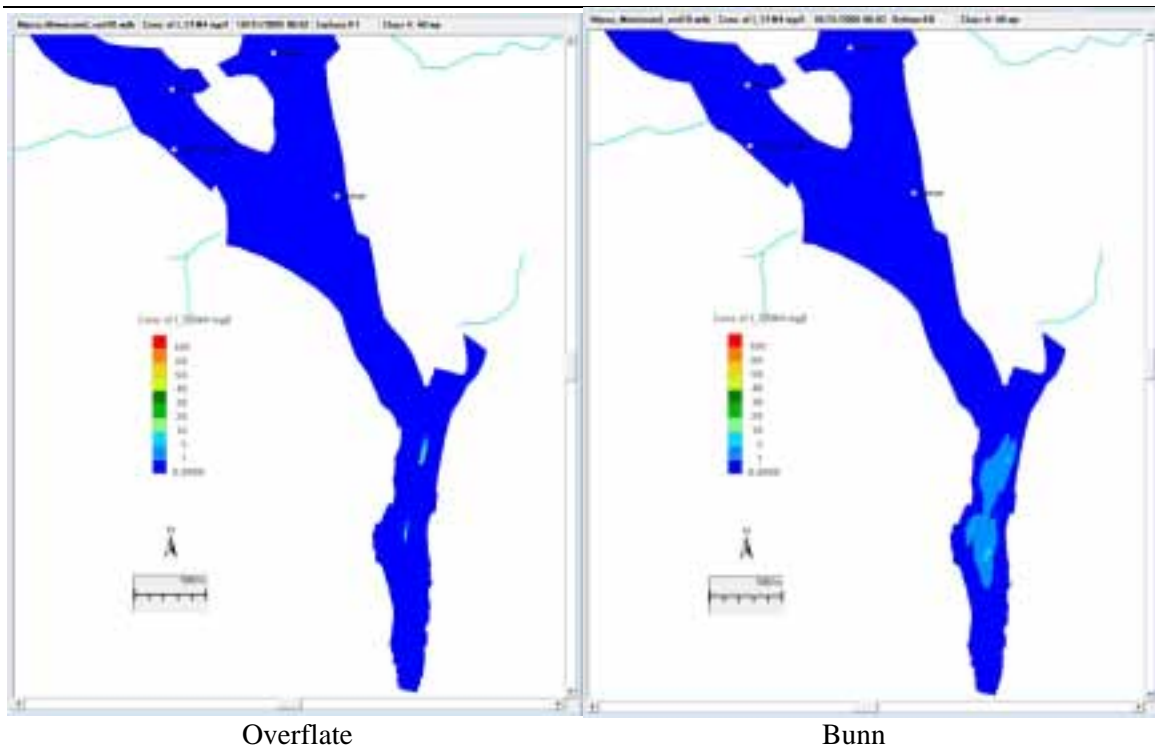
Figur 43. Kornstørrelses klasse 1, diameter = 2 µm. Overflatestrøm nordover 31. oktober. Konsentrasjoner over 5mg/l forventes i overflaten sør for Tangen. For øvrig forventes verdier over 1 mg/l jevnt fordelt i hele innsjøen sør for Hamar.



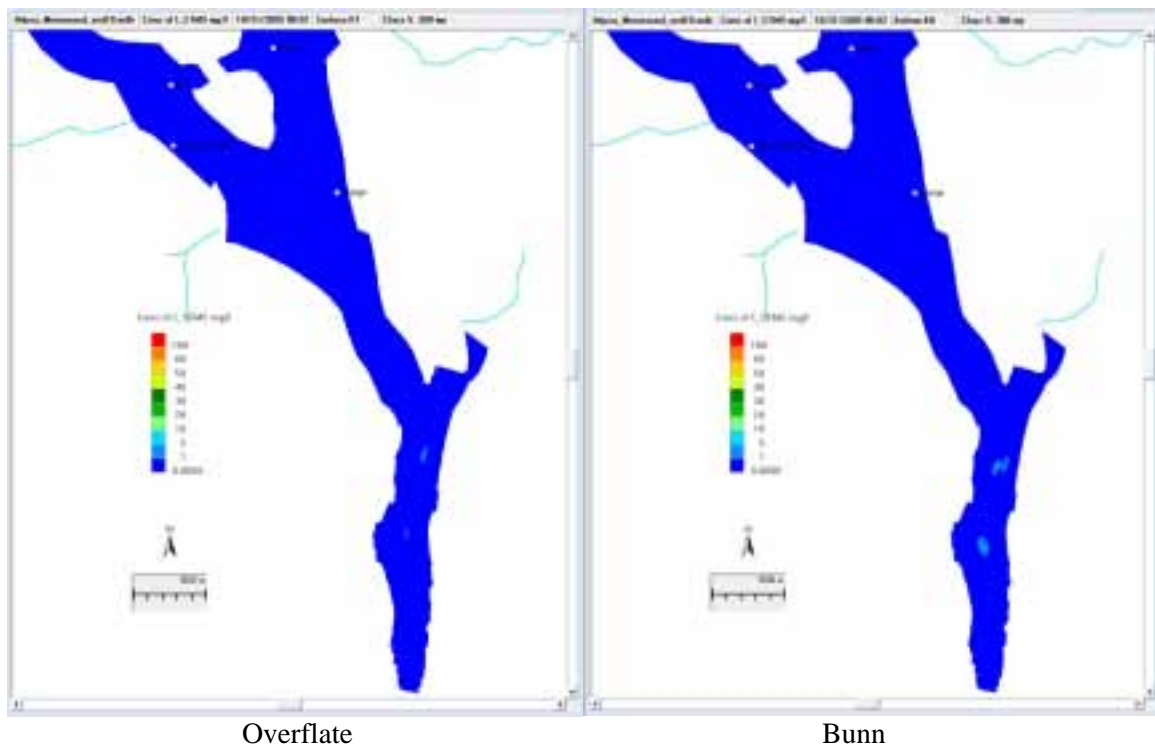
Figur 44. Kornstørrelses klasse 2, diameter = 6 µm. Overflatestrøm nordover 31. oktober. Verdier over 10 mg/l forventes i overflaten sør for Tangen. Langs bunnen på stort dyp forventes konsentrasjoner på over 5 mg/l.



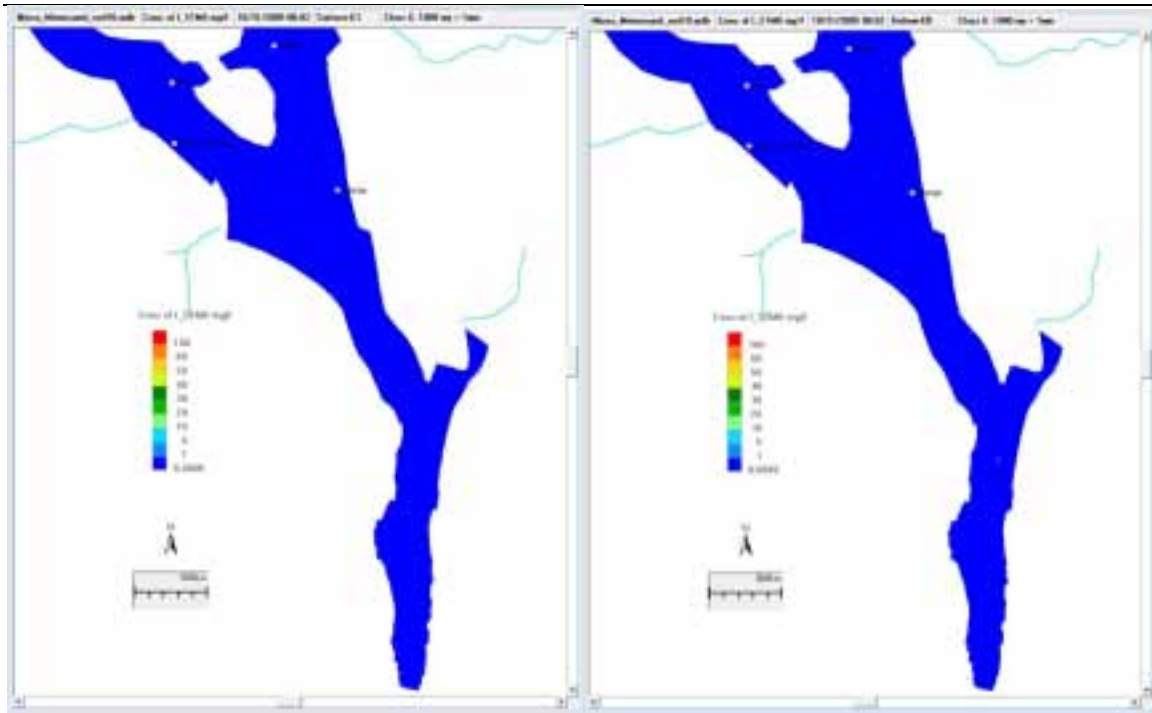
Figur 45. Kornstørrelses klasse 3, diameter = 15 µm. Overflatestrøm nordover 31. oktober. Verdier over 5 mg/l forventes i overflaten sør for Tangen og til dels også langs bunnen på stort dyp.



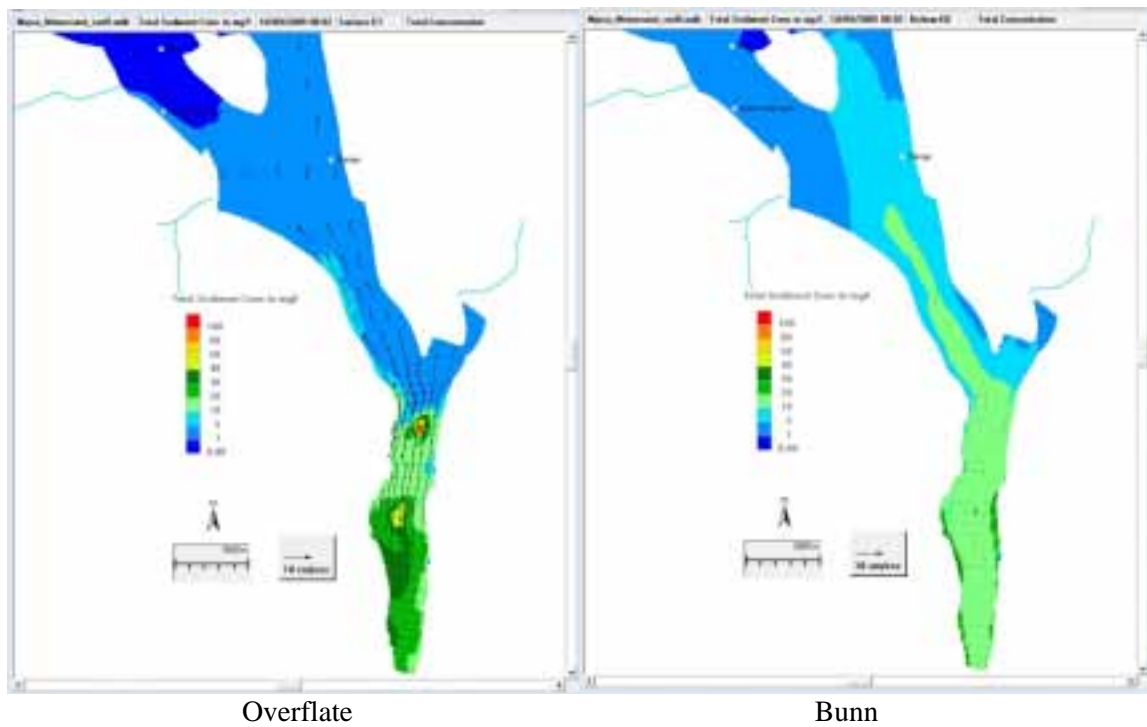
Figur 46. Kornstørrelses klasse 4, diameter = 40 μm . Overflatestrøm nordover 31. oktober. Partiklene sedimenterte raskt. De høyeste konsentrasjonene, over 5 mg/l, forventes kun ved dumpingstedene.



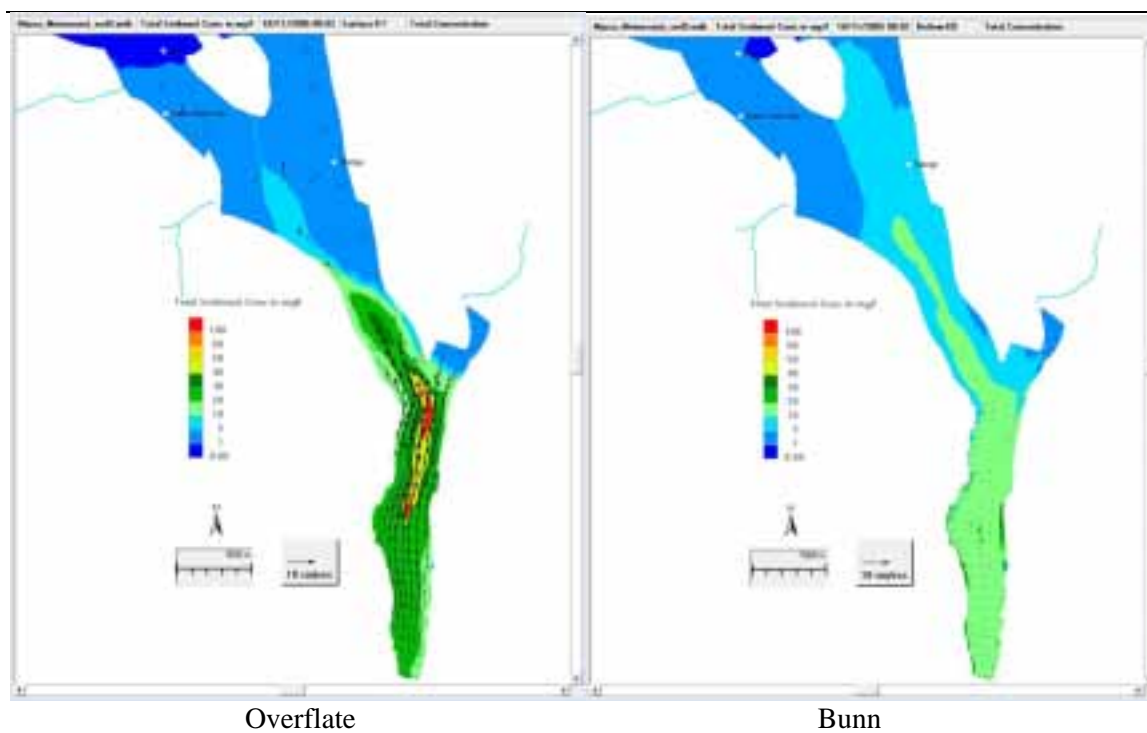
Figur 47. Kornstørrelses klasse 5, diameter = 300 μm . Overflatestrøm nordover 31. oktober. Partiklene forventes å sedimentere raskt.



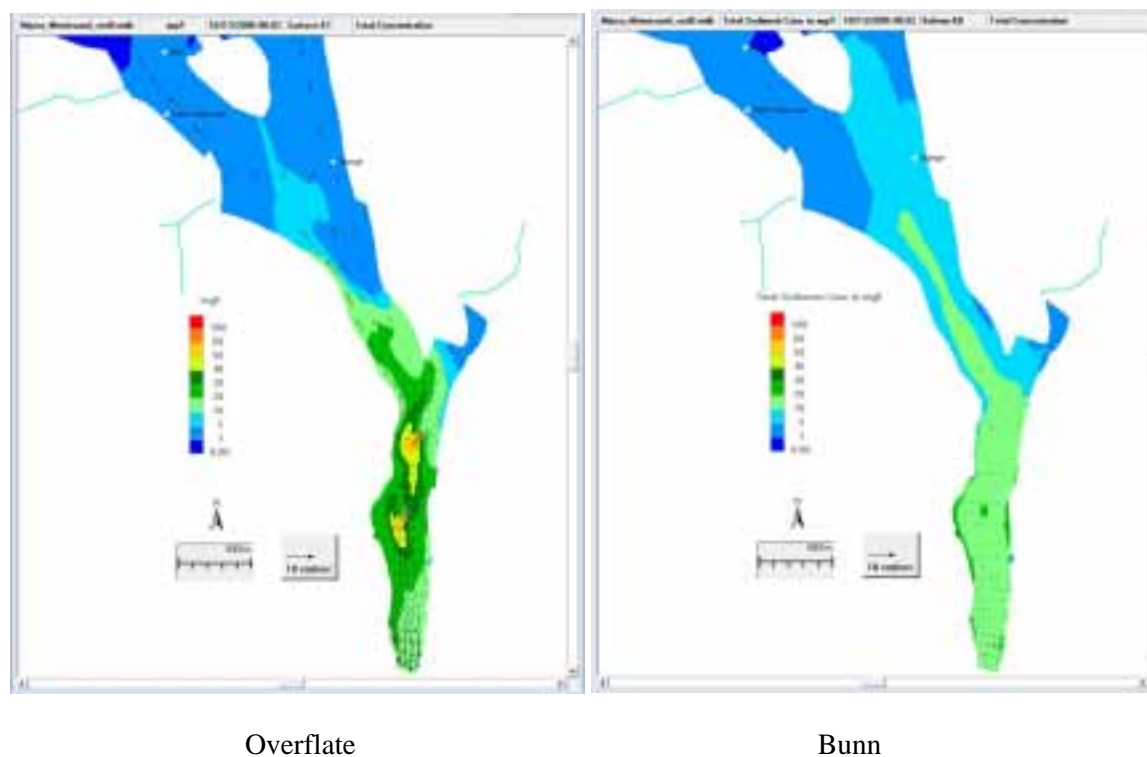
Figur 48. Kornstørrelses klasse 6, diameter = 1000 µm = 1 mm. Overflatestrøm nordover 31. oktober. Partiklene forventes å sedimentere raskt.



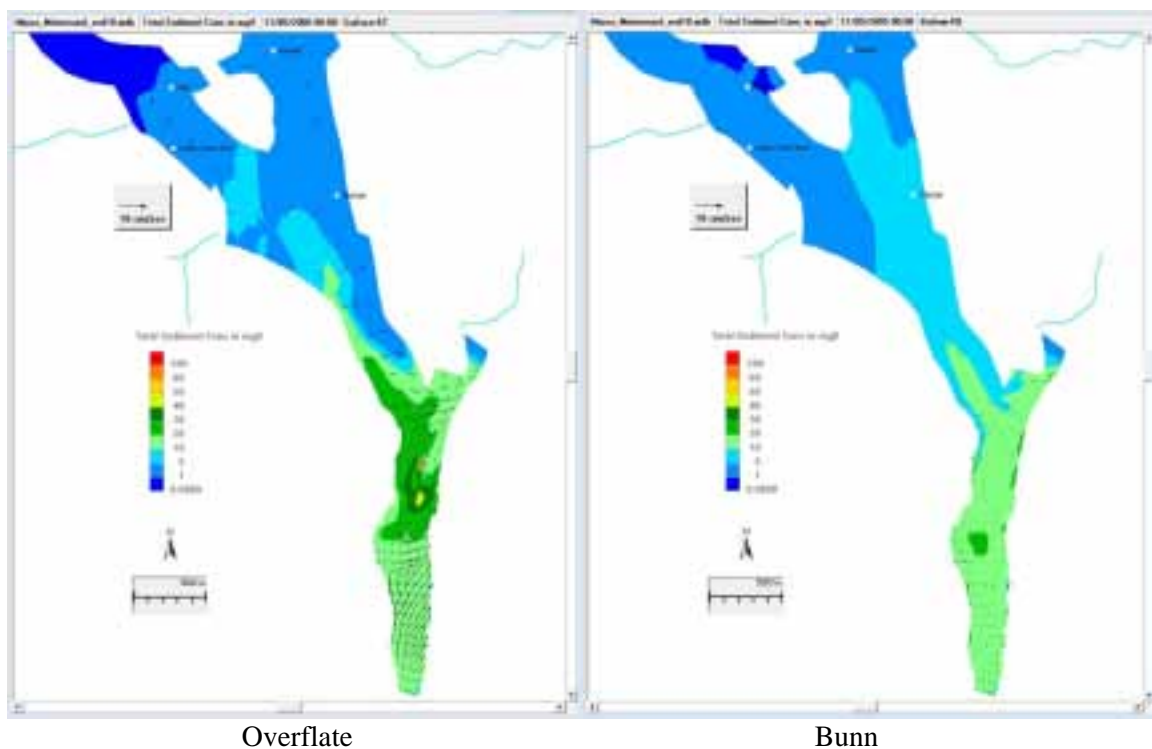
Figur 49. Total konsentrasjon av partikler gitt en overflatestrøm nordover den 31. oktober.



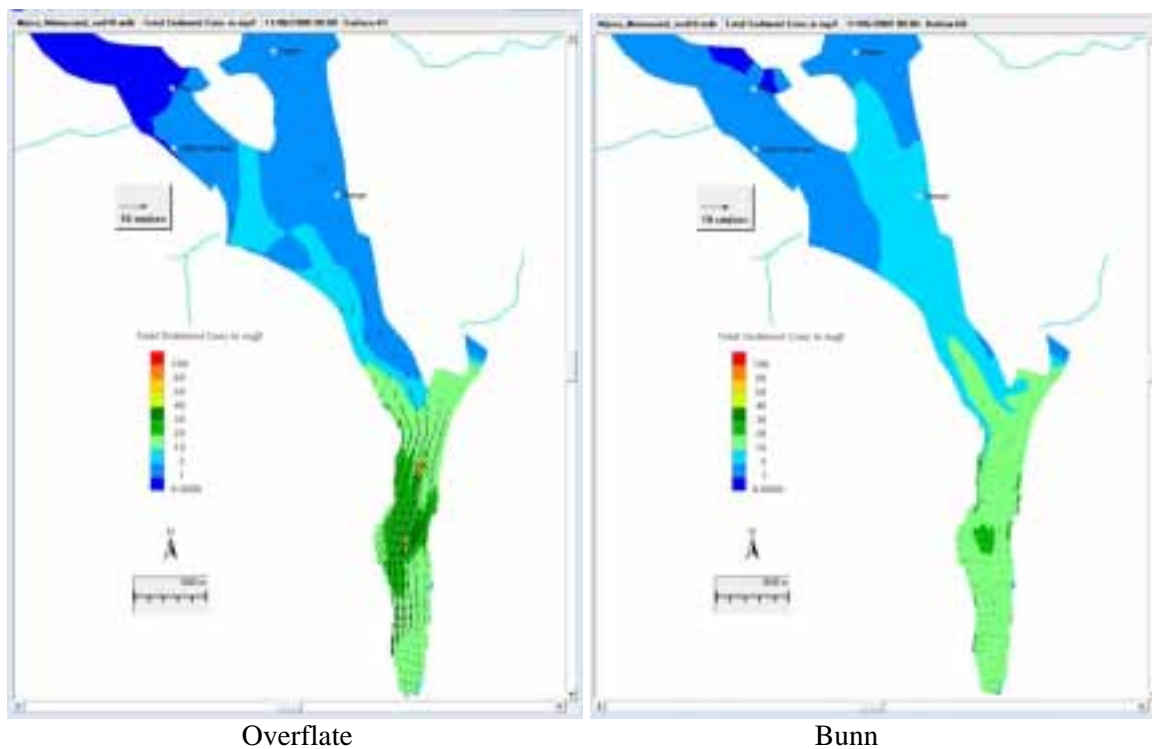
Figur 50. Total konsentrasjon av partikler. Overflatestrøm nordover.



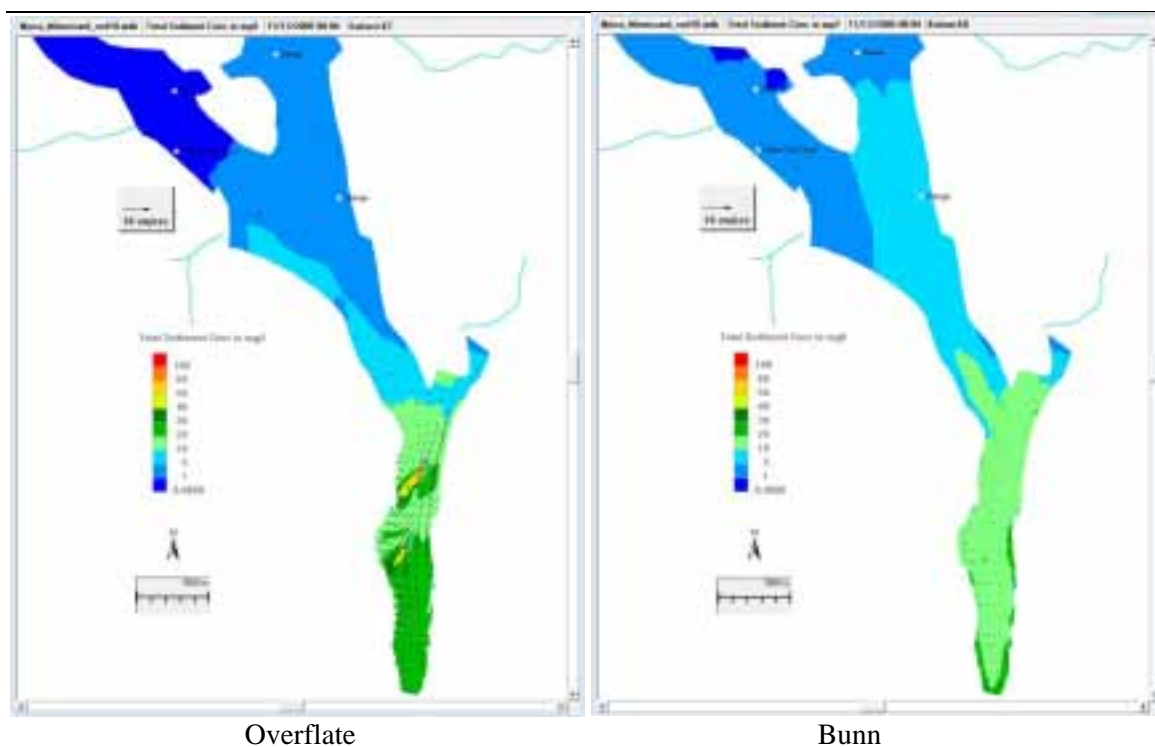
Figur 51. Total konsentrasjon av partikler.



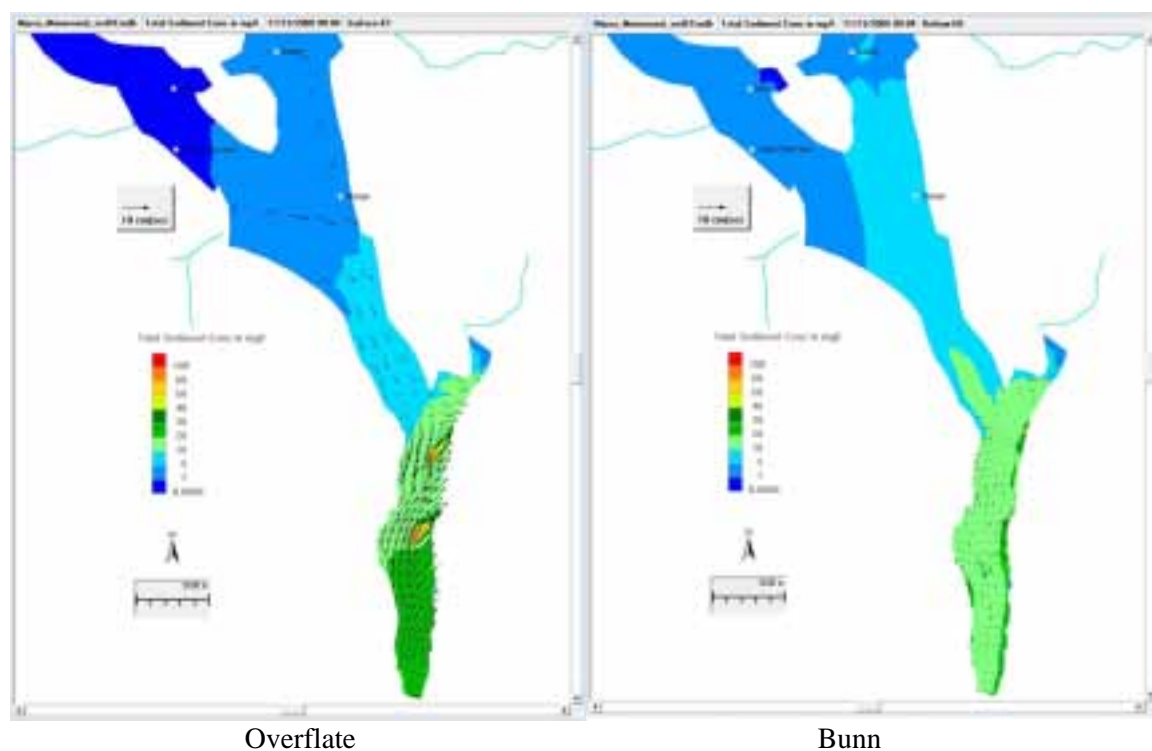
Figur 52. Total konsentrasjon av partikler.



Figur 53. Total konsentrasjon av partikler.



Figur 54. Total konsentrasjon av partikler.



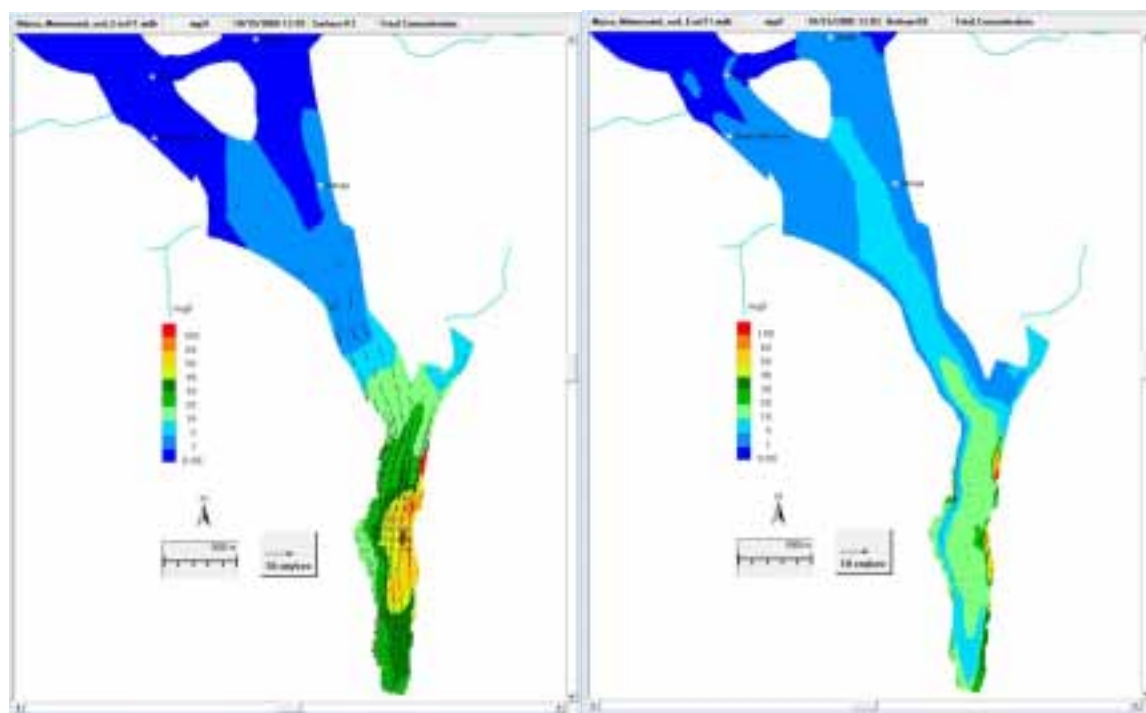
Figur 55. Total konsentrasjon av partikler.

2.4 Hva skjer om massen doseres nær bunn?

Vi tok utgangspunkt i Scenarium 1 dvs. dumping nær land. I stedet for å dumpe fra overflaten doserte vi massen nær bunnen. Spredningsforløpet ble betydelig endret, **Figur 56**. Dosering nær bunnen førte til at konsentrasjonene i overflatelagene ble små. Nær bunnen ble de betydelig økt.

Partikkelkonsentrasjonene i vannverksinntakene til Stange, Hamar og Østre Toten ble henholdsvis nær 20 mg/l, 5 mg/l og 5 mg/l. Tilsvarende verdier ved dumping i overflaten var 3 mg/l, 1 mg/l og 1 mg/l. (1 mg/l som anses som naturlige bakgrunnsverdier i de fleste innsjøer.)

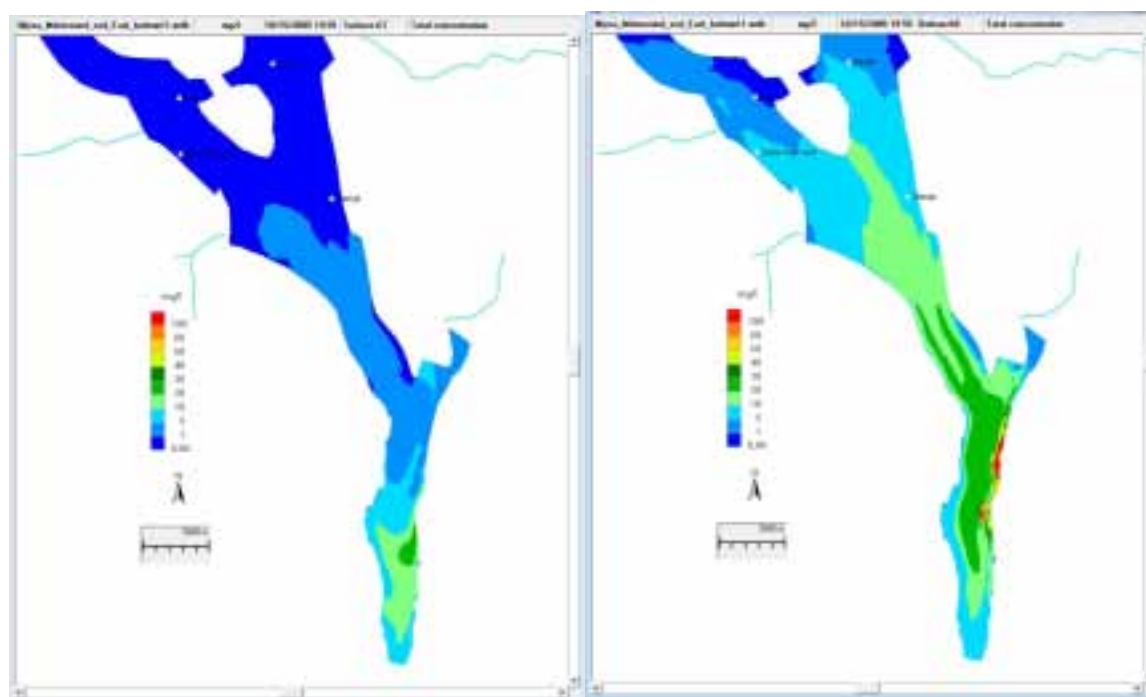
Vi har ikke utført simuleringer av dosering nær bunnen i de sentrale delene av Mjøsa. Simuleringer viste at ved å dumpe i sentrale deler (Scenarium 2) ble det en noe større spredning nordover i retning av Hamar i forhold til å dumpe nærmere land (Scenarium 1). Ved å dosere på dypt vann i sentrale deler av Mjøsa må vi følgelig forvente at de nevnte vannverksinntakene vil bli ytterligere påvirket av partikler.



Overflate

Bunn

Dosering nær bunn



Overflate

Bunn

Dumping fra overflaten

Figur 56. Dosering nær bunnen førte til langt lavere konsentrasjoner i overflaten og betydelig høyere verdier langs bunnen i Mjøsa sør for Hamar.

2.5 Sammenlikning mellom alternative dumpingsteder

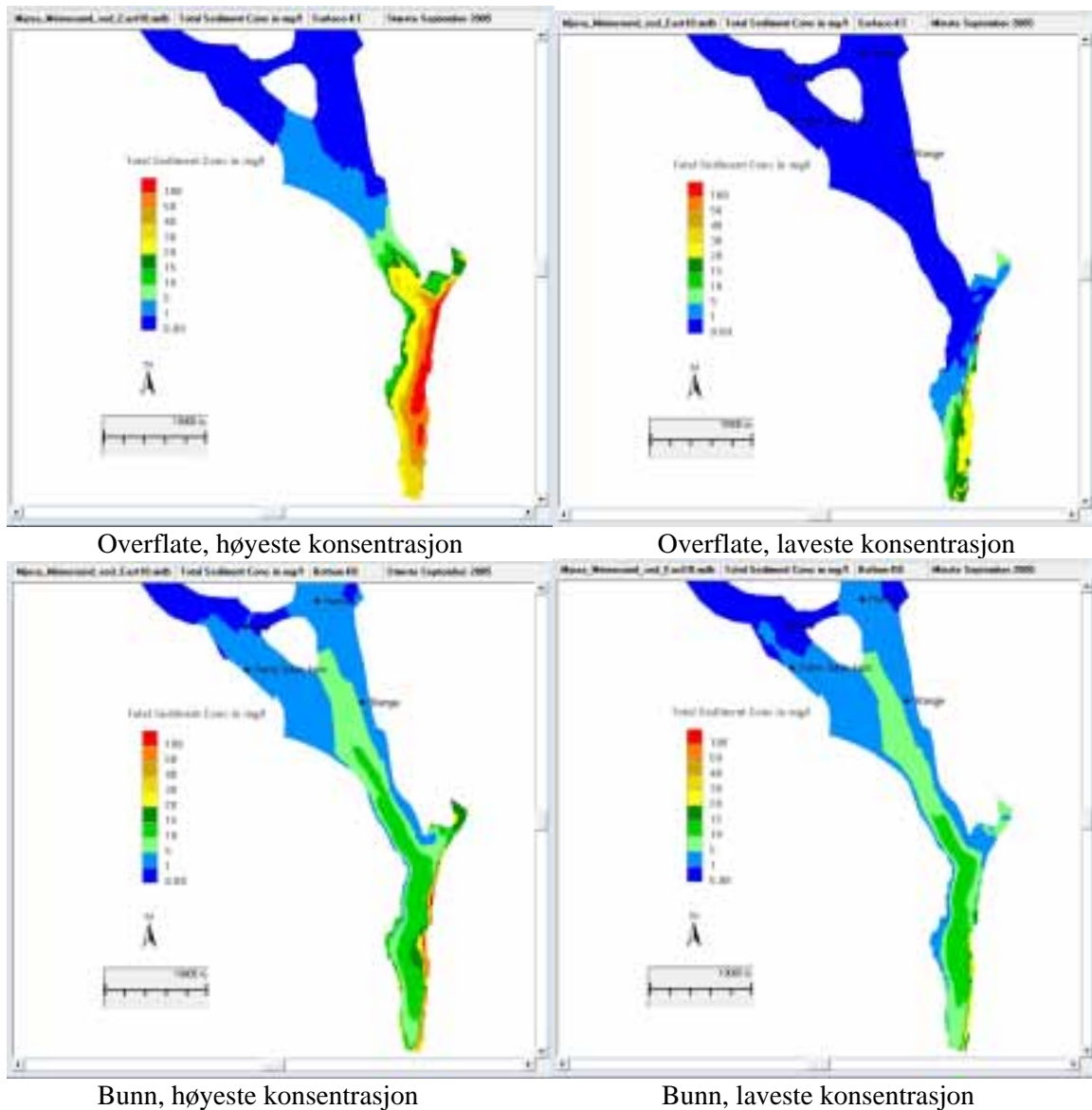
Partiklene spres i ulike retninger avhengig av hvordan strømmene varierer. Konsentrasjonene vil følgelig variere i tid. For å kvantifisere denne variasjonen har vi gjort beregninger av største og minste konsentrasjon i løpet av september 2005 (2. år). Dette gjør det også enklere å sammenlikne de to dumpingsscenariene.

I scenarium 1, det vil si dumping nær land, forventes de høyeste konsentrasjonene i overflaten langs østlig bredd mellom dumpingstedene og Minnesund, **Figur 57**. De høyeste konsentrasjoner varierte mellom 20 mg/l og 100 mg/l. På dypt vann forventes mindre forskjeller fra 5 til 20 mg/l.

I scenarium 2, det vil si dumping sentralt, forventes de høyeste konsentrasjonene i overflaten langs sentrale deler mellom dumpingstedene og Minnesund, **Figur 58**. De høyeste konsentrasjoner varierte mellom 5 mg/l og 100 mg/l i overflaten. På dypt vann forventes mindre forskjeller i konsentrasjoner med typiske verdier mindre enn 20 mg/l.

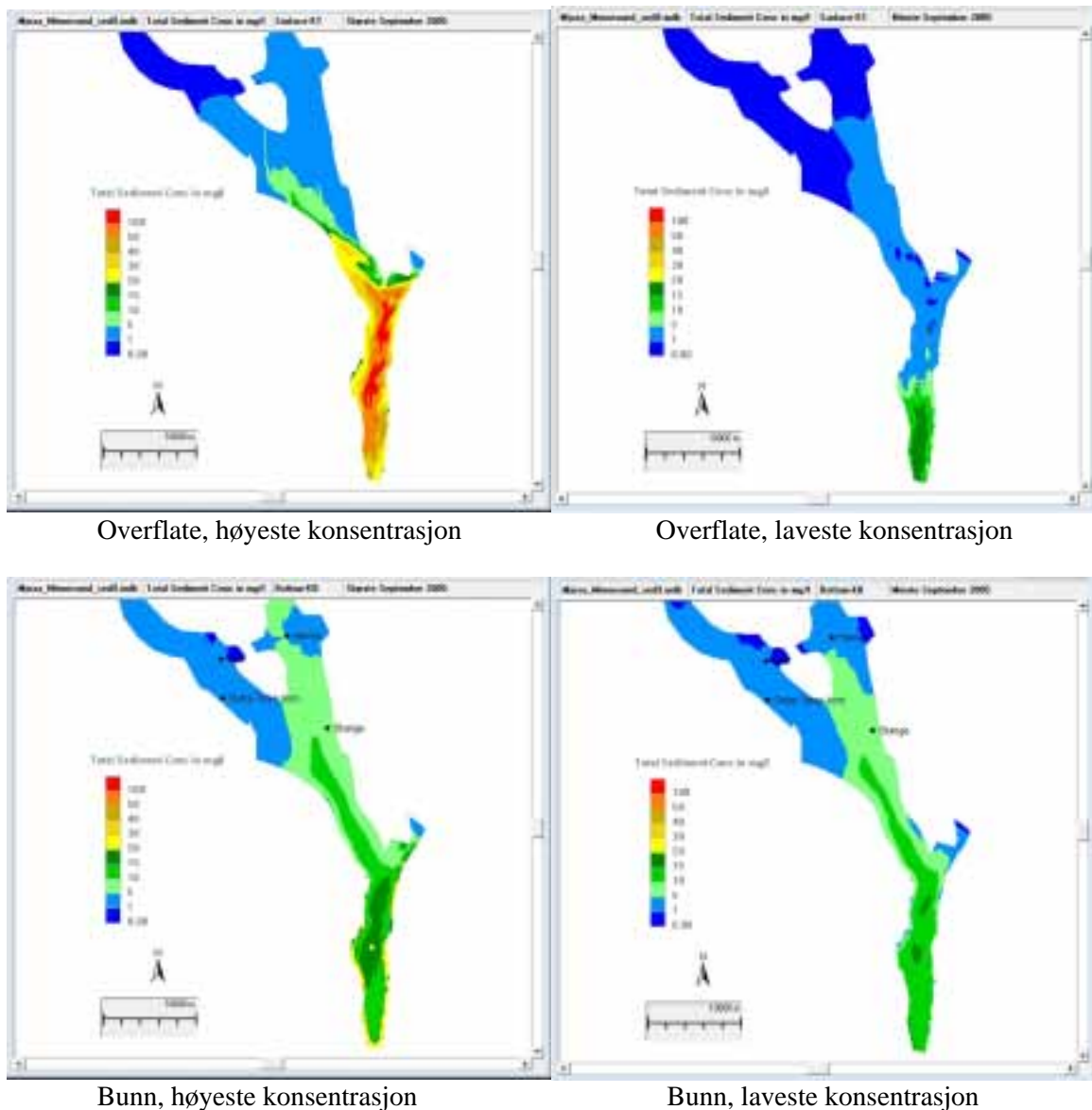
Ved dosering i sentrale deler forventes partiklene i overflaten i større grad å bli spredt i ulike retninger, med større forskjeller i konsentrasjoner, enn ved dumping i øst. Ved dumping i sentrale deler forventes noe høyere konsentrasjoner i sentrale og vestlige deler fra sydover til Minnesund. Det var også en tendens til høyere konsentrasjoner nordover mot Hamar. Dosering nær østbredden forventes å gi høyere konsentrasjoner langs land mellom Tangen og Minnesund.

Ved scenarium 2, dumping i sentrale deler, forventes høyere konsentrasjoner på dypt vann nordover mot Hamar. Vanninntakene ble mer påvirket ved dette alternativet enn ved scenarium 1. I vårt eksempel økte partikkelinnholdet i vanninntaket til Stange vannverk fra 4 mg/l til 8 mg/l. For Hamar vannverksinntak ble tilsvarende verdier 3 mg/l og 5 mg/l. Også inntaket til Østre Toten fikk en liten økning.



Figur 57. Scenarium 1. Dumping nær land. Største og minste konsentrasjoner i september 2005.

De høyeste konsentrasjonene forventes i overflaten langs østlig bredd mellom dumpingstedene og Minnesund. De høyeste konsentrasjoner kan variere mellom 20 mg/l og 100 mg/l. På dypt vann forventes mindre forskjeller med verdier lavere enn 15 mg/l.



Figur 58. Scenarium 2. Dumping sentralt. Høyeste og laveste konsentrasjoner i september 2005 (2.år). De høyeste konsentrasjonene forventes i overflaten langs sentrale deler mellom Tangen og Minnesund. Konsentrasjonene kan her variere mye. De høyeste konsentrasjoner varierte mellom 20 mg/l og 100 mg/l. På dypt vann ble forskjellene mindre. Typiske verdier vil være 10-20 mg/l.

2.6 Diskusjon

Konsentrasjonskartene er øyeblikksbilder. Konsentrasjonene er et resultat av strøm og bølger i flere uker og måneder. Dette gjelder særlig for små partikler i lang avstand fra dumpingstedene og på store dyp. I overflaten nær dumpingstedene kan vi i stor grad forvente at spredningen er i likevekt med de strømmene som er vist på kartene. Det betyr at, bortsett fra nær selve dumpingstedene, betyr det lite om massene dumpes kontinuerlig gjennom hele døgnet eller om det tas pauser. Det er den daglige mengden som er viktig. Videre betyr det at plasseringen av de to alternative dumpingstedene får redusert betydning med økende transportavstand. Konsentrasjonene blir i hovedtrekk av samme størrelse, eventuelt noe romlig forskjøvet. Vi må her understreke at forskjeller på f.eks. 5 mg/l kan være betydelige med hensyn til vannverksinntak.

Det er vanskelig å kvantifisere usikkerheten i beregningene. Våre beregninger gjelder det storstilte strøm- og spredningsforløpet. Beregning av strøm og temperatur forventes å være tilstrekkelig pålitelig. Ved transport, sedimentasjon og særlig erosjon av partikler øker usikkerheten. Den største usikkerheten kan være kornfordelingen. Det er store masser som skal fjernes og vanskelig å ta sedimentprøver som er representative. Er fordelingen grovere, vil en større andel sedimentere nærmere dumpingstedene enn det vi har beregnet. Er partiklene finere vil de påvirke et større område.

De største partiklene, over 60 µm, sedimenterte innen noen kilometere fra dumpingstedene. Her kunne det bli tykkelse på over 10 cm. Valg av dumpingsted er følgelig bestemmende for hvor disse massene sedimenterer. For de finere partiklene ble forskjellene små, i alle fall om vi tar hensyn til at sedimentert tykkelse kun forventes å bli noen få millimeter.

Vi studerte tidsserier for 1,5 år fra diverse profiler langs midten av Mjøsa fra Minnesund til Hamar. De største konsentrasjonene fant sted i overflaten fra dumpingstedene sørover mot utløpet ved Minnesund. Verdiene nær bunnen ble noe lavere. Overflatekonsentrasjonene varierte mye i tid da de ble sterkt påvirket av varierende vind. På dypt vann varierte konsentrasjonene i liten grad. Nordover mot Tangen og Hamar ble konsentrasjonene på dypt vann jevnt over høyere enn i overflaten. Dette skyldes transporttid på flere uker og måneder av de fineste partiklene med langsom sedimentasjonshastighet. Disse ble i snitt blitt ført sørover, sank ned og ført nordover med returstrømmer.

Vannverksinntaket til Stange vannverk er på ca. 180 m. Vannverksinntaket til Hamar vannverk er på ca. 140 m. Det tok 8-9 måneder før inntakene ble påvirket. I scenarium 1 Øst ble konsentrasjonene ble da nær 5 mg/l og 3 mg/l henholdsvis. Dersom vi dumper i sentrale deler av Mjøsa kan vi forvente økt partikkelinnhold. Det er kun de fineste partiklene som når fram til vanninntakene. Vanninntakene er følgelig følsomme overfor om tilført masse av partikler med diameter under 10 µm.

I noen av eksemplene ble vannverksinntaket til Stange påvirket av konsentrasjoner på over 5 mg/l. Dersom vi i stedet for å dumpe fra overflaten velger å dosere på nær bunnen kan vi forvente en betydelig økt påvirkning. Også vannverksinntakene til Hamar og Østre Toten kan forvente konsentrasjoner over 5 mg/l.

Vi har antatt at det dumpes 1000 m³/døgn på hvert av de to dumpingstedene. Dersom denne mengden endres, kan resultatene skaleres tilsvarende.

Når vi dumper masse antar vi i modellen at alle partiklene opptrer som adskilte enheter og passivt påvirkes av strøm, bølger og sedimentasjon som funksjon av kornstørrelse og tetthet. Dersom det dumpes en stor mengde samtidig kan det tenkes at partiklene danner klumper, påvirkes ved kollisjon av nærliggende partikler med større sedimentasjonshastighet mm. Det kan være nødvendig med en viss transportavstand før partiklene kan betraktes som passive enheter. Dersom vi dumper massene på grunt vann, kan en større del sedimentere enn det modellen beregner.

I scenarium 1 var det nordlige dumpingstedet nær land. Dersom dette kun er 10-20 meter dypt, kan som nevnt sedimentasjonen være høyere enn vi har beregnet. I tillegg kan måten fyllingen lages på innvirke på hvordan partiklene spres like etter dumping. Vi vil ikke komme med noe kvantitativt anslag av betydningen dette har, men kun peke på enkelte usikkerhetsfaktorer og praktiske muligheter for å redusere spredningen.

Det er de mest finkornete partiklene (under 60 µm) som spres over store områder og kan skape uønsket høye konsentrasjoner. Det skal meget små strømhastigheter til for å flytte disse og følgelig vanskelig å hindre transport ut av dumpingsområdet. På den annen side skaper de små problemer etter at de har sedimentert med tykkelse på noen få millimeter.

Dersom deler av fyllingen skjermer for de vinddrevne strømmene og skaper rolige strømforhold i dumpingssonen, øker sedimentasjonen i nærområdet. Vi kan lede massen direkte ned til bunnen f.eks. via et rør. Er det et grunt område, skaper dette sannsynligvis såpass stor turbulens i vannmassene at mye av partiklene virvles opp til overflaten igjen. For å oppnå en betydelig sedimentasjon av finpartikulært materiale i dumpeområdet må det formodentlig lages en eller annen form for sedimentasjonsbasseng.

Dersom massene sedimenterer i bølgehøyde, vil det kunne oppstå erosjon og resuspensjon i disse massene. Laveste regulerte vannstand i Mjøsa er 119 moh. Dersom man ønsker at deponert masse skal forbli der, bør overflaten ligge minst et par meter under denne grensen, gjerne ytterligere noen meter av hensyn til erosjon pga. høye strømhastigheter nær overflaten.

Beregningene viser hvilke konsentrasjoner vi kan forvente i Mjøsa ut fra antatte forutsetninger. Det er som nevnt usikre faktorer. Det er derfor gunstig å overvåke partikkeltransporten etter at arbeidet er startet. Vannverkene har formodentlig turbiditetsmålinger av inntaksvannet.

3. Konsekvenser

Ved vurderingene av konsekvenser mener vi det særlig er to viktige forhold som peker seg ut og som vil bli viet størst oppmerksomhet her:

- Mulige effekter av partikkelforurensning på dyrelivet i søndre del av Mjøsa
- Mulige effekter mht. råvannskvaliteten til kommunale vannverk

Andre mulige konsekvenser som i mindre grad vil bli berørt her kan være: effekter mht. badevannskvalitet, effekter for utøvelse av fiske, eventuell påvirkning videre nedover i vassdraget (Vorma), effekter på vannkvaliteten til eventuelle mindre private vanninntak (hvis slike finnes) samt eventuelle effekter mht. naturopplevelse og friluftsliv.

I de følgende vurderingene tar vi utgangspunkt i at simuleringene av spredning og sedimentasjon av partikler, som følge av mudring og dumping av løsmasser, gir et realistisk bilde av det som faktisk vil skje ved de to alternative scenariene, når virksomheten iverksettes.

3.1 Konsekvenser overfor dyrelivet i søndre deler av Mjøsa

3.1.1 Kort beskrivelse av dyrelivet i søndre deler av Mjøsa

Beskrivelsen bygger i all hovedsak på data og opplysninger fra tidligere undersøkelser da det i denne sammenheng ikke er gjennomført noen omfattende kartlegging eller forundersøkelse av dyrelivet i dette området spesielt. I forbindelse med anleggsarbeidet for E6/Dovrebanen ble det imidlertid foretatt innsamling av flere bunndyrprøver utenfor Brøhaug sør for Morskogen i Eidsvoll i august og oktober 2011. Noen av de viktigste resultatene fra disse prøvene omtales her.

Mjøsa kan betraktes som ett sammenhengende økosystem. Selv om det vil være betydelige regionale forskjeller i faunasammensetningen bl.a. avhengig av dyp, tilgang på næring, grad av predasjon fra andre dyr, bunnsubstrat, vannvegetasjon osv., så vil mulighetene for spredning av arter innenfor Mjøsa som økosystem være store. Derfor er det rimelig å anta at kunnskap om dyrelivet i andre deler av Mjøsa i stor grad også er relevant for dyrelivet i de søndre delene av innsjøen som særlig vil bli berørt av anleggsarbeidet. Dyretetthet og biomasse dvs. produksjonsforholdene for forskjellige arter og grupper vil imidlertid kunne variere betydelig regionalt i innsjøen i likhet med i andre store innsjøer.

Det er rimelig å dele faunaen i Mjøsa i fire eller fem funksjonelle hovedgrupper:

1. Dyreplankton (zooplankton)
2. Bunnfauna (zoobenthos)
3. Istidskreps (glacialrelikte krepsdyr)
4. Fisk
5. Ferskvannskreps (edelkreps, *Astacus astacus*)

Disse gruppene er i større eller mindre grad knyttet sammen gjennom et komplekst næringsnett.

Dyreplankton

Dyreplanktonet omfatter encellede dyr, hjuldyr (Rotifera) og krepsdyrgruppene hoppekreps (Copepoda) og vannlopper (Cladocera). Encellede dyr og hjuldyr er i liten grad undersøkt i Mjøsa, mens krepsdyrplanktonets artssammensetning, individtetthet og biomasse har vært fulgt ved årlige undersøkelser siden 1970-tallet, gjennom overvåkingsprosjektet som i dag finansieres og administreres av Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver. Prøver samles inn hver 14. dag i perioden fra slutten av mai til slutten av oktober ved hovedstasjonen, over det dypeste punktet utenfor Skreia. Dyreplanktonet utgjør et sentralt ledd i stoffomsetningen i Mjøsa bl.a. ved at flere arter beiter på

planktoniske alger, bakterier og/eller dødt organisk materiale. Den alt overveiende delen av totalbiomassen av krepsdyrplankton utgjøres av seks hoppekrepsarter og fem arter av vannlopper (Løvik mfl. 2012), hvorav flere av disse er sentral føde for planktonspisende fiskeslag som krøkle, lågåsild og sik (Kjellberg og Sandlund 1983).

Ved hovedstasjonen har middelbiomassen av krepsdyrplankton blitt redusert med ca. 40 % fra 1970-tallet til den senere tid (fra ca. 1,7 g tørrvekt pr m² til ca. 1,0 g tørrvekt pr. m²) (Løvik mfl. 2012). Hovedårsaken til reduksjonen er sannsynligvis at biomassen av planteplankton har blitt sterkt redusert som følge av de gjennomførte tiltakene for å redusere tilførslene av næringsstoffer til Mjøsa. Det vil si at det er en såkalt «bottom up»-regulering av totalbiomassen av dyreplankton. I tabellen nedenfor er det gitt sesongmiddelverdier (juni-oktober) over konsentrasjonen av total-fosfor, algemengde målt som klorofyll-*a* og siktedyp for de tre siste åren der det bl.a. finnes observasjoner fra en prøvestasjon sør i Mjøsa (Morskogen). Disse verdiene indikerer at produktiviteten mht. algebiomasse i de frie vannmasser har ligget på omtrent samme nivå eller litt lavere sør i Mjøsa sammenlignet med f.eks. ved hovedstasjonen (Skreia). Verdiene for siktedyp viser at søndre deler av Mjøsa har vært preget av klart vann, med middelverdier for siktedyp i området 8,7-10,8 m.

Tabell 3. Middelverdier for total-fosfor, algemengde (klorofyll-*a*) og siktedyp i vekstsesongen for alger (juni-oktober) ved fire prøvestasjoner i Mjøsa etter Mjøsaksjonen.

			Kise	Furnesfjorden	Skreia	Morskogen
Total-fosfor	µg/l	1993	5,4	4,6	5,4	4,4
	µg/l	2001	7,0	5,9	5,3	5,3
	µg/l	2006	4,0	4,8	3,0	3,3
	µg/l	Middel	5,5	5,1	4,6	4,3
Klorofyll- <i>a</i>	µg/l	1993	1,9	2,4	2,3	1,9
	µg/l	2001	3,1	3,1	2,2	2,4
	µg/l	2006	2,7	2,7	2,1	1,6
	µg/l	Middel	2,6	2,7	2,2	2,0
Siktedyp	m	1993	8,2	8,1	9,0	10,3
	m	2001	7,8	7,3	9,0	8,7
	m	2006	8,5	8,5	9,8	10,8
	m	Middel	8,2	8,0	9,3	9,9

Det er sannsynlig at krepsdyrplanktonet sør i Mjøsa i hovedsak består av de samme artene som ved hovedstasjonen, selv om dominansforholdet mellom artene kan være noe forskjellig. Undersøkelser på 1970-tallet viste at andelen hoppekreps i forhold til vannlopper var relativt sett noe større i sør (stasjon Morskogen) enn f.eks. ved stasjon Skreia, og at individtettheten av krepsdyrplankton var noe lavere ved Morskogen enn ved hovedstasjonen Skreia (Holtan mfl. 1979).

Istidskreps

Dette er en gruppe relativt store krepsdyr med naturlig utbredelse begrenset til vannforekomster nedenfor marin grense (høyeste havnivå). Innvandringen til disse innsjøene har trolig skjedd i forbindelse med den siste istidens avsmeltingsforløp, fra områder i øst via en serie isdemte ferskvannssjøer langs innlandsisens kant i Baltikum og Russland (Kinsten 2010 m. ref.). I Mjøsa omfatter dette trollistidskreps (*Gammaracanthus lacustris*, synonym *Relictacanthus lacustris*), firetornet istidskreps (*Pallasea quadrispinosa*), mysis (*Mysis relicta*) og flammekreps (*Limnocalanus lacustris*). Disse dyrene har stor økologisk betydning ikke minst som fødeorganismer for flere av Mjøsas fiskearter (Kjellberg og Sandlund 1983).

Gammaracanthus lacustris tilhører gruppen amfipoder, den er den største av istidskrepsene i Mjøsa og kan trolig nå en lengde på opp til 35 mm. Arten gjennomfører trolig vertikale døgnvandring, den står nær bunnen på dagtid og opptrer i pelagialen på nattetid. Den påtreffes også sporadisk i små antall i

vertikale håvtrekkprøver fra sjiktet 0-120 m innhentet på dagtid. *Gammaracanthus* ernærer seg særlig av mysis, *Pallasea*, vannlopper og hoppekreps (Kinsten 2010, Kjellberg og Sandlund 1983).

Pallasea quadrispinosa tilhører også gruppen amfipoder. Av utseende kan den minne om marflo, og den kan bli opptil ca. 27 mm. Det latinske artsnavnet har den fått av at den på bakkroppen har fire tydelige torner. *Pallasea* kan ikke rent sjelden påtreffes i Mjøsa på grunt vann helt inn til strandkanten. Arten er omnivor og spiser bl.a. kiselalger og andre alger, hjuldyr, fjærmygglarver, vannlopper, hoppekreps og detritus (Kinsten 2010 m. ref.). Vertikalvandring kan forekomme. *Pallasea* er viktig næringsdyr for krøkla.

Pungreken *Mysis relicta* kan nå en lengde på opp til 20-25 mm. Den har utpregede vertikale vandringer. På natten befinner den seg relativt høyt i vannmassene der den ernærer seg på planteplankton, dyreplankton eller pollen, for så å bevege seg ned på større dyp når dagen gryr (Kjellberg og Sandlund 1983, Kjellberg mfl. 1991). Arten gjennomfører trolig også horisontale vandringer inn mot grunne, litorale områder om vinteren/våren. Tidsutviklingen mht. individtetthet og biomasse av mysis har vært overvåket ved hovedstasjonen siden 1970-tallet. Biomassen har gjennomgått betydelige svingninger i perioden. Middelbiomassen i årene 1976-1980 er beregnet til 289 mg tørrvekt pr. m², mens den for femårsperioden 2007-2011 er beregnet til 186 mg tørrvekt pr. m², dvs. en reduksjon på 36 % (Løvik mfl. 2012). Mysis representerer viktig næring for bl.a. krøkle.

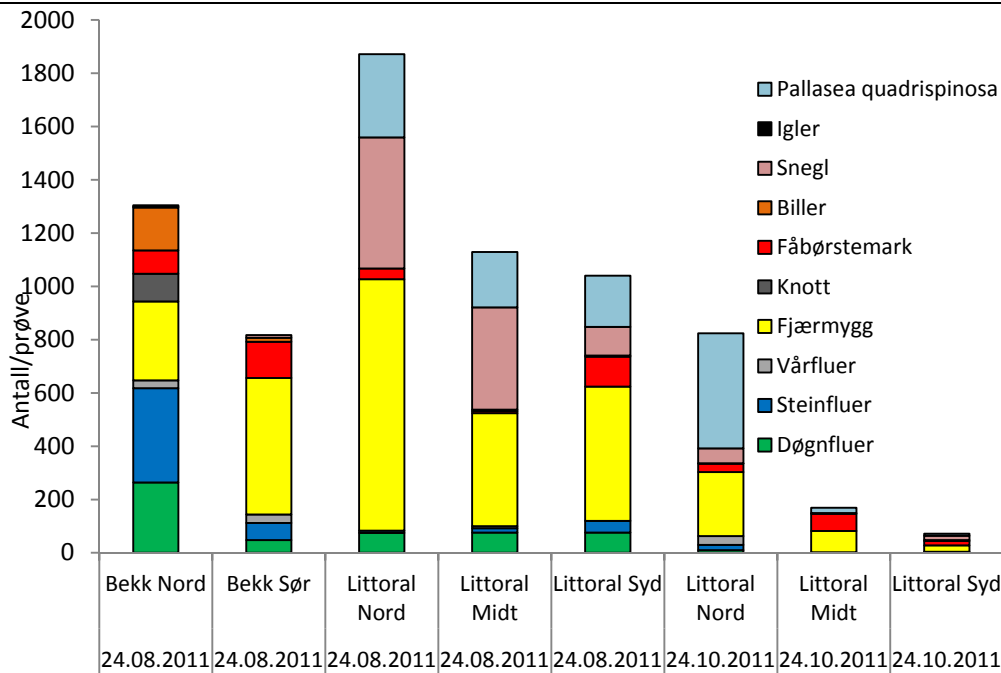
Limnocalanus macrurus er en relativt stor calanoid hoppekreps (opp til 2,5-2,8 mm), men den er betydelig mindre enn de andre istidskrepsdyrene i Mjøsa. *Limnocalanus* regnes som en del av dyreplanktonet, og tidsutviklingen i biomasse og individtetthet har blitt fulgt ved hovedstasjonen siden 1970-tallet. Biomassen ser ut til å ha blitt noe mindre i den senere tid enn den var da Mjøsa var mer overgjødset på 1970-tallet. *Limnocalanus* utgjør viktig føde særlig for lågåsild og krøkle.

Bunnfauna

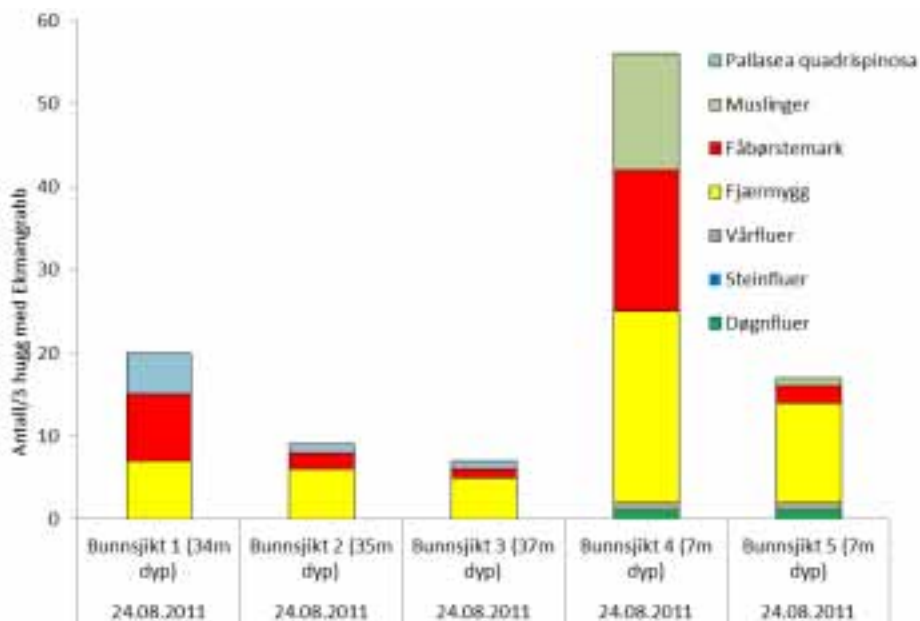
Bunnfaunaen i Mjøsa i dypområdene ble kartlagt ved prøver fra et betydelig antall lokaliteter i 1975 (Holtan mfl. 1979). Prøvene ble tatt fra dypområdene ca. 20 m, ca. 50 m og dypere (maks 445 m). Faunaen var dominert av gruppene fåbørstemark (Oligochaeta) og fjærmygglarver (Chironomida) som ble funnet så langt ut som på 445 m dyp. I den sørlige delen (sør for Tangen) dominerte som regel gruppen fjærmygglarver i de grunnere områdene (20 m og 50 m), mens fåbørstemark var den dominerende på dyp over 50 m. Ved siden av de nevnte gruppene ble gruppene rundorm (Nematoda), istidskreps (*Pallasea* og *Mysis*) og ertemuslingen *Pisidium* funnet. Mjøsas bunnområder ble beskrevet som generelt lite produktive med hensyn til individantall og biomasse, og de sørlige områdene var generelt blant de med lavere individantall og biomasse. Faunaen var dominert av arter som indikerte oligotrofe (næringsfattige) forhold, dvs. arter med et høyt oksygenkrav og som foretrekker bunnområder med lavt innhold av organisk materiale.

Figur 59 viser faunasammensetningen på tre lokaliteter i strandsonen (litoralsonen) av Mjøsa ved Brøhaug mellom Espa og Minnesund i august og oktober 2011 samt på to bekkelokaliteter der disse renner ut i Mjøsa ved Brøhaug i august 2011. Prøvene er samlet inn ved hjelp av standard sparkehåv.

Figur 60 viser faunasammensetningen på fem lokaliteter i dypsonene ca. 7 m og ca. 34-37 m. Disse prøvene ble samlet inn ved hjelp av Ekman-grabb. Både håv- og grabbprøvene ble samlet inn i tilknytning til de pågående anleggsarbeidene på E6/Dovrebanen.



Figur 59. Sammensetning av hovedgrupper i bunndyrsamfunnet i littoralsonen og i tilløpsbekker til littoralsonen i Mjøsa ved Brøhaug. Data er fra sparkeprøver tatt 24.8 og 24.10 i 2011 (<http://me.ngi.no>).



Figur 60. Sammensetning av grupper i bunndyrsamfunnet i Mjøsa utenfor Brøhaug. Data er fra grabbprøver tatt 24.8 i 2011 (<http://me.ngi.no>).

Robert Karlson (2009) har foretatt en kartlegging av insektfaunaen mht. døgnfluer, steinfluer, vårfluer og øyestikkere langs strandkanten av Mjøsa, herunder på 11 lokaliteter sør for Tangen.

Det ville være av stor verdi om det kunne gjennomføres en kartlegging av sedimenttyper (f.eks. organisk innhold) og bunnfauna (sammensetning og individtetthet) på et antall lokaliteter i forkant av

mudring og deponering av masser, samt etter at arbeidet er avsluttet og evt. seinere for å vurdere rekolonisering/gjenetablering av bunnfauna. Bunndyrprøvene fra august og oktober 2011 er fra et meget begrenset område og kun ut til ca. 37 m dyp, mens mudringen og massedeponeringen vil berøre betraktelig større områder og både grunne og områder og større dyp.

Fisk og kreps

Den pelagiske fiskebestanden i Mjøsas frie vannmasser domineres av krøkle og lågåsild og med mindre innslag av sik (Kjellberg og Sandlund 1983, Qvenild 2010). Ekkoloddderegistreringer utført fra Skibladner i de senere årene viser at fisketettheten i pelagialsonen synker noe sørover i Mjøsa, at det er et tynnere belte med fisk, og at dette står noe dypere i sør enn i de sentrale og mer nordlige områdene (Atle Rustadbakken, NIVA pers. oppl.). Disse observasjonene er i tråd med observasjonene av planteplankton, dyreplankton og bunndyr som indikerer at de sørlige områdene av innsjøen trolig er litt mindre produktive enn områder lenger nord.

Krøkle og lågåsild er hovedføden til den storvokste og berømte mjøsørreten i dens oppvekstområde i Mjøsa. Mjøsørret og lågåsild gyter på elv, mens krøkla gyter på grunner i Mjøsa. Harren er en tidlig vårgyter i bekker og elver. Blant andre av Mjøsas 20 fiskearter hvor gytingen foregår helt eller delvis i selve innsjøen kan nevnes abbor, hork, gjedde, lake, hornulke og karpefiskene. For flertallet av disse er gytingen trolig begrenset til grunnere områder. Vi har ikke oversikt over omfanget av gruntområder som eventuelt fungerer som gyteområder i søndre deler av Mjøsa, men bortsett fra Tangenvika er store deler av dette området av Mjøsa preget av relativt bratte kanter ut mot dyp på 100 m og mer.

I Tangenvika finnes en bestand av ferskvannskreps etter utsettinger i Vikselva på slutten av 1800-tallet (Nashoug 2003, Qvenild 2010)

3.1.2 Generelt om mulige effekter av partikkelforurensning

Det som omhandles her, er biologiske effekter av uorganiske partikler i vann. Beskrivelsen bygger i hovedsak på oversiktsartikler om partiklers virkning på organismer i vann av Hessen (1988), Grande (1987) og «guidelines» fra CCME (Canadian Council of Ministry of the Environment 1999/2002), samt referert litteratur i disse. Vi har også tatt i betraktning effekter fra flommer med stor partikkeltransport til Mjøsa i de senere årene (spesielt «Vesleofsen» i 1995 og «pinseflommen» i 2011).

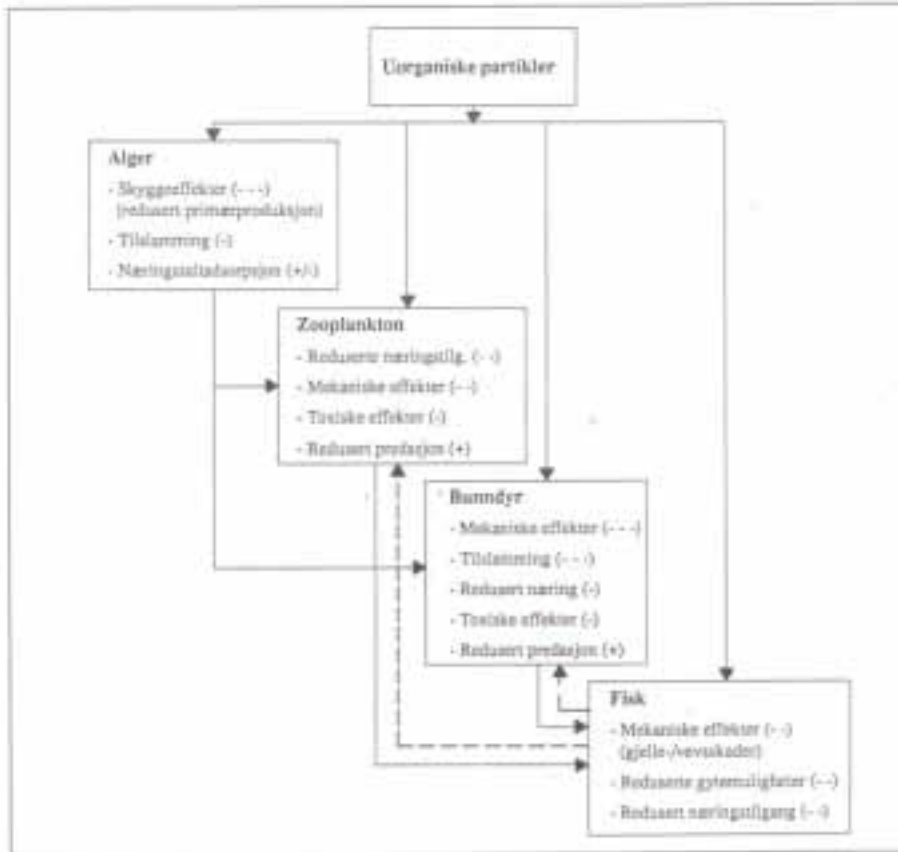
Det er i første rekke to hovedtyper av partikler som er aktuelle i tilknytning til anleggsvirksomhet som veg- og jernbaneutbygging (jf. Hessen 1988):

- Leirpartikler, f.eks. breslam eller erosjonsmateriale fra marine løsavsetninger
- Nydannede partikler, særlig fra sprengningsarbeid

Leirpartiklene er avrundede, mens nydannede partikler ofte kan være kantete og flisete, noe som har stor betydning for de rent fysiske effektene på biota. Generelt kan en si at leire- og siltpartikler i utgangspunktet er mindre direkte skadelige overfor plante- og dyrelivet enn nydannede partikler. Naturlig dannede partikler kan likevel forårsake betydelig skade f.eks. ved at de fører til økt dødelighet og redusert rekruttering av byttedyr (zooplankton/bunndyr), dårligere sikt og dermed vanskeligere forhold for fisk som jager ved hjelp av synet, nedslamming av gyteplasser osv. **Figur 62** gir en skjematisk framstilling av effekter av uorganiske partikler på ulike ledd eller nivå i et innsjøkosystem (Hessen 1988). Gruppen istidskreps er ikke nevnt spesielt her, men disse må en anta i store trekk vil bli utsatt for effekter tilsvarende de effektene som er nevnt overfor zooplankton og bunndyr, avhengig av de enkelte artenes levevis. Når en skal vurdere effektene av partikler i en innsjø, er forhold som konsentrasjon, størrelse og form av partiklene viktige elementer.

Effektene av uorganiske partikler overfor biota er i det alt vesentlige negative, i større eller mindre grad. Redusert predasjon fra høyere ledd i næringskjeden pga. høy turbiditet (vanskeligere å fange bytte ved hjelp av syn) oppveier ikke de negative effektene. Generelt ser bunndyr ut til å bli påvirket i sterkere grad enn zooplankton. De fleste undersøkelsene av bunndyr konkluderer med fra moderat

nedgang i bunndyrtettheten til total utryddelse av bunndyrsamfunnet pga. direkte mekaniske effekter, tilslamming av leveområder, redusert tilgang på næring og/eller eventuelle toksiske effekter. Zooplanktonarter med et ikke selektivt fødeinntak (f.eks. de fleste arter av vannlopper) vil kunne få problemer med redusert næringsopptak og økt egenvekt ved høye partikkelkonsentrasjoner. Arruda mfl. (1983) påviste ikke store effekter på næringsopptaket hos to *Daphnia*-arter ved partikkelkonsentrasjoner opp til 10 mg/l, men markerte negative effekter ved konsentrasjoner på 100 mg/l og høyere.



Figur 61. Generalisert skjema som viser effekter av partikler på ulike biologiske nivå. Piler mellom bokser viser effekter via næringskjedene. Graden av negativ (-) eller positiv (+) effekt er indikert ved ett, to eller tre tegn. Stiplede linjer fra fisk til zooplankton og bunndyr indikerer redusert predasjonstrykk som følge av nedsatt siktbarhet. Gjengitt fra Hessen (1988).

Det finnes flere eksempler på store negative effekter av økt partikkelkonsentrasjon på fiskebestander og deres næringsdyr bl.a. fra reguleringsmagasiner i Norge. Men det er også kjent at ulike fiskearter kan klare seg relativt bra i innsjøer med periodevis høyt innhold av leirpartikler i vannmassene (f.eks. Gjende, Vågåvatnet og Losna), selv om dette bidrar til en nedsatt produksjon av næringsorganismer internt i innsjøen (pers. oppl. O. Hegge, Fylkesmannen i Oppland). I en stor innsjø som Mjøsa kan en forvente at i alle fall deler av fiskebestandene kan unngå de verste konsekvensene ved å forflytte seg fra områder med høye konsentrasjoner til områder med lavere konsentrasjoner av partikler. Dette vil i sin tur kunne føre til økt fisketetthet og økt konkurranse om næringen i de områdene fisken forflytter seg til. Egg, yngel og mer stasjonær voksen fisk i de mest påvirkede områdene vil kunne bli mer direkte og til dels sterkt negativt påvirket av høyt partikkelinnhold og tilslamming av bunnområder, samt av redusert tilgang på næring i form av zooplankton, istidskreps, bunndyr og annen fisk. Effekter mht. produktiviteten blant primærprodusenter (alger og høyrere planter), sekundær- og tertiærprodusenter (dyreplankton, bunndyr og istidskreps) vil indirekte påvirke produktiviteten og strukturen i fiskesamfunnet. Mer direkte effekter omfatter klogging og skader på gjeller,

adferdseffekter, effekter på motstand mot sykdommer, skader på gyteplasser og andre habitatforandringer, fysiske endringer som vanskeliggjør utvikling av egg og yngel etc. (CCME 1999/2002). Laksefisk er de artene som er minst tolerante overfor økt partikkelkonsentrasjon, mens gjørs (finnes ikke i Mjøsa) og de fleste artene av karpefisk er tilpasset omgivelser med høy partikkelkonsentrasjon (Hessen 1988).

3.1.3 Tilslamming i Mjøsa i forbindelse med flompåvirkning

Partikkelspredningen som kan forventes ved den planlagte mudringen, kan til en viss grad sammenlignes med den partikkelspredningen som skjer i Mjøsa i forbindelse med store flommer i tilløpselvene. Det er spesielt flommer i den største tilløpselva, Gudbrandsdalslågen, og dernest i den nest største tilløpselva, Gausa, som er kjent for å påvirke Mjøsas vannmasser med høye partikkelkonsentrasjoner. I slike situasjoner er det særlig de nordlige områdene av innsjøen som blir sterkt berørt, men de fineste partiklene kan spres gjennom store deler av Mjøsa og videre ned i Vorma. I **Tabell 4** er sammenlignende verdier gitt for turbiditet og suspendert stoff i Mjøsa under en «normalsituasjon» og under storflommen i 1995.

Tabell 4. Variasjonsområder for turbiditet i ulike deler av Mjøsas vannmasser under «normale» forhold og under storflommen i 1995 («Vesleofsen»). Kilder: Stårvik mfl. (1996), Løvik mfl. (2012). Verdier for suspendert stoff avledet fra turbiditet i forholdet 3:1, i henhold til CCME (1999/2002).

Område av Mjøsa	Vanlig variasjonsområde		Flommen i 1995	
	Turbiditet, FNU	Suspendert stoff, mg/l	Turbiditet, FNU	Suspendert stoff, mg/l
Nordre del	ca. 1,0	ca. 3,0	3-14	9-42
Vestsiden mot Gjøvik/Totenvika	0,3-0,7	0,9-2,1	6-8*	18-24*
Sentrale og søndre deler	0,3-0,7	0,9-2,1	1-2	3-6

*Vesentlig øvre vannlag som ble berørt

I forbindelse med de planlagte mudrings- og deponeringsoperasjonene kan det trolig forventes konsentrasjoner av partikler i vannmassene i nivåer som er sammenlignbare med det som ble observert under flommen i 1995 nord i Mjøsa (ca. 10-40 mg/l), i et område fra Minnesund til noen km nord for Tangen. Sør for Tangen vil betydelig høyere konsentrasjoner av partikler (opp mot ca. 100 mg/l eller høyere) kunne opptre over relativt store områder, avhengig av hvilket dumpingsalternativ som velges.

Observasjoner i forbindelse med flommen i 1995 tyder på at f.eks. krøkle og ørret «skygga unna» områdene med de største partikkelkonsentrasjonene i nordre deler av Mjøsa, dvs. at de forflyttet seg sørover til områder med klarere vann (pers. oppl. O. Hegge, Fylkesmannen i Oppland). Tore Qvenild hos Fylkesmannen i Hedmark beskriver situasjonen under og etter flommen slik (Qvenild 2010):

«Når dreggefisket kom i gang igjen, viste det seg å være vel så godt som årene før. Med garnfisket var det likedan. Men i tiden etter flommen var mjøsørreten påtagelig slankere. Og gytefisk som gikk opp i Hunderfossen den høsten hadde heller ikke samme gode kondisjon som den normalt har. Tilveksten var også dårligere både dette året og året etterpå. Ørreten jakter ved hjelp av synet, og det grumsete vannet gjorde nok ørretens jakt på byttefisk og krepsdyr vanskeligere».

Ved hovedstasjonen utenfor Skreia lå middelbiomassen av krepsdyrplankton og mysis i flomåret 1995 innenfor den nederste delen av det «normale» variasjonsområdet (Løvik mfl. 2012). De relativt høye konsentrasjonene av partikler dette året så ikke ut til å føre til endringer i artssammensetningen innen krepsdyrplanktonet. Vi har ikke observasjoner over mengder eller biomasser av krepsdyrplankton eller mysis fra de nordlige områdene av Mjøsa, som ble mest påvirket av høye partikkelkonsentrasjoner under flommen.

3.1.4 Forventede konsekvenser overfor dyrelivet

De kanadiske retningslinjene for beskyttelse av akvatisk liv (CCME 1999/2002) angir følgende grenseverdier mht. konsentrasjoner av partikler i vannmassene og andel av finkornede sedimenter på bunnen, **Tabell 5**.

Tabell 5. Kanadiske «water quality guidelines» for beskyttelse av akvatisk liv mht. totalt partikulært materiale. Et utvalg av kriteriene er gjengitt her. For fullstendig liste, se CCME (1999/2002).

Akvatisk liv – ferskvann, estuarier og marint	Grenseverdier (retningslinjer)
<i>Suspendert sediment</i> «clear flow»	Maksimum økning på 25 mg/l fra bakgrunnsnivå for enhver korttidseksposering (dvs. 24-timers periode). Maksimum gjennomsnittsokning på 5 mg/l fra bakgrunnsnivå for langtidseksposering (dvs. ved varighet mellom 24 timer og 30 døgn)
«high flow»	Maksimum økning på 25 mg/l fra bakgrunnsnivå til enhver tid når bakgrunnsnivå er mellom 25 og 250 mg/l. Bør ikke øke mer enn 10 % av bakgrunnsnivå når bakgrunnsnivå er >250 mg/l
<i>Elvebunnens substrat*</i> Finkornede sedimenter	Andelen i substratet bør ikke overstige 10 % <2 mm, 19 % <3 mm, og 25 % <6,35 mm

*Grenseverdiene er rettet mot aktuelle og potensielle gyteplasser

På bakgrunn av de forespeilede økningene av partikkelkonsentrasjoner og sedimentering av partikler som følge av den planlagte dumpingene sett i forhold til ovenstående grenseverdier, er det rimelig å anta følgende konsekvenser:

Dyrelivet i de frie vannmasser (pelagialen) vil bli markert negativt påvirket som følge av tiltaket i størstedelen av området fra Minnesund og nordover til noen km nord for Tangen. Dette gjelder særlig dyreplankton og pelagisk fisk, men også istidskreps som mysis, *Gammaracanthus* og i mindre grad *Pallasea*. I områdene videre nordover mot Østre Toten og Hamar forventes små eller moderate negative effekter. Unntak kan være planktonorganismer, istidskreps og fisk som i større deler av levetiden oppholder seg i dypere, kalde vannlag, og som dermed vil kunne bli negativt påvirket i noe større grad.

I betydelige deler av området sør for Tangen vil dyrelivet i de frie vannmasser sannsynligvis bli sterkt negativt berørt mens dumpingene pågår. Det vil si at bestandene sannsynligvis vil få store reduksjoner i individantall og biomasse. Ved dumping iht. scenarium 1 vil de største negative effektene finne sted i de øvre vannlag langs land på østsiden (jf. utbredelse av partikler i konsentrasjoner over f.eks. 40 mg/l). Ved dumping iht. scenarium 2 vil de største effektene finne sted i de øvre vannlag i de sentrale områdene, og her vil det kunne inntre store negative effekter noe lengre nordover enn ved scenarium 1, dvs. noen km nord for Tangen.

Dyreliv knyttet til bunnområder forventes å bli markert negativt påvirket vesentlig i områder sør for Tangen (jf. sedimentasjon på f.eks. 5 mm eller mer). Ved dumping iht. scenarium 1 vil relativt grunne områder langs østre bredd (litoral-områder) bli sterkt berørt, mens ved dumping iht. scenarium 2 vil særlig de dype områdene «midtfjords» (profundal-områder) bli sterkt berørt. I de områdene som vil få den største sedimentasjonen (flere cm) er det rimelig å anta at dyreliv knyttet til bunnen vil bli praktisk talt fullstendig skadet for en periode. Dette gjelder ulike grupper av bunndyr som døgnfluer, steinfluer, vårfluer, fjærmygg, fåbørstemark, snegler, muslinger og istidskreps (*Pallasea*) samt eventuelle egg av fisk. Ungfisk og voksen fisk med et stasjonært levesett vil trolig også bli sterkt negativt påvirket.

Det er vanskelig å si noe sikkert om hvor langvarige de negative effektene vil bli; dette vil sannsynligvis variere betydelig fra dyregruppe til dyregruppe og fra art til art. Etter at dumpingene er avsluttet, vil det foregå en gradvis oppklaring av vannet, og bestander av dyreplankton vil kunne reetablere seg ved tilførsel av dyr fra mindre berørte områder etter hvert som tilbudet på fødeorganismer (alger mm.) gjenopprettes. Reetableringen kan imidlertid bli hemmet for arter med hvilestadier i sedimentet som følge av nedslamming av bunnområder. For krepsdyrplankton vil vi anta

at bestandene i hovedsak kan reetableres i løpet av 1-2 år, forutsatt at de deponerte sedimentene forblir relativt stabile og ikke fortsetter å «mate» vannmassene med høye konsentrasjoner av uorganiske partikler. Reetablering av bestander av andre dyregrupper vil avhenge av forhold som:

- Hvorvidt habitatene er blitt permanent endret eller ikke
- De ulike artenes livssyklus
- Reetablering av næringsgrunnlaget (alger, dødt organisk materiale etc.)
- Hvor raskt de ulike livsstadiene til ulike arter forflytter seg langs bunnen, i vannmassene eller gjennom lufta (insekter og eventuelt med fugl)
- Avstand til «restpopulasjoner» innen de ulike artene
- Eventuelle strukturelle endringer som kan påvirke reetablering (endret predasjonspress etc.)

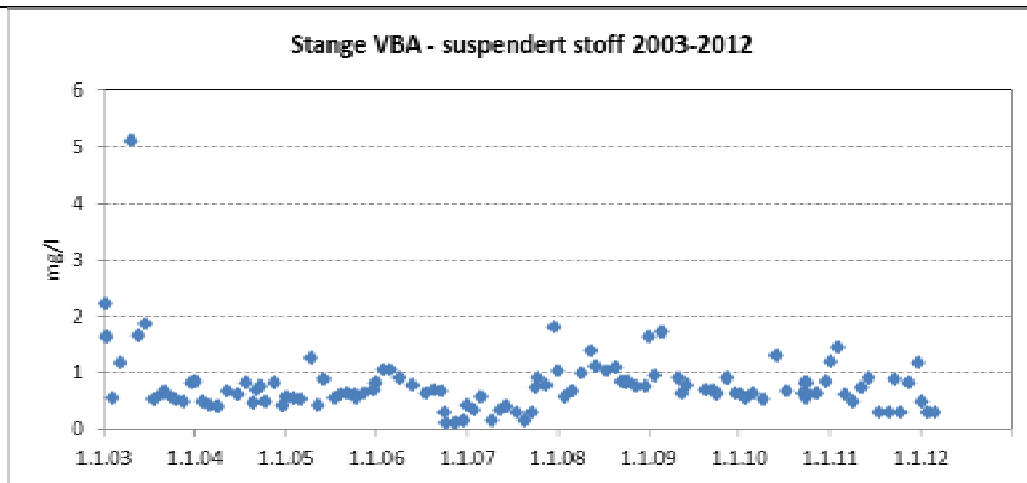
3.2 Konsekvenser for kommunale vannverk

Av de kommunale vannverkene er det særlig Stange vannverk som ser ut til å kunne bli berørt av de planlagte tiltakene mht. råvannskvaliteten, basert på de gjennomførte simuleringene av partikkelspredning. Dernest vil råvannskvaliteten ved vannverkene for Hamar og Østre Toten også kunne bli berørt, men trolig med noe lavere partikkelkonsentrasjoner enn ved Stange.

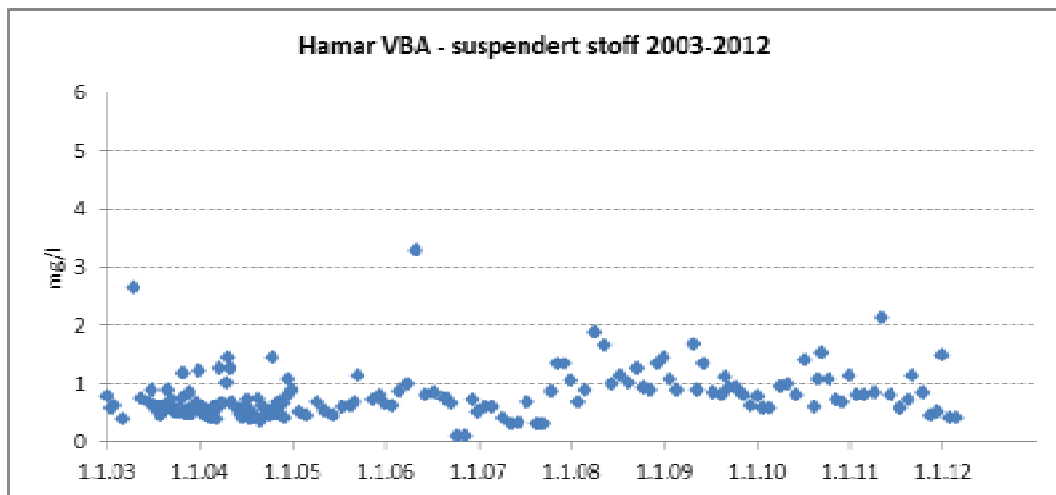
Vi har innhentet opplysninger om vannbehandlingsanleggene fra Hias (Stange og Hamar) ved Målfrid Storfjell og fra Østre Toten ved Geir Glommen. Alle de tre nevnte anleggene er bygd for å ta inn råvann med lave konsentrasjoner av partikler fra stort dyp i Mjøsa, dvs. at anleggene er basert på enkel vannbehandling. Stange vannbehandlingsanlegg har en plansil med maskevidde 0,4 mm, dosering av klor, UV-bestråling og dosering av vannglass. Hamar vannbehandlingsanlegg har marmorfilter for partikkelfjerning og alkalisering, dosering av klor og desinfisering vha. UV-bestråling. Kilestranda vannverk på Østre Toten har grovsil for å fjerne større partikler og krepsdyr etc., desinfeksjon vha. UV (hoveddesinfisering) samt dosering av klor.

Konsentrasjonen av partikler (suspendert stoff) i råvannet til vannverkene på Stange og Hamar for perioden 2003-2012 er vist henholdsvis i **Figur 63** og **Figur 64**. Verdiene for suspendert stoff er her avledet fra turbiditet som er den «partikkel-variabelen» det analyseres på ved vannverkene (data fra Hias). Vi har benyttet forholdet suspendert stoff til turbiditet = 3:1 i henhold til CCME (1999/2002). Denne omregningen er gjort for å kunne sammenligne med de konsentrasjonene som framkommer i simuleringene av partikkelspredning.

Konsentrasjonen av partikler varierte i all hovedsak i området ca. 0,3-1,8 mg/l (turbiditet ca. 0,1-0,6 FNU) ved begge vannverkene. Mediankonsentrasjonene er beregnet til 0,66 mg/l og 0,69 mg/l henholdsvis ved Stange og Hamar vannbehandlingsanlegg. Ved noen få tilfeller ble det registrert konsentrasjoner i området ca. 2-5 mg/l (turbiditet 0,6-1,8 FNU). I råvannet til vannverket på Østre Toten varierer turbiditeten vanligvis omkring 0,3 FNU, dvs. en konsentrasjon av suspendert stoff på ca. 0,9 mg/l, som er innenfor det vanlige variasjonsområdet for vannverkene til Stange og Hamar.



Figur 62. Konsentrasjoner av suspendert stoff i råvannet til Stange vannbehandlingsanlegg i perioden 2003-2012. Verdiene er omregnet fra turbiditet i forholdet suspendert stoff til turbiditet = 3:1 (jf. CCME 1999/2002). Data over turbiditet fra Hias. I figuren er turbiditetsverdier på <0,1 FNU er satt lik 0,05 FNU som gir suspendert stoff på 0,15 mg/l.



Figur 63. Konsentrasjoner av suspendert stoff i råvannet til Hamar vannbehandlingsanlegg i perioden 2003-2012. Verdiene er omregnet fra turbiditet i forholdet suspendert stoff til turbiditet = 3:1 (jf. CCME 1999/2002). Data over turbiditet fra Hias. I figuren er turbiditetsverdier på <0,0 FNU gitt en verdi for suspendert stoff på 0,1 mg/l.

En økning i konsentrasjonen av partikler i råvannet vil, i følge informasjon gitt fra vannverkene, kunne skape betydelige driftsproblemer spesielt med hensyn til desinfeksjon (UV) og økt begroing på nettet. UV-behandlingen er avhengig av lite partikler for å kunne fungere optimalt. Fra både Stange, Hamar og Østre Toten ble det uttrykt stor betenkelighet med tanke på en mulig forringelse av råvannskvaliteten.

Ved Moelv vannbehandlingsanlegg i Ringsaker påvirkes råvannskvaliteten av partikler i forbindelse med flommer i Gudbrandsdalslågen og eventuelt i Gausa (jf. situasjonen i 1995 og 2011). Ved turbiditetsverdier i området ca. 1-2 FNU eller høyere må det benyttes kjemisk felling i tillegg til sandfilter av hensyn til UV-behandlingen, som krever klart vann (pers. oppl. Brede Haugseth og Marit Østvold, Ringsaker kommune). Dette nivået tilsvarer trolig ca. 3-6 mg/l suspendert stoff. Høye konsentrasjoner av partikler i flomperioder fører til betydelige utfordringer i driften og redusert kapasitet ved anlegget.

I Drikkevannsforskriftens § 4 heter det at (Lovdata 2001/2012):

«Det er forbudt å forurense vannforsyningsssystem og internt fordelingsnett dersom dette kan medføre forurensning av drikkevannet». Med «vannforsyningsssystem» menes (Drikkevannsforskriften §3): «Et vannforsyningsssystem består av et eller flere av følgende elementer: Vanntilsigsområde, vannkilde, vannbehandling, vannbehandlingsanlegg, transportsystem og driftsrutiner.»

Drikkevannsforskriftens § 14 sier videre om vannkilde og vannbehandling:

«Eier av vannforsyningsssystem skal påse at det planlegges og gjennomføres nødvendig beskyttelse av vannkilden(e) for å forhindre fare for forurensning av drikkevannet, og om nødvendig erverve rettigheter for å opprettholde beskyttelse.

Vannbehandlingsprosessene skal være tilpasset den aktuelle råvannskvalitet, forholdene i tilsigsområdet, materialene i og utformingen av transportsystemet».

Begge de to alternative dumpingsscenarioene ser ut til å kunne føre til økt konsentrasjon av partikler i råvannet til særlig Stange vannbehandlingsanlegg, men også anleggene for Østre Toten og Hamar. Simuleringene av partikkelspredning tyder på at alternativet med å dumpe massen «midtfjords» vil kunne føre til større økning i partikkelkonsentrasjonene på dypt vann ved inntakene til de nevnte anleggene, enn alternativet med å dumpe nærmere land langs østsiden av Mjøsa. En eventuell dosering av massene ned mot bunnen vil kunne innebære en større økning i konsentrasjonen av partikler enn begge de to ovenfor nevnte alternativene, og bør anses som svært lite aktuelt av hensyn til råvannskvaliteten.

Mulige virkninger av den planlagte dumping mht. råvannskvaliteten til de kommunale vannverkene bør etter vår vurdering framlegges for og diskuteres med Mattilsynet og de aktuelle kommunale vannverkseierne før arbeidet eventuelt iverksettes.

3.3 Andre konsekvenser

Det planlagte tiltaket vil sannsynligvis føre til at badevannskvaliteten ved aktuelle badeplasser vil bli markant dårligere i perioder mens arbeidene pågår. Dette vil først og fremst gjelde strandområder sør for Tangen. Vann med turbiditet på 2-5 FNU regnes som mindre egnet, og vann med turbiditet høyere enn 5 FNU regnes som ikke egnet for friluftsbad og rekreasjon i henhold til SFTs (nå Klif) system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen mfl. 1997). Dette tilsvarer trolig konsentrasjoner av suspendert stoff i området ca. 6-15 («mindre egnet») og området >15 mg/l («ikke egnet»). Verdien av området til rekreasjon, friluftsliv og fiske må forventes å bli redusert sammenlignet med dagens situasjon, i perioden mens arbeidene pågår og vannet er tilgrumset.

Vi har ikke oversikt over om det finnes mindre, private vannverk eller inntak for vann til vanning av dyrka mark i det aktuelle området. Dersom slike finnes, må en forvente at råvannskvaliteten vil kunne forringes i betydelig grad i området sør for Tangen.

4. Referanser

Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. og Aanes, K.J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn, SFT. Veiledning 97:04. TA 1468/1997. 31 s.

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) 1999/2002. Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Total particulate matter. <http://www.ccme.ca/>. 11 pp.

ERM Referanse til hjemmesiden til modell utvikler: <http://www.erm-smg.com>

Grande, M. 1987. Virkning av partikler på fisk. Foredrag fra seminar 22. og 23. mai 1986, Dombås, Norge. Norsk Limnologforening. ISBN 82-990973-9-8. s. 71-92.

Hessen, D.O. 1988. Biologiske effekter av partikler i vann. *Limnos* 3/88. ISSN 0333-3574. s. 1-7.

Holtan, H., Kjellberg, G., Brettum, P., Tjomsland, T. og Krogh, T. 1979. Mjøsprosjektet. Hovedrapport for 1971-1976. NIVA-rapport 1117. 174 s.

Karlson, R. 2009. Døgnfluer *Ephemeroptera*, Steinfluer *Plecoptera*, Vårfluer *Tricoptera* og Øyenstikkere *Odonata* i Mjøsa. Rapport til Vassdragsforbundet for Mjøsa med tilløpselver. <http://www.vassdragsforbundet.no/>. 119 s.

Kinsten, B. 2010. De glacialrelicta kräftdjurens utbredning i Södra Sverige (Götaland och Svealand). Rapport 2010:7 publisert på nettet av Länsstyrelsen Blekinge län. www.lanstyrelsen.se/blekinge/publikationer.

Kjellberg, G. og Sandlund, O.T. 1983. Næringsrelasjoner i Mjøsas pelagiske økosystem. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. Mjøsundersøkelsen. Rapport nr. 6 – 1983. 61 s.

Kjellberg, G., Hessen, D.O. og Nilssen, J.P. 1991. Life history, growth and production of *Mysis relicta* in the large, fjord-type Lake Mjøsa, Norway. *Freshwater Biology* 26: 165-173.

Lovdata 2001/2012. FOR 2001-12-04 nr 1372: Forskrift om vannforsyning og drikkevann (Drikkevannsforskriften). <http://www.lovdata.no/cgi-wift/lldles?doc=/sf/sf/sf-20011204-1372.html>

Løvik, J.E., Eriksen, T.E. og Kile, M.R. 2012. Tiltaksorientert overvåking i vannområde Mjøsa. Årsrapport/datarapport for 2011. NIVA-rapport 6313-2012. 79 s.

Nashoug, O. 2003. Prøvefisking i Tangenvika høsten 2002 og vurdering av fjerning av sedimenter fra Viksdammen. Brev/notat til Grunneierlaget *Astacus Astacus* v/Ola Hougsrud, 2337 Tangen, datert 22/3-2003. 19 s.

Qvenild, T. 2010. Fiske i Hedmark. Tun forlag. ISBN 978-82-529-3309-3. 400 s.

SFT 1997. Klassifisering av miljøtilstand i ferskvann. 97:04, Statens forurensningstilsyn, Oslo

Stårvik, B., Nordhagen, T.A., Vatle, A.B. og Kjellberg, G. 1996. Hygienisk overvåking av Mjøsa i forbindelse med storflommen 1995. Sluttrapport. Fylkeslegen i Hedmark, Fylkesmannen i Hedmark, Næringsmiddeltilsynet Hedmarken og NIVA. 63 s. + vedlegg.

Tjomsland, T. og Tryland, I 2007. Valg av trasé for avløpsledning over Furnesfjorden i Mjøsa. Sårbarhetsanalyse ved bruk av strøm- og spredningsmodeller. 67 s, Løpenr. 5466-2007, Norsk institutt for vannforskning, Oslo

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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