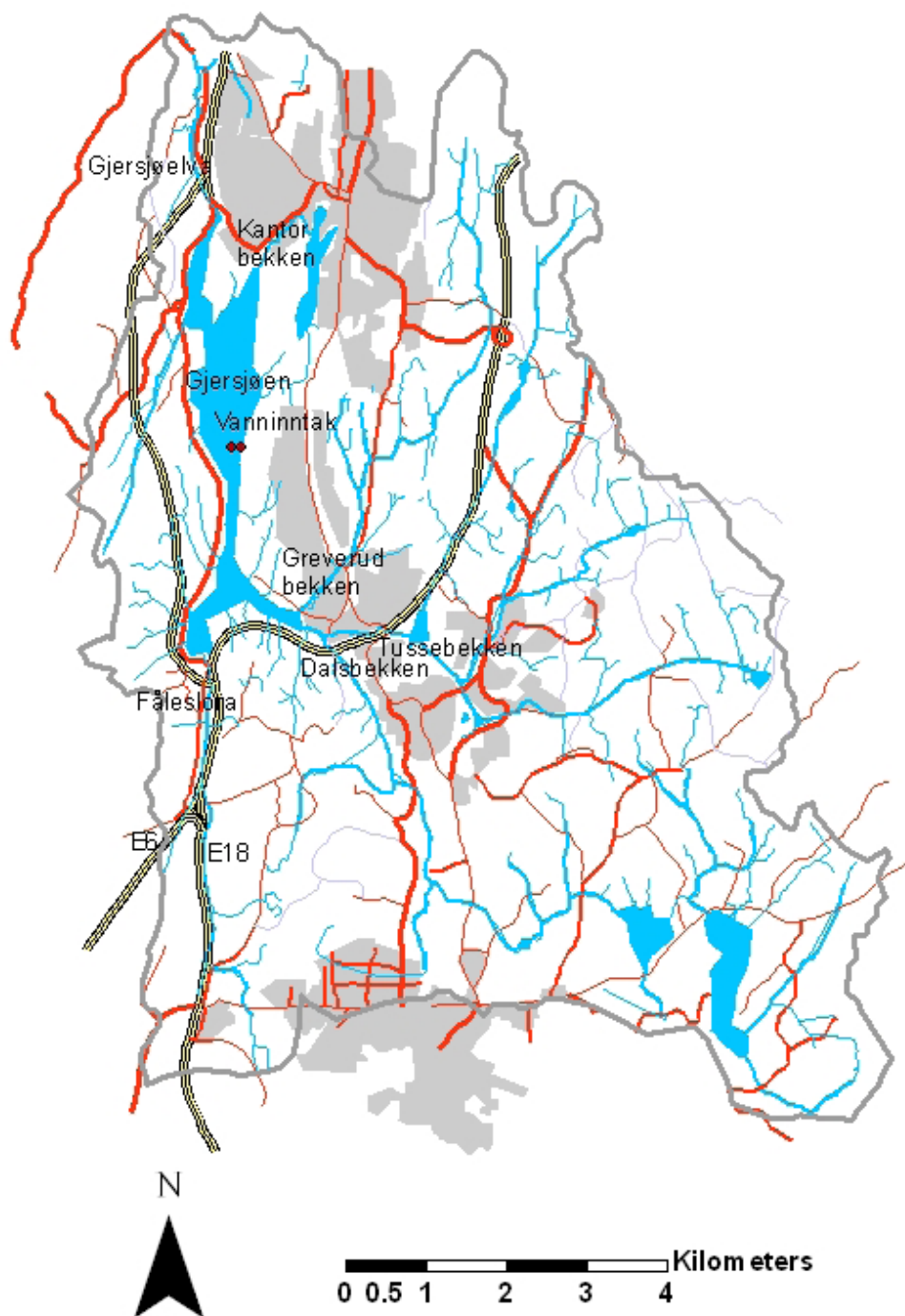


Risiko for forurensning av råvannet til Oppegård vannverk ved akutt utslipp til Gjersjøen



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
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

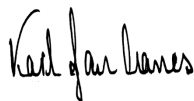
Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Risiko for forurensing av råvannet til Oppegård vannverk ved akutt utslipp til Gjersjøen	Løpenr. (for bestilling) 5932 - 2010	Dato 08.03.2010
	Prosjektnr. Udemnr. O - 10013	Sider Pris 94
Forfatter(e) Karl Jan Aanes, Torulv Tjomsland, Ingun Tryland og Christian Vogelsang	Fagområde Vannressursforvaltning	Distribusjon Fri
	Geografisk område Akershus	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Oppegård kommune	Oppdragsreferanse Stig Bell
--------------------------------------	--------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten beskriver mulige farer for forurensing av råvannet til Oppegård vannverk i Akershus ved akutt utslipp til Gjersjøen. Det er lagt vekt på å studere virkninger av utslipp som følge av uhell på vei i forbindelse med transport av farlig gods, samt utslipp av fekal forurensing. Resultatene viser at vannverket i dag har tilfredsstillende beskyttelse mot bakterier, men fremtidig installasjon av et UV-anlegg vil føre til at vannverket har den nødvendige 2. barriere også mot parasitter/klorresistente mikroorganismer. Ved hjelp av en matematisk modell (GEMSS) ble spredningen av antatte forurensinger tilført Gjersjøen mot råvannsinntaket simulert. Modellen gir oss graden av fortykning og tiden det tar før forurensingen når vanninntaket. Tilførsel av olje vil føre til tilgrising av strendene og skader på organismelivet i overflaten, men ikke nå ned til vanninntaket på 36 meters dyp slik at vannet blir uegnet til drikkevann. I verste fall kan det føre til sjenerende lukt og smak på vannet, men sansynligheten for dette er liten. Vi finner heller ikke at det for noen av de andre stoffene i farlig gods transporten er en risiko for at råvannskilden skal bli forurenset i så stor grad at drikkevannskvaliteten som leveres til abonnentene vil bli alvorlig svekket. Det vil være gunstig å legge forholdene til rette for å samle opp mulige uhellsutslipp fra vei og tunneller før det når innsjøen.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Uhellsutslipp 2. Råvannskilde 3. Gjersjøen 4. ROS 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Pollution accidents 2. Drinking water source 3. Lake Gjersjøen 4. Risk and vulnerability assessment (RAV)
--	--



Karl Jan Aanes
Prosjektleder



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

O - 10013

Risiko for forurensing av råvannet til Oppegård vannverk ved akutt utslipp til Gjersjøen

Forord

Oppegård kommune har i sin hovedplan for vannforsyning, avløp og vannmiljø gjennomført en risiko og sårbarhetsanalyse (ROS). Her har man satt potensielle hendelser inn i et system for å definere risiko med tanke på hendelser knyttet til vannkilden (Gjersjøen). Det vil si hendelser som kan påvirke råvannet på en slik måte at det kan få negative konsekvenser for kvaliteten på drikkevannet som leveres til de nær 40.000 abonnentene. En slik hendelse kan være uhell knyttet til transport av farlig gods på de sterkt trafikerte vei og jernbane-strekningene som går gjennom nedbørfeltet til innsjøen.

NIVA fikk høsten 2009 en henvendelse fra kommunen om vi kunne være behjelpelig med å utrede nærmere sårbarheten for drikkevannskvaliteten ved eventuelle akutte utslipp knyttet til trafikkuhell, og foreslå aktuelle tiltak for å redusere konsekvensene for vannkilden. Avtale om oppdraget med Oppegård kommune ble gjort i november samme år.

Våre kontaktpersoner i kommunen har vært Stig Bell, virksomhetsleder VAR og Nina Somme. Fra NIVA har Torulv Tjomsland, Ingun Tryland, Christian Vogelsang og Karl Jan Aanes deltatt med sistnevnte som prosjektleder. Direktoratet for samfunnstryggleik og beredskap (DSB) ved Magne Bjerkseth, Karen Lie, Erik Bleken og Statens vegvesen, region øst ved Turid Winter-Larsen har vært behjelpelig med underlagsmateriale. Senioforsker Dag Berge ved NIVA har lest gjennom rapporten og gitt verdifulle kommentarer.

Alle takkes for et godt samarbeid.

Oslo, 08. 03. 2010

Karl Jan Aanes

Innhold

Sammendrag	7
Konklusjoner og tilrådinger	9
1. Innledning	11
1.1 Bakgrunn	11
1.2 Vannkilde og vannbehandling	11
1.2.1 Råvannskilde	12
1.2.2 Produksjon av drikkevann	13
1.2.3 Renseprosess	13
1.2.4 Vannkvalitet	13
1.3 Forurensingsfare	13
1.3.1 Kartlegging av landtransport av farlig gods	14
1.3.2 Krav ved transport av farlig gods	14
1.3.3 Inndeling av farlig gods i klasser	15
1.4 Landtransport av farlig gods i Norge	15
1.4.1 Transport av farlig gods i nærområdet til Gjærsjøen	16
1.4.2 Trafikktetthet og trafikkuhell	18
2. Vurdering av tilbakeholdelse av kjemiske parametere listet i Tabell 3.1 og Tabell 3.2 i Drikkevannsforskriften	24
3. Hvordan fordeler et utslipp seg i Gjærsjøen	28
3.1 Beskrivelse av området	28
3.2 Metode	28
4. Simulering av dagens forhold	32
4.1 Input	32
4.2 Resultater	34
4.3 Diskusjon, simulerte verdier for <i>E. coli</i> ved inntaket for råvann	39
4.3.1 Vurderinger med hensyn på parasitter	39
5. Scenarier	40
5.1 Konservative stoffer	40
5.2 Olje	47
5.2.1 Generelt	47
5.3 Simuleringer	47
5.4 Konsekvenser	48
5.5 Tiltak	49
6. Referanser	81
Vedlegg C. Description of GEMSS	86
GEMSS Background	86
Chemical and Oil Spill Model: GEMSS-COSIM	86
References	89

Sammendrag

Gjersjøen er drikkevannskilde for i underkant av 40.000 mennesker i Oppegård og Ås kommune, og ligger slik plassert at hovedferdselsårene for vei og jernbane ut og inn til Oslo går gjennom nedbørfeltet til innsjøen. Forebyggende tiltak mot akuttutslipp har i forbindelse med kommunens beredskapsplaner kommet i fokus. I den sammenheng er det her gjort en vurdering av sårbarheten i vannkilden fra potensielle akuttutslipp knyttet til uhell med transport av farlig gods og forurensing fra fekal forurensing. Selv om det er en betydelig transport av farlig gods gjennom Gjersjøens nedbørfelt også sett i en nasjonal sammenheng, er det relativt få uhell som er registrert i basen til DSB de siste 10 årene. Mest utsatt for uhell synes veinettet i sydenden av innsjøen å være.

Det er gjort modellforsøk med enkelte stoffer og sett på konsekvensene slike akutt uhells-utslipp kan ha for råvannskvaliteten til kommunens vannrenseanlegg. Modellen gir oss informasjon både om fortynning og hvor lang tid det tar før forurensingene når råvannsinntaket. Videre har vi sett på i hvilken grad dagens rensetekniske installasjoner vil kunne holde tilbake aktuelle forurensingskomponenter slik at rentvannet som går ut på nettet ikke ikke tilfredsstillende kravene i drikkevannsforskriften.

Fekal forurensing – *E. coli* og patogener

Maksimum simulert konsentrasjon av *E. coli* i løpet av året var ca. 14 per 100 ml i hovedinntaket på 36 m dyp. Dette kom fortrinnsvis fra Kantorbekken og Greverudbekken. I overflateinntaket på 6 m dyp var påvirkningen betydelig større, maksimalt ca. 250 per 100 ml. Hovedandelen kom fra Greverudbekken. Reservevanninntaket på 6 meters dyp ble påvirket av *E. coli* hele året. Inntaket på dypt vann ble i størst grad påvirket under sirkulasjonsperioden i november-desember og i april. Om sommeren var dypvannsinntaket nær upåvirket som følge av beskyttelse fra varmt og lett overflatevann med tilhørende stabile vannmasser.

Påvirkningen av utslipp av stoffer som er konservative (brytes ikke ned, men fortynnes) og som følger vannets bevegelser var omkring 100 ganger større enn for *E. coli*, gitt at innløps-konsentrasjonen til de konservative stoffene var lik konsentrasjonen av *E. coli*. Enkelte patogener (parasitter og virus) kan overleve betydelig lenger i vann enn *E. coli*. Det er sannsynlig at patogener vil forekomme i konsentrasjoner som er høyst 1/100 – 1/1000 av konsentrasjonene av *E. coli* i tilførselsbekkene. Forekomst av patogener er avhengig av at det er syke individer eller friske smittebærere i nedbørfeltet.

Overvåkning av tilførselsbekkene til Gjersjøen viser at det periodevis er svært høye konsentrasjoner av termotolerante koliforme bakterier (TKB)/*E. coli*. Simulering av spredning i Gjersjøen viser dessuten at under sirkulasjons-periodene vil betydelige mengder av disse tarmbakteriene transporteres til dypvannsinntaket på 36 meters dyp. Gjersjøen kan derfor ikke anses å ha akseptabel hygienisk barriere med hensyn på fekal forurensning og det må derfor være minst to barrierer i vannbehandlingen. Veilederen til drikkevannsforskriften indikerer at sporadiske funn av mer enn 3 termotolerante koliforme bakterier per 100 ml er uakseptabelt dersom kilden skal vurderes som en hygienisk barriere. Også i henhold til prosedyren i Norsk Vanns rapport om optimal desinfeksjonspraksis vil funn av *E. coli* i råvannet i de konsentrasjoner som ble simulert kreve to barrierer i vannbehandlingen mot både bakterier, virus og parasitter.

Oppegård vannverk har vannbehandling som omfatter koagulering, sedimentering/flotasjon og filtrering. Dette fungerer som en hygienisk barriere mot bakterier, virus og parasitter. I tillegg desinfiseres vannet med klor, som er en barriere mot de fleste bakterier og virus, men ikke mot parasitter. Fremtidig installasjon av UV-anlegg vil føre til at vannverket har den nødvendige 2. barriere også mot parasitter og klorresistente mikroorganismer. UV-behandling vil også føre til økt sikkerhet i vannforsyningen dersom det oppstår svikt i koagulering/filtreringstrinnet.

Oljeutslipp

Det ble simulert utslipp på 10 m³ dieselolje i hver ende av Gjersjøen. Spredningen ble beregnet ut fra simulert strøm gjennom året og statistiske beregninger. Det var liten forskjell i spredningsforløpet mellom de ulike årstidene.

Ved **utslipp i nord** ble rimeligvis det nærmeste området raskest og mest påvirket. Karakteristiske konsentrasjoner den nærmeste kilometeren fra utslippspunktet var var 1- 10 mg/l. Forurensningen nådde overflatevannet ved vanninntaket i løpet av omkring 2 døgn. Det var en sannsynlighet på ca. 25 % for at overflatevannet ved vanninntaket ble påvirket. Forventet maksimum konsentrasjon i overflaten og på fire meters dyp var ca. 1 µg/l og 0,001 µg/l. Dypere ned ble konsentrasjonen raskt redusert til under 10^{-9} µg/l.

Ved **utslipp i sør** ble bukten der utslippet fant sted sterkt påvirket. Karakteristiske konsentrasjoner var 1-3 µg/l. For resten av Gjersjøen var det liten forskjell på om utslippet skjedde i sørøst eller sørvest. Det tok ca. 12 timer før utslippet spredte seg fra den ene bukten til den andre. Det var en sannsynlighet på 10-20 % for at områdene omkring vanninntaket ble påvirket., og ca. 10 % sjanse for at strendene omkring vanninntaket skulle bli tilgriset. Påvirkningen der skjedde i løpet av 2-3 døgn. Forventet maksimum konsentrasjon i overflaten ved vanninntaket var omkring 1 µg/l. På fire meters dyp var konsentrasjonen 0,001 µg/l.

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for hydrokarboner er 10 µg/l. Luktgrensen er antatt for å være 1 µg/l. Følgelig forventer vi ikke at drikkevannet med inntak på 36 meters dyp blir påvirket av oljeutslipp.

Forsøk i laboratorier med vannløselig del av raffinert olje i sjøvann viser at karakteristisk skadeverdi for høyere liv i hav er satt til 40 ppm-timer som tilsvarer 40 timers påvirkning av en konsentrasjon på 1 ppm eller 1 mg/l. For fisk kan en karakteristisk skadeverdi være 1000 ppm-timer. I følge simuleringene kan dette i Gjersjøen teoretisk kun finne sted nær selve utslippstedet. Vi kjenner vi ikke til undersøkelser som omhandler påvirkning av vannløselige oljefraksjoner på mennesker over kort tid . Problemet vil kunne være ubehagelig smak, og man vil nok smake oljen lenge før den opptrer i skadelige konsentrasjoner.

På overflaten vil det dannes en blanding av olje og vann som etter hvert kan feste seg til strendene. Man må regne med lokale skader på plankton, bunndyr og vannvegetasjon som blir ”tilgriset”. Dette angår først og fremst organismelivet i overflatelaget, men det burde ikke være noen fare for vanninntaket. Fisk vil sannsynligvis unngå. Den delen av oljen som ikke fordampes eller samles opp, vil etter hvert brytes ned eller sedimentere.

For å begrense skader av oljeprodukter er det viktig å legge ut lenser raskt. Dersom man kan få dette til i løpet av noen timer, vil skadene kunne begrenses betydelig. Dersom utslippet skjer til bekkene, er det ønskelig å samle opp oljen ved utløpet til Gjersjøen, eller om mulig på egnede steder i bekkene. Utslippet skjer formodentlig i tilknytning til uhell på vei. Det bør gjøres et arbeide for å finne egnede steder å samle opp oljen langs aktuelle veistrekninger. I tunnelene bør forholdene ligge til rette for oppsamling.

Tilsvarende ble det simulert et uhellsutslipp med konservative stoffer og 10 m³ ble tilført Gjersjøen i løpet av 1 time. Stoffet ble antatt å være bestandig og bli fullstendig blandet med innsjøvannet. Tilførslene skjedde via Kantorbekken i NØ, Greverudbekken/Tusse-bekken/Dalsbekken i SØ og Foleslora i SV. Vinden ble antatt å blåse fra sør mot nord med 5 m/s, dvs. sterk vind. Det var ustabile vannmasser med full vertikal sirkulasjon. Situasjonen er ment å representere en verste fall situasjon med hensyn til rask spredning både horisontalt og vertikalt. Etter 12 timer ble vanninntaket på 36 meters dyp påvirket av tilførsler fra Kantorbekken og eventuelt Fåleslora med konsentrasjoner over 0,001 mg/l. Etter ett døgn økte konsentrasjonene fra disse to utslippspunktene 10 ganger.

Om sommeren vil varmere og dermed lettere overflatevann motvirke vertikale vannbevegelser. Ved simuleringen under slike betingelser ble påvirkningen av dypvanns-inntaket betydelig mindre, under 10^{-9} mg/l. I overflaten, og i nivået til reserve-inntaket på 6 meters dyp, ble det simulert konsentrasjoner på over 100 mg/l. Mest utsatt for rask påvirkning er perioder med vertikal sirkulasjon i vannmassene (april og oktober-desember). I simuleringene har vi benyttet vind med høy fart og konstant retning. Dette er ment å representere verste fall situasjoner. I realiteten vil lavere vindstyrke med varierende retninger medføre lengre transporttid og lavere maksimumkonsentrasjoner pga. spredning over større områder. Sannsynlig transporttid fra nord og sørendene av innsjøen til vanninntaket er et par døgn.

Konklusjoner og tilrådinger

Vannverket har tilfredsstillende beskyttelse mot fekale bakterier. Fremtidig installasjon av UV-anlegg vil føre til at vannverket har den nødvendige 2. barriere også mot parasitter/klorresistente mikroorganismer.

Ved uhellsutslipp fra f. eks en tankbil av olje/petroleumsprodukter må en regne med lokale skader på plankton, bunndyr og vannvegetasjon og skjæmmende tilstander langs strender som blir tilgriset. Dette angår først og fremst organismelivet i overflaten, og det er neppe noen fare for vanninntaket på 36 meters dyp hverken med hensyn til helseskadelighet eller lukt/smak.

Sannsynlig transporttid fra nord- og sørendene av innsjøen til strendene ved vanninntaket er et par døgn. I ekstreme tilfeller kan det skje på ½ døgn. For å begrense skader av oljeprodukter er det viktig å legge ut lenser raskt. Dersom man kan få dette til i løpet av noen timer, vil skadene kunne begrenses betydelig. Dersom utslippet skjer til bekkene, er det ønskelig å samle opp oljen ved utløpet av bekkene til Gjersjøen, eller om mulig på egnede steder i bekkene. Det bør foretas befaringer på aktuelle veistrekninger for å finne/etablere egnede steder å samle opp oljen. I tunnelene bør forholdene ligge til rette for oppsamling.

Ved en av simuleringene antok vi at et konservativt stoff ble tilført innsjøen fra en tankbil ved et uhell. Konservative stoffer oppløses i vannet og følger dets bevegelser. Som et verste fall estimat kan vi anta en konsentrasjon på 0,1 mg/l i vanninntaket på 36 meters dyp ved et utslipp på 10 m³ via de store bekkene rundt vannet. Sannsynlig transporttid fra nord- og sørendene av innsjøen er et par døgn, eventuelt over en uke til maksimum påvirkning. I ekstreme tilfeller kan det skje på ½ døgn.

Av andre stoffer som har lave grenseverdier i drikkevannsforskriften er det spesielt plantevernmidler og da den aktive forbindelsen, som har en meget lav grenseverdi (0,5 µg/l), men det er lite sannsynlig at uhellsutslipp til Gjersjøen med slike stoffer vil være så store at det vil forårsake uheldige konsentrasjoner ved råvanninntaket.

Vannrenseanlegget har ikke kullfiltrering i dag. Det synes ikke å være behov for det foreløpig på bakgrunn av den kunnskap vi har om dagens vannkvalitet og trusselbilde

Summary

NIVA was engaged late autumn 2009 to conduct a risk and vulnerability study in Lake Gjersjøen, the drinking water reserve for the Oppegård municipality. The pollution treats was conducted to transport of toxic substances in the catchments and pollution accidents connected to traffic accidents. Models used indicated that at the dept of the raw water intake the chances for polluting was almost negligible

Title: Risk and vulnerability of Lake Gjersjøen the water reservoir for Oppegård water plant from pollution connected to traffic accidents

Year:2010

Authors: Aanes, Karl Jan, Tjomsland, Torulv, Tryland, Ingun and Vogelsang, Christian

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 978-82-577-5667-3

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Gjersjøen er drikkevannskilde for i underkant av 40.000 mennesker i Oppegård og Ås kommune. Store befolkningskonsentrasjoner, jordbruk og transportårer (veg/jernbane) i Gjersjøens nedbørsfelt gir helt spesielle utfordringer i forhold forurensning: Eutrofiering som følge av næringstilførsler fra jordbruk og kommunalt ledningsnett er en hovedutfordring, men beredskap og forebyggende tiltak knyttet mot eventuelle akuttutslipp i nedbørsfeltet er også et viktig fokusområde.

For drikkevannskilder generelt må beredskapen mot akutt forurensning være høy. Gjersjøen ligger slik plassert at hovedferdselsårene for vei og jernbane ut av Oslo og til utlandet går gjennom nedbørsfeltet til innsjøen. Forebyggende tiltak mot akuttutslipp har i forbindelse med kommunens beredskapsplaner kommet i fokus.

Det er i kommunens hovedplan for vannforsyning, avløp og vannmiljø gjennomført en risiko og sårbarhetsanalyse (ROS) hvor man har satt potensielle hendelser inn i et system for å definere risiko med tanke på hendelser knyttet til vannkilden. Resultatene er vist i **Tabell 1**. De fleste hendelsene ble henført til gult risiko-område. Det betyr at risikoen er så stor at det bør iverksettes tiltak, men at det i hvert enkelt tilfelle må vurderes om gevinsten ved tiltakene står i forhold til kostnadene.

Tabell 1. ROS analyse. Potensielle hendeler knyttet til vannkilden *

1. Utslipp av kloakk fra Nordre Follo Renseanlegg til Gjersjøen
2. Toksiner i råvannet fra bakterier/alger
3. Betydelig tilsig av ugrasmiddel fra gartneri til vannkilden
4. Trafikkulykke med farlig gods på vei i nedbørsfeltet (flytende som blandes med vann)
5. Trafikkulykke med farlig gods på vei i nedbørsfeltet (oljeprodukter)
6. Utslipp av olje/kjemikalier fra verksted
7. Lekkasje fra bensinstasjoner og drifstofftanker
8. Brudd i dam ved utløpet av Gjersjøen
9. Utrasing av fjell/jord i Gjersjøen
10. Dumping av avfall i Gjersjøen

* Kilde: Hovedplan for vannforsyning, avløp og vannmiljø. Oppegård kommune 2009.

Akseptert risiko	Risikoen kan aksepteres dersom det er økonomisk eller teknisk urimelig å redusere den	Uaksaptabel risiko
-------------------------	--	---------------------------

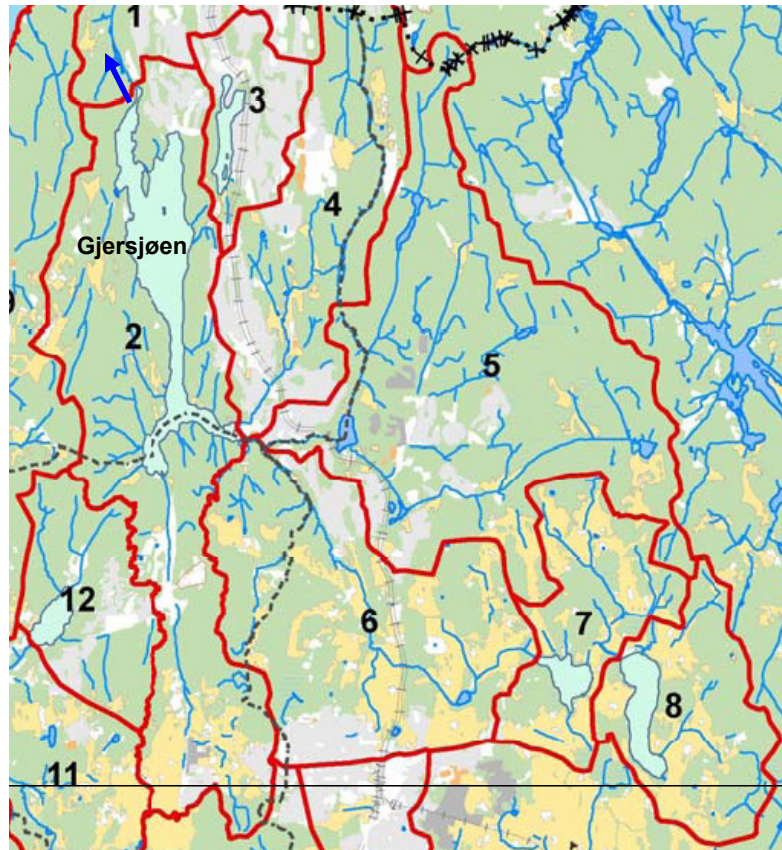
Det er de fem første hendelsene som NIVA i denne sammenheng har blitt bedt om å vurdere konsekvensene av og da særlig nr 4 og 5 som vedrører uhell knyttet til transport av farlig gods.

1.2 Vannkilde og vannbehandling

Gjersjøen er råvannskilde for Oppegård vannverk, og ligger nedstrøms vannforekomstene 2 – 8 slik det fremgår av **Figur 1**. Alle forurensninger som tilføres vassdraget i disse delnedbørsfeltene kan i prinsippet nå Gjersjøen. Vann som renner inn i Gjersjøen vil ha en teoretisk midlere oppholdstid på ca. 3 år før det renner ut i Gjersjøelva. Denne lange oppholdstiden gir god effekt i forhold til fortynning og selvrensing av det tilførte vannet blant annet ved at mikroorganismer og andre forurensninger i stor grad bindes til partikler og sedimenterer.

Berggrunnen i nedbørsfeltet består av gneiss og granitt. Løsmassene består av morene og marin leire. Store deler av nedbørsfeltet ligger under den marine grense som i dette området er på ca. 220 m.o.h. Dette bidrar til at råvannet fra Gjersjøen er mindre påvirket av sur nedbør da avstninger av kalk på tidligere havbunn medvirker til å holde innsjøen tilnærmet nøytral (pH 7).

Gjersjøen ligger 40 m.o.h. ved øvre vannstand og største dyp er 63,5 meter. Inntaksledningen som føres til pumpestasjonen for råvann tar inn vannet på 36 meters dyp gjennom en silanordning. Alternativt kan det tas inn vann fra en annen ledning som ligger med et inntaksdyp på 6 meter.



Figur 1. Gjersjøen med delnedbørfelt

1.2.1 Råvannskilde

Gjersjøen er råvannskilde for Oppegård vannverk, og ligger nedstrøms vannforekomstene 2 – 8 slik det fremgår av figur 1. Alle forurensninger som tilføres vassdraget i disse delnedbørfeltene kan i prinsippet nå Gjersjøen. Vann som renner inn i Gjersjøen vil ha en teoretisk midlere oppholdstid på ca. 3 år før det renner ut i Gjersjøelva. Den lange oppholdstiden gir god effekt i forhold til selvrensing av det tilførte vannet ved at mikroorganismer og andre forurensninger i stor grad bindes til partikler og sedimenterer eller tas opp i det biologiske kretsløpet i innsjøen

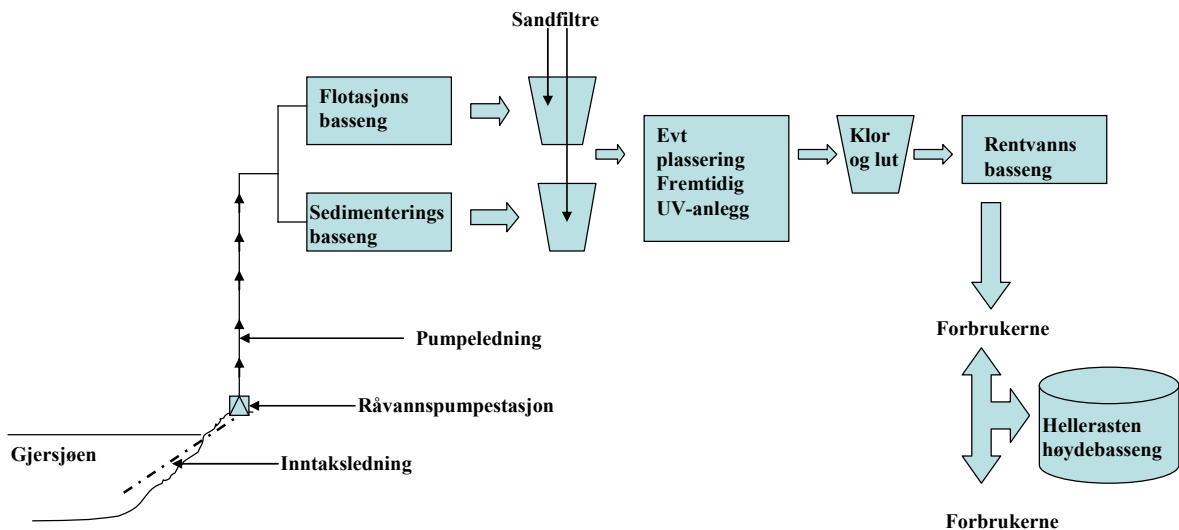
Oppegård kommune fikk i 1970 utvidet ekspropriasjonstillatelse til å kunne ta ut 24.000 m³ vann pr døgn fra Gjersjøen til å dekke behov for vannforsyning, fra Industri- og håndverksdept. Blant vilkårene i tillatelsen heter det at departementet kan pålegge Oppegård kommune å levere vann til Ski og Ås kommuner. Det var også en forutsetning for utvidelsen at eksisterende oppdemning på kote 39.64 opprettholdes som øverste reguleringsgrense og at gjeldene nedre tappegrense på kote 37.55 ikke underskrides.

1.2.2 Produksjon av drikkevann

Oppegård kommunes vannverk produserer drikkevann for levering til alle innbyggere i kommunen som er tilknyttet kommunalt ledningsnett, samt til alle innbyggere i Ås kommune. I 2008 ble det i alt pumpet opp drøyt 6 millioner m³ vann fra Gjersjøen til Oppegård vannverk. Ut fra vannverket ble det levert i alt 5,55 millioner m³ rensset drikkevann. Av dette ble 3,83 millioner m³ levert til egen kommune og 1,72 millioner m³ til Ås kommune. Oppegård vannverk er fullautomatisert og oppumping av vann fra Gjersjøen med påfølgende rensing styres ut fra vannmengden som til en hver tid leveres ut fra vannverket.

1.2.3 Renseprosess

Råvannet pumpes opp til Oppegård vannverk som ligger ca. 150 meter høyere enn Gjersjøen, og gjennomgår der en renseprosess som følger flere trinn. Først er det en tilsetning av et fellings-kjemikalie (aluminiumsulfat) med påfølgende parallelt prosessavsnitt med sedimentering og flotasjon. Videre blir vannet filtrert i parallelle sandfilter, det foretas så en pH-justering (lut) og vannet desinfiseres (klor) før det ledes til rentvannsbassenger og levering ut til distribusjonsnettet. Prosessteknisk flytskjema for vannbehandlingen er vist i **Figur 2** og illustrerer hvordan vannet beveger seg gjennom de ulike renseprosessene før det når abonnentene.



Figur 2. Flytskjema Stangåsen vannverk, Oppegård.

1.2.4 Vannkvalitet

Driftspersonellet på Oppegård vannverk tar daglige prøver av både råvann og rentvann. Bakteriologisk undersøkelse av råvannet for 2008 viser en variasjon i kimtall fra 0 – 400 (bakterier per milliliter), med en gjennomsnittsverdi på 40. En prøve fra Gjersjøen som ble tatt i 2008 og analysert for Giardia og Cryptosporidium, viste 0. Resultater fra 2009 mht til E.coli viste 0 i juli og 1 termotolerant koliform bakterie i august på dyp som tilsvarer intaksdypet for råvann. Ellers så viser overvåkingen av vannet som går ut av vannverket at de leverer drikkevann til abonnentene i Ås og Oppegård kommune med en kvalitet innenfor de grenseverdier som fremgår av: Forskrift om vannforsyning og drikkevann, ”drikkevanns-forskriften”. I vedlegg A er det gitt en del data om sentrale vannkvalitets-parametre fra vannprøver som er hentet inn fra vannet som går ut fra vannbehandlingsanlegget og fra ledningsnettet i 2008.

1.3 Forurensingsfare

Hovedferdselsårene for vei og jernbane ut av Oslo og til utlandet går gjennom nedbørsfeltet til Gjersjøen. En del av den godsmengden som transporteres klassifiseres som farlig gods. Dette er en fellesbetegnelse på kjemiske stoffer, stoffblandinger, artikler, gjenstander og produkter som har slike egenskaper at de representerer en fare for mennesker, materielle verdier og miljøet ved et akutt uhell under transport. Slikt gods er definert i henhold til bestemmelsene i ADR og RID, som er de europeiske avtalene om internasjonal

vei-/jernbane-transport av farlig gods. Eksempler på farlig gods er brannfarlige væsker som bensin og fyringsolje, brannfarlig gass som propan, eller sterke syrer og baser som svovelsyre eller natriumhydroksid.

Det finnes et omfattende regelverk om sikker transport av farlig gods som forvaltes av Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (DSB).

- **FOR 2009-04-01 nr 384: Forskrift om landtransport av farlig gods**

1.3.1 Kartlegging av landtransport av farlig gods

DSB har kartlagt landtransport av farlig gods i 2002-2003 og risikoen knyttet til slike transporter (drivstoff og fyringsprodukter er utelatt) (Ref DSB xx), **Figur 3**. Data fra kartleggingen kan brukes til å vurdere farlig gods-transport i forbindelse med samfunnsårbarhet, f. eks. i vurderingen av skadepotensial for mennesker (farlig gods-transporter gjennom befolkningstette strøk); skade på omgivelser og miljø – herunder drikkevannskilder, dyrket mark (matproduksjon, andre nyttevekster, skade på jord etc.), og verneverdige områder.

Rapporten fra denne kartleggingen vil også være et viktig hjelpemiddel for kommunale brannvesen, men også andre nød- og beredkapsorganisasjoner, i beredkapsoppbygging, til øvelser og i opplæring, for å kunne håndtere ulykker med farlig gods. Kartleggingen ble gjort over en tre måneders periode høsten 2002 ved innhenting av data fra en rekke produsenter, brukere og transportører av farlig gods. Det viktigste var ikke å få inn opplysninger om de eksakte mengdene farlig gods som transporteres på veg og bane, men å få fram et hovedmønster over transportrutene for å kunne vurdere den geografiske fordelingen av risikoen knyttet til slike transporter.

Norge er delt inn i 34 regioner for kjemikalieberedskap med interkommunalt og tverrfaglig samarbeid. Opegård kommune ligger inn under regionen: Indre Oslofjord IUA område. Kartleggingen gir regionene oppdatert oversikt over transportmønsteret for farlig gods gjennom deres områder, og er et godt grunnlag for å vurdere om beredskapen er god nok for å kunne takle en akutt hendelse med farlig gods.

Det er i rapporten utarbeidet kartplott som viser transportmønsteret for farlig gods på vei og bane. Det er i figurene gitt eksempler for en del forbindelser og transportintensiteten i nrområdet til Gjersjøen. Disse er hentet fra denne DSB rapporten.

1.3.2 Krav ved transport av farlig gods

Enhver person eller virksomhet som laster, loss, transporterer, sender, mottar eller på annen måte kommer i befatning med transport av farlig gods er pliktig til å følge forskrift om transport av farlig gods på veg og jernbane og ADR/RID. Krav om transport, lasting, lossing og håndtering fremkommer i ADR/RID 2009, Forskrift om transport av farlig gods på veg og jernbane

1.3.3 Inndeling av farlig gods i klasser

Farlig gods inndeles i følgende klasser:

Klasse	Farlig gods	Klasse	Farlig gods
1	Eksplorative stoffer og gjenstander		
2	Gasser	5, 2	Organiske peroksider
3	Brannfarlige væsker	6, 1	Giftige stoffer
4, 1	Brannfarlige faste stoffer	6, 2	Infeksjonsfremmende stoffer
4, 2	Selvantennende stoffer	7	Radioaktivt materiale
4, 3	Stoffer som avgir brennbare gasser ved kontakt med vann	8	Etsende stoffer
5, 1	Oksiderende stoffer	9	Forskjellige farlige stoffer og gjenstander

Egne regler for farlig avfall

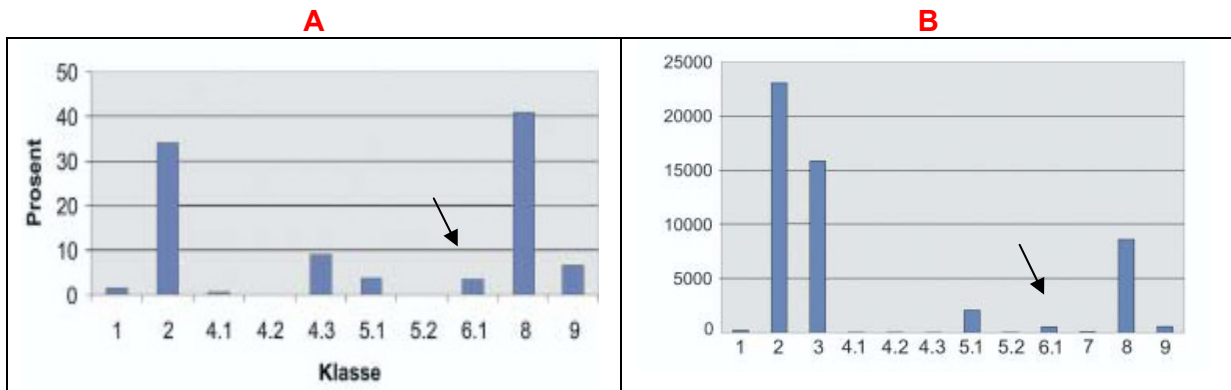
Det gjelder egne krav for håndtering av ulike typer farlig avfall. Avfall som klassifiseres som farlig gods i ADR/RID skal transporteres i henhold til bestemmelsene i forskrift av 1. april 2009 nr. 384 om landtransport av farlig gods og ADR/RID 2009.

1.4 Landtransport av farlig gods i Norge

I dag er ca 5 % av alt gods som transporteres på vei og jernbane definert som farlig gods og ca 5 % av dette igjen transporteres på jernbane. Videre er ca 80 % av det farlige godset som transporteres på vei og jernbane petroleums produkter. Resten utgjør et bredt spekter av produkter (etsende stoffer – fellingskjemikalier mm) Mer info om dette finnes i en kartlegging som ble gjennomført i 2002-2003 og rapportert i rapporten fra DSB: "Transport av farlig gods på vei og jernbane – en kartlegging".

Transporten er strengt regulert og det er satt bestemte krav til transport og transportør. Det er særskilte krav til emballasje og volum/størrelse i forhold til hvor giftig det stoffet som transporteres er. F.eks er det nå et krav at for de giftigste stoffene som transporteres må emballasjen tåle et fall fra 9 m uten at det oppstår lekkasje. Når giftigheten øker går også volumene i hver enhet ned (eks plantevernmidler) og det er egne godkjenningsskrav til tanken, transport og transportør og det er krav om opplæring og sertifisering. Det er derimot ingen krav om at det skal varsles på forhånd når transporten finner sted, eller når det gjelder valg av transportmåte eller transportrute, når på døgnet transporten bør skje eller krav om følgebil med mer i Norge, men det er krav at transporten er merket med utvendige skilt (UV nr.) og at datablader skal ligge i bilen og at sjåføren skal ha relevant HMS opplæring

Hovedferdselsårene for vei og jernbane ut av Oslo og til utlandet går gjennom nedbørsfeltet til Gjersjøen, og forebyggende tiltak mot akuttutslipp bør ha fokus. I kommunens Hovedplan for vannforsyning, avløp og vannmiljø er det pekt på behovet for en risikovurdering i samarbeid med Statens Vegvesen, Jernbaneverket/NSB og Interkommunalt Utvalg for Akutt forurensning i indre Oslofjord (IUA), herunder bl.a. Nordre Follo Brannvesen, vil være hensiktsmessig for en nærmere tiltaks vurdering. Nå når den nye E6 mellom Taraldrud og Tusenfryd er åpnet vil eventuelle utslipp bli fanget opp av egne overvannsystemer. Overvannet føres til Nordre Follo Renseanlegg sin overløps-tunnel som har utløp i Bunnefjorden. Langs andre deler av E6 er det egne fangdammer som skal samle opp forurensning fra overvann, og i dette lys vil all trafikk som omdirigeres til E6 fra E18 på Gjersjøens vesteside bedre sikkerheten mot akutt forurensning av drikkevannskilden.

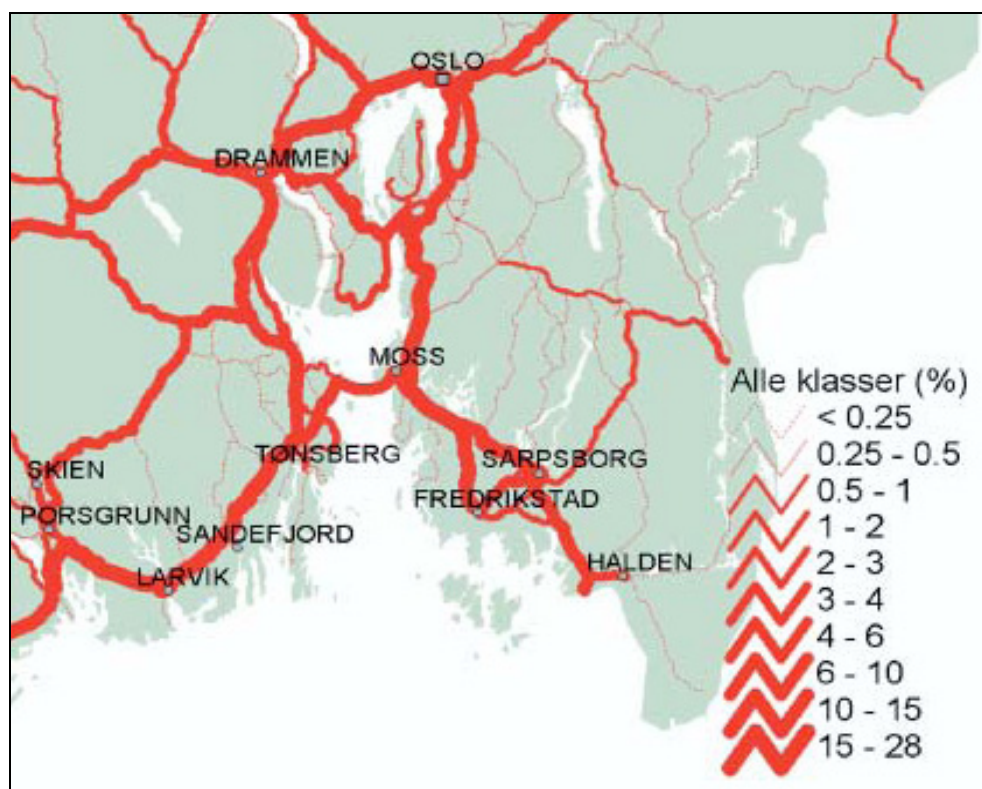


Figur 3. A Fordeling på klasser av farlig gods på vei , med unntak av klasse 3, 6.2 og 7 i perioden september- november 2002, basert på et utvalg på ca 271 000 tonn. **B** Fordeling på klasser av farlig gods på jernbane, presentert som antall lastbæreheter (TEU), i første halvår 2003. Basert på data fra CargoNet AS. Kilde DSB

Generelt så viste denne kartleggingen at etsende stoffer (klasse 8, se tabell) utgjør vel 40 % av totalen av farlig gods som transporteres på vei i Norge, **Figur 3**. Deretter følger gasser (klasse 2) med i overkant av 30 %. Når en tar hensyn til at brannfarlige væsker (klasse 3) er holdt utenfor fordi de mengdemessig er totalt dominerende og var utelatt fra denne kartleggingen, så er det disse tre klassene som utgjør det alt vesentligste av vei- transport av farlig gods i Norge. Når det gjelder transport på jernbane er det de samme tre stoffgruppene som dominerer, men her dominerer gasser, deretter følger brannfarlige væsker og etsende stoffer.

1.4.1 Transport av farlig gods i nærområdet til Gjærsjøen

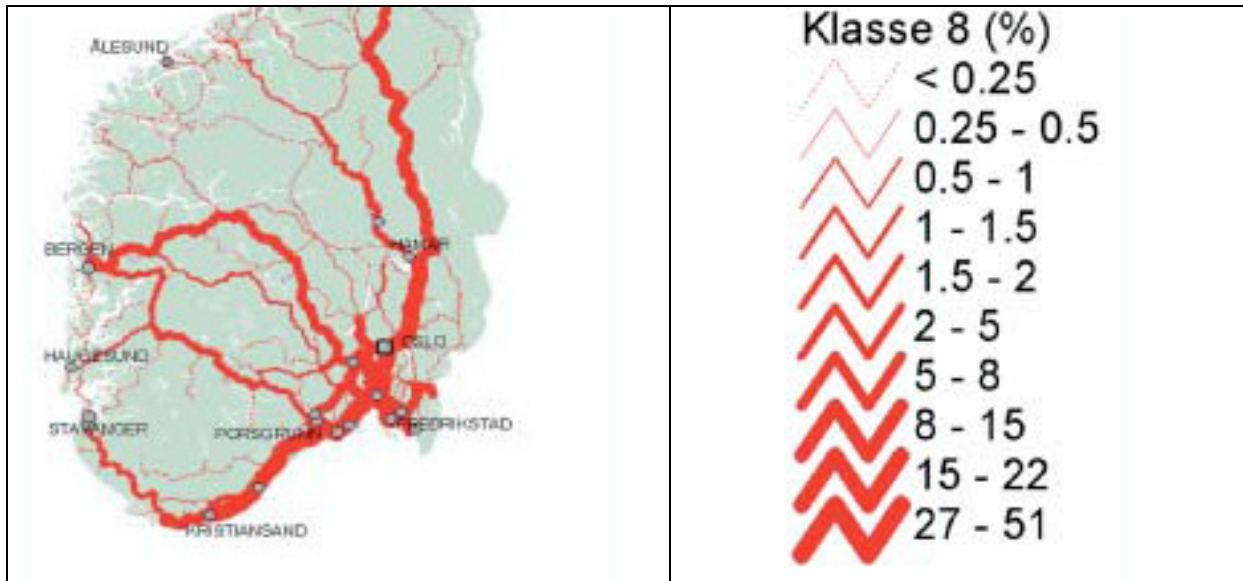
Med utgangspunkt i undersøkelsen til DSB vises det nedenfor noen eksempler på plott der dataene er presentert som prosentvis fordeling av mengde transportert stoff på vei, med de unntak som er nevnt tidligere. Først presenteres plott for de samlede veidata som et utsnitt for Østlandsområdet, **Figur 5**. Deretter følger plott over klassene 6,1 og 8, som eksempler på transport av farlige stoffer forbi Gjærsjøen, **Figur 6** og **Figur 6**. Skalaen på plottene er gitt i prosent for å vise den relative fordeling på veigtransportruter. Prosentintervallet som er gitt for en strekning forteller hvilken andel av godsmengden som transporteres langs denne strekningen.



Figur 4. Prosentvis fordeling av alle klasser samlet, med unntak av klassene 6.2, 7 og drivstoff og fyringsprodukter i klasse 3, på ulike vegstrekninger. Plottet er basert på data som gjelder ca 271 000 tonn, over en periode på 3 måneder i 2002. Utsnitt av Østlandsområdet.



Figur 5. Prosentvis fordeling av klasse 6.1, Giftige stoffer, på ulike vegstrekninger. Plottet er basert på data som gjelder 8 006 tonn, over en periode på 3 måneder i 2002.



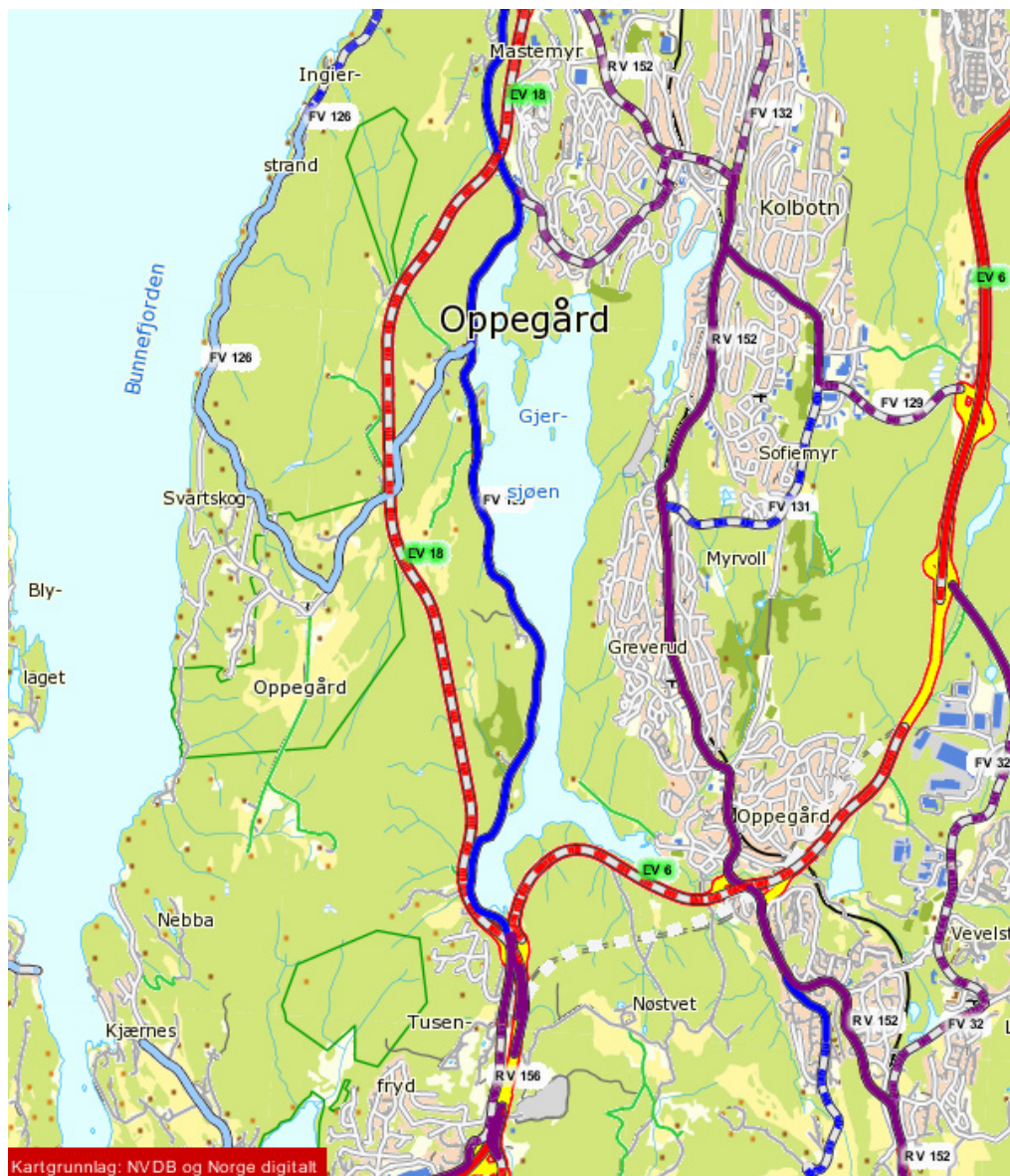
Figur 6. Prosentvis fordeling av klasse 8, Etsende stoffer, på ulike vegstrekninger. Plottet er basert på data som gjelder 99 511 tonn, over en periode på 3 måneder i 2002.

1.4.2 Trafikktetthet og trafikkuhell

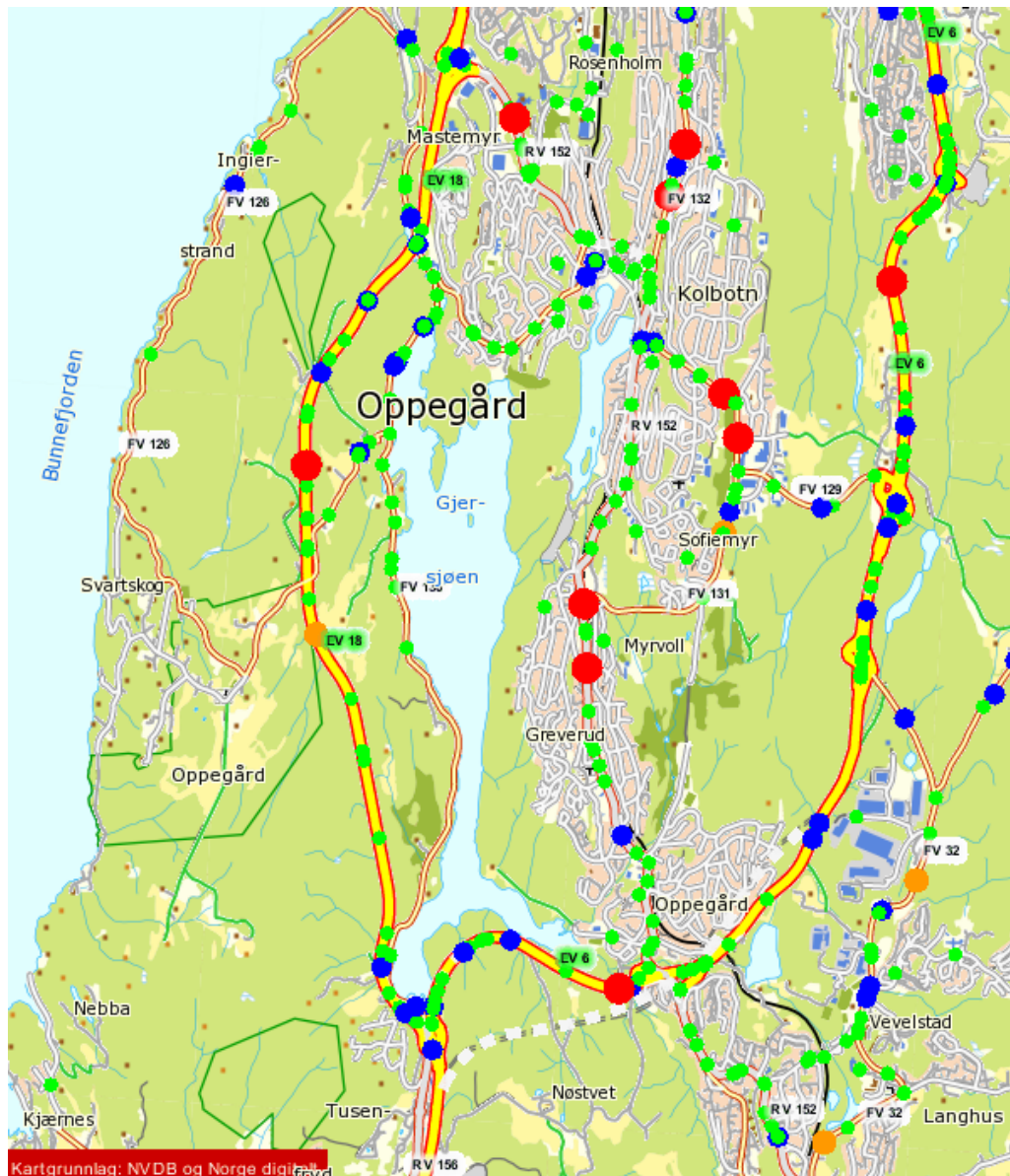
Data fra statestikker utarbeidet av Viedirektoratet og DSB er vist i figurene **Figur 8 – Figur 12**. Av materialet går det frem at trafikktettheten er størst ved innsjøens sydlige og nordlige ende. Det er også her vi ser en overvekt av trafikkuhell. Når det gjelder trafikkuhell med farlig gods har DSB registrert 7 slike i nærrområdet til Gjersjøen. Av disse var det særlig de to på veinettet i sydenden hvor det var en direkte forurensingsfare, **Figur 11**.

Skal en vurdere fremtidig forurensingsfare på bakgrunn av tidligere trafikkuhell med transport av farlig gods og utslipp til Gjersjøen så ser det ut til at sannsynligheten for slike uhell skal skje er størst i sydenden og da knyttet til E6 og E18. For E6 er denne redusert noe etter at tunellen ble åpnet. Ulike avløpsløsninger som håndterer overflatevann fra veiflaten/tunell vil kunne samle opp og eller fordøye avrenningen til Gjersjøen av forurensninger ved uhell hvor det er lekkasje fra farlig gods.

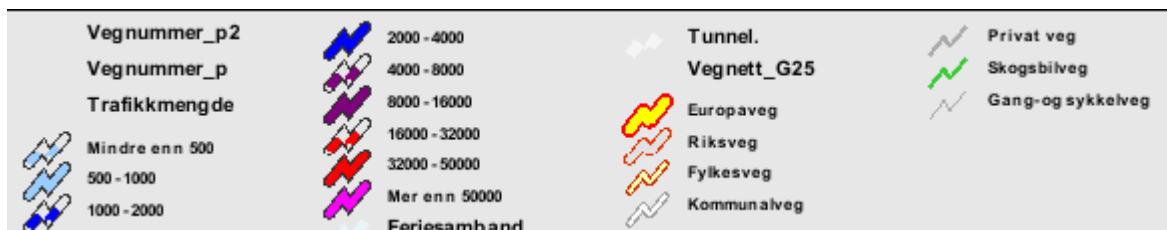
I hvilken grad dette er tilfelle her bør en undersøke nærmere. Dette kan være viktige tiltak å for redusere sårbarheten for forurensing av råvannskilden til vannverket. Det er registrert en del uhell på Gamle Mossevei, som et tiltak for å forebygge mot fremtidige forurensing av Gjersjøen kan et tiltak kanskje være å sette restriksjoner på ferdsel med farlig gods på denne strekningen.



Figur 7. Trafikktetthet i nærområdet rundt Gjer-sjøen. Antall kjøretøy pr. døgn.



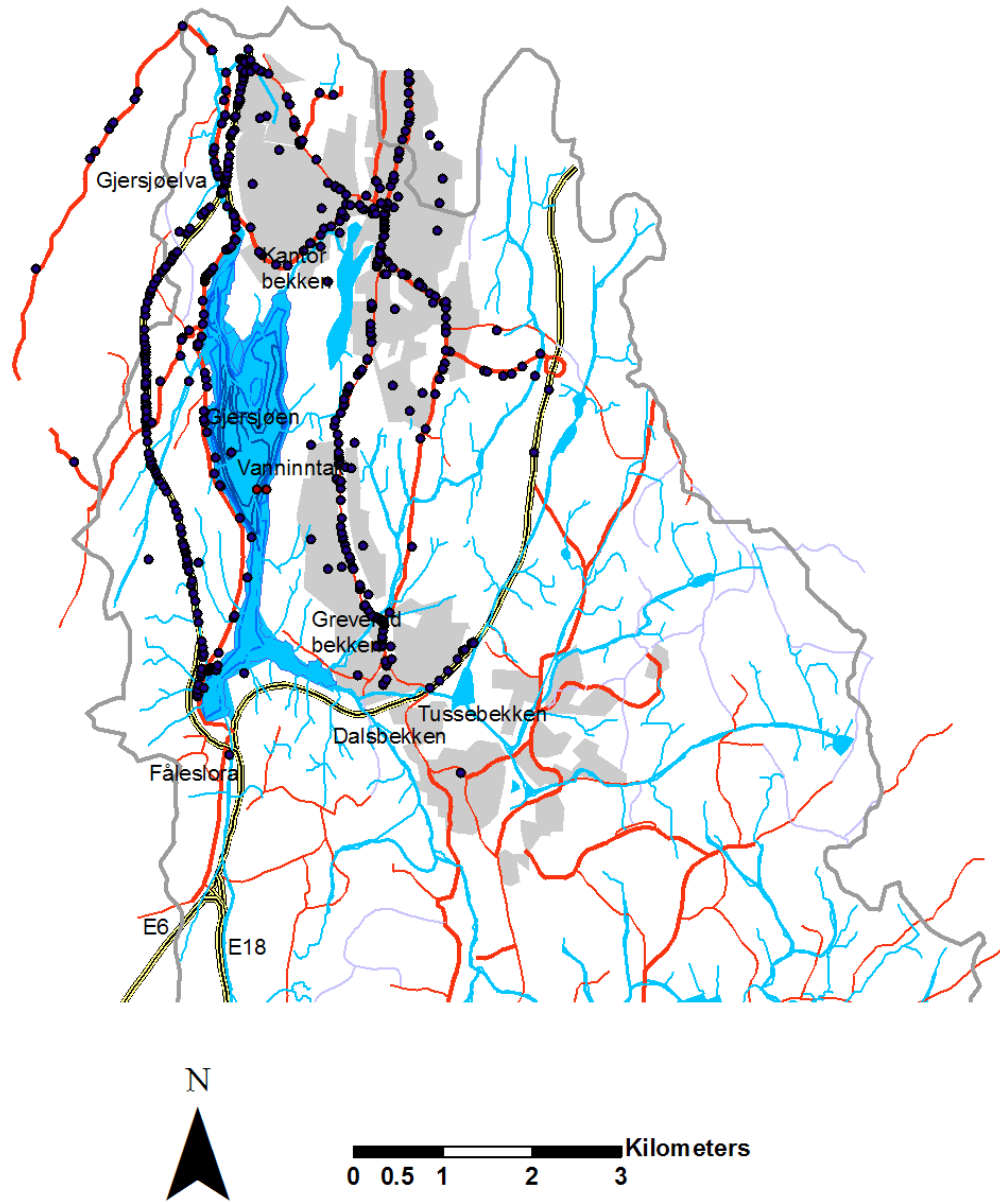
Figur 8. Alvorlige trafikkuhell med personskade i perioden 2000 – 2007.



Figur 9. Trafikktetthet når det gjelder yrkestrafikk i nærområdet rundt Gjer-sjøen. Antall kjøretøy pr. døgn



Figur 10. DSB statistikk over uhell med transport av farlig gods registrert ved Gjørsjøen i perioden 1998 til november 2009.



Figur 11. Trafikkuhell med større kjøretøyer

2. Vurdering av tilbakeholdelse av kjemiske parametere listet i Tabell 3.1 og Tabell 3.2 i Drikkevannsforskriften

Drikkevannsforskriften har listet opp en rekke stoffer og forbindelser der det er satt kvalitetskrav til vannet som leveres fra vannverket (tabellene vist i vedlegg B bak i rapporten). Forbindelsene i disse tabellene kan deles inn i 6 ulike grupper:

Salter: Deres store vannløselighet og lave affinitet for partikler vil gjøre at disse normalt ikke vil fjernes ved kjemisk felling. Sulfat vil kunne foreligge aggregert med ulike tungmetaller, og vil da kunne fjernes.

Metaller: Mange av metallene vil foreligge bundet til partikler og vil således relativt enkelt kunne fjernes fra vannet. Unntaket på listen er først og fremst mangan, som krever et kraftig oksidasjons-middel for å felles ut. Aluminium brukes som fellingsmiddel. Jern vil normalt også kunne fjernes, men avhengig av hvilken tilstandsform det foreligger i. Elementært kvikksølv vil sannsynligvis fjernes bra, men er noe mer usikker på hvordan organisk bundet Hg vil fjernes.

Organiske løsningsmidler: Det er usikkerhet her om og i hvilken grad disse vil fjernes. Dette er lavmolekylære forbindelser, enkelte med høy log Kow (stor affinitet til partikler), men på grunn av høy vannløselighet er det likevel lite sannsynlig at de vil felles ut med "normale" fellingsmidler.

Organiske miljøgifter: Dette er en stor gruppe av forbindelser, men de fleste med høy log Kow og lav løselighet vil nok kunne fjernes med normal kjemisk felling. PAH'ene med lavest molekyl-vekt/2-3-ringstrukturer (naftalen, acenaften,..) fjernes sannsynligvis i mindre grad enn de øvrige. Selv om disse normalt også i utgangspunktet vil kunne forefinnes i høyest konsentrasjon, er de også mer nedbrytbare og flyktige, og det er mindre sannsynlig at disse vil nå råvannsinntaket? Det er også noe uvisst om og i hvilken grad plantevern-midlene vil fjernes, selv om disse normalt har høy log Kow. Enkelte av disse er meget vannløselige/polare og det vil muligens være vanskelig å felle dem ut. Bør nok undersøkes nærmere. Ellers gjelder generelt at jo større grad av klorering/ bromering desto lettere vil de fjernes ved kjemisk felling. Videre vil de miljøgiftene som har høy vannløselighet (f.eks epiklorhydrin) ha liten sannsynlig for å felles ut i noen særlig grad.

Oksidasjonsbiprodukter: Dette er forbindelser som vil kunne dannes ved klordesinfiseringen, men vil normalt dannes i svært lave konsentrasjoner. Noen forbindelser gir et større potensial for dannelse av disse. Dette er gjerne relativt lavmolekylære humusforbindelser.

Radioaktive forbindelser: Radon vil luftes ut under behandlingen. Uvisst med tritium.

En gruppe stoffer som ikke er omfattet av disse, men som kan være av betydning for Gjersjøen, er **mikrotoksiner** fra blågrønnalger. Dette er forbindelser som ikke vil fjernes ved vanlig kjemisk felling, noe vil trolig kunne holdes tilbake når vannet går gjennom sandfiltrene, men ellers er det vanlig å sette inn et kullfilter for å fjerne slike forbindelser.

I tabellen er det det gitt kommentarer til hvordan dagens renseprosess ved vannverket vil fjerne/reducere innholdet av stoffer hvor det er gitt kvalitetskrav i drikkevannsforskriften.

Tabell 2. Vurdering av tilbakeholdelse av kjemiske parametere

Parameter	Vannløselighet	Log Kow	Forventet skjebne på renseanlegget
Salter			
Ammonium	48 %	Meget lav	Vil ikke fjernes
Cyanid	100 %	Meget lav	Vil ikke fjernes
Fluorid	100 %	Meget lav	Vil ikke fjernes
Klorid	100 %	Meget lav	Vil ikke fjernes
Natrium	100 %	Meget lav	Vil ikke fjernes
Nitrat	100 %	Meget lav	Vil ikke fjernes
Nitritt	100 %?	Meget lav	Vil ikke fjernes
Sulfat	100 %	Meget lav	Vil ikke fjernes

Metaller

Aluminium	Uløselig på partikulær form. pH-avhengig på ioneform		Brukes som fellingsmiddel på vannbehandlingsanlegget
Antimon (tinn)	Uløselig. Gjerne bundet til andre tungmetaller eller sulfat.	Må sjekkes.	Uvisst
Arsen	Uløselig på partikulær form.	Høy	Sannsynligvis ja?
Bly	Uløselig på partikulær form.	Høy	Vil fjernes
Bor	Uløselig på partikulær form.	?	Uvisst
Jern	pH-avhengig på ioneform	Lav	
Kadmium	Uløselig på partikulær form.	Høy	Vil fjernes
Kobber	Ionisk	Høy	Vil mest sannsynlig fjernes
Krom	Uløselig	Høy	Vil fjernes
Kvikksølv	Uløselig.	Høy	Vil fjernes. Organisk bundet uvisst
Mangan	Ionisk	?	Neppe hvis på ioneform
Nikkel	Lav	Høy	Vil fjernes
Selen	?	?	?

<u>Parameter</u>	<u>Vann-løselighet</u>	<u>Log Kow</u>	<u>Forventet skjebne på renseanlegget</u>
------------------	------------------------	----------------	---

Organiske løsningsmidler

1,2-dikloreten	Høy (0,9 g/l)	Flyktig, medium høy (ca 2,5)	Uvisst, men sannsynligvis
Benzen	Høy (0,8 g/l)	Flyktig. Medium høy (ca 2,5)	Uvisst
Glykoler	Høy	Store forskjeller, mange/alle? lav	Uvisst

Organiske miljøgifter

Benzo(a)pyren	0,0016 mg/l	6,1	Vil felles ut
Hydro-karboner, mineraloljer	lav	Stor variasjon	Større oljeforbindelser vil sannsynligvis kunne fanges opp under fellingen, men for lavmolekylære hydrokarboner er det mer usikkert.
Aldrin	Antatt lav	Antatt høy	Uvisst
Dieldrin	Antatt lav	Antatt høy	Uvisst
Heptaklor	Antatt lav	Antatt høy	Uvisst
Heptaklor-epoxid	Antatt lav	Antatt høy	Uvisst
PAH	Fra 68 pg/l til 31 mg/l (naftalen)	Fra 3,3-6,8. Kun naftalen, acenaften og acenaftylen under 4,0	Vil sannsynligvis fanges opp under fellingen
Tetrakloreten			
Triklloreten			
Vinylklorid		Moderat (ca 1,5)	
Akrylamid			
Epiklorhydrin	Høy	Høy	Lite sannsynlig?

Oksidasjonbiprodukter

Bromat			Kan dannes under desinfiseringen, men lite sannsynlig i stor grad
Trihalometaner (kloroform, bromo-form, dibromklormetan, bromdiklormetan)			Kan dannes under desinfiseringen, men lite sannsynlig i stor grad

Radioaktive forbindelser

Radon			
Tritium			

2.1 Kommentarer til bruk av aktivt kull

Aktivt kull vil kunne fjerne mange av de forbindelsene som har høy vannløselighet og høy log K_{ow}, og som ikke fjernes ved kjemisk felling. Dette gjelder sannsynligvis også for en rekke ulike mikro-toksiner, men det er usikkert hvordan alderen/graden av mettetet av kullfilteret påvirker adsorpsjons-evnen overfor disse. De fleste tester blir gjerne gjort på relativt friske kullfiltere, men det er godt kjent at adsorpsjonsegenskapene til filteret endres med tiden. Adsorpsjonen til filteret foregår også som en konkurranse med andre forbindelser, og hvis det f.eks er mye lavmolekylære humusforbindelser i vannet vil mikrotoksiner kunne bli utkonkurrert. Ved kjemisk felling vil i hovedsak de mer høy-molekylære humusforbindelsene bli fjernet (og dermed også fargen).

Installering av et aktivt kullfilter kan være aktuelt som et rensetrinn i beredskap for å sikre en god nok vannkvalitet på rentvannet om innholdet av algetoksiner skulle øke i fremtiden. Et slikt rensetrinn vil også være nyttig dersom en får akuttutslipp med giftige forbindelser som ikke holdes tilbake i de øvrige rensetrinnene ved vannrenseanlegget.

2.2 Tiltak for å redusere konsekvensene av eventuelle akutte uhellsutslipp

Det bør arbeides videre med er tiltak for å redusere konsekvensene av eventuelle akutte uhellsutslipp i forbindelse med transport av farlig gods. Det er i den sammenheng viktig å få oversikt over dagens systemer for håndtering av avrenning fra veiflater og drenasje i/fra tunneller og i hvilken grad disse innretningene vil bidra til dels å samle opp og dels å fordrøye/fortynne utslippet før det når Gjersjøen.

Ved å supplere disse løsningene med f. eks. oppsamlingsanordninger kan en få etablert en første barriere mot innsjøen langs store deler av veinettet som ligger tett mot innsjøen og i nedre deler av tilløpsbekkene. Tilsvarende bør en vurdere å gjøre dette med hensyn på uhell knyttet til farlig godstransport på jernbanelinnet i nedbørfeltet.

Det kan kanskje også være aktuelt å legge restriksjoner på muligheten for transport av farlig gods på noen veistrekninger f. eks Gamle Mossevei.

Videre kan det være aktuelt å ha lenser og absorbanter (eks bark) tilgjengelig i nærområdet for å kunne samle opp/hindre spredningen av olje og petroleumsprodukter.

3. Hvordan fordeler et utslipp seg i Gjersjøen

Bruk av NIVA's strøm og spredningsmodell med variabler som utslippspunkt, vind, temp./årstid og strøm.

3.1 Beskrivelse av området

Gjersjøen har et overflateareal på 2,68 km². Største og midlere dybde er 64 m og 23 m. Teoretisk ppholdstid er ca. 3 år. Vannverkets hovedinntak er på 36 meters dyp. På 6 meters dyp er det et reserveinntak, **Figur 12**.

Nedbørfeltet er på 87,2 km². Ca. 70 % er dekket av skog, 15 % av jordbruksarealer og 8 % av tettstedsarealer.

Gjersjøen mottar tilførsler av tarmbakterier (*E. coli*) pga. jordbruksaktivitet og tett befolkede områder. Avrenning fra veier med meget stor trafikk (E6 og E18) samt andre veier vil raskt kunne nå Gjersjøen, **Figur 13**. Fra veidelet i sørenden av Gjersjøen går den østre grenen av europaveien i en 3,7 km lang tunnel forbi det tettbebygde område. Dette er ikke vist på kartet. Avrenningen fra denne tunnelen drenerer til bukten i sørøst.

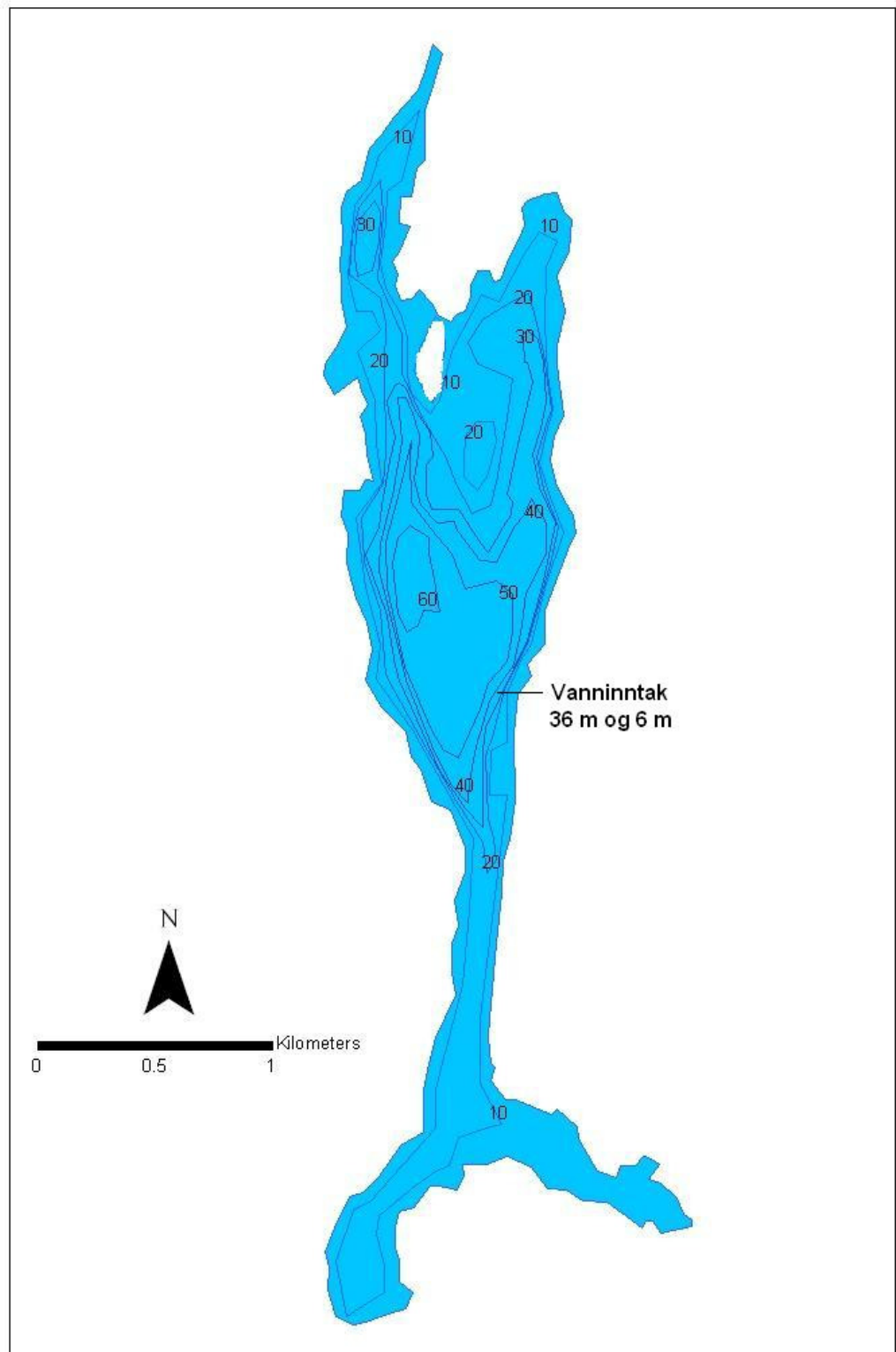
3.2 Metode

Vi benyttet den 3-dimensjonale modellen GEMSS. Modellen beregner strøm, temperatur, konsentrasjon av stoffer med ulike egenskaper, inkludert tarmbakterier og spredning av olje. Modellen beregner hva som skjer i Gjersjøen ut fra kjent klima, vannføring, vanntemperatur og stoffkonsentrasjon i tilløp, vannføring i utløp og vanninntak. Resultatene ble beregnet skrittvis fremover i tid med periode på et par minutter.

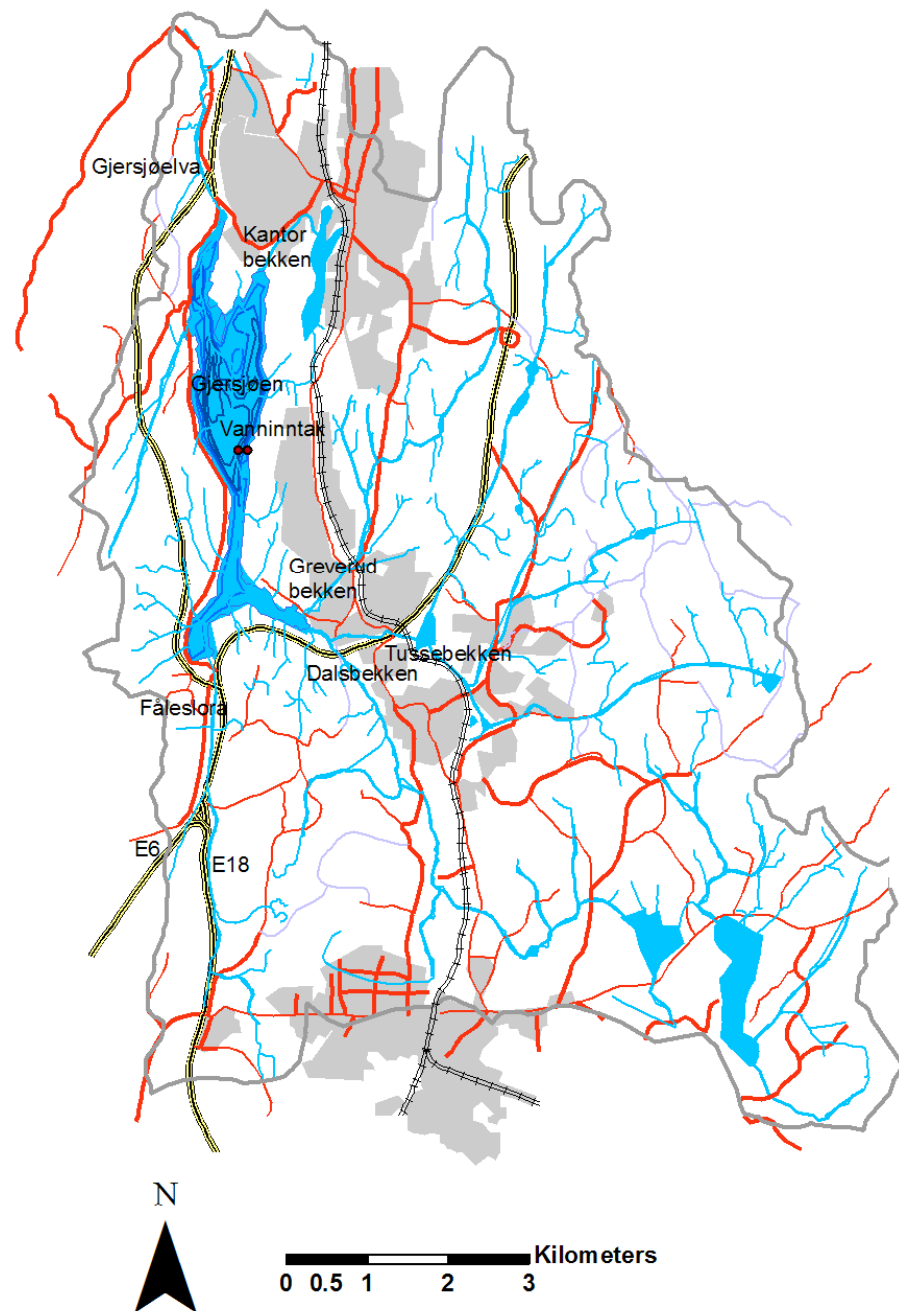
Modellen/modellpakken er utviklet av ERM's Surfacewater Modeling Group i Exton, Pennsylvania, USA. Modellen og eksempler på bruk av modellen kan studeres nærmere på hjemmesiden <http://www.erm-smg.com>. Modellen er blant de mest avanserte som finnes.

Gjersjøen ble delt inn i celler. I horisontalplanet var disse ca. 80 m · 230 m, **Figur 15**, og i dybderetningen avgrenset av horisontale plan for hver meter.

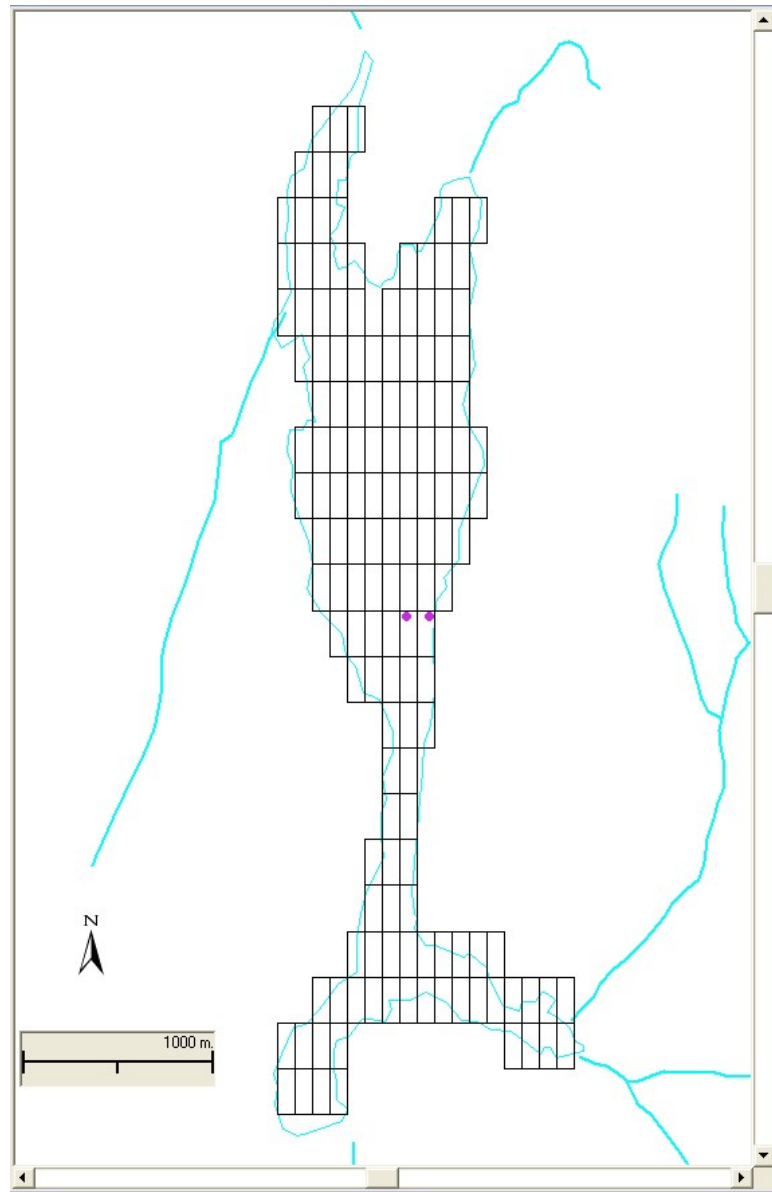
Modellen ble først kjørt for "dagens" forhold, dvs. 2008. Dette ble gjort for å undersøke hvordan ulike tilførselskilder påvirket vanninntakene og hvordan dette varierte over året. Deretter ble det laget scenarier for mulige fremtidige utslipp.



Figur 12. Dybdekart. Vannverkets hovedinntak er på 36 meters dyp. På 6 meters dyp er det et reserveinntak.



Figur 13. Oversiktskart. I nedbørfeltet til Gjørsjøen er det jordbruksaktivitet og tett befolkede områder. Avrenning fra jernbane og veier med meget stor trafikk (E6 og E18), samt andre veier vil raskt kunne nå Gjørsjøen.



Figur 14. I modellen ble Gjersjøen delt inn i beregningsceller, 80 m · 230 m · 1 m.

4. Simulering av dagens forhold

Modellen ble først kjørt for ”dagens” forhold, dvs. 2008. Hensikten var å finne ut hvordan ulike tilførselskilder påvirket vanninntakene og hvordan dette varierte over året.

Det ble lagt vekt på å studere hvordan mulig forurensende stoffer i tilførselsbekkene påvirket vanninntakene. Det ble gjort simuleringer for *E. coli* (fekal indikatorbakterie), samt et konservativt stoff.

4.1 Input

Vi benyttet meteorologiske data fra UMB på Ås. Det ble der foretatt registreringer med noen minutters intervall. Vi benyttet midlere timesverdier av følgende variable: Lufttemperatur, relativ fuktighet, vindstyrke, vindretning, solarstråling og lufttrykk.

Den mest hyppige vindretningene var på langs av innsjøen fra sør. Østlige vinder og nordlige vinder var mer vanlig enn vind fra vest. Midlere vindstyrke var 2,7 m/s. I henholdsvis halvparten og 90 % av tiden var farten mindre enn 2,2 m/s og 5 m/s.

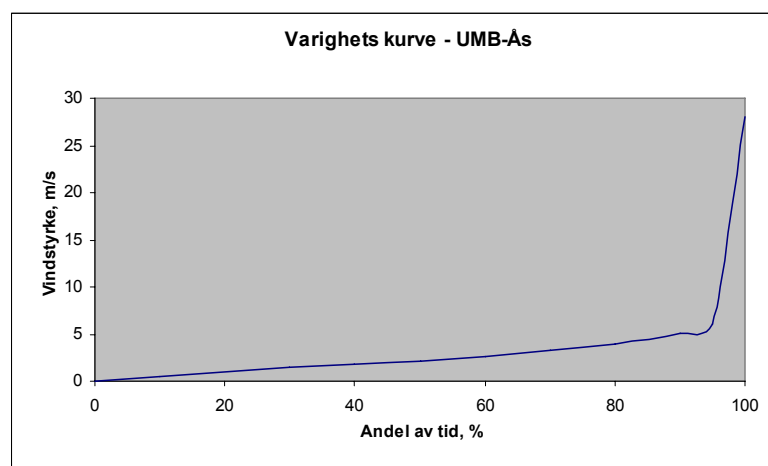
Vannføringene ble målt i Gjersjøelva og i de største bekkene og i vannverksinntaket. Vannføringene i restfeltene ble funnet ved arealberegninger.

De høyeste konsentrasjonene av termotolerante koliforme bakterier (TKB)/*E. coli* ble observert i Kantorbekken og Greverudbekken. Det var stor variasjon i løpet av året. Hvor mye fekal forurensning som tilføres avhenger av en rekke forhold, blant annet nedbør og avrenningsforhold, tilstanden til avløpsystemer (lekkasjer, feilkoblinger, overløp, brudd) og forekomst av dyr/dyreavføring nær bekkene. Tilførselen av *E.coli* er ofte støtvis slik at det kan være stor variasjon over en relativt kort periode. Prøvetakning en gang i måneden gir et begrenset bilde av forurensningssituasjonen og vil ikke fange opp alle forurensningsepisoder. Som input til modellen ble midlere årlig konsentrasjon benyttet hele året,

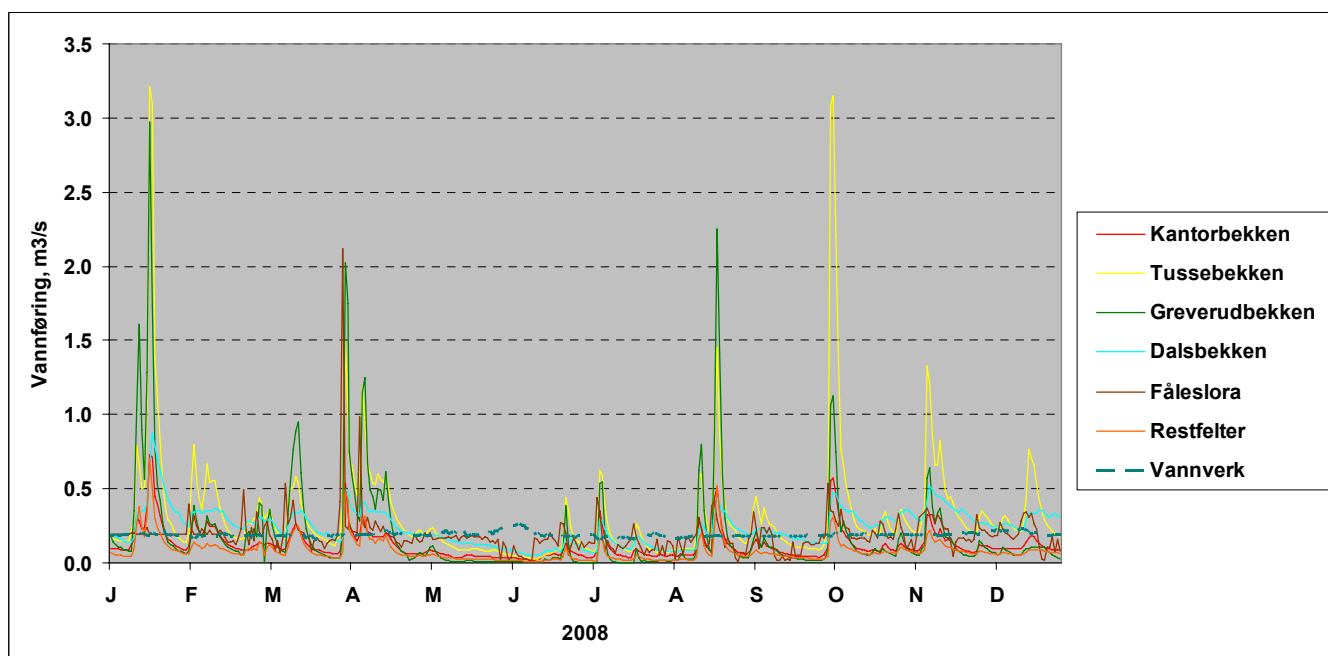
Tabell 4.

E. coli ble gitt en dødsrate/svinnrate tilsvarende en halvering i løpet av ett døgn ved 20 °C. Denne evnen til overlevelse øker 2-3 ganger ved vanntemperaturer ned mot 0 °C. Sedimentasjonsraten ble satt lik 1 meter per døgn. I tillegg ble det utført simuleringer for et konservativt stoff med samme konsentrasjon som *E. coli* i tilførselsbekkene. Dette gir en ”verste fall” situasjon for stoffer med lang overlevelsessevne. Enkelte sykdomsfremkallende virus og parasitter kan for eksempel overleve betydelig lenger i vann enn *E. coli*.

Vi hadde ikke målinger av vanntemperatur i tilløpsbekkene. Disse temperaturene ble beregnet i modellen ved å anta en temperatur i likevekt med de meteorologiske forhold.



Figur 15. Varighetskurve 2008 for vindstyrke 10 meter over bakken ved UMB- Ås



Figur 16. Vannføring i tilløpsbekkene 2008. Vannføringene ble målt i Gjersjøelva og i de største bekkene og i vannverksinntaket. Vannføringene i restfeltene ble funnet ved arealberegninger.

Tabell 3. Midlere vannføring 2008

Bekk/Uttak	m3/s
Kantorbekken	0.121
Tussebekken	0.325
Greverudbekken	0.188
Dalsbekken	0.241
Fåleslora	0.185
Restfelter	0.082
Sum	1.142
Vannverksinntak	0.190

Tabell 4. Observerte konsentrasjoner av TKB (cfu/100 ml) i 2008 (Haande mfl. 2009)*

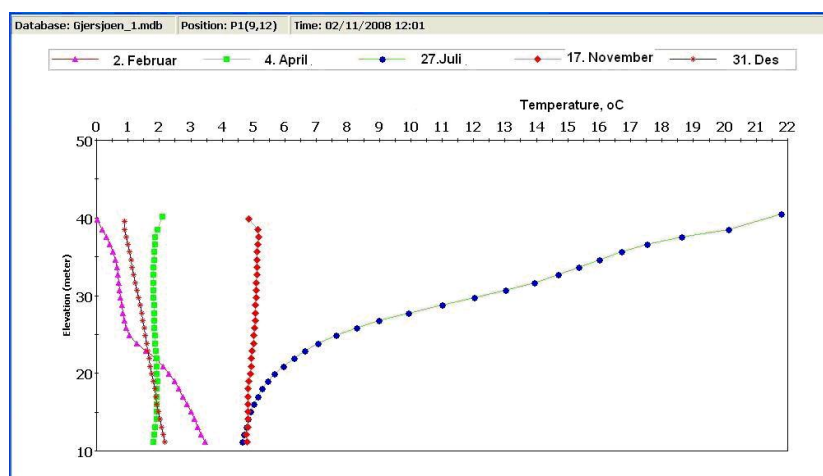
dato	Gjersjøelva	Kantorbekken	Greverudbekken	Tussebekken	Dalsbekken	Fåleslora
2008-01-16	33	40000	1100	1000	7500	1200
2008-02-19	9	400	11000	14	450	2600
2008-03-25	10	1000	530	8	200	2600
2008-04-23	1	170	160	8	170	1800
2008-05-28	2	1700	280	34	360	5000
2008-06-24	54	4200	1600	1900	540	350
2008-07-23	42	1600	2600	180	760	580
2008-08-27	13	15000	12000	20	420	450
2008-09-30	4	2600	2700	2400	470	110
2008-10-30	33	6500	34000	1700	5300	110
2008-12-02	7	4200	40000	32	200	480
Middelverdi	18	6889	16164	616	1445	1291

* Termotolerante koliforme bakterier (TKB) har vært mye brukt som indikator på fersk fekal forurensning. For de fleste vannprøver vil hovedparten av TKB være *E. coli* og i denne rapporten gjør vi vurderinger med hensyn på *E. coli* selv om vannanalysene er gjort med hensyn på TKB. Etter hvert har man i miljø-overvåkingen stort sett gått over til å bruke metoder som påviser *E. coli*. *E. coli* er en enda mer spesifikk indikator for fekal forurensning enn TKB

4.2 Resultater

Det er karakteristisk med varmt overflatevann om sommeren. De store tetthetsforskjellene mellom varmt overflatelag og betydelig kaldere vann under, sprangsjiktet, motvirker vertikale bevegelser. Ved avkjøling utover høsten vil overflatevannet avkjøles, bli tyngre, synke nedover og bli byttet ut med varmere vann på større dyp. Dermed får vi en sirkulasjon som øker i dybde inntil hele vannsøyle oppnår maksimal tetthet ved 4 °C. Et svakere "sprangsjikt" finner sted om vinteren hvor kaldt vann danner et lettere overflatelag. Om våren øker lufttemperaturen, overflatevannet blir varmere og tyngre med påfølgende sirkulasjon inntil hele profilet igjen oppnår 4°C. Fortsatt oppvarming gir lettere vann og dannelse av et sprangsjikt. Høst/vinter-sirkulasjonen, som opphører ved isleggingen, kan vare i flere måneder, mens et par uker etter isen forsvinner kan være typisk varighet for vårsirkulasjonen, **Figur 17**.

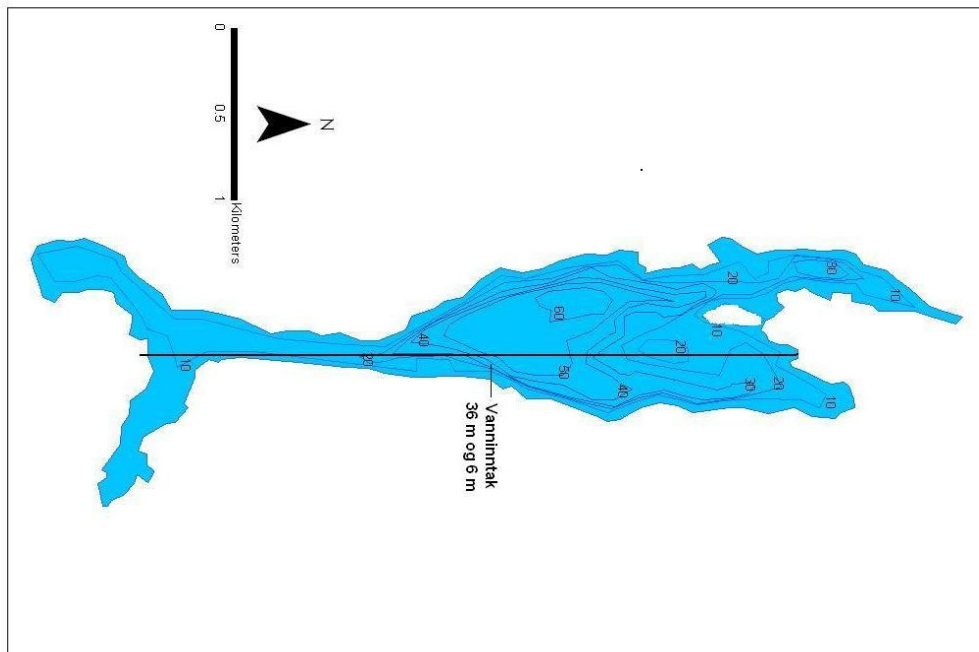
Figur 17 viser karakteristisk vertikal fordeling av temperatur nær vanninntaket i ved ulike tidspunkter gjennom året. Typiske trekk var temperaturer nær 4 °C i sirkulasjonsperiodene vår og høst/vinter og høy overflatetemperatur om sommeren.



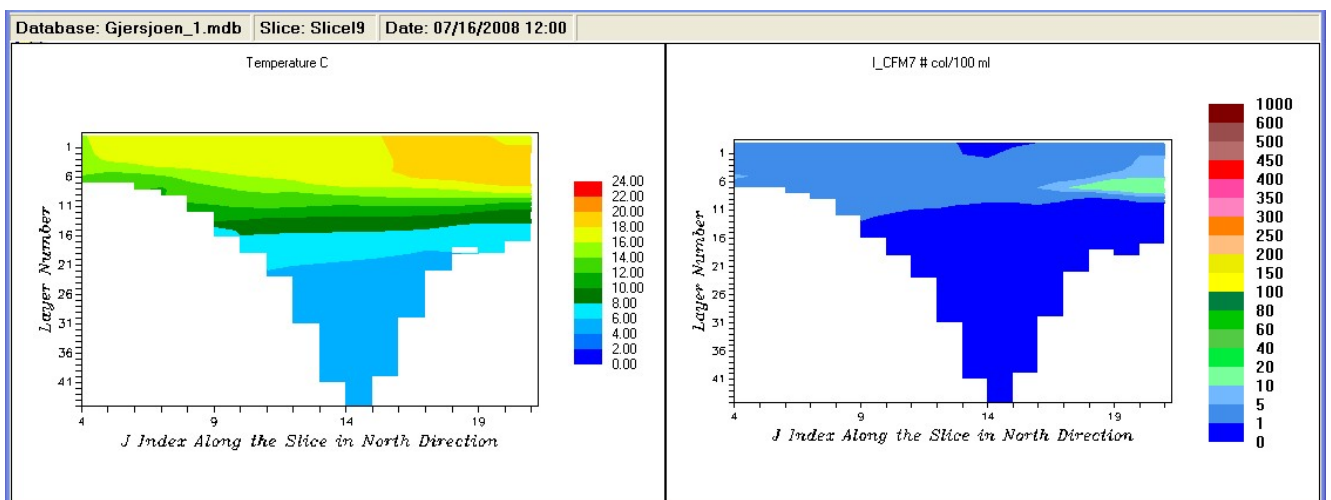
Figur 17. Eksempler på vertikal fordeling av temperatur nær vanninntaket i løpet av året

Figur 20 og **Figur 20** viser temperatur og *E.coli* konsentrasjon i juli. Varmt og lett overflatevann ga stabile vertikale forhold slik at bakteriekonsentrasjonene ble spredd i overflatelagene. I november var temperaturene nær 4 °C i hele innsjøen. Dette førte til ustabile vannmasser, sirkulasjon og vertikal transport slik at bakteriene i betydelig grad ble ført nedover mot bunnen med muligheter for å påvirke vanninntaket på 36 ters dyp, **Figur 21** og **Figur 22**.

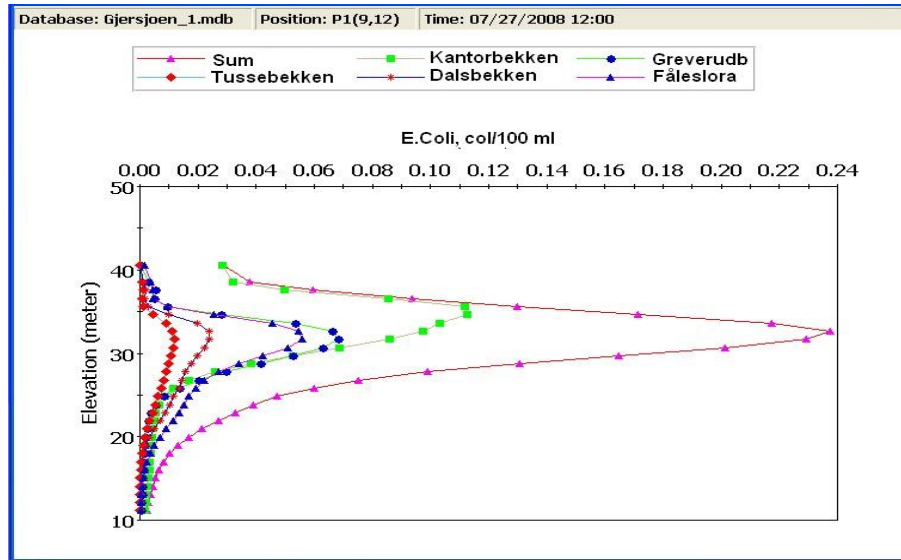
Figurene som viser bakteriekonsentrasjoner langs bunnen viser det samme forløpet i de nevnte profilene. I tillegg ser vi hvordan bakteriene trenger ned langs land. Ved å studere daglige utskrifter gjennom året (video) gir dette et godt grunnlag for å finne optimal plassering av vanninntaket. Inntaket i Gjersjøen er gunstig plassert. Imidlertid ville vannkvaliteten rimeligvis bli enda bedre ved å flytte det utover til større dyp, **Figur 23**.



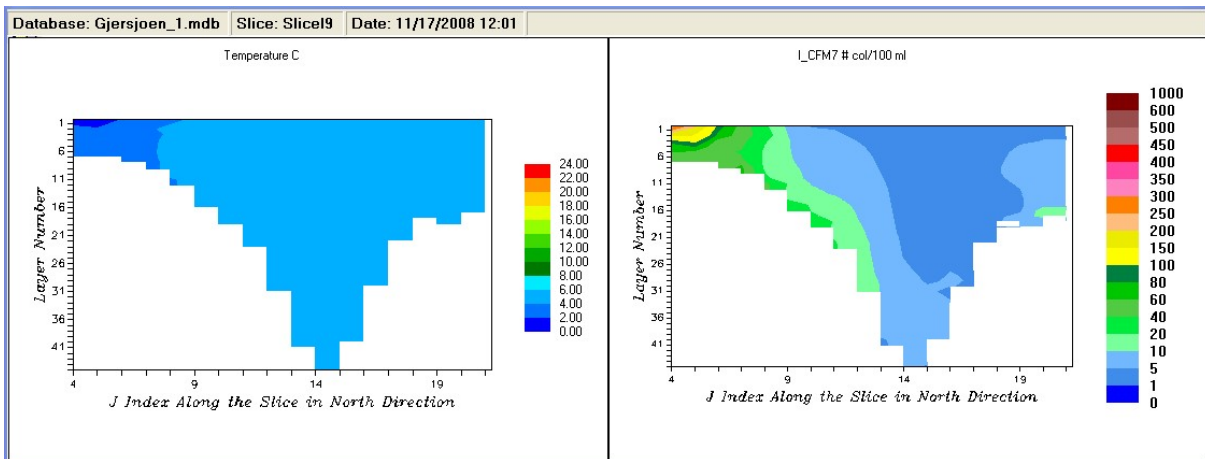
Figur 18. Linjen i retning S - N (venstre - høyre) viser plasseringen av dybdeprofilene i de følgende figurene.



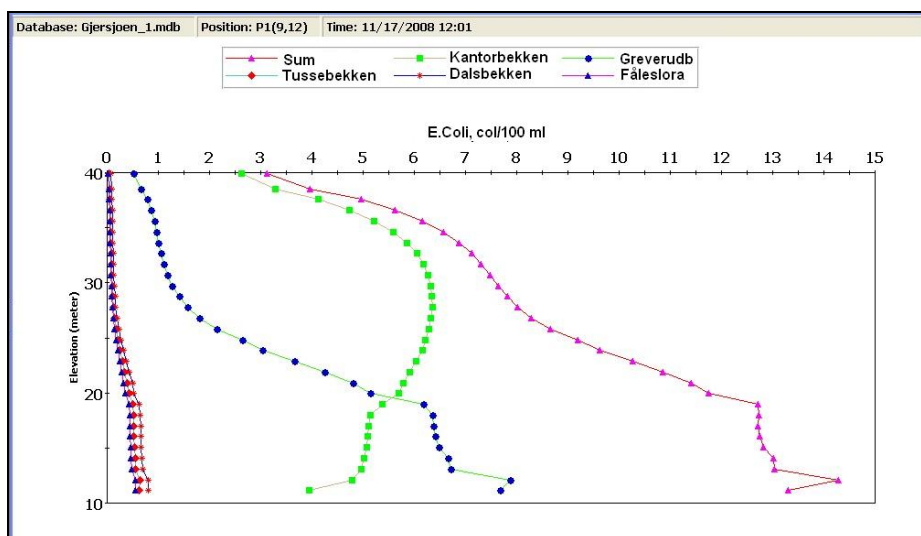
Figur 19. Sprangsjiktet hindret vertikal transport av bakterier.



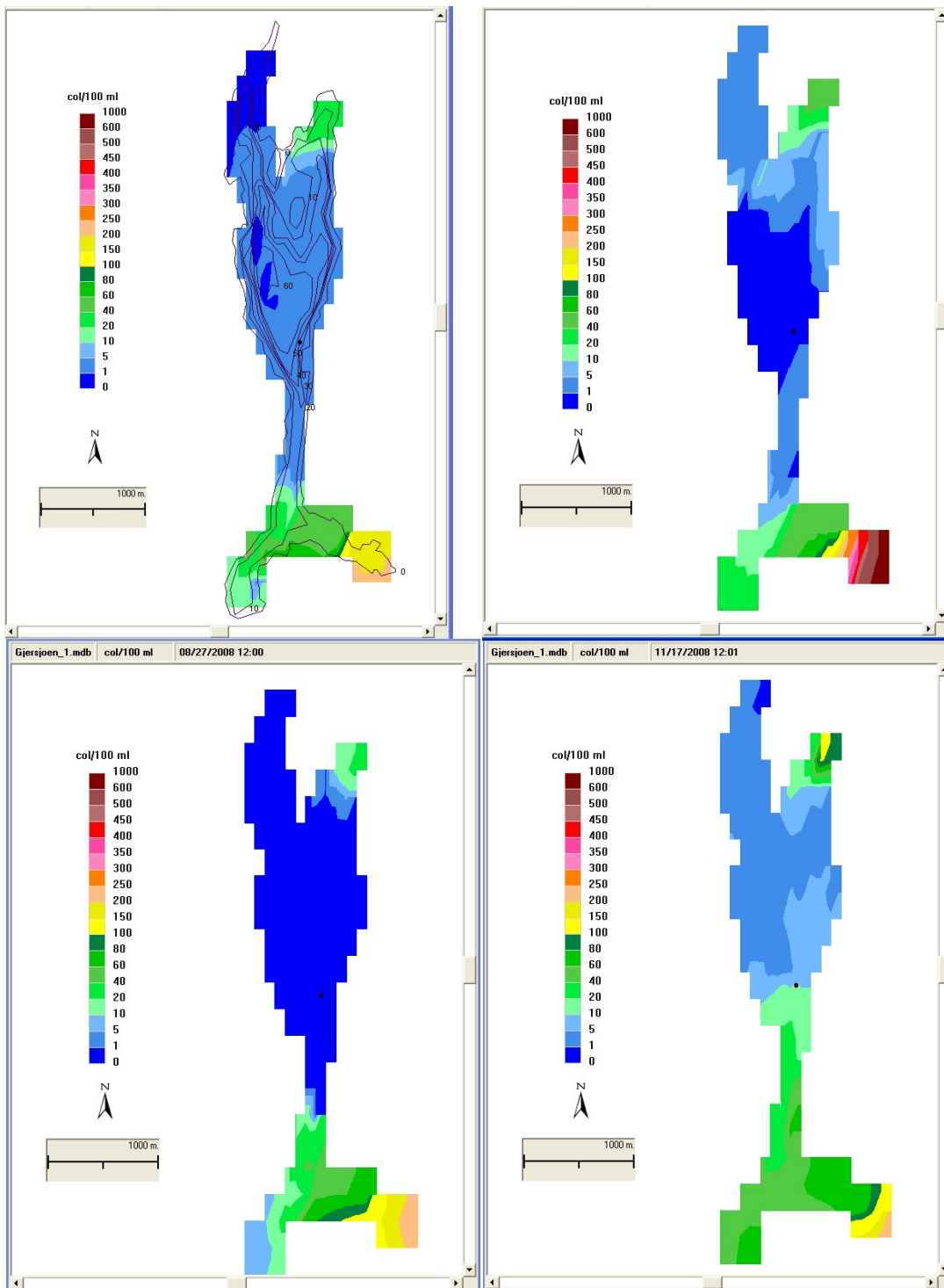
Figur 20. Stabile vannmasser om sommeren førte til at bakteriene fortrinnsvis ble spredt i overflatelagene.



Figur 21. Temperatur nær 4 °C i hele innsjøen førte til ustabile vannmasser og vertikal transport av bakterier.



Figur 22. Simulert bidrag av *E. coli* fra ulike bekketilløp. Verste fall situasjon i sirkulasjons- perioden.



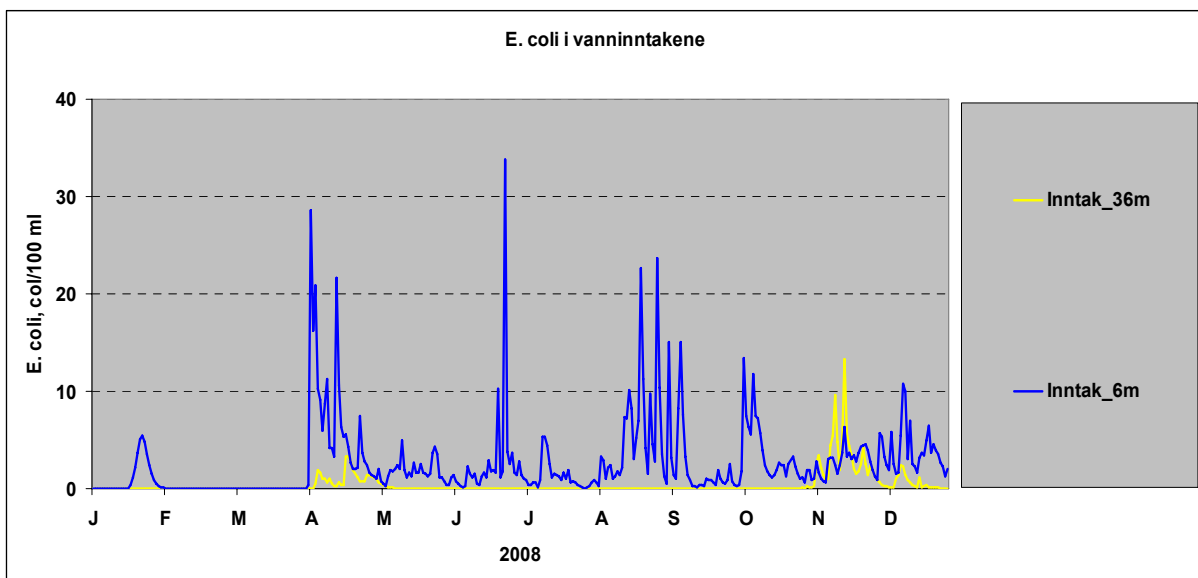
Figur 23. Simulert *E.coli* langs bunnen 2008: 24. februar, 11. mai, 27. august og 17. november.

Reservevanninntaket på 6 meters dyp ble påvirket av *E. coli* hele året og i betydelig større grad enn hovedinntaket på 36 meters dyp. Inntaket på dypt vann ble i størst grad påvirket under sirkulasjons-perioden i november-desember og i april, **Figur 25**. Om sommeren var dypvannsinntaket nær upåvirket pga. beskyttelse fra et sjikt varmt og lett overflatevann med tilhørende stabile vannmasser. Vi minner om at vi benyttet midlere årlig konsentrasjon i bekkene. Følgelig må vi regne med at konsentrasjonen av bakterier i korte perioder kan forventes å bli betydelig større.

Maksimum simulert konsentrasjon av *E. coli* i løpet av året var 14 per 100 ml i hovedinntaket, **Figur 25**. Dette kom fortrinnsvis fra Kantorbekken og Greverudbekken. I overflateinntaket var påvirkningen betydelig større, maksimalt ca. 250 per 100 ml. Hovedandelen kom fra Greverudbekken.

Påvirkningen av konservative stoffer var omkring 100 ganger større enn for *E. coli*, gitt at innløps-konsentrasjonen til de konservative stoffene var lik konsentrasjonen av *E. coli*. Som diskutert nedenfor er det lite sannsynlig at patogener vil forekomme i like høye konsentrasjoner som *E. coli* i tilførselsbekkene, snarere minst 2-3 log lavere konsentrasjoner. Simulering av tenkte konservative stoffer viste at de største bidragene kom fra Greverudbekken.

Bakterier og patogener kan feste seg til partikler og sedimentere med dem. Dette ble ikke tatt hensyn til ved simuleringene. Vi kan følgelig ikke se bort i fra at vanninntaket på 36 meters dyp i blant også kan bli påvirket også utenom sirkulasjonsperiodene.



Figur 24. Simulerte konsentrasjoner av *E. coli* 2008.

Tabell 5. Simulert maksimum konsentrasjon av *E. coli* og konservativt stoff.

Kilde	Maksimum konsentrasjon 2008, col/100 ml			
	E.coli		Konservativt stoff	
	Inntaksdyp: 36m	6m	36m	6m
Kantorbekken	5.8	39	300	347
Greverudbekken	6.6	224	1119	1699
Tussebekken	0.5	8	70	94
Dalsbekken	0.7	7	129	174
Fåleslora	0.7	8	86	127
Sum	13.6	243	1695	2204

4.3 Diskusjon, simulerte verdier for *E. coli* ved inntaket for råvann

E. coli er normalt ikke selv sykdomsfremkallende, men en indikatorbakterie som gir nyttig informasjon om i hvilken grad en vannkilde er påvirket av fersk fekal forurensning. En stor del av TKB/*E. coli* som påvises i Gjersjøbekkene kommer sannsynligvis fra avføring fra mennesker (kloakk/avløpsvann), og noe stammer fra dyr. Mennesker og dyr kan også skille ut sykdoms-fremkallende bakterier, virus eller parasitter (patogener) med avføringen. For eksempel er noro-, rota- og adenovirus (Myrmel m.fl. 2006), samt parasittene *Cryptosporidium* og *Giardia* (Robertson m.fl. 2006) påvist i store mengder i norske kloakkrensaneanlegg. Virus antas hovedsakelig å kun smitte fra mennesker til mennesker, selv om nyere studier indikerer at enkelte virus også kan smitte mellom dyr og mennesker. Flere patogene bakterier, deriblant *Campylobacter*, *Salmonella* og *E. coli* O157:H7 kan smitte fra dyr til mennesker (Goss og Richards, 2008). Det samme kan noen arter og genotyper av parasittene *Cryptosporidium* og *Giardia* (VKM, 2009). Forekomst av patogener i en vannkilde er avhengig av at det er syke individer/smittebærere i nedbørfeltet. Er det utelukkende friske mennesker og dyr i nedbørfeltet kan det være *E. coli* og avføring i vannet uten at det er patogener tilstede (og mennesker kan ha drukket ubehandlet vann i årevis uten å ha blitt syke). Dette kan brått endres ved en endring i smittesituasjonen til individene som forårsaker at det kommer avføring i vannet. *Giardia*-utbruddet i Bergen i 2004, der mer enn 1500 personer ble diagnostisert med sykdom, var en alvorlig påminnelse om at vannbårne utbrudd kan oppstå dersom vannkilden forurenses, forurensningen spres til råvannsinntaket og dersom vannbehandlingen ikke fjerner/inaktiverer aktuell patogen.

Overvåkning av tilførselsbekkene til Gjersjøen viser at det periodevis er svært høye konsentrasjoner av TKB/*E. coli* i bekkene. Simulering av spredning i Gjersjøen viser dessuten at under sirkulasjonsperiodene vil betydelige mengder av disse tarmbakteriene transporteres til dypvannsinntaket på 36 meters dyp. Basert på data fra 2008 ble verdier på opp til 14 *E. coli*/100 ml simulert. Dypvannsinntaket var mest utsatt for påvirkning under sirkulasjonsperioden i november-desember og i april samt i mindre grad om vinteren. Gjersjøen kan derfor ikke anses å ha akseptabel hygienisk barriere med hensyn på fekal forurensning og det må derfor være minst to barrierer i vannbehandlingen. Veilederen til drikkevannsforskriften indikerer at sporadiske funn > 3 pr. 100 ml er uakseptabelt dersom kilden skal vurderes som hygienisk barriere. Også i henhold til prosedyren i Norsk Vanns rapport om optimal desinfeksjonspraksis vil funn av *E. coli* i råvannet i de konsentrasjoner som ble simulert kreve to barrierer i vannbehandlingen mot både bakterier, virus og parasitter (Ødegaard m.fl 2009).

Oppegård vannverk har vannbehandling som omfatter koagulering, sedimentering/flotasjon og filtrering. Dette fungerer som en hygienisk barriere mot bakterier, virus og parasitter. I tillegg desinfiseres vannet med klor som er en barriere mot de fleste bakterier og virus, men ikke mot parasitter. Fremtidig installasjon av UV-anlegg vil føre til at vannverket har den nødvendige 2. barriere også mot parasitter/klorresistente mikroorganismer.

4.3.1 Vurderinger med hensyn på parasitter

Strøm og spredningsmodeller kan være nyttig verktøy for å simulere i hvilken grad råvannskvaliteten vil kunne forringes av "worst case" utslipp av patogener fra ulike lokaliteter i nedbørfeltet ved ulike årstider. Kombinert med informasjon om aktuell fjerning i vann-behandlingen, kan dette si noe om risikoen for at

slike hendelser kan medføre vannbåren smitte. Siden Oppegård vannverk for tiden har kun en barriere mot parasitter i vannbehandlingen gjøres det her noen ”grove” vurderinger med hensyn på konsekvens av tenkte utslipp av parasitter (*Giardia/Cryptosporidium*).

Avløpsvann inneholder ca 10^5 - 10^7 *E. coli*/100 ml. Ved analysering av innløpsvann til 40 norske avløpsrensere ble det funnet *Giardia* cyster ved 93 % av anleggene og *Cryptosporidium* oocyster i 80 % av anleggene. Verdiene varierte fra 0 til > 20 000 parasitter/liter (Robertson m.fl. 2006). I simuleringene kan man derfor anta at tilførslene av parasitter til Gjersjøen er ca 1000 ganger lavere enn tilførslene av *E. coli*. Dette blir omtrent det samme som å simulere et scenario der all avføring fra et akutt sykt individ som skiller ut opptil 10^{10} *Cryptosporidium* oocyster eller *Giardia* cyster pr døgn (VKM, 2009) tilføres.

Mens halveringstiden (som angir dødsraten) til *E. coli* er i størrelsesorden 1 døgn ved 20 °C og noen dager ved 4 °C, så forventes det at parasittene vil overleve lenger, muligens opptil 10 ganger lenger. Robertson og Gjerde (2006) rapporterte at det er liten sannsynlighet for infeksjoner av disse parasittene dersom de har ”overvintret” i norsk vannmiljø, det ble observert reduksjon til 1/100 av levende *Cryptosporidium* oocyster etter ca 20 uker og tilsvarende reduksjon i *Giardia* cyster etter ca 1 måned ved vintertemperatur.

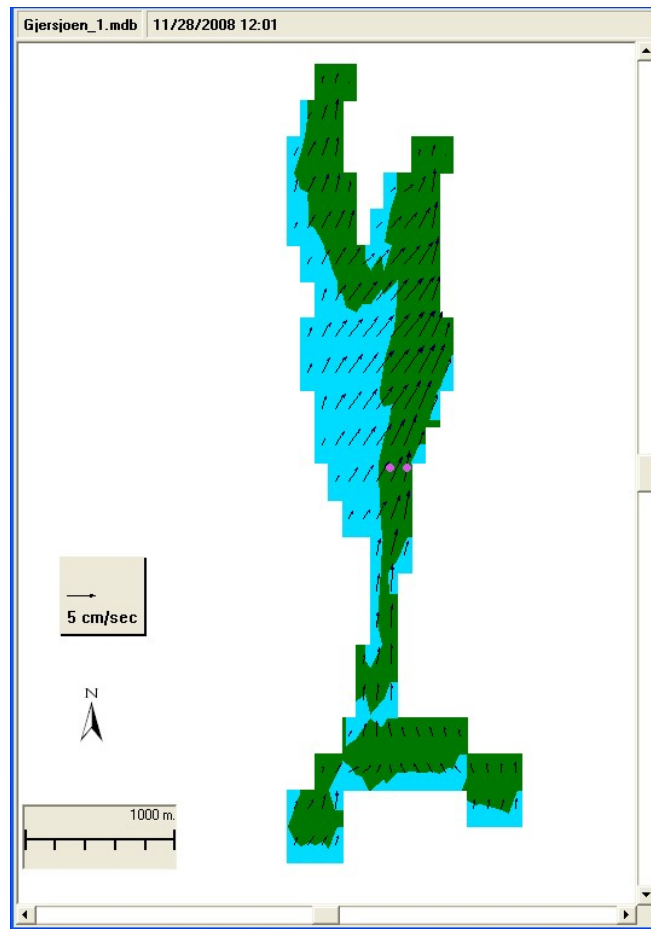
Basert på simuleringene som er gjort for *E. coli* og konservative stoffer, samt scenariene for tilførsler og overlevelsessevne av parasitter som er beskrevet over, vil i størrelsesorden 1-5 parasittcyster per L kunne forekomme i råvannet i sirkulasjonsperiodene. Vannbehandlingen med koagulering og filtrering vil ved optimal drift redusere antallet med 3 log. I praksis er det vanskelig å oppnå mer enn 2 log reduksjon i gjennomsnitt. Filtrene kjøres i sykluser med henholdsvis filtrering og spyling av filteret og det skal lite til av uregelmessigheter for at cyster slipper gjennom enten ved gjennombrudd ved endt filtersyklus eller i modningsfasen ved oppstart av ny filtersyklus (VKM, 2009). For parasitter av den mest ”infektive varianten” (lignende den som forårsaket *Giardia* utbruddet i Bergen) kan det være nok å få i seg en cyste for å utvikle sykdom. En hendelse i Gjersjøens nedbørfelt der parasitt-holdig avføring fra akutt syke mennesker/dyr havner i en tilførselsbekk vil likevel mest sannsynlig ikke forårsake et større utbrudd som i Bergen. Forholdene i Gjersjøen med stor fortykning i vannkilden og 2-3 log reduksjon i vannbehandlingen forhindrer dette (vil redusere konsentrasjonen til ca 0,01 pr L). Kun en barriere i vannbehandlingen er derimot ikke nødvendigvis nok til å holde risikoen for sporadiske tilfeller (enkelttilfeller som ikke oppdages) på et akseptabelt nivå. I henhold til WHO (2004) aksepteres kun 0.0006 oocyster/l av *Cryptosporidium* i ferdigbehandlet drikkevann. UV-bestråling vil derimot redusere antall parasittcyster ytterligere med minst 3 log og installasjon av UV-anlegg ved Oppegård vannverk vil dermed bringe infeksjonsrisikoen på et akseptabelt nivå. UV-behandling vil også føre til økt sikkerhet i vannforsyningen dersom det oppstår svikt i koagulering/filtreringstrinnet.

5. Scenarier

5.1 Konservative stoffer

Med konservative stoffer menes bestandig stoffer som følger vannets bevegelser uten å ta del i nedbrytende prosesser. Konservative stoffer reduseres kun ved fortykning.

Et karakteristisk strømningsmønster er at vannet på overflaten får en retning noe til høyre for vinden pga. jordrotasjonen. Langs land på venstre side av vindretningen strømmer vannet fra land og blir erstattet av oppadrettede strømmer. Langs land i motsatte deler av innsjøen strømmer overflatevannet mot land og nedover, **Figur 25**. På større dyp ble det satt i gang kompensasjonsstrømmer i motsatt retning av overflatestømmene.



Figur 25. Overflatestrømmer 11. november 2008. Vind fra sør presser overflatevannet mot østlige og nordlige bredder, og medfører nedoverrettede strømmer der (grønn farge). I de motsatte endene av innsjøen får vi fralandsstrøm og oppoverrettede strømmer (blå farge).

Vi antok at det skjedde et uhell slik at 10 m^3 ble tilført Gjersjøen i løpet av 1 time. Tilførselene skjedde via Kantorbekken, Greverudbekken/Tussebekken/Dalsbekken og Foleslora. Vinden ble antatt å blåse fra sør mot nord med 5 m/s , dvs. sterk vind. Det var ustabile vannmasser med full vertikal sirkulasjon. Situasjonen er ment å representere en verste fall situasjon med hensyn til rask spredning både horisontalt og vertikalt.

Resultatet av spredningsforløpene er vist i

Figur 26- Figur 28. Figuren viser konsentrasjoner langs bunnen. Bunnen ligger for eks. på 1 meters dyp langs land og 60 meter under overflaten i de dypeste områdene. Etter 12 timer døgn ble vanninntaket på 36 meters dyp påvirket av tilførsler fra Kantorbekken og eventuelt Foleslora med konsentrasjoner over $0,001 \text{ mg/l}$. Etter ett døgn økte konsentrasjonene fra disse to utslippspunktene 10 ganger. Etter en uke ble tilført stoff godt innblandet i hele innsjøen fra alle tilføringspunktene.

Sammenlikner vi de tre utslippspunktene ble vanninntaket ble raskest påvirket av utslipp i Kantorbekken i NØ uansett vindretning. Dette skjedde fortrinnsvis ved nedtrekking langs den bredden overflatestrømmen støtet mot, og deretter transport langs bunnen mot vanninntaket. Tid til maksimum konsentrasjon var henholdsvis $\frac{1}{2}$ døgn og $1\frac{1}{2}$ døgn ved vind fra sør og nord. Vinder på tvers av innsjøen (fra øst og vest) førte til betydelig langsommere spredningsforløp. Ved nordlige og sørlige vinder ble stoff tilført bukten i SØ ved utløpet av Greverud-/Tusse-/Dalsbekken i større grad sperret inne enn utlipp i bukten i SV ved Fåleslora. Utslipp langs land på begge sider av vanninntaket vil ha kortere transporttid enn stoff fra Kantorbekken før det trenger nedover med mulighet for å påvirke vanninntaket både raskere og med høyere konsentrasjoner. I nærområdene til utslippene kan konsentrasjonene da forventes å bli som vist på konsentrasjonskartene, f. eks. 100 mg/l .

Under isen blir det en gjennomstrømning av tilført vann fra bekkene mot utløpet i Gjersjøelva og vanninntaket. Typiske strømhastigheter ble mindre enn 1 mm/s. Vi simulerte utslipp 10 m³ i løpet av en time ved Kantorbekken i NØ, Greverudbekken i SØ, Fåleslora i SV og i NV. I løpet av en uke ble vannet ved overflaten ved inntakene påvirket. Inntaket nær bunnen ble nær upåvirket, **Figur 31 – Figur 32..**

Som et verste fall anslag kan vi benytte en konsentrasjon på 0,1 mg/l i vanninntaket på 36 meters dyp ved et utslipp på 10 m³ via de store bekkene rundt vannet. Dette kan skje i løpet av ½ døgn. I simuleringene har vi benyttet vind med høy fart og konstant retning. Dette er ment å represente verste fall situasjoner. I realiteten vil lavere vindstyrke med varierende retninger medføre lengre transporttid og lavere maksimumkonsentrasjoner pga. spredning over større områder. Sannsynlig transporttid fra nord og sørendene av innsjøen til vanninntaket er minst par døgn.

Vi antok et utslipp på 10 m³. Ved andre utslippstørrelser kan konsentrasjonene skaleres tilsvarende. Dersom man kjenner hva slags væske som utslippet består av og vet hvilke konsentrasjoner som kan tolereres, har man mulighet for å raskt kunne gjøre en vurdering om det er grunn til å gjøre tiltak eller ikke. Krav til drikkevann for en del væsker er vist i Vedlegg A.

Tungmetaller/miljøgifter

Flere av tungmetallene har grenseverdier i den størrelsesorden som scenariet indikerer. Imidlertid vil et utslipp allerede være sterk fortennet, eller være mindre enn tilsvarende et fullt billass. Ved utslippskonsentrasjoner i størrelse g/l vil simulerte konsentrasjonene ved vanninntaket reduseres til under grenseverdiene for akseptabel vannkvalitet. Rent teoretisk kan vi anta at et billass kobber-sulfat (CuSO₄) i pulverform, hvorav ¼ består av kobber (Cu), tilføres vannet. Cu-konsentrasjonene vil da bli i samme størrelse som i vårt verste fall scenarium, og dermed kanskje overskride den akseptable grenseverdien på 0,1 mg kobber i drikkevannet i noen timer. Dersom andre og mer giftige tungmetaller: arsen, bly, kvikksølv, kadmium, krom og nikkel kan tilføres vannet i tilsvarende grad, vil grenseverdiene overskrides. Imidlertid kjenner vi ikke til transportformer av denne type materialer/stoffer i slike mengder.

Plantevernmidler

Grenseverdi for sum plantevernmidler i drkkevannsforskriften er satt lik 0,5 µg/l. Det vil si at utslipp av 10 m³ kan medføre overskridelse. Plantevernmidler fraktes normalt i langt mindre enheter (bærbare kanner). Ved uhell vil formodentlig ikke væsken fra alle kannene renne ut.

Fenol

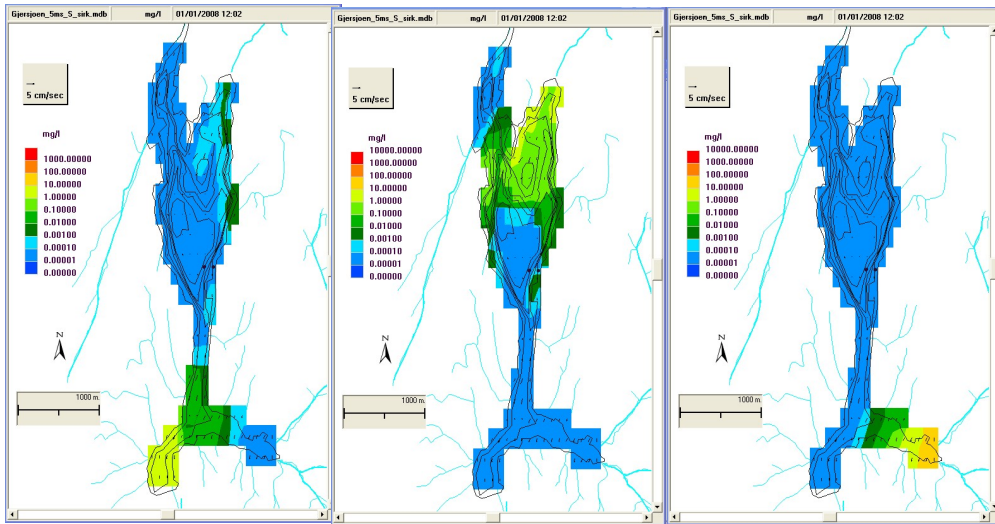
Vi kjenner til at det har forekommet uhell ved at fenol fra tankbil er lekket til et vassdrag. Benytter vi amerikanske forskrifter, Vedlegg A, ser vi at det ikke skulle være noen fare for drikkevannet om det lekket ut ren fenol. Imidlertid er enkelte fenol forbindelser langt mer giftige og kan tenkes å overskride akseptable grenseverdier.

Syre

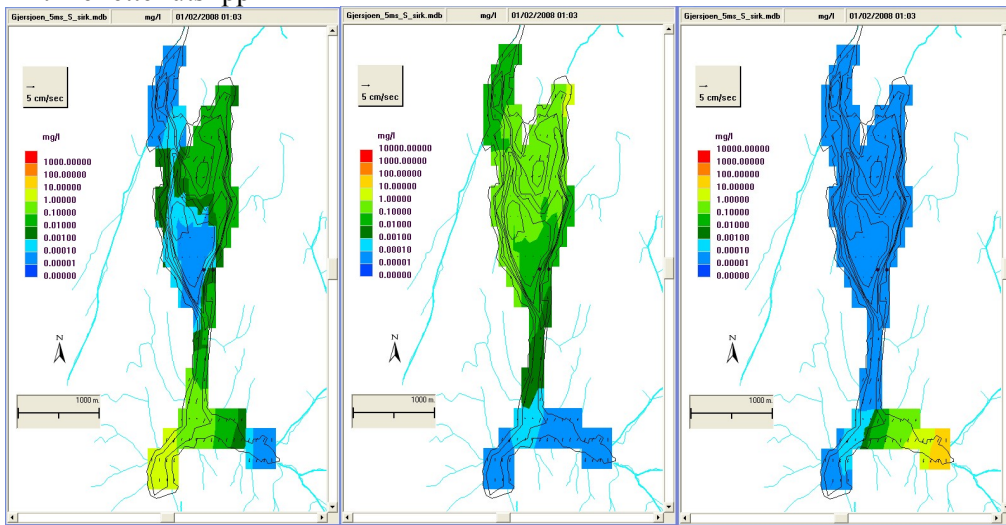
La oss anta at utslippet besto av syre. Som eksempel benytter vi 37 % konsentrert saltsyre. Syren vil føre til en betydelig senkning av pH, d.v.s til nær pH 2, pH 3 og pH 4 ved fortyninger til henholdsvis 1/1000, 1/10 000 og 1/100 000. Dette tilsvarer 1000, 100 og 10 mg/l. Plankton og fisk vil kunne bli drept momentant ved verdier under pH 3, d.v.s i sentrum av flaket i utslippsonen. Også pH 4 anses som meget skadelig (orange farge på spredningskartene). Ved fortykning til 1/milliondel, d.v.s til 1 mg/l på konsentrasjonskartet eller mer, blir påvirkningen liten eller ubetydelig (grønn farge). Virkningen på drikkevannet vil ikke bli merkbar.

Tradisjonelle forurensninger som kloakkslam, svartvann, silosaft, blautgjødsl

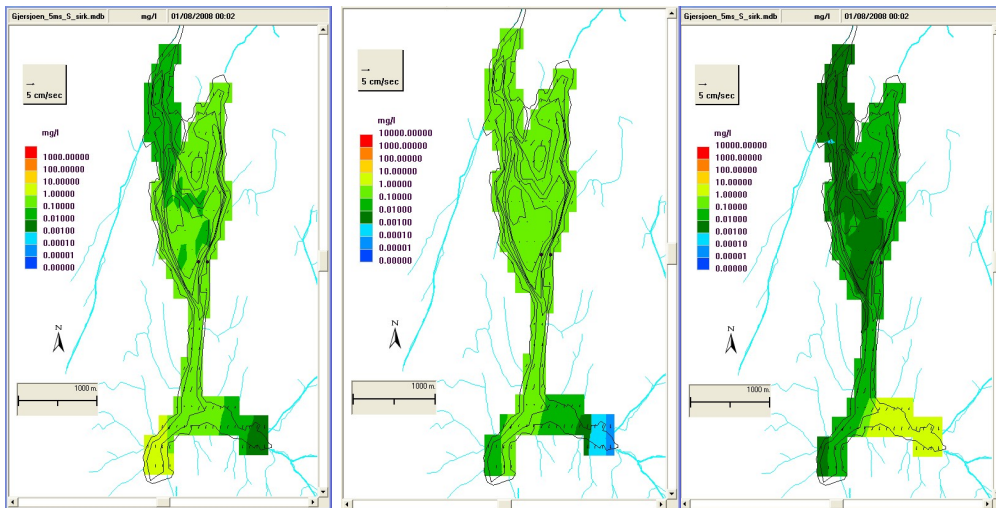
Med hensyn til uhellsutslipp av stoffer som kan medføre smitte og spredning av hygienisk forurenset vann eller utslipp av organisk materiale som kan kreve oksygen ved nedbrytning, kan dette dreie seg om stoffer som konsentrert silosaft, svartvann, kloakkslam, eller blautgjødsl. Disse stoffene kan inneholde mye tarmbakterier, sporer av bakterier, sporer og hvileegg av parasitter. Uhell med silosaft har gjerne skjedd ved at en silo har sprunget lekk, eller at bonden har sluppet det ut bevisst. Tilsvarende har også skjedd med blautgjødsellagre. Vi regner ikke med at dette kan skape problemer for drikkevannet fra denne råvannskilden. Resultater fra overvåkingen støtter dette.



12 timer etter utslipp



1 døgn etter utslipp



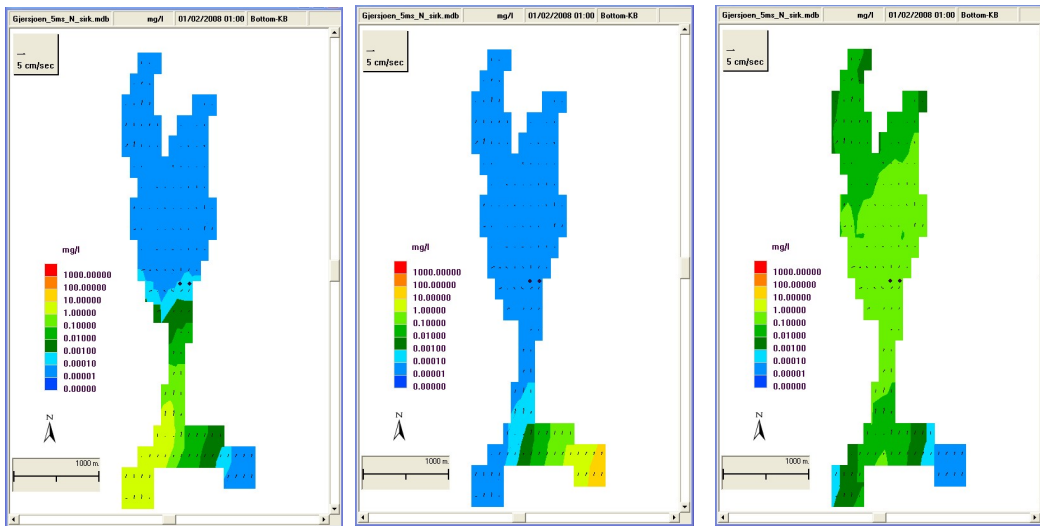
1 uke etter utslipp

Utlipp i NV- Fåleslora

Utlipp i SV- Greverudb.

Utlipp i SV- Kantorb

Figur 26. Utlipp 10 m^3 på 1 time. Vind fra 5 m/s fra sør. Konsentrasjoner langs bunnen.



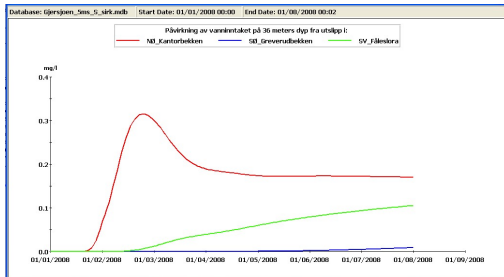
Utslipp i SV Fåleslora

Utslipp i SØ Greverudb.

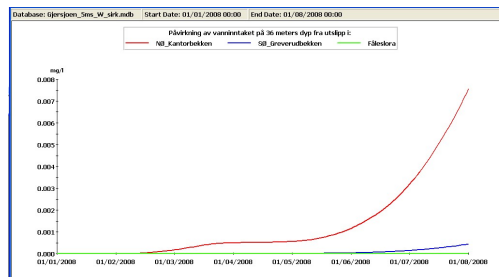
Utslipp i NØ Kantorb.

Figur 27. Utslipp 10 m^3 på 1 time. Vind fra 5 m/s fra nord. Konsentrasjoner langs bunnen ett døgn etter utslipp.

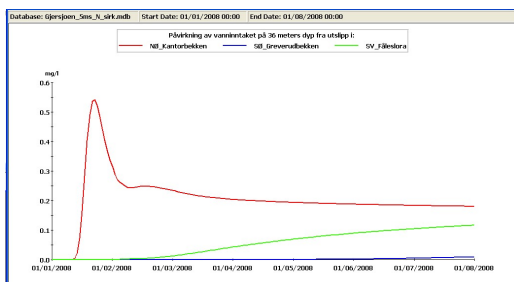
Vind 5 m/s fra nord



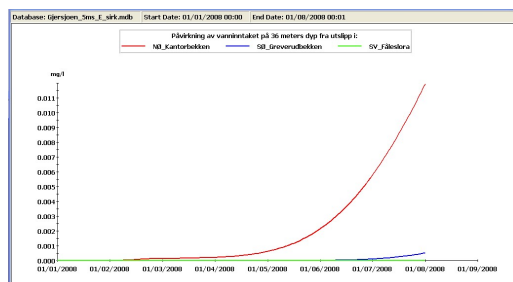
Vind 5 m/s fra sør



Vind 5 m/s fra sør



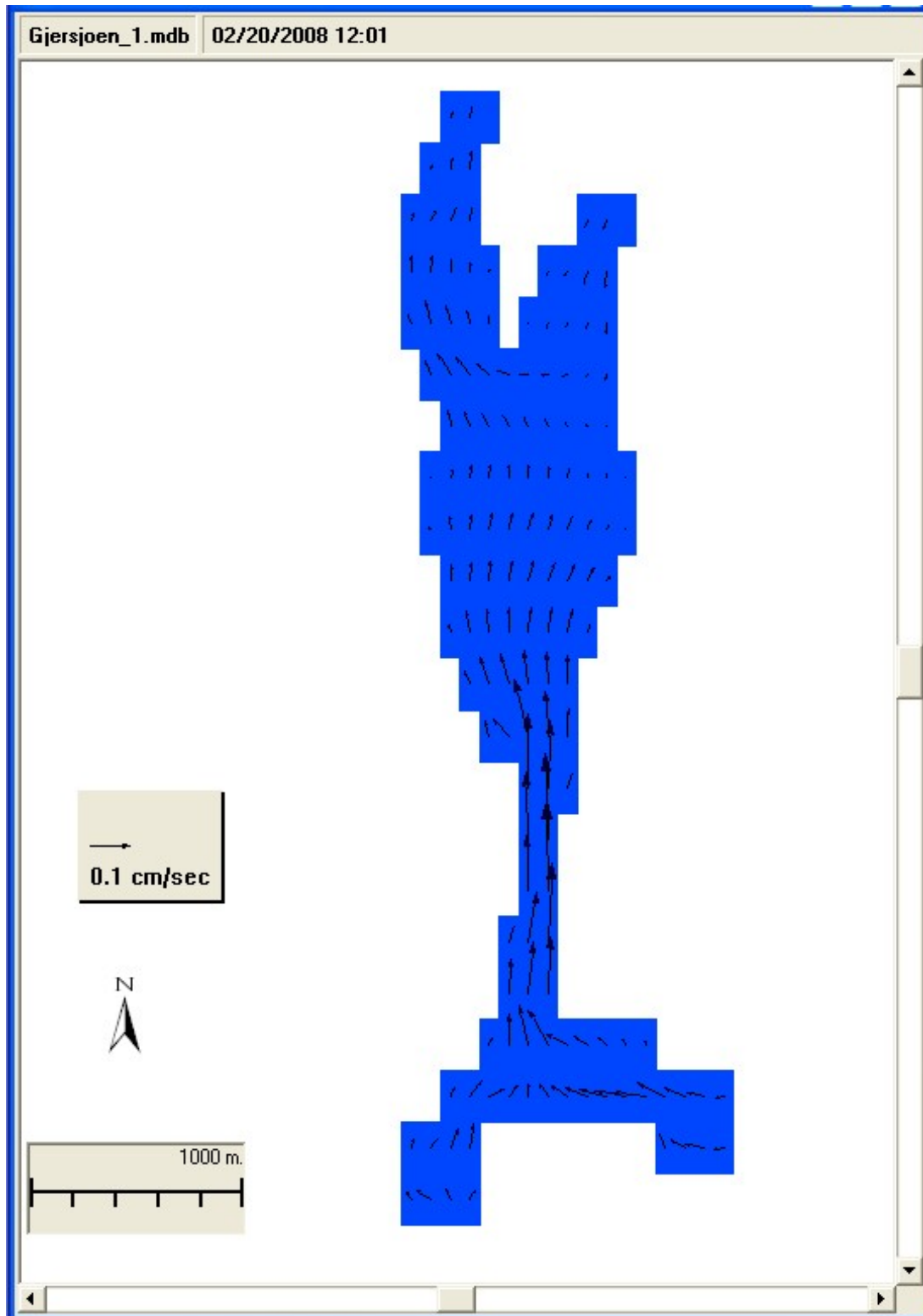
Vind 5 m/s fra vest



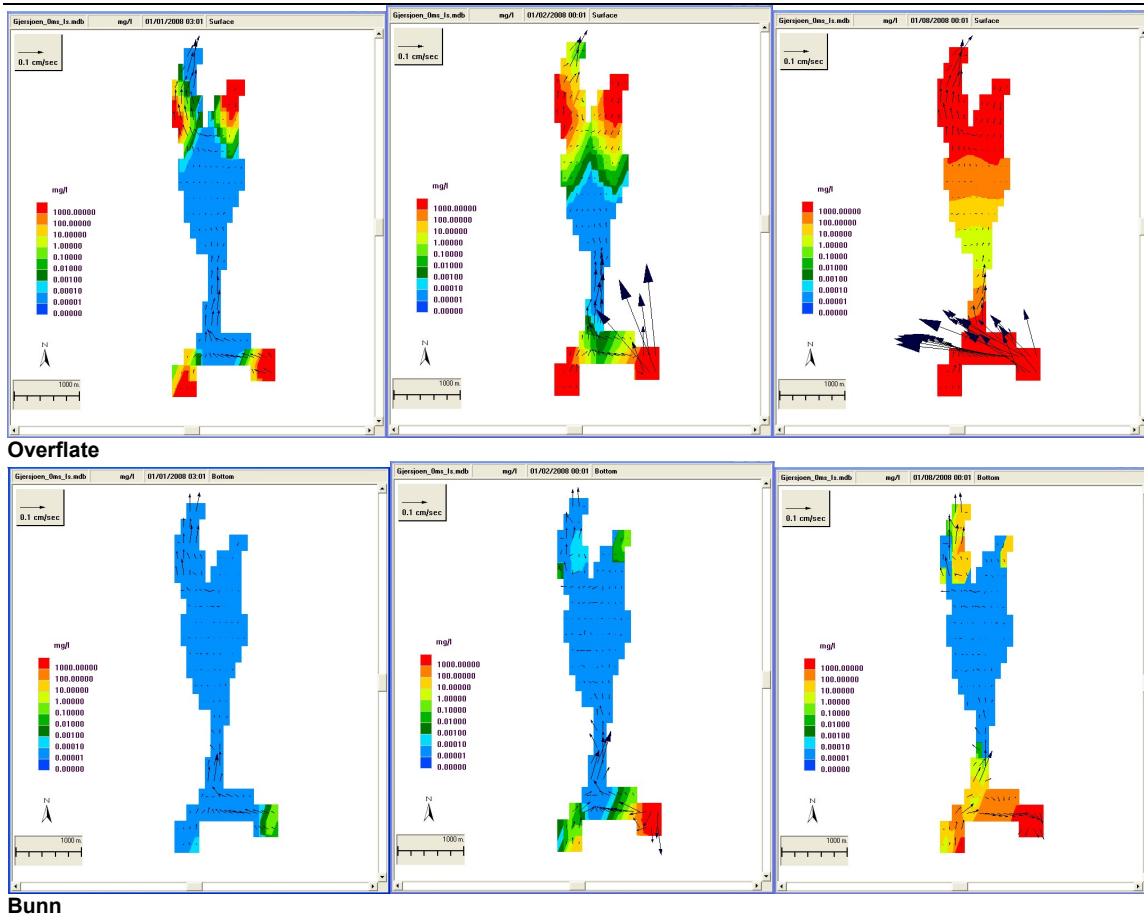
Vind 5 m/s fra nord

Vind 5 m/s fra øst

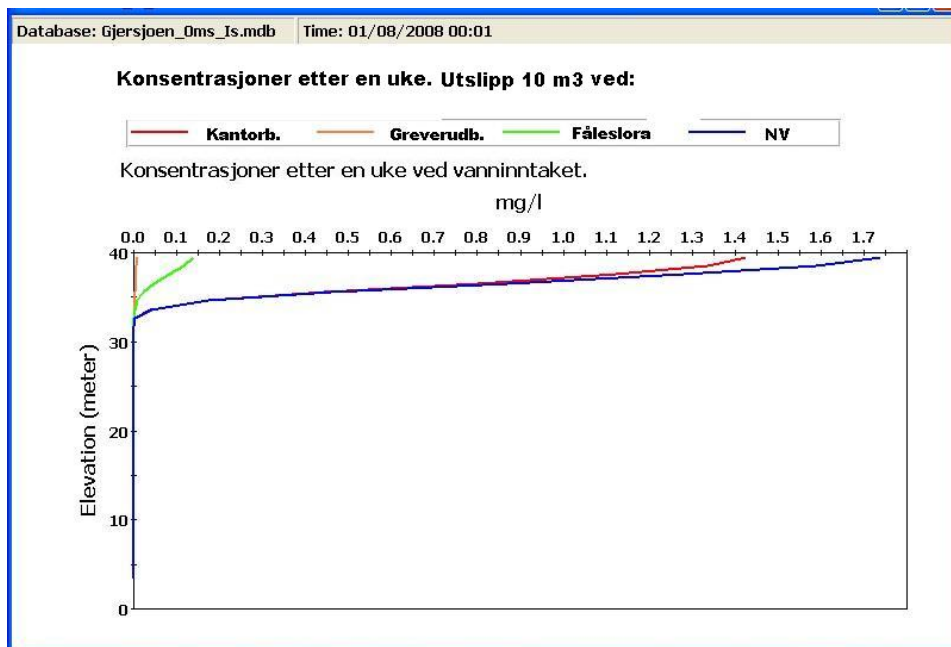
Figur 28. Utslipp 10 m^3 på en time fra Kantorbekken (NV), Greverudbekken (SØ) og Fåleslora (SV). Konsentrasjoner i vanninntaket på 36 meters dyp i løpet av en uke.



Figur 29. Overflatestrømmer 20. februar 2008 under islagt innsjø.



Figur 30. Utslipp 10 m³ på en time ved Kantorbekken i NØ, Greverudbekken i SØ, Fåleslora i SV og i NV. Islagt sjø. Konsentrasjoner på overflaten (øverst) og langs bunnen (nederst) etter 3 timer, 1 døgn og 1 uke. I løpet av en uke ble vannet ved overflaten ved inntakene påvirket. Inntaket nær bunnen ble ”påvirket”.



Figur 31. Utslipp 10 m³ på en time ved Kantorb. i NØ, Greverudb. i SØ, Fåleslora i SV og i NV. Islagt sjø. Dybdeprofil ved vanninntakene.

5.2 Olje

5.2.1 Generelt

Erfaringsmateriale fra oljeutslipp er fortrinnsvis knyttet til utslipp av råolje på åpent hav. Hvordan ulike prosessene virker på forskjellige oljetyper i ulike miljøer er meget komplisert og mangelfullt utredet. Særlig er det mangelfull informasjon om påvirkning av ferskvann og av raffinerte olje-produkter. Den følgende noe idealiserte fremstillingen er hentet fra Børresen 1993 og Green and Trett 1989.

Olje som slippes ut i vann forandrer sine kjemiske og fysiske egenskaper i løpet av noen timer. Ved utslipp til rolig vann legger oljen seg på vannoverflaten med en tykkelse på under omkring 0,1 mm. En del av dette sprer seg som et ultra tynnt lag "blåskimmer" med en tykkelse på under 0,001 mm. I denne fasen er fordampningen stor. Etter 8 timer er det målt en fordampning på 40% , 75% og 100% for henholdsvis råolje, fyringsolje og bensin. Ved transport vil en del av oljen feste seg til strendene.

Etter hvert blandes oljen med vannet og danner en "olje og vann" blanding med tykkelse på 1 mm til noen cm. Blandingen skjer raskere ved økt vind og bølger. Denne blandingen av olje, vann og luft danner en masse som i liten grad fordamper. En del av det spres nedover i vannmassen til dyp som kan være noen ganger større enn bølgehøyden. I denne blandingen er vann og olje kun blandet, oljen er ikke oppløst i vannet, slik at massen er lettere enn vann og forblir i overflatelagene. Olje-molekyler som fester seg til partikler kan sedimentere. Denne "olje og vann" delen er langt større for råolje enn for bensin.

En liten del av oljen blir oppløst i vannet. I litteraturen blir den gjerne omtalt som WSF delen. Laboratorieundersøkelser og observasjoner fra råoljeutslipp angir en oppløst del på ca. 0,1 %. Denne delen av oljen følger vannets bevegelser inntil den brytes ned biologisk. Oppløst olje har fått stor oppmerksomhet pga. at den kan ha stor skadelig effekt på miljøet. Den er også viktig i denne sammenheng da det er den vannløselige delen som i særlig grad har mulighet for å transporteres til dypt vann og dermed forurense drikkevannet.

5.3 Simuleringer

Det ble laget scenarier for utslipp i Gjersjøen på fire ulike steder: NV ved bekken ca. 1 km fra utløpet, NØ ved Kantorbekken, SØ ved Greveriudbekken/Tussebekken/Dalsbekken og i SV ved Fåleslora. Vi antok et utslipp på 10 m³ diesel i løpet av en time.

Som grunnlag for oljespredningberegningene benyttet vi simulerte strømmer for 2008. Vi delte inn året i fire karakteristiske perioder. Vår (april) og høst (oktober-november) med sirkulasjon i vannmassene, sommer (juli-september) med varmt overflatevann og vertikalt stabile vannmasser, og vinter (januar-februar) med isdekket innsjø uten vindpåvirkning. Strømningene ble beregnet for de karakteristiske periodene. Med unntak av om vinteren, var vinden den drivende kraft, **Figur 32**. På tilsvarende måte som vindrosene gir uttrykk for vindretning og vindstyrke, ble strømmenes styrke og retning beregnet for alle beregningscellene som innsjøen ble delt inn i. Dette ble utnyttet til å finne sannsynlig spredningsforløp. En nærmere beskrivelse av modellene er beskrevet i Vedlegg A.

Resultatene er vist i **Figur 34 – Figur 63**.

Utslipp i nordvest

Det var liten forskjell i spredningsforløpet mellom årstidene. Ved utslipp i NV ble området rimeligvis det nærmeste området raskest og mest påvirket. Karakteristiske den nærmeste kilometeren fra utslippspunktet var var 1- 10 mg/l. Overflatevannet ved vanninntaket ble nådd i løpet av omkring 2 døgn. Det var en sannsynlighet på ca. 25 % at overflatevannet ved vanninntaket ble påvirket. Forventet maksimum konsentrasjon i overflaten og på fire meters dyp var ca. 1 µg/l og 0,001 µg/l. Dypere ned ble konsentrasjonene raskt redusert til under 10⁻⁹ µg/l. Hele innsjøen kunne bli påvirket i løpet av noen dager. De sørligste delen var sannsynligheten under 30 % for påvirkning. Maksimum konsentrasjoner forventes å

bli under 1 µg/l. På figurene har konsentrasjonene benevningen ppb, (parts per amerikansk billion), 1 ppm = 1 µg/l. Det var over 30 % sjanse for at strendene nord for vanninntaket ville blitt tilgriset av olje.

Utslipp i sørvest og sørøst

Det ble laget scenarier for sirkulasjonsperioden om høsten som representerer verste fall situasjon med hensyn til drikkevanninntakene. Bukten der utslippet fant sted, ble sterkt påvirket. Karakteristiske konsentrasjoner var 1-3 µg/l. For resten av Gjersjøen var det liten forskjell om utslippet skjedde i sørøst eller sørvest. Det tok ca. 12 timer før utslippet spredte seg fra ene bukten til den andre. Det var en sannsynlighet på 10-20 % for at områdene omkring vanninntaket ble påvirket., og ca. 10 % sjanse for at strendene omkring vanninntaket skulle bli tilgriset. Påvirkningen der skjedde i løpet av 2-3 døgn. Forventet maksimum konsentrasjon i overflaten ved vanninntaket var omkring 1 µg/l. På fire meters dyp var konsentrasjonen 0,001 µg/l. Det var under 4% sjanse for at strendene nord for vanninntaket ble påvirket.

Da det var liten forskjell i vindforholdene mellom de ulike årstidene og oljen flyter på toppen av vannet, er det grunn til å tro at resultatene også representerer disse årstidene slik scenariene ved utslipp i nordvest viste.

5.4 Konsekvenser

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for hydrokarboner er 10 µg/l. Luktgrensen er antatt å være 1 µg/l. Følgelig forventer vi ikke at drikkevannet med inntak på 36 meters dyp blir påvirket av oljeutslipp.

Simulerte konsentrasjoner ved drikkevannsinntaket var lavere enn grenseverdiene for akseptabel drikkevannskvalitet for hydrokarboner og PAH, Forsøk i laboratorier med vannløselig del av raffinert olje i sjøvann viser karakteristisk skadeverdi for høyere liv i hav er satt til 40 ppm-timer. (ppm-timer tilsvarer konsentrasjon (ppm) * timer, f.eks. 40 ppm-timer tilsvarer 40 timers påvirkning av en konsentrasjon på 1 ppm eller 1 mg/l). For fisk kan en karakteristisk skadeverdi være 1000 ppm-timer. I følge simuleringene kan dette teoretisk kun finne sted nær selve utslippstedet.

Det er ikke vår hensikt hverken å presentere eller å diskutere skadegrenser med to eller tre desimaler og hevde at de er korrekte. Men det er viktig å kunne fastslå at på grunnlag av beregninger og målinger av vannløselig fraksjon (WSF) under virkelige søltilfeller ligger belastningen godt under faregrensene for skader på marint liv. Vi velger å tro at forholdene er de samme for liv i fesk vann. I følge simuleringene burde det ikke oppstå problemer selv i overflatelaget i Gjersjøen. Vi understreker at dette gjelder den vannløselige delen av et oljeutslipp.

På overflaten vil det som nevnt dannes en blanding av olje og vann som etter hvert kan feste seg til strendene. Man må regne med lokale skader på plankton, bunndyr og vannvegetasjon som blir tilgriset. Dette angår først og fremst det som måtte eksistere i overflatelaget, det burde ikke være noen fare for vanninntaket. Fisk vil sannsynligvis unngå. Den delen av oljen som ikke fordampes eller samles opp vil etter hvert brytes ned eller sedimentere.

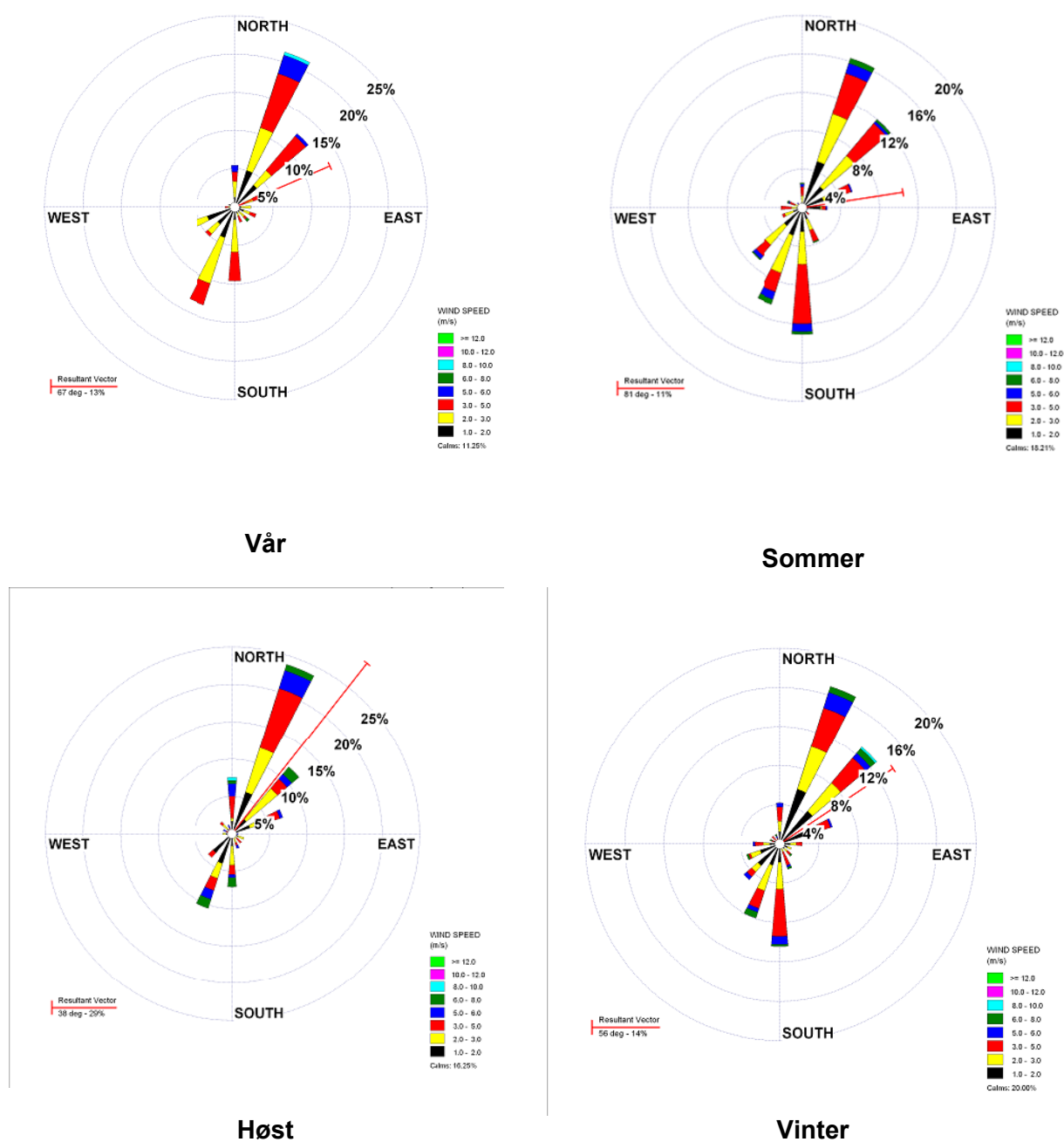
Vi har antatt et utslipp på 10 m³. Beregnede konsentrasjoner kan skaleres i forhold til dette antatte utslippet. Om utslippet var på 50 m³ ville virkningen på vanninntaket ikke bli nevneverdig endret. Dersom utslippet gjaldt bensin, ville dette fordampes raskere enn diesel og føre til betydelig reduserte konsentrasjoner og rekkevidde. Tilsvarende vil spredning av ren olje få betydelig forverrede resultater. Dette vil fortrinnsvis påvirke overflatevannet og strendene. Vanninntaket på 36 meters dyp vil neppe bli nevneverdig påvirket.

Dersom utslippet skjedde ved strendene like ved vanninntaket i sirkulasjonsperiodene vil overflatevannet ved vanninntakene være betydelig mer utsatt. Oljen vil legge seg på overflaten slik at konsentrasjonene i vanninntakene, og da særlig inntaket på 36 meters dyp, ikke vil bli betydelig endret i forhold til simuleringresultatene. Konsentrasjonene vil fortsatt neppe være farlige for mennesker eller luktes.

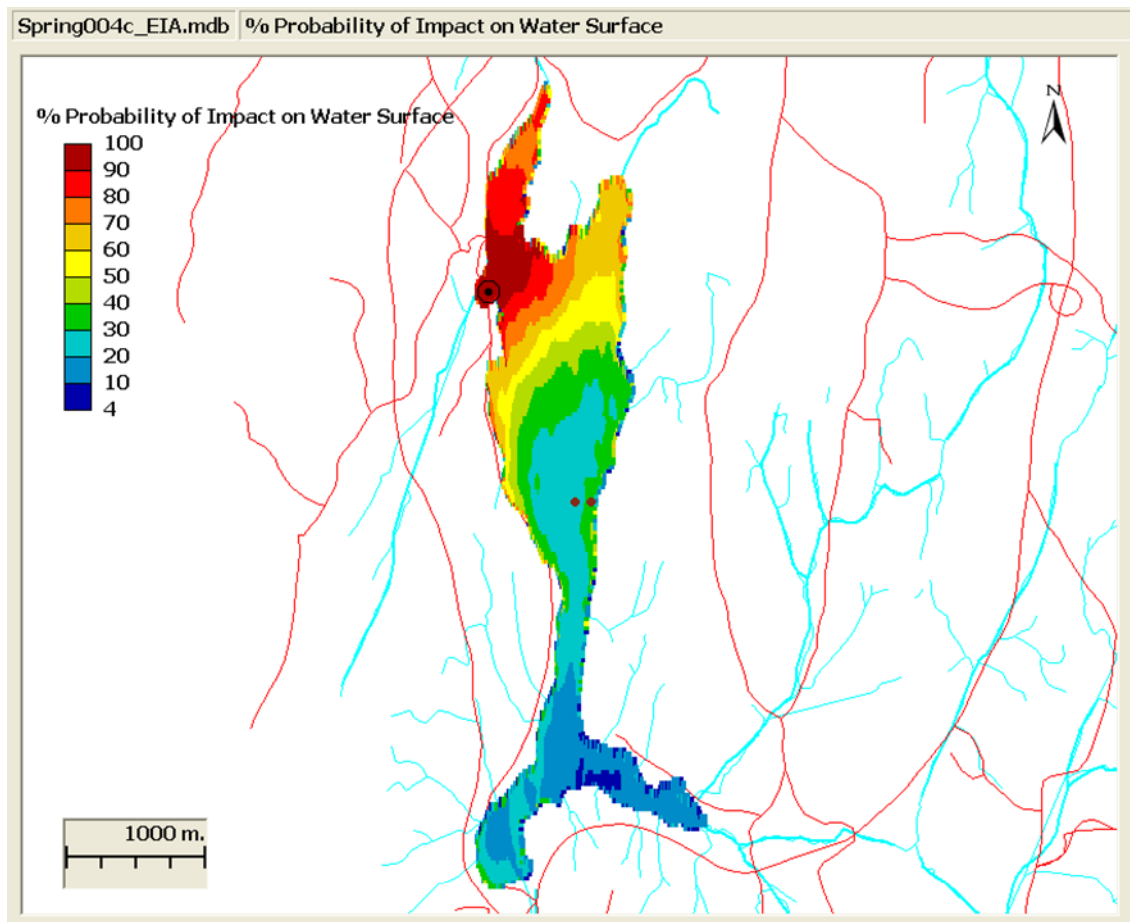
5.5 Tiltak

For å begrense skader av oljeprodukter er det viktig å raskt legge ut lenser. I desember 1999 ble det ved et uhell sluppet ut oljeprodukter fra en tankbil til Gjersjøen. Utenfor lensene ble det ikke påvist olje i vannprøvene, Traaen 2000. Dersom man kommer i gang med avbøtende tiltak i løpet av noen timer, vil skadene kunne begrenses betydelig. Skjer utslippet til bekkene, er det ønskelig å samle opp oljen ved utløpet til Gjersjøen, eller om mulig på egnede steder i bekkene.

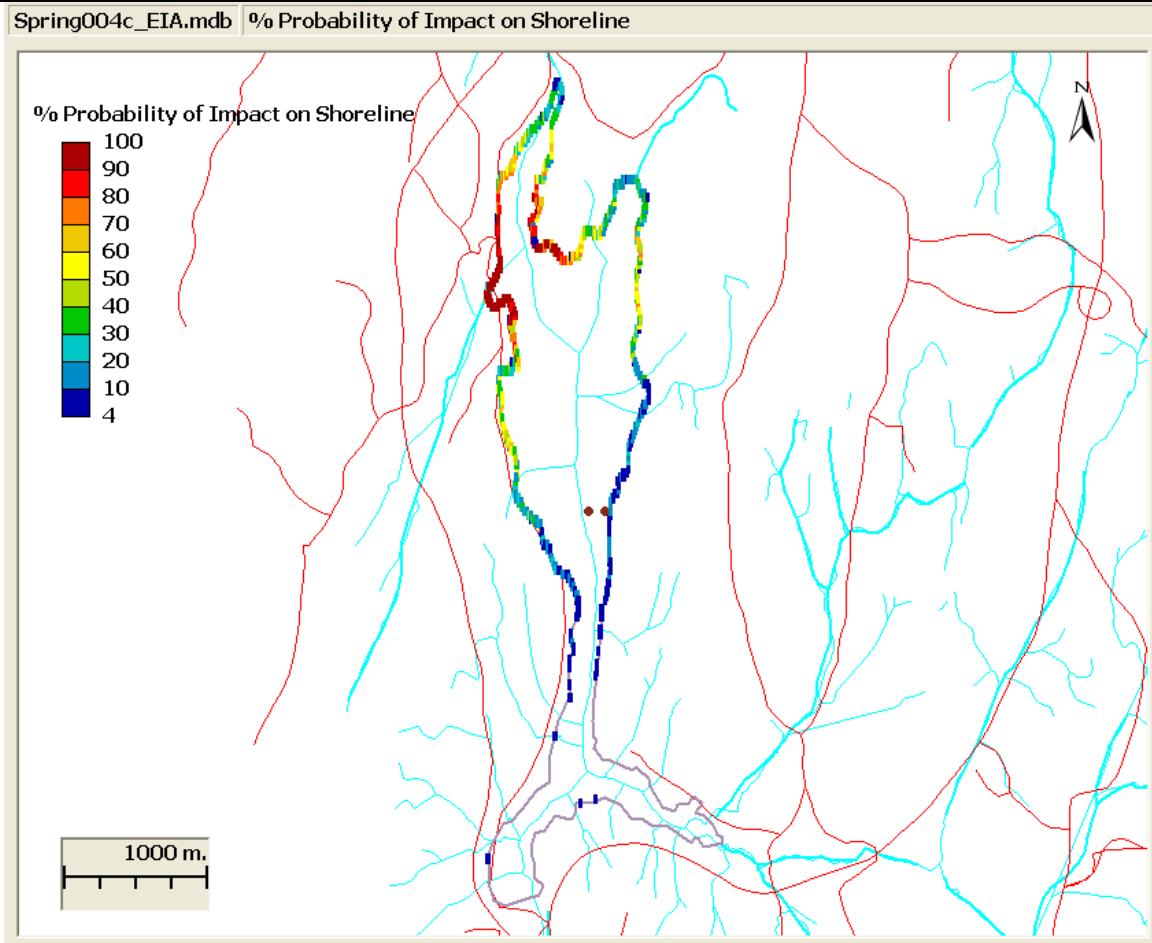
Utslipet skjer formodentlig på vei. Det bør gjøres befaringer for å finne egnede steder å samle opp oljen på enkelte strekninger. I tunnelene bør forholdene ligge til rette for oppsamling.



Figur 32. Karakteristisk vind ved ulike årstider.

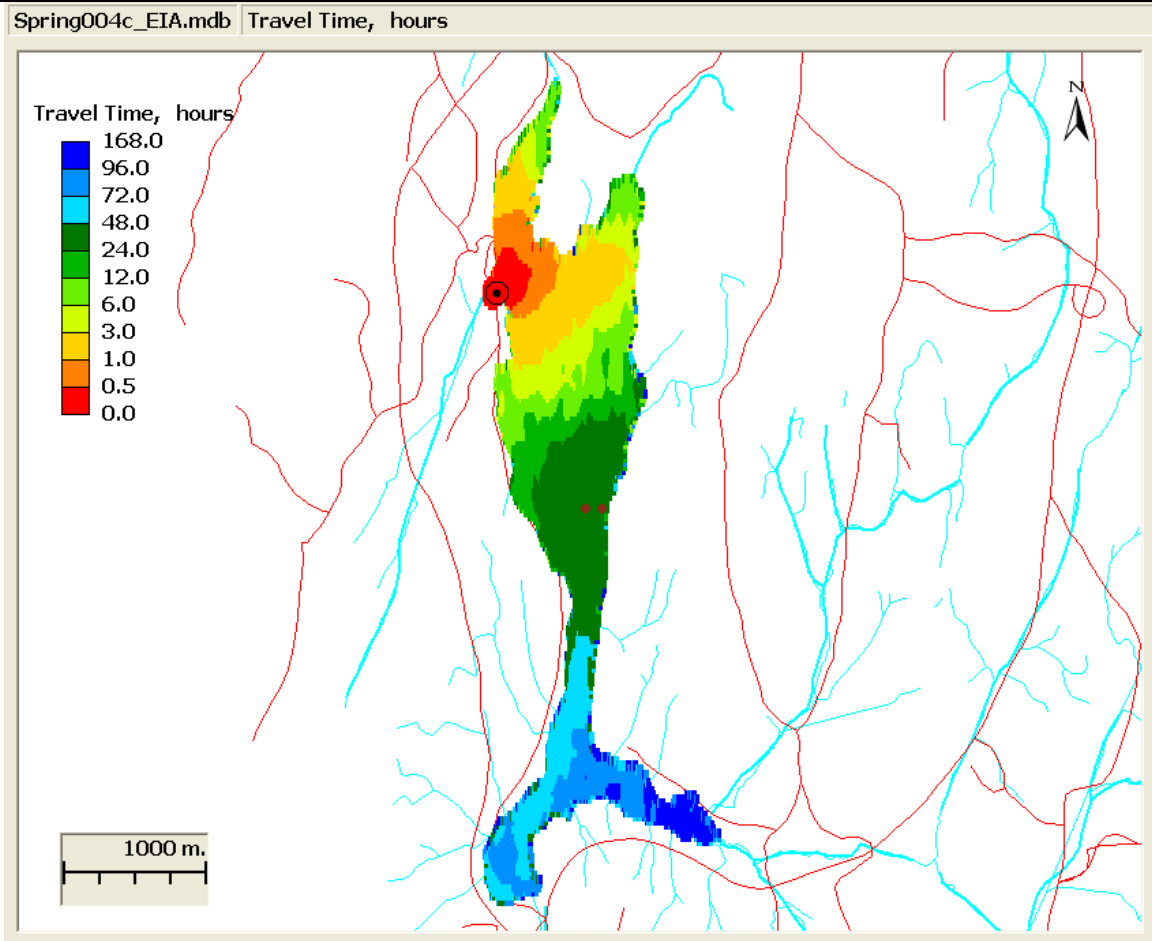


Figur 33. Utslipp av 10 m^3 diesel i NV. Vår sirkulasjon. Sannsynlig påvirkning av overflatevann.

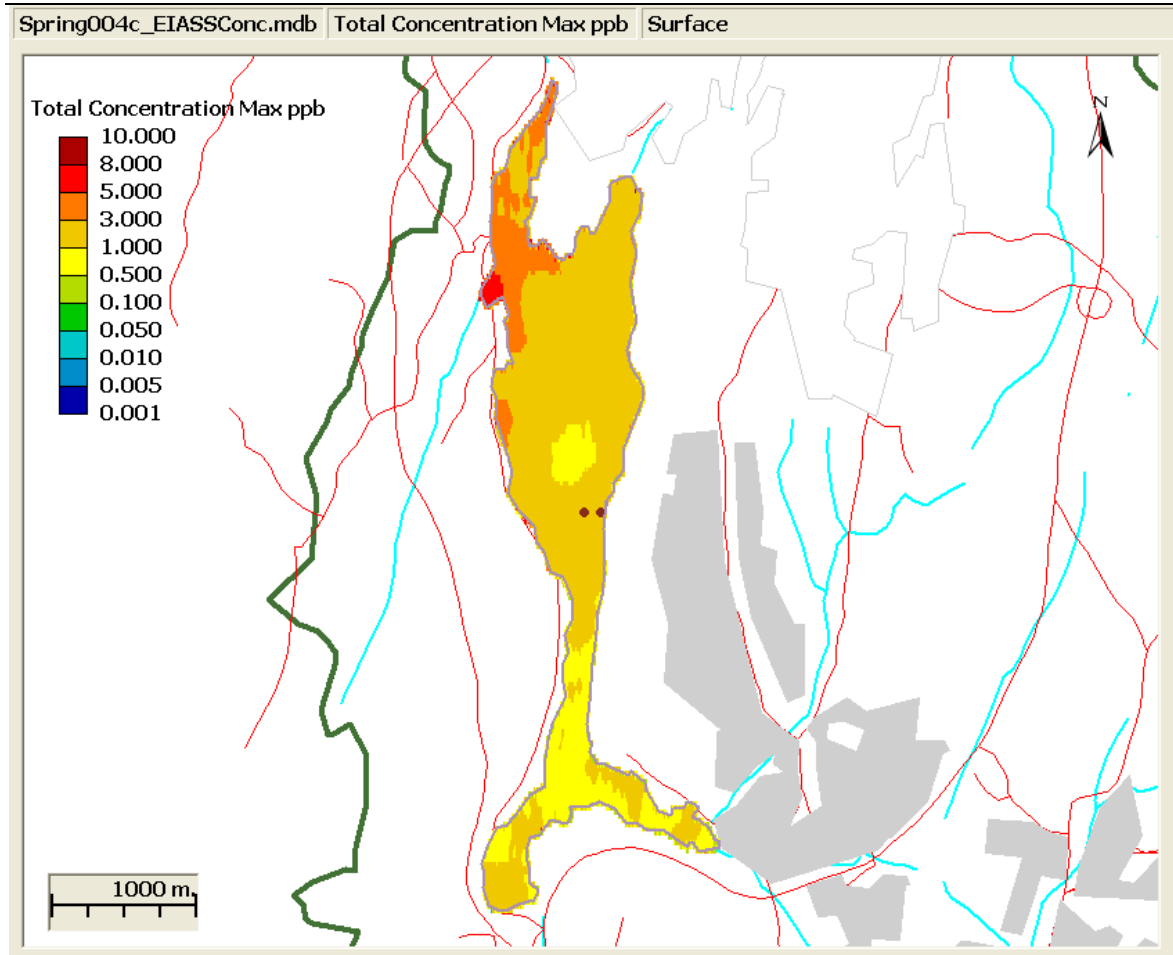


L

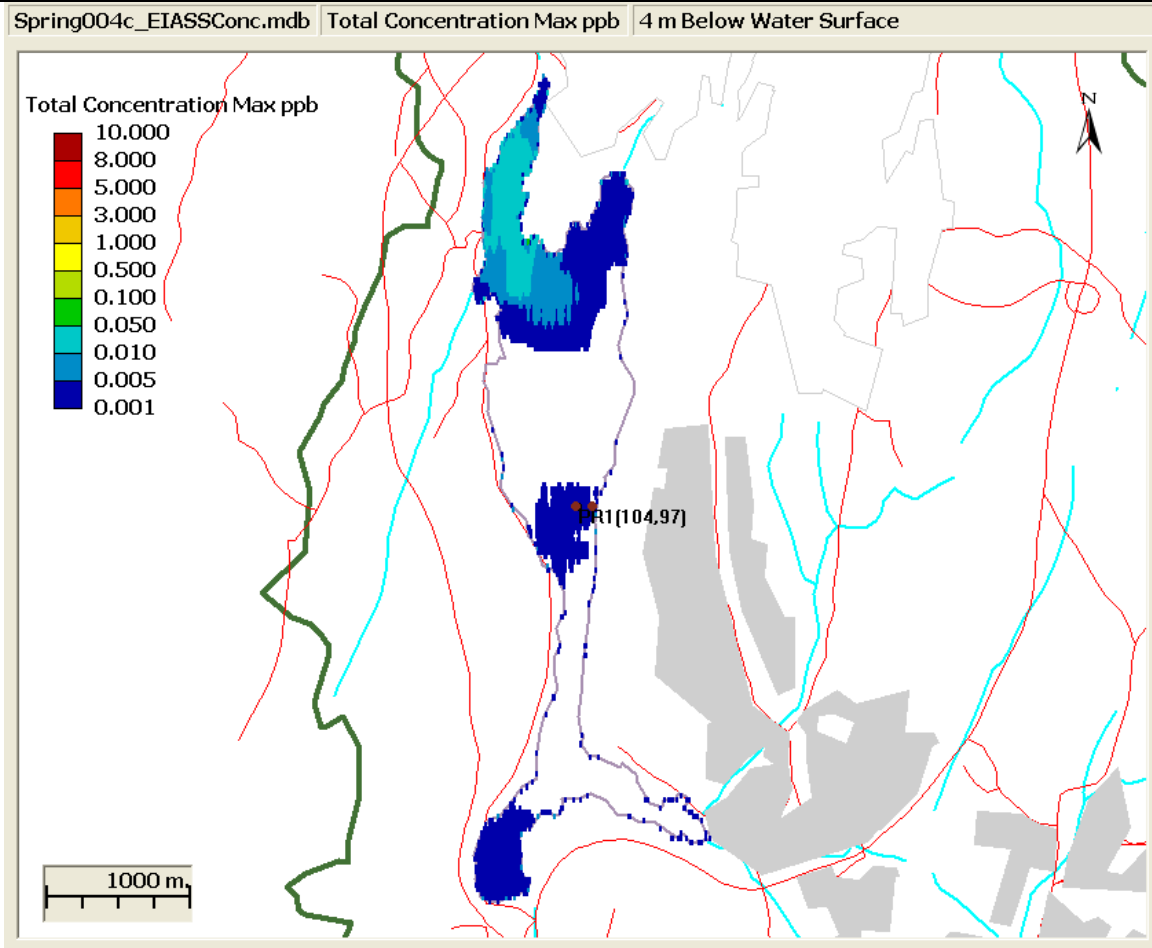
Figur 34. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Vår sirkulasjon. Sannsynlig påvirkning av strandsonen.



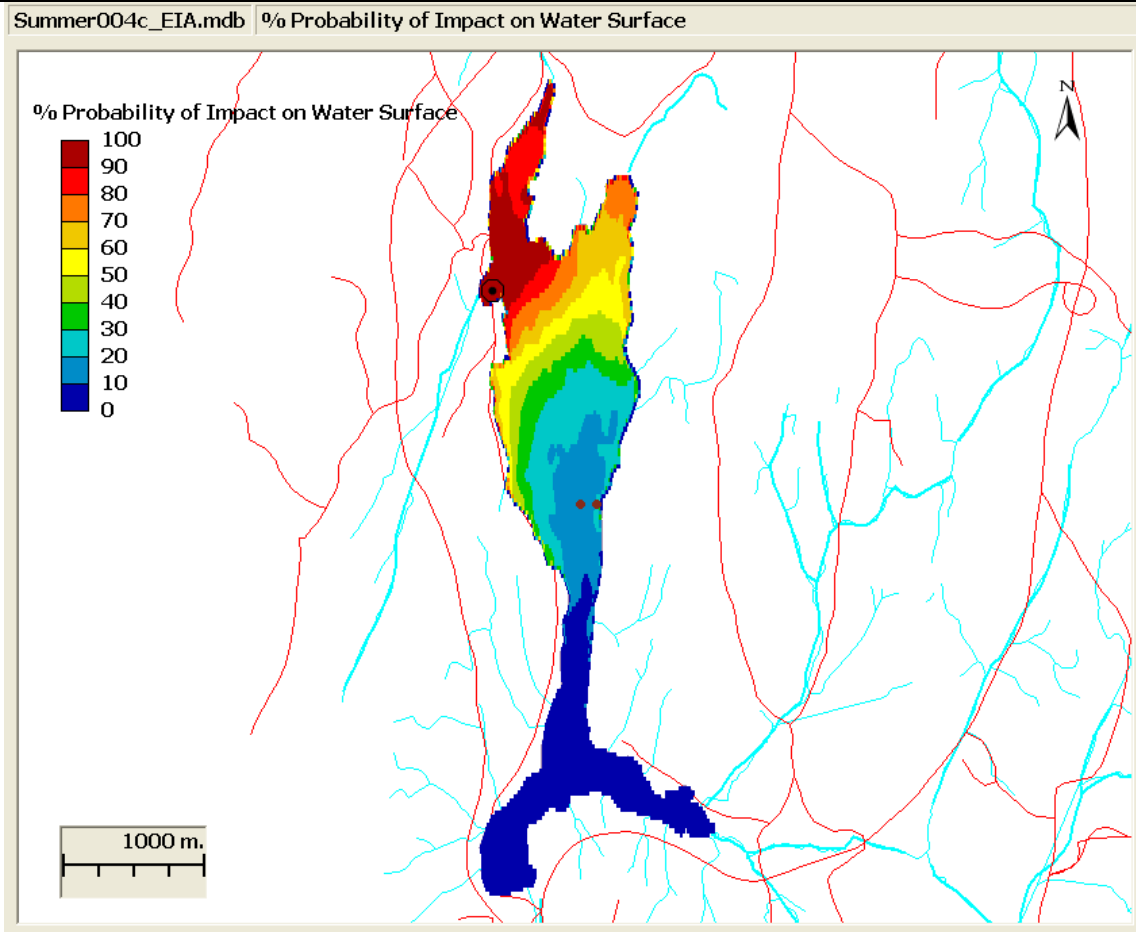
Figur 35. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Vår sirkulasjon. Transporttid



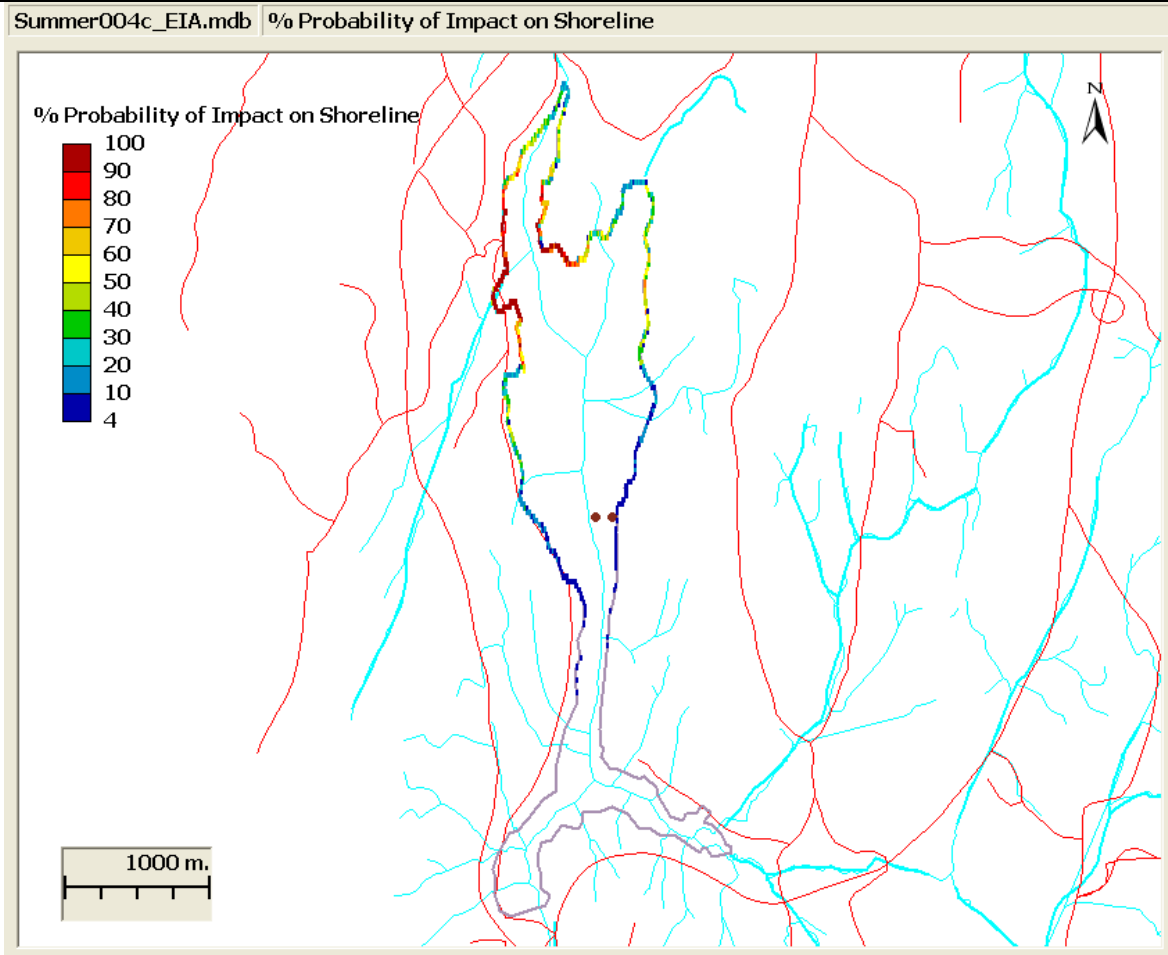
Figur 36. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Vår sirkulasjon. Maksimum konsentrasjon i overflatevannet



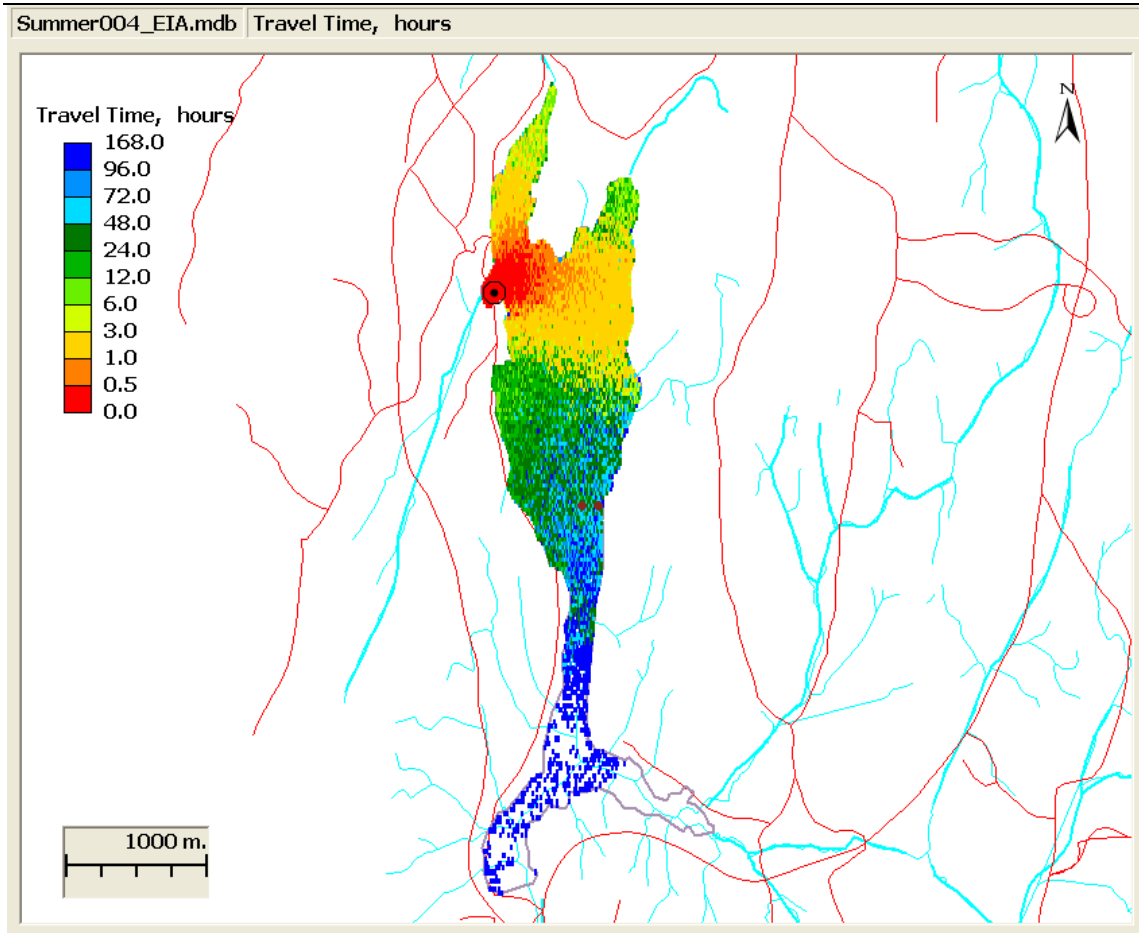
Figur 37. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Vår sirkulasjon. Maksimum konsentrasjon på 4 meters dyp.



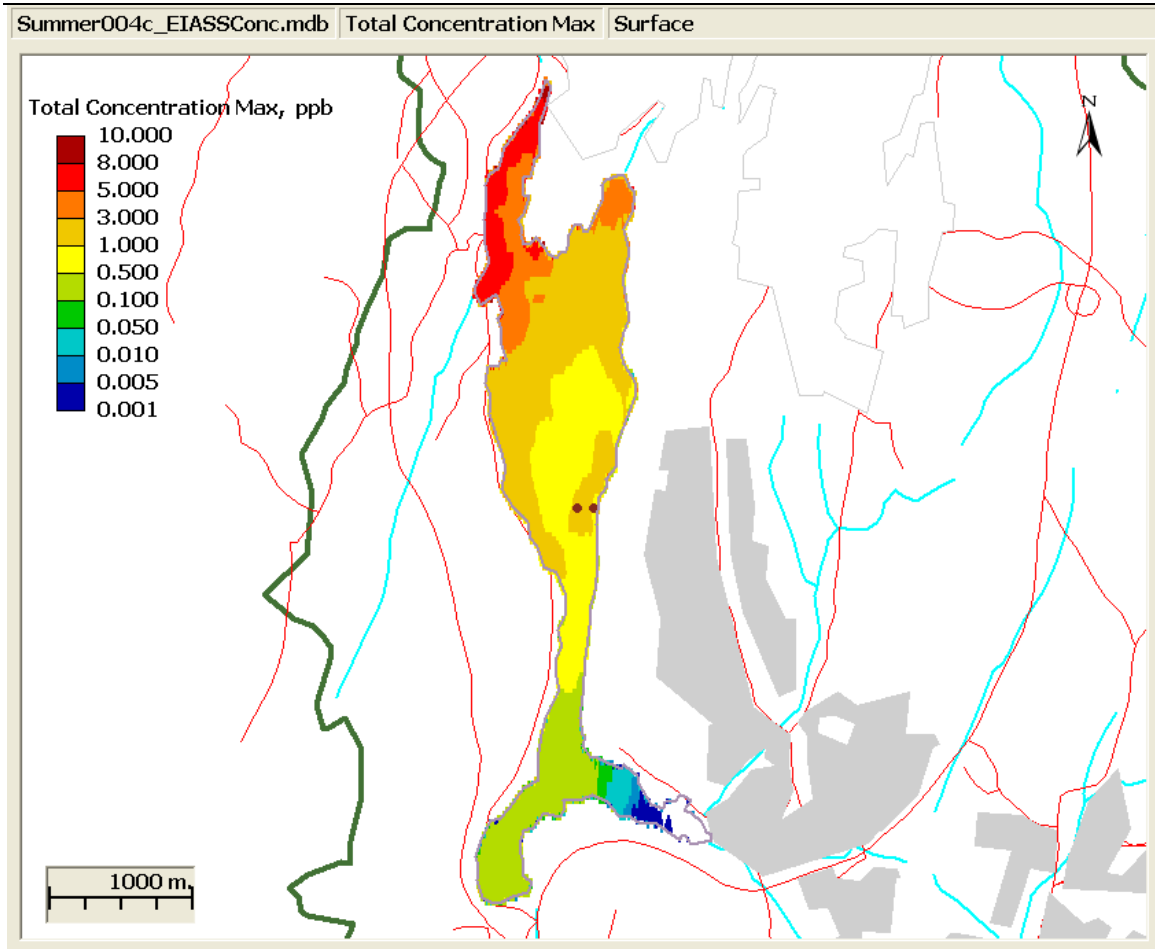
Figur 38. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Sommer. Sannsynlig påvirkning av overflatevann.



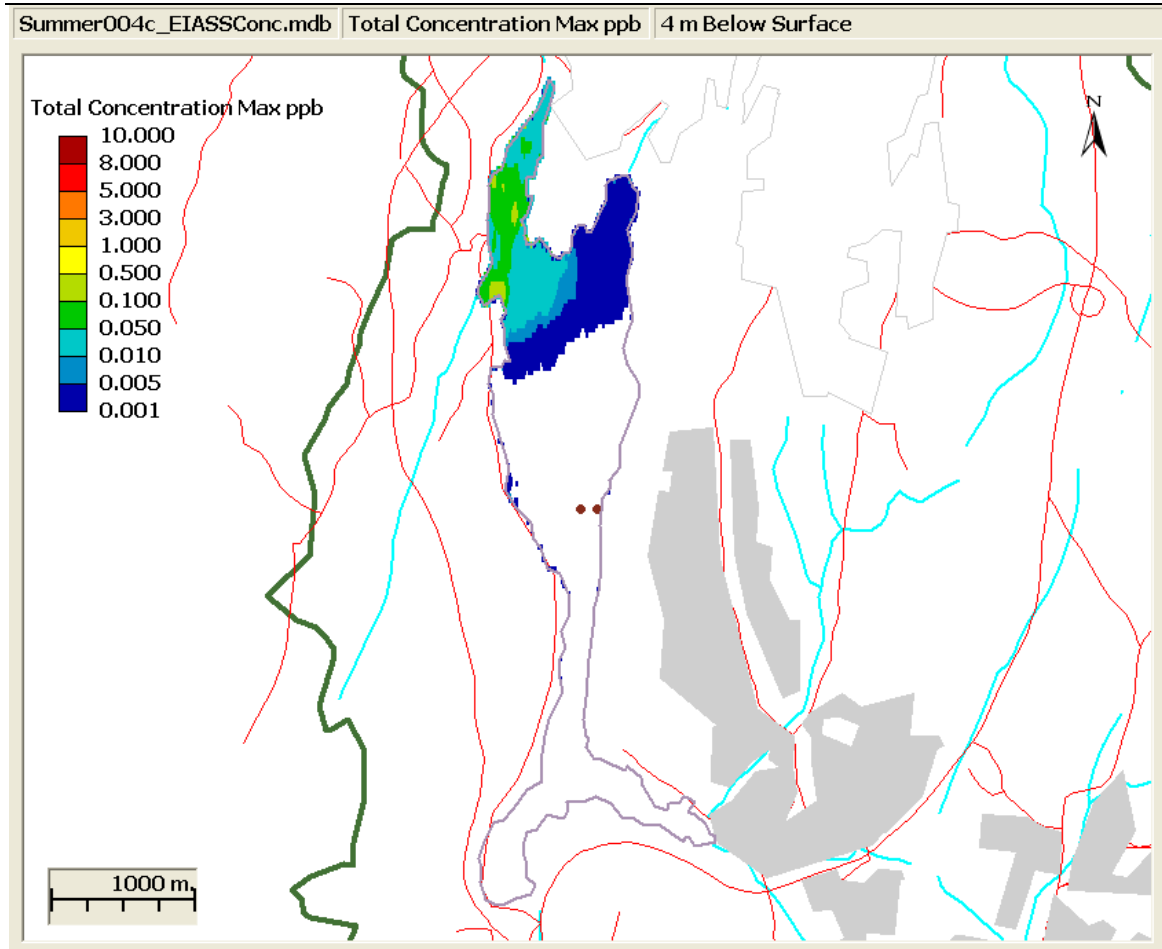
Figur 39. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Sommer. Sannsynlig påvirkning av strandsonen.



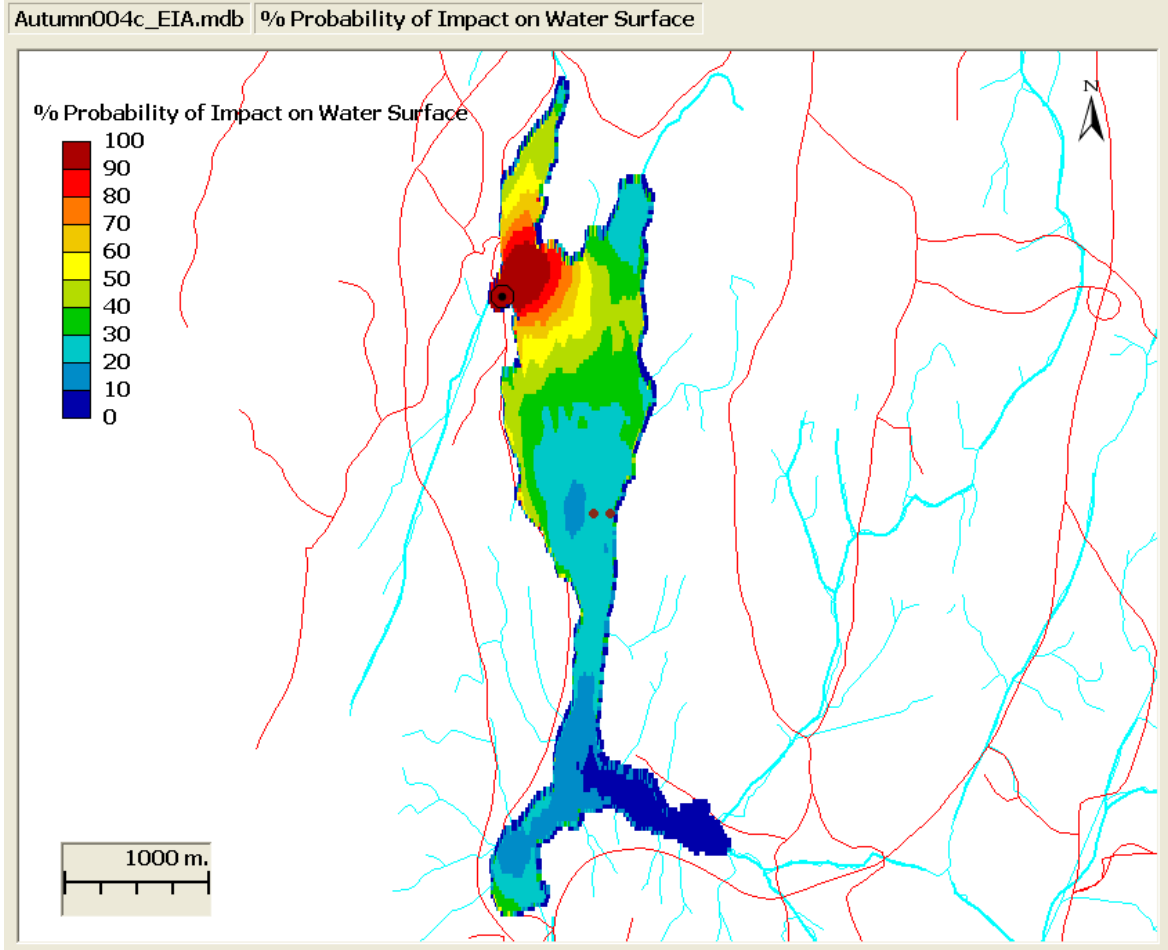
Figur 40. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Sommer. Transporttid.



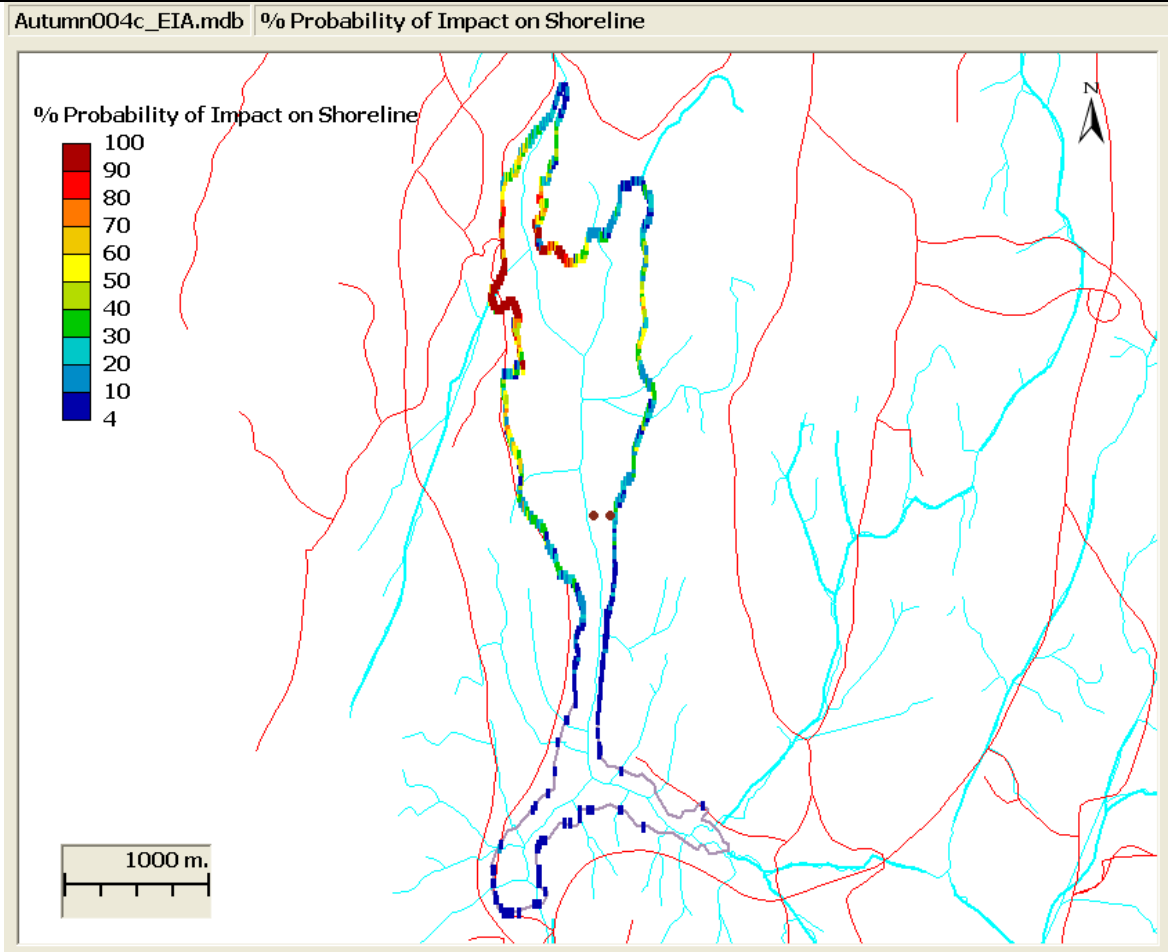
Figur 41. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Sommer. Maksimum konsentrasjoner i overflatevann.



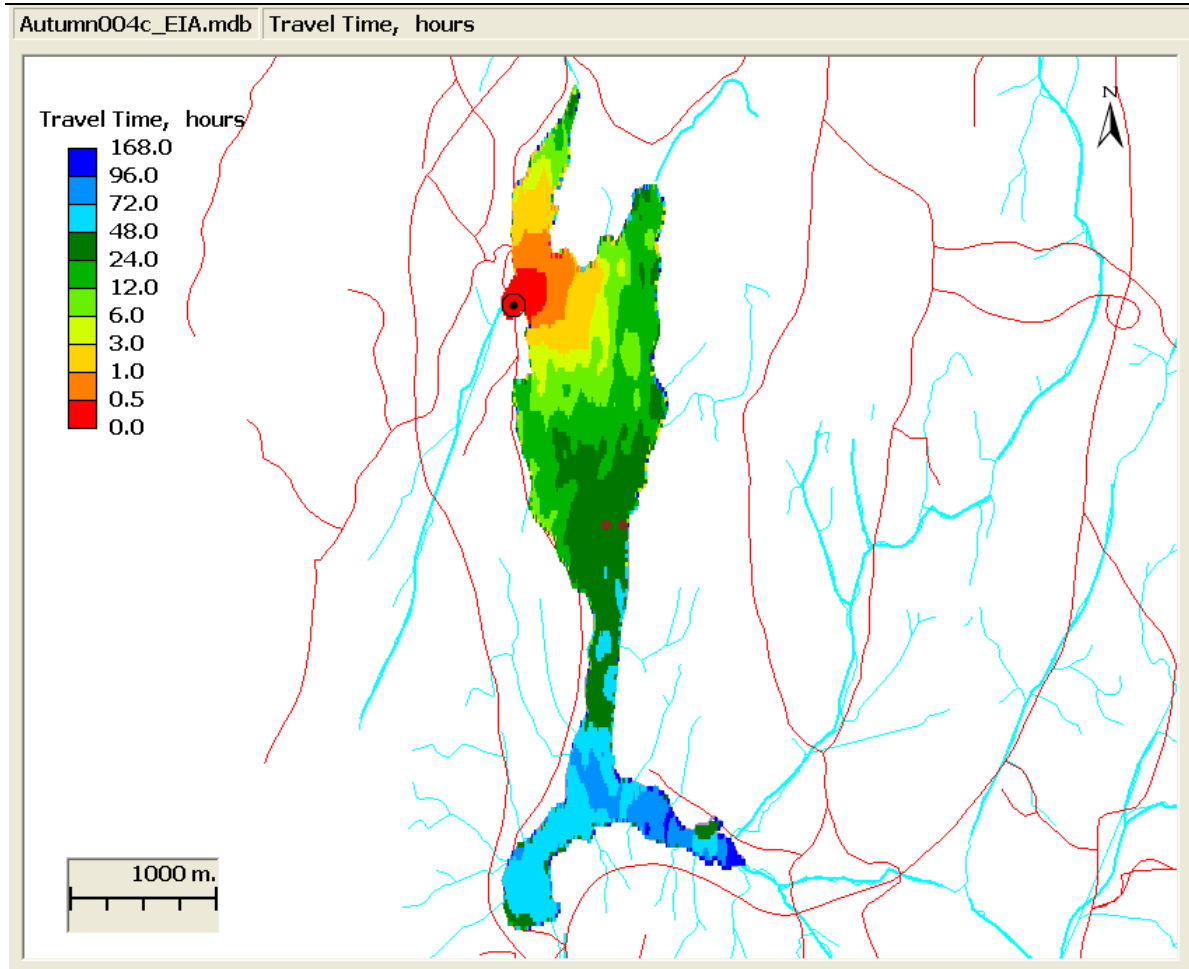
Figur 42. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Sommer. Maksimum konsentrasjoner på 4 meters dyp.



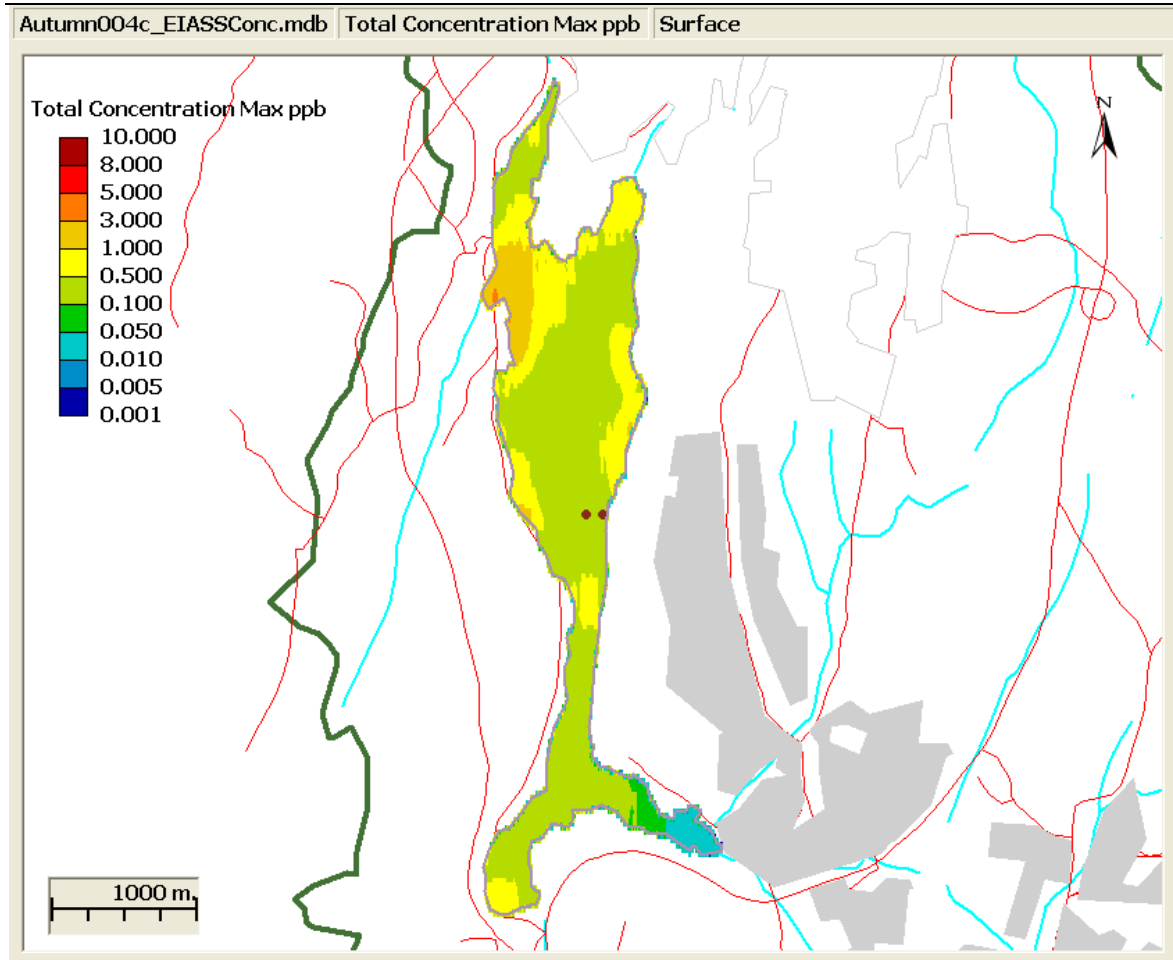
Figur 43. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Høst. Sannsynlig påvirkning av overflatevann.



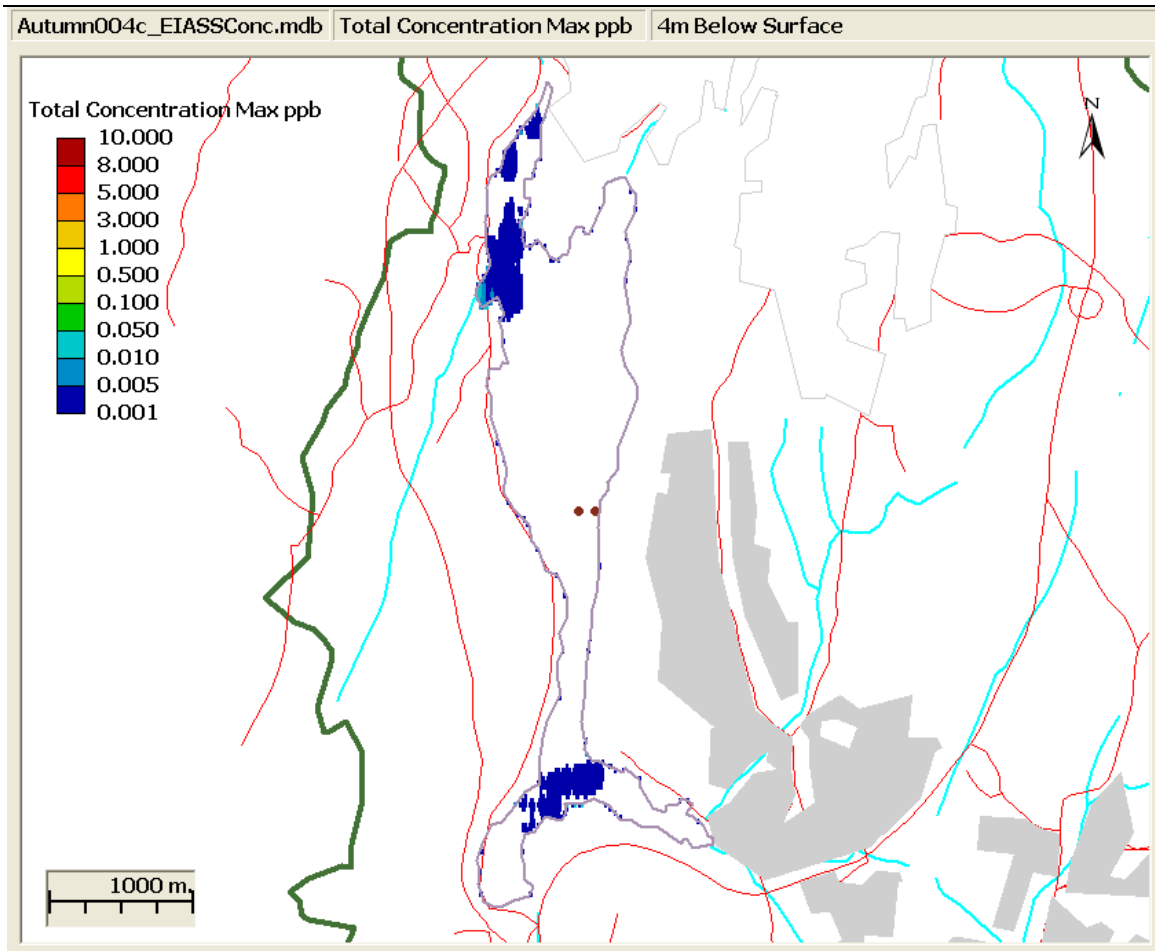
Figur 44. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Høst. Sannsynlig påvirkning av strandsonen.



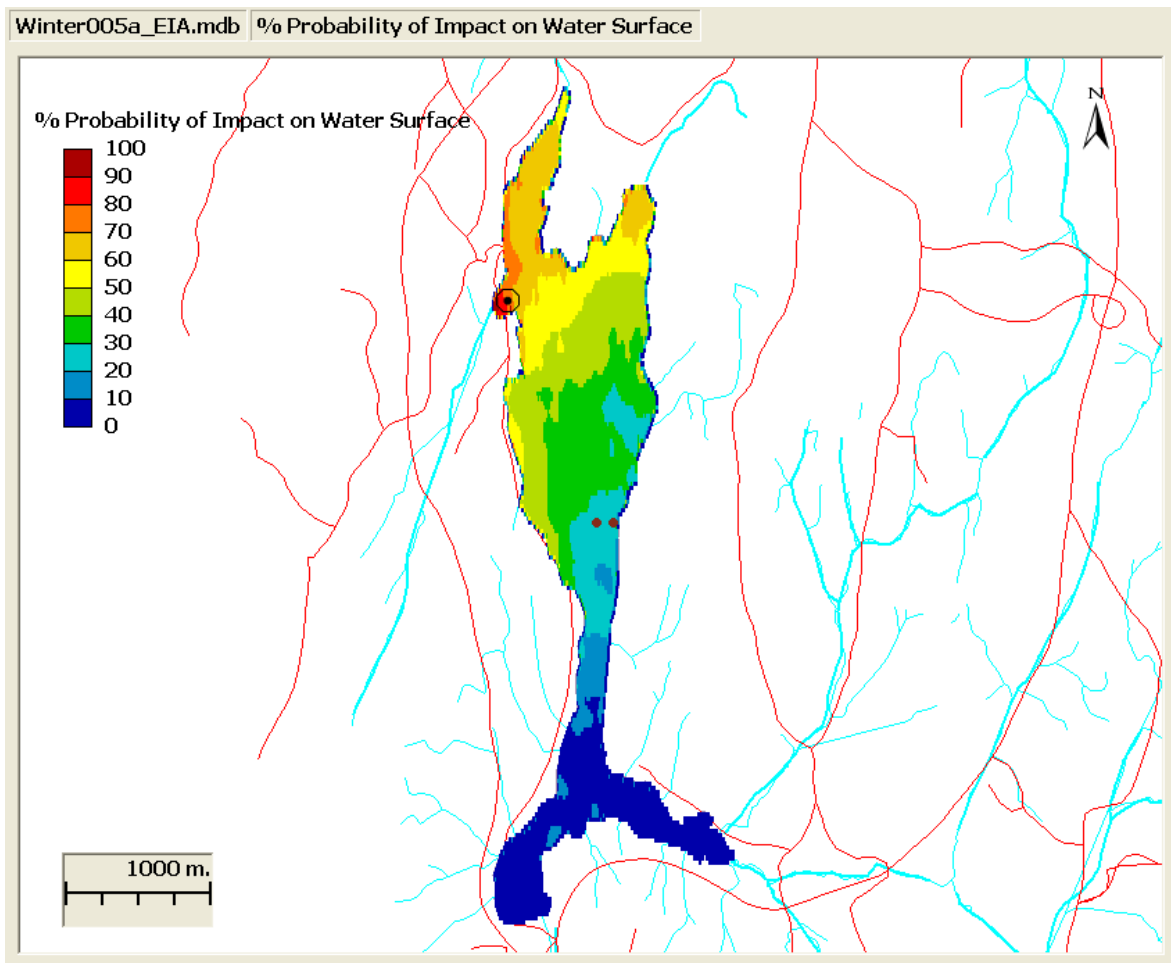
Figur 45. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Høst. Transporttid.



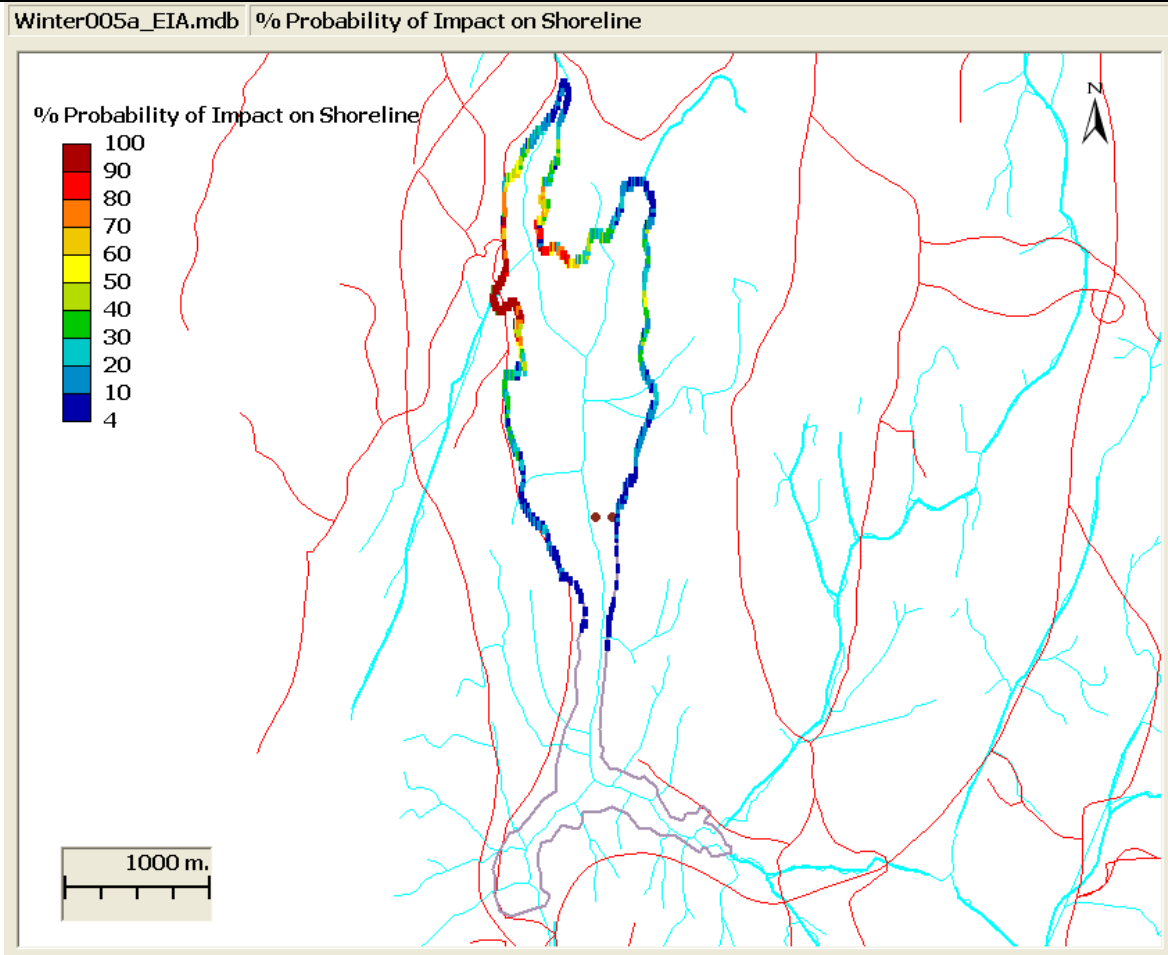
Figur 46. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Høst. Maksimum konsentrasjoner i overflatevann.



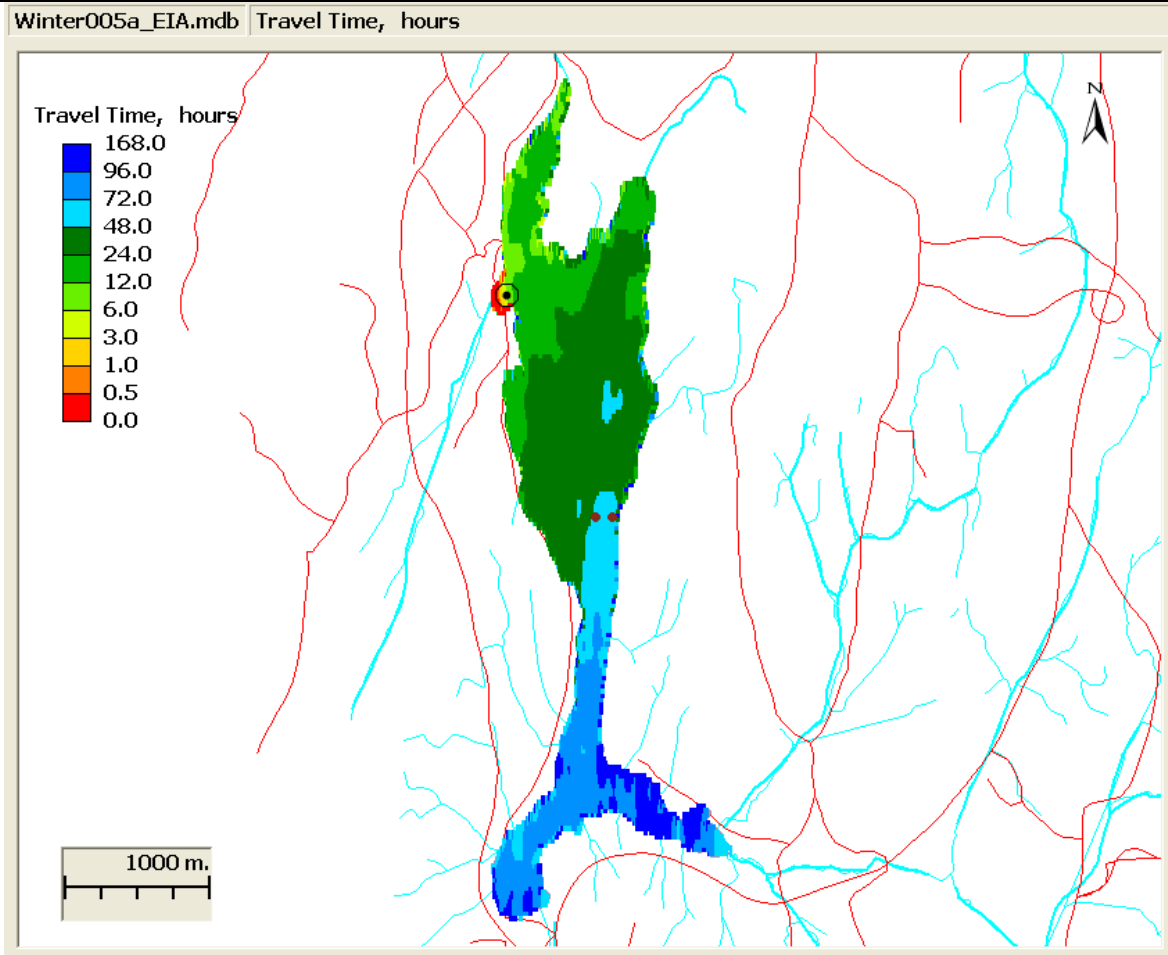
Figur 47. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Høst. Maksimum konsentrasjoner på 4 meters dyp.



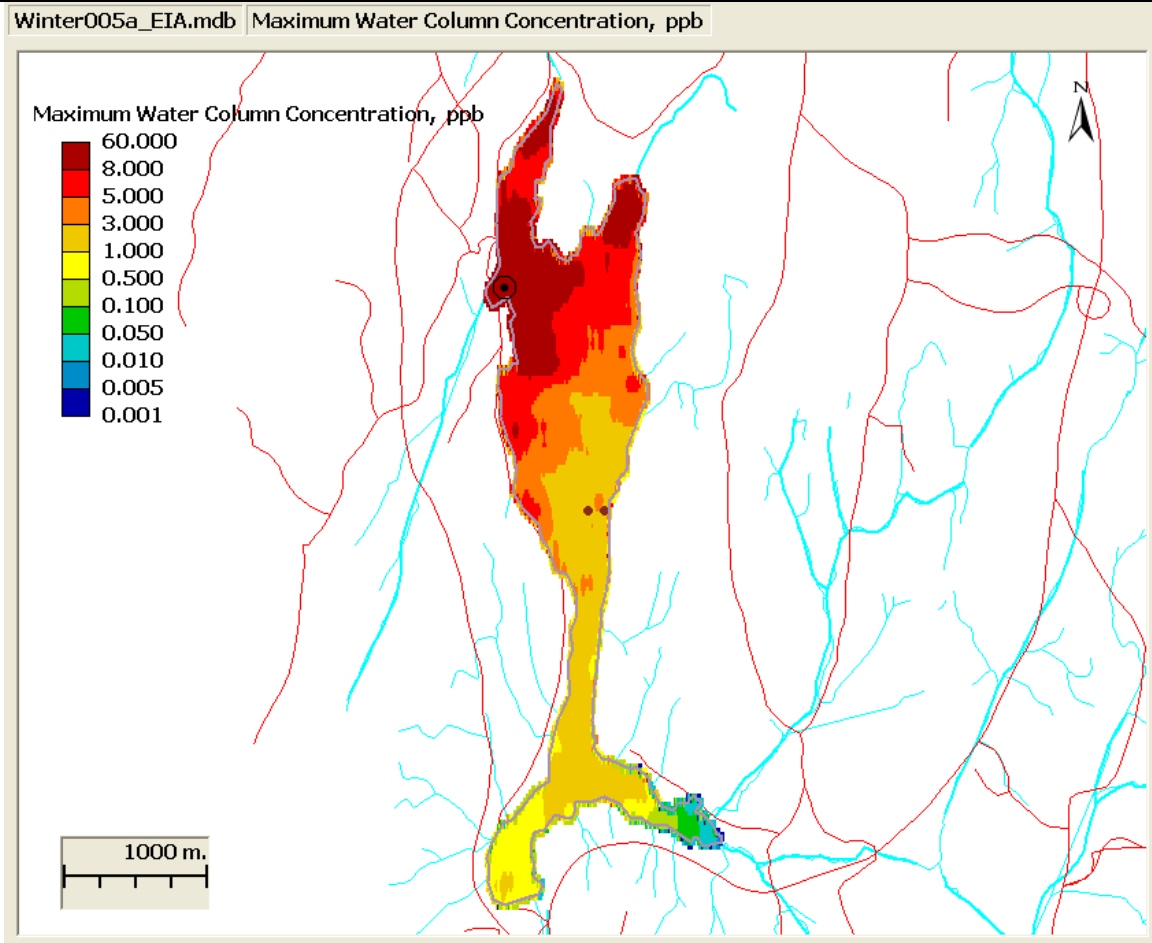
Figur 48. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Vinter. Sannsynlig påvirkning av overflatevann.



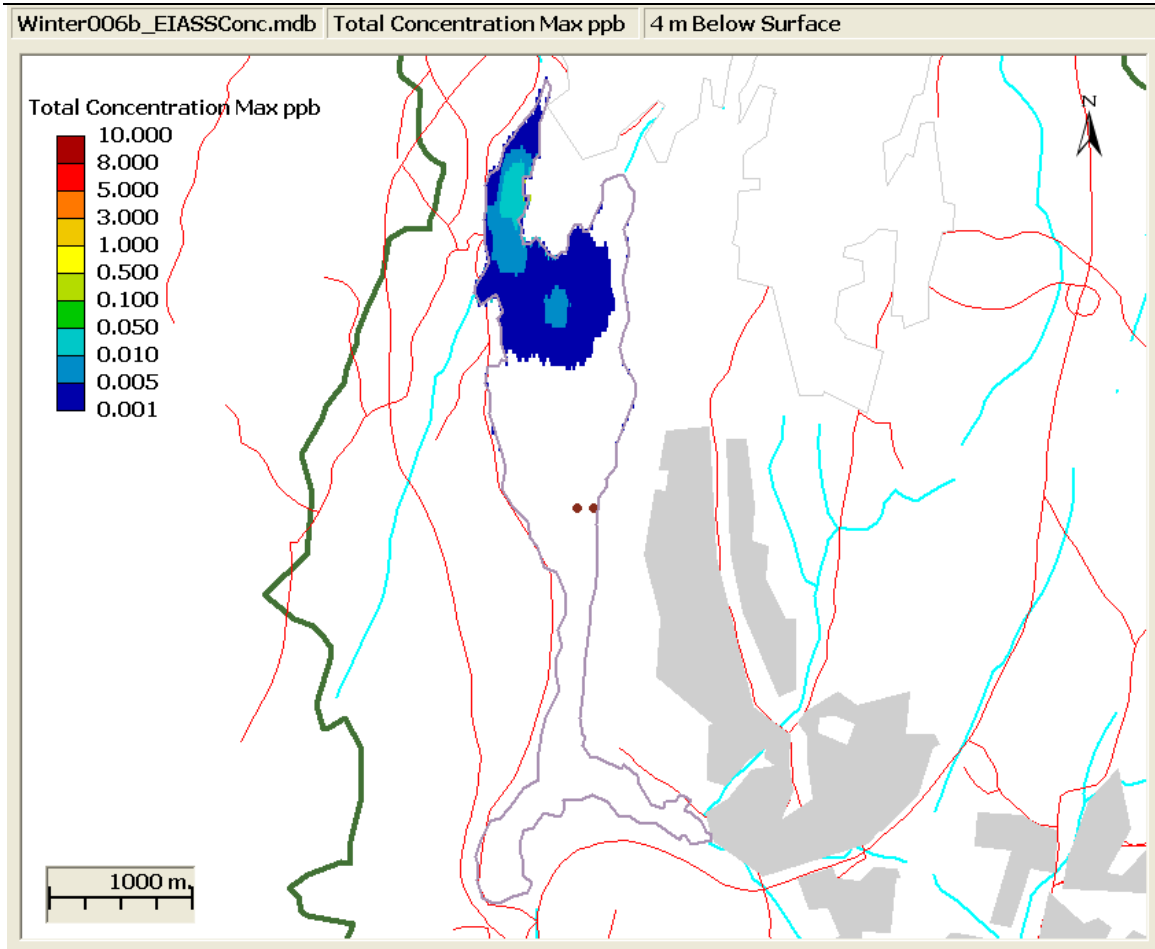
Figur 49. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Vinter. Sannsynlig påvirkning av strandsonen.



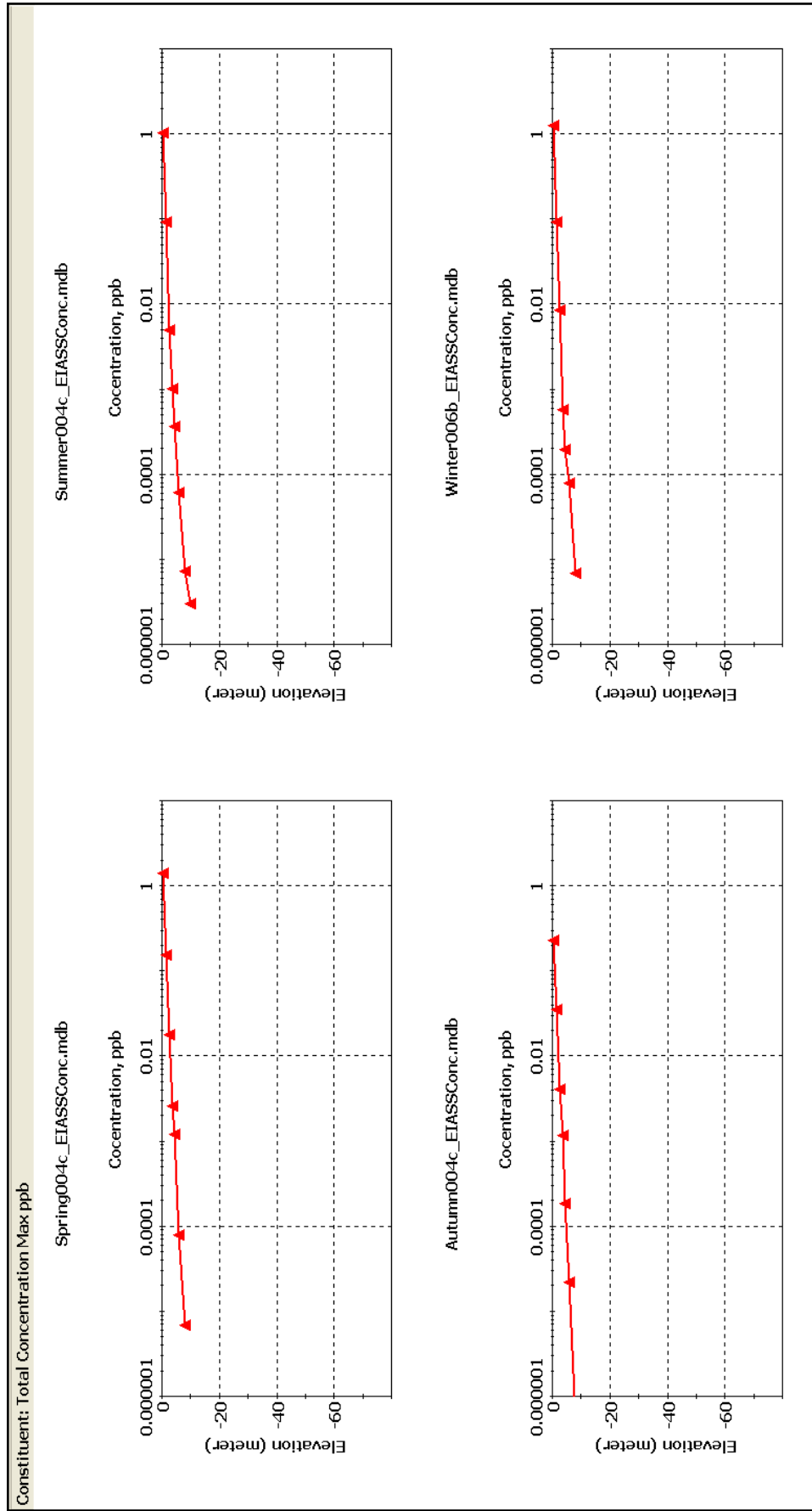
Figur 50. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Vinter. Transporttid.



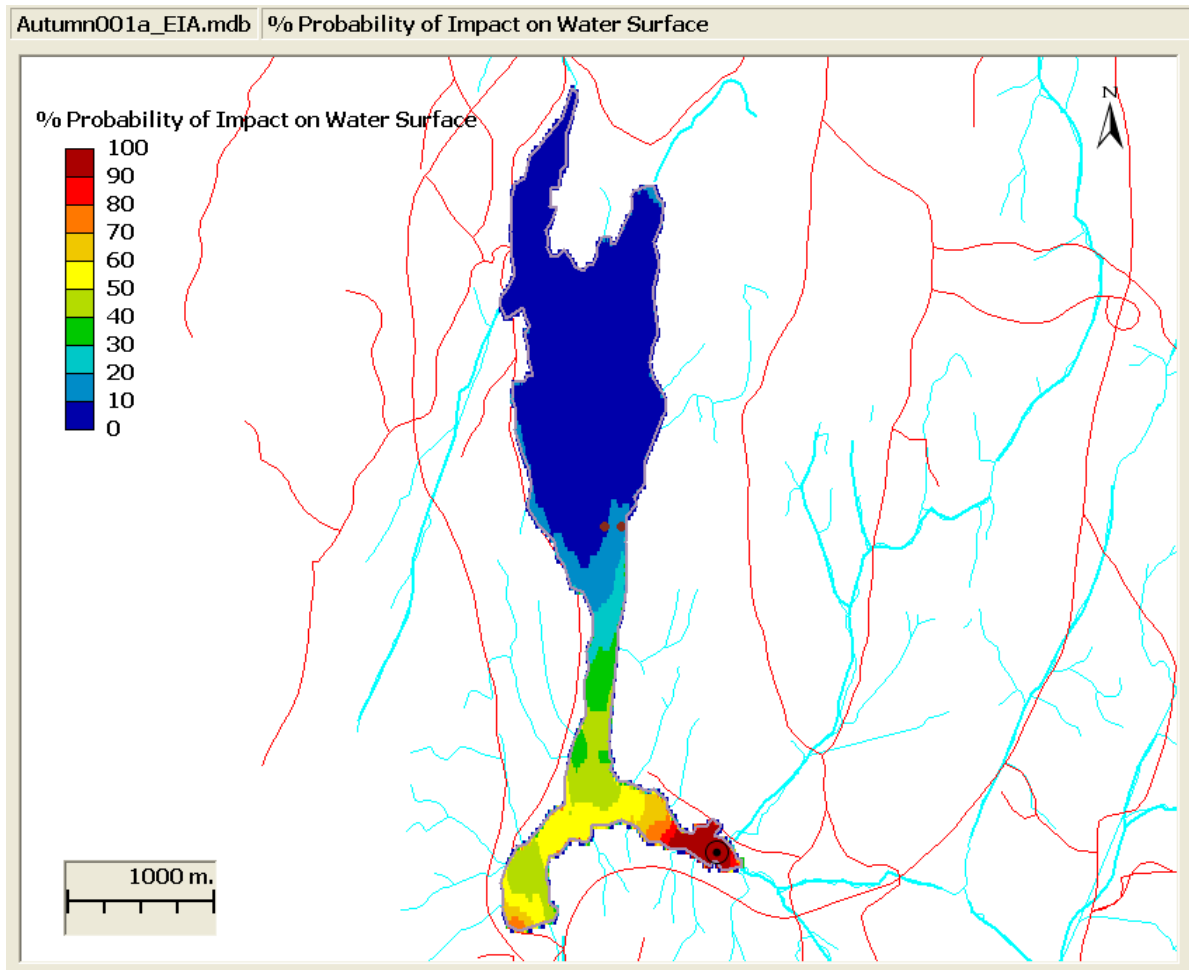
Figur 51. Utslipp av 10 m^3 diesel i NV. Vinter. Maksimum konsentrasjon i overflatevann.



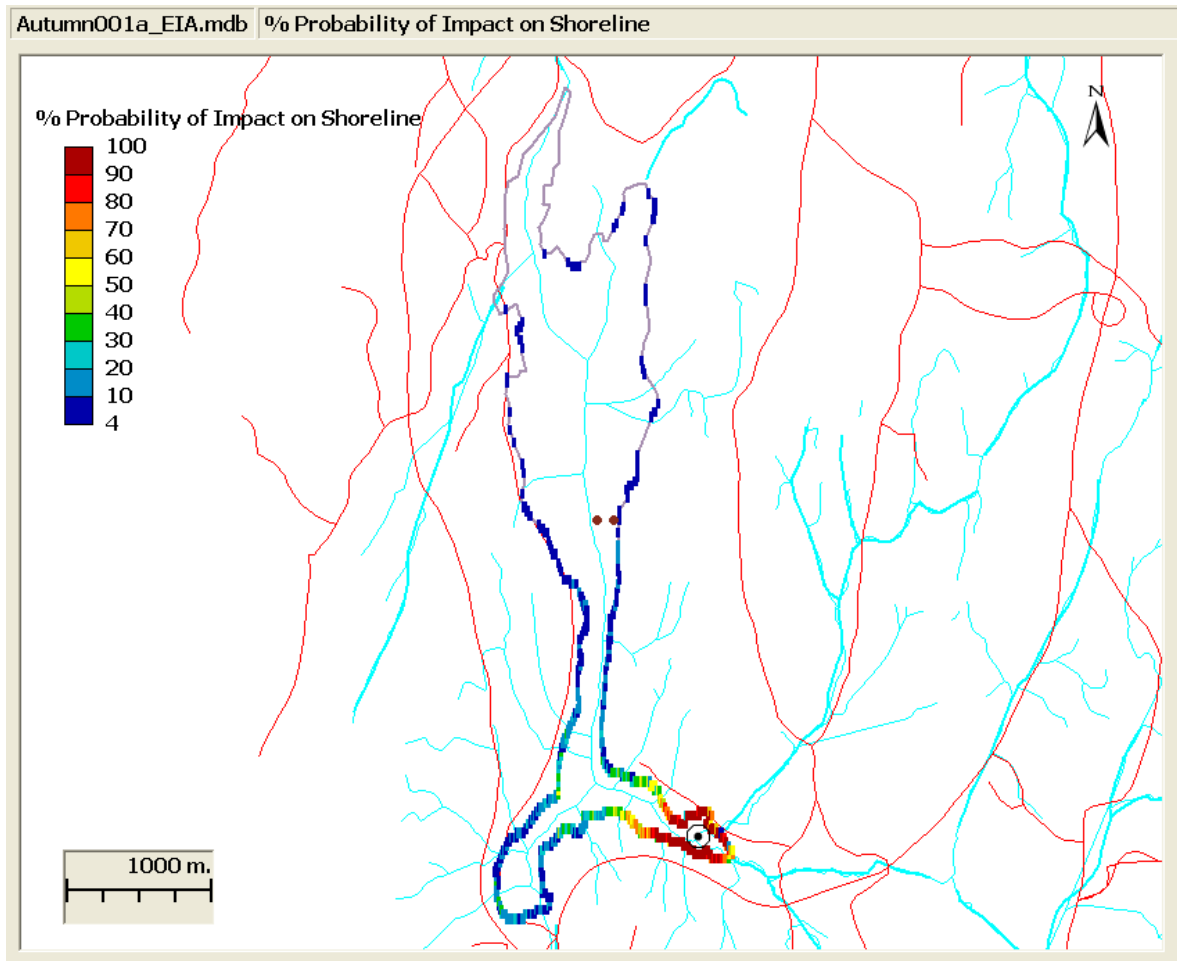
Figur 52. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Vinter. Sannsynlig påvirkning på 4 meters dyp.



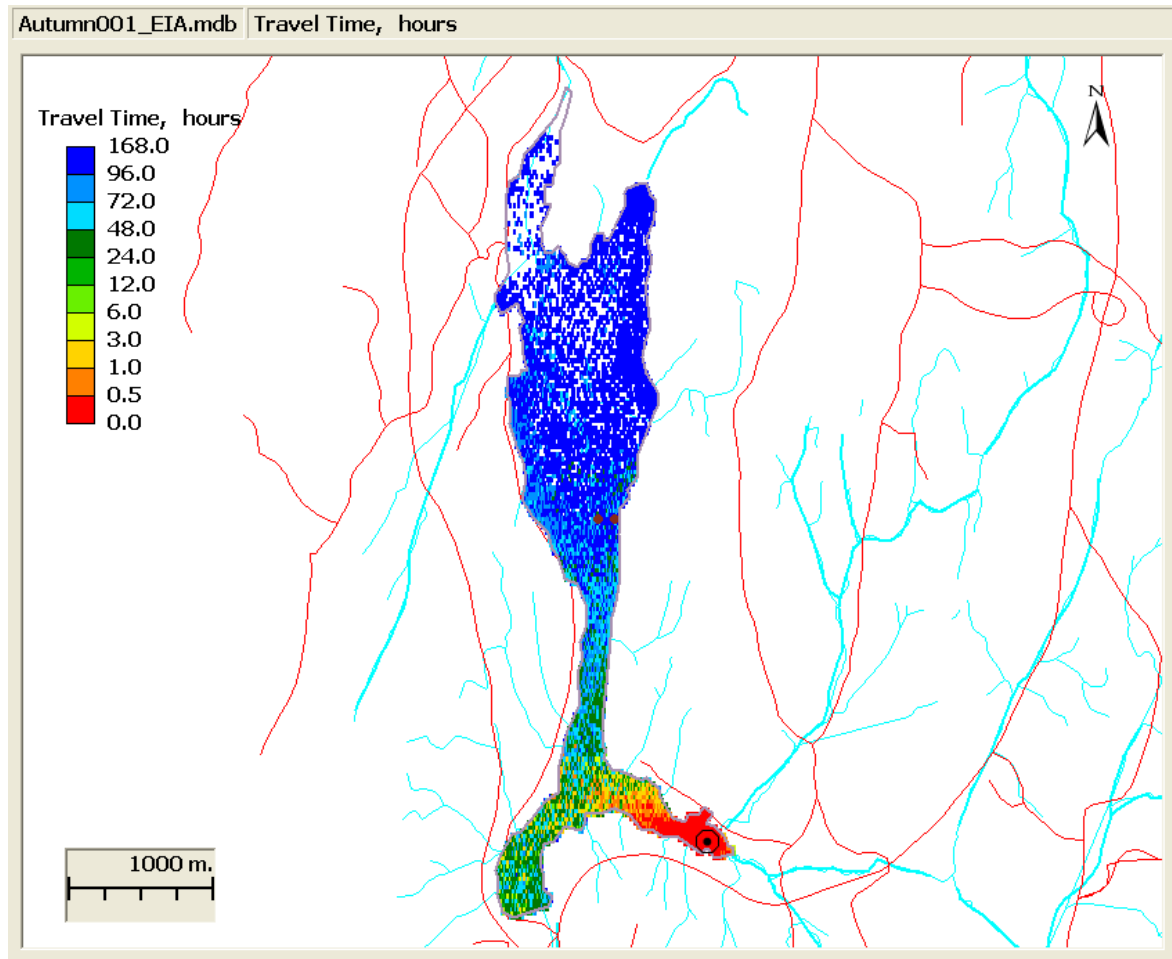
Figur 53. Utslipp av 10 m³ diesel i NV. Vinter. Dybdeprofiler ved vanninntaket. Maksimum konsentrasjoner .



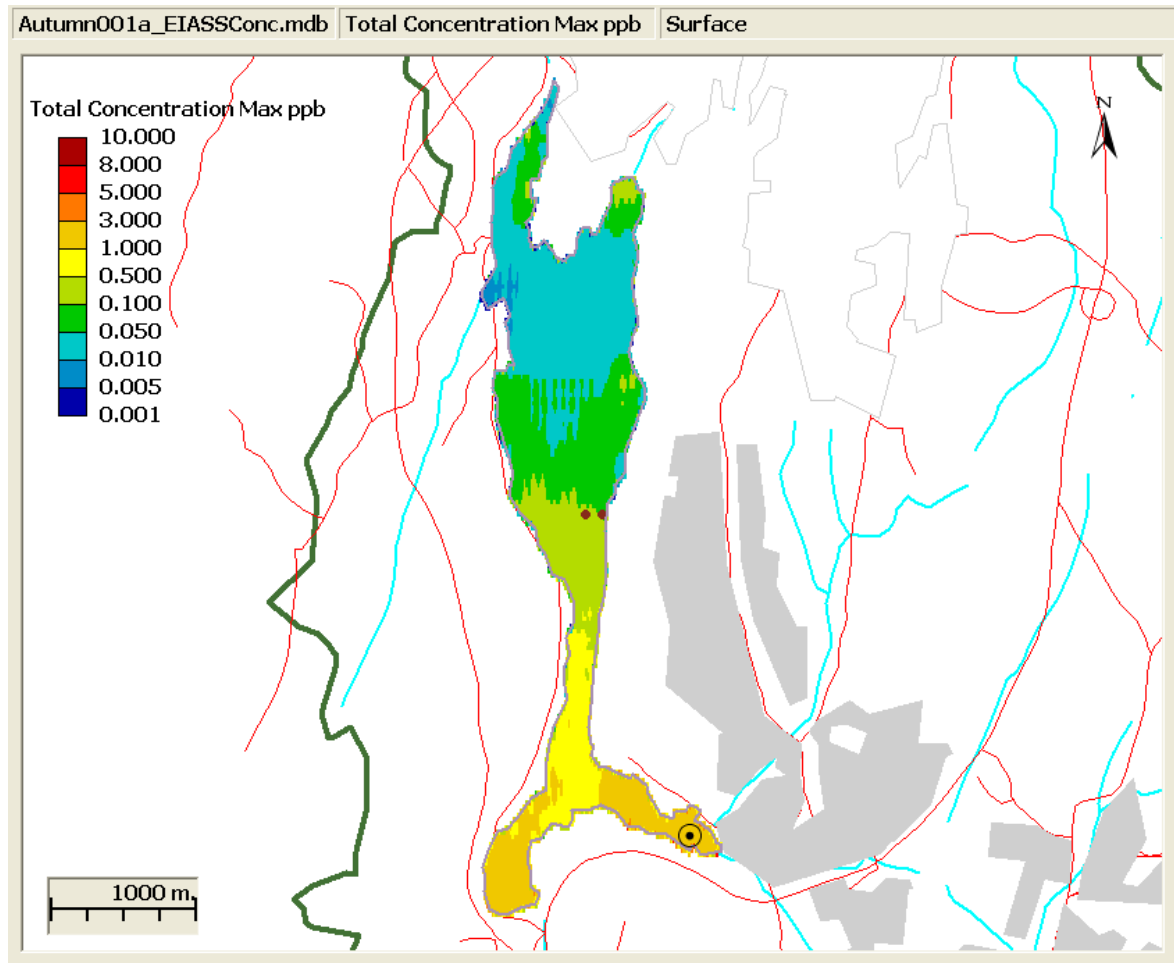
Figur 54. Utslipp av 10 m³ diesel i SØ. Høst. Sannsynlig påvirkning av overflatevannet.



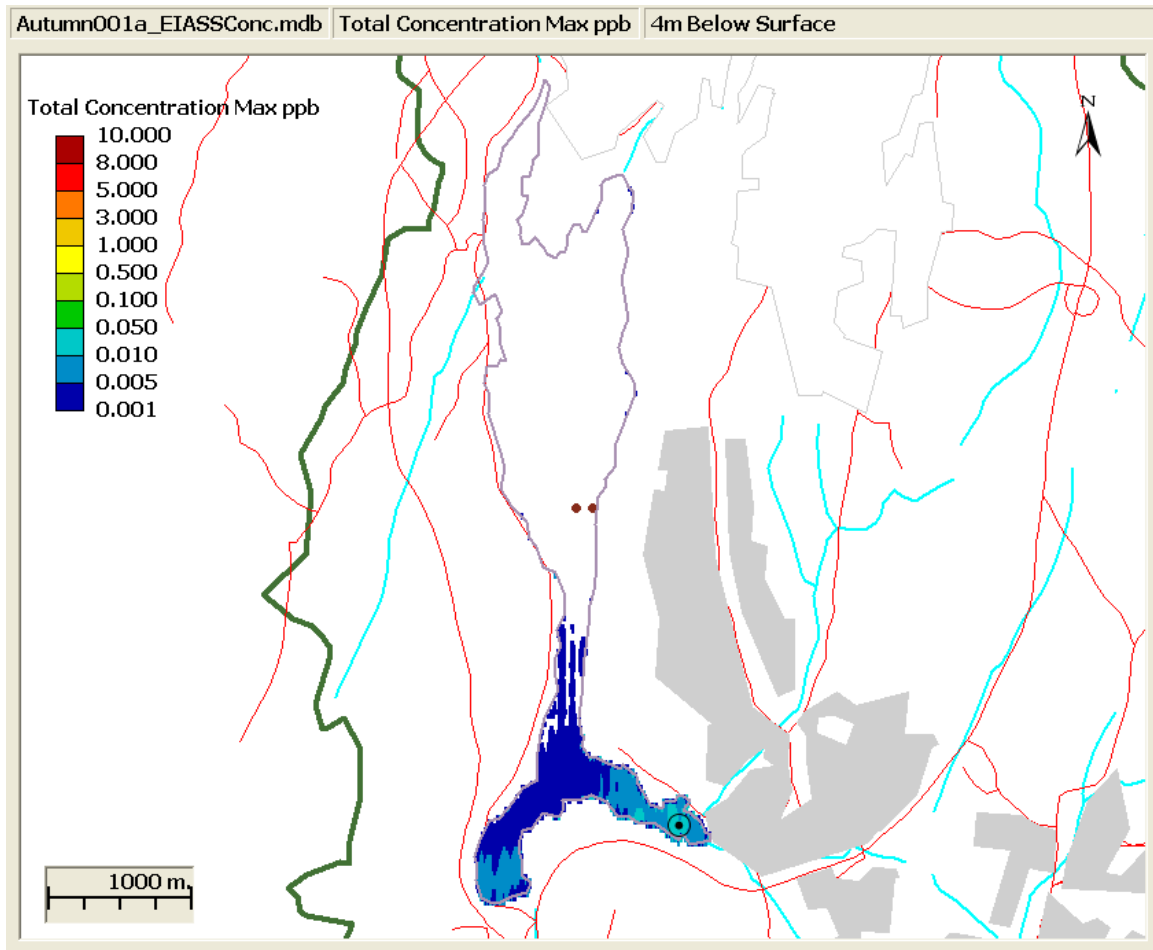
Figur 55. Utslipp av 10 m³ diesel i SØ. Høst. Sannsynlig påvirkning av strandsonen.



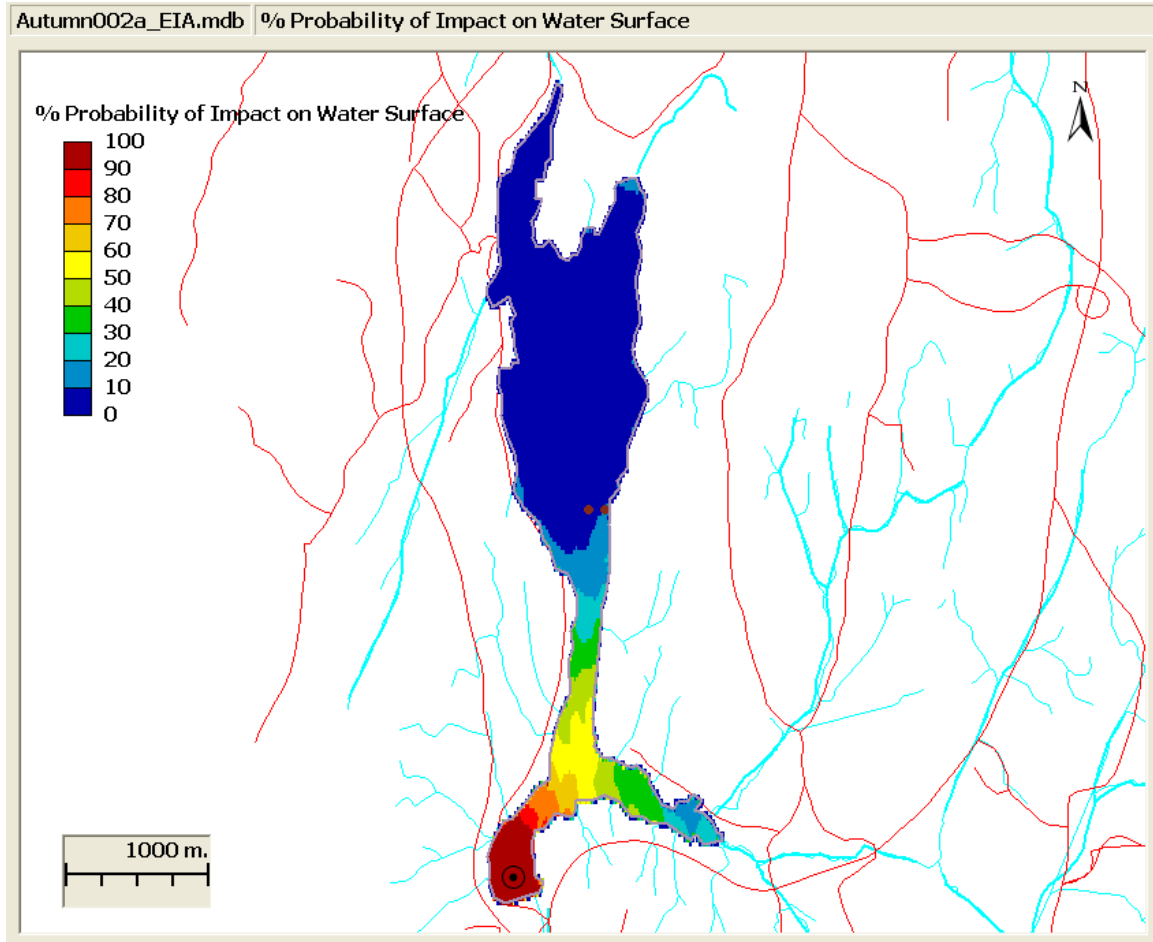
Figur 56. Utslipp av 10 m³ diesel i SØ. Høst. Transporttid.



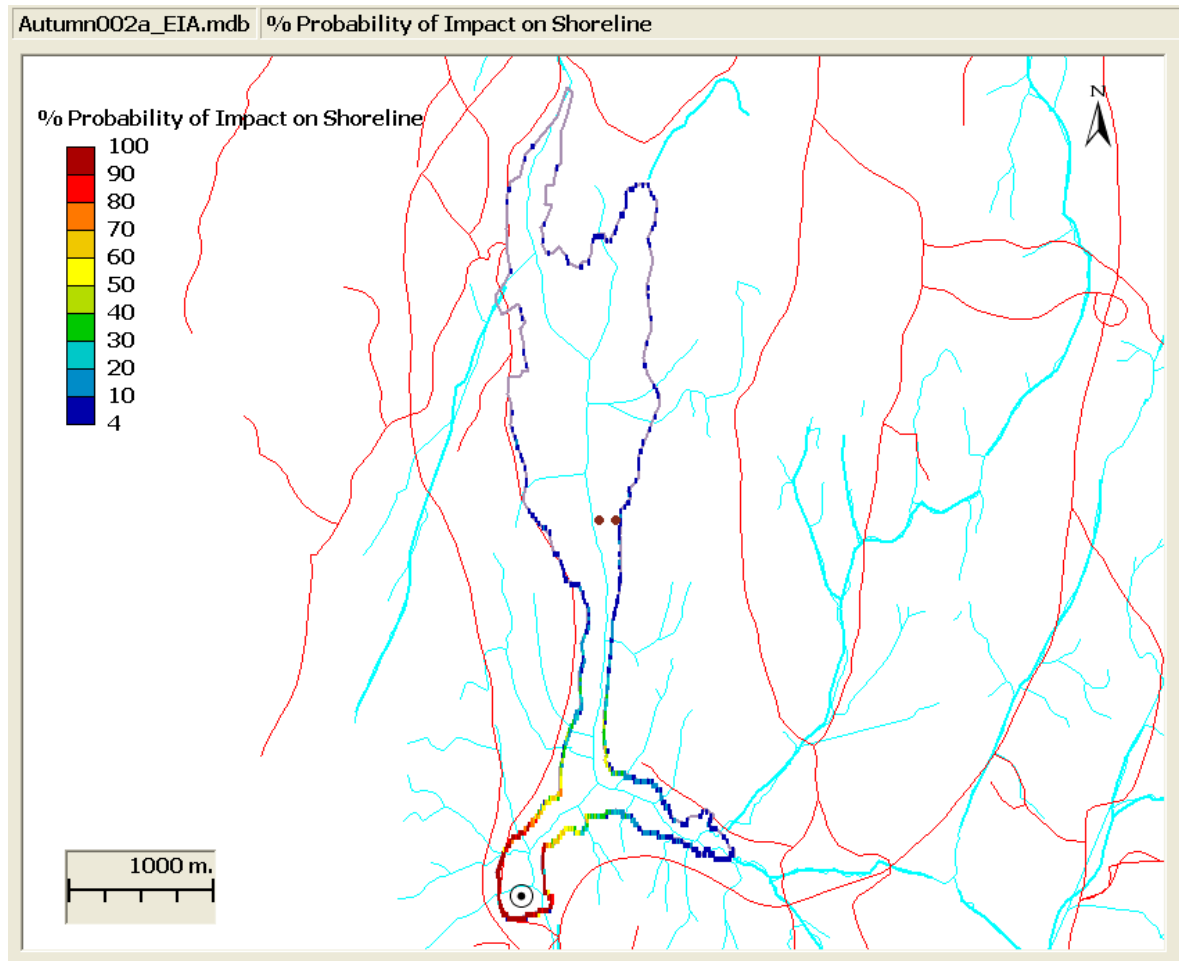
Figur 57. Utslipp av 10 m³ diesel i SØ. Høst. Maksimum konsentrasjon i overflatevannet.



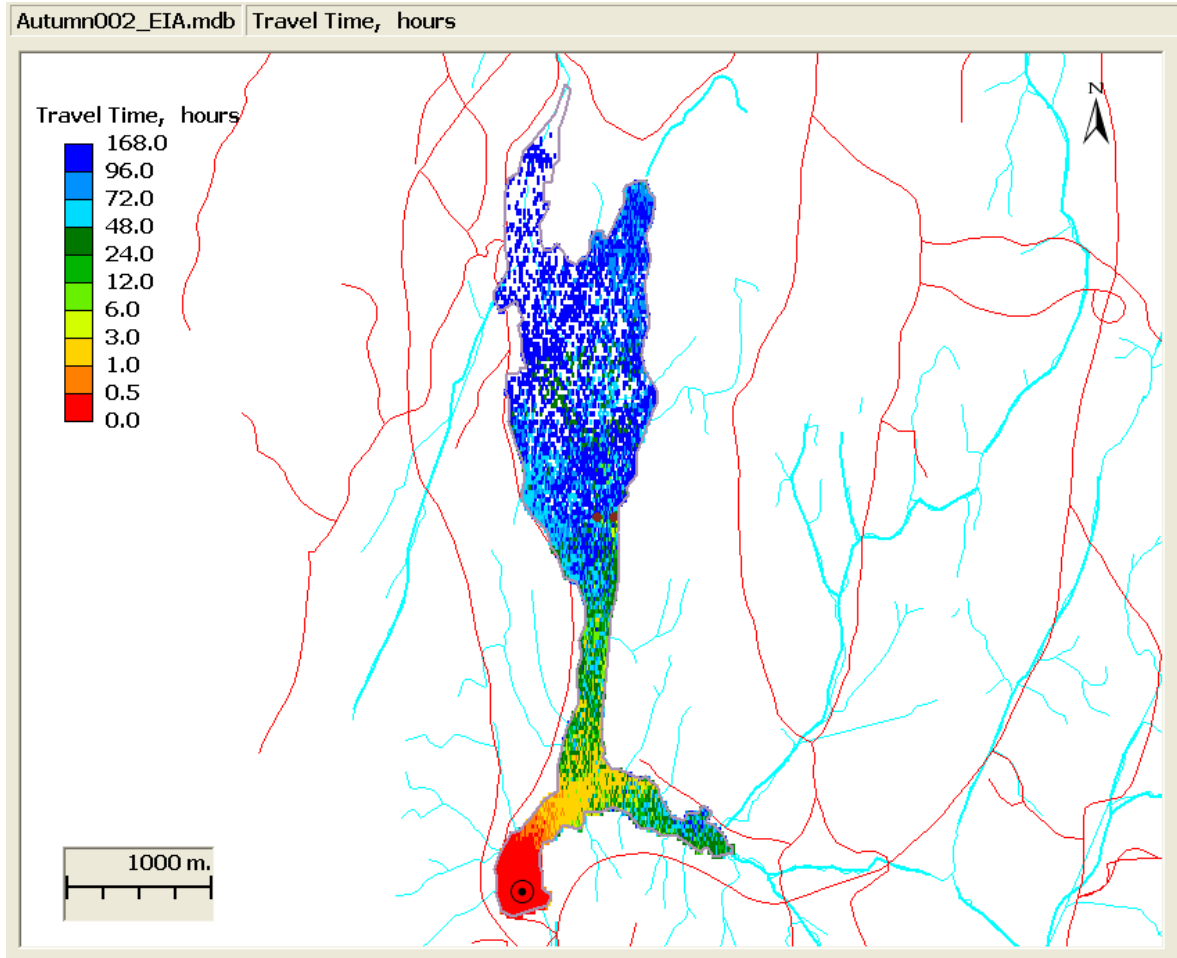
Figur 58. Utslipp av 10 m³ diesel i SØ. Høst. Maksimum konsentrasjon på 4 meters dyp.



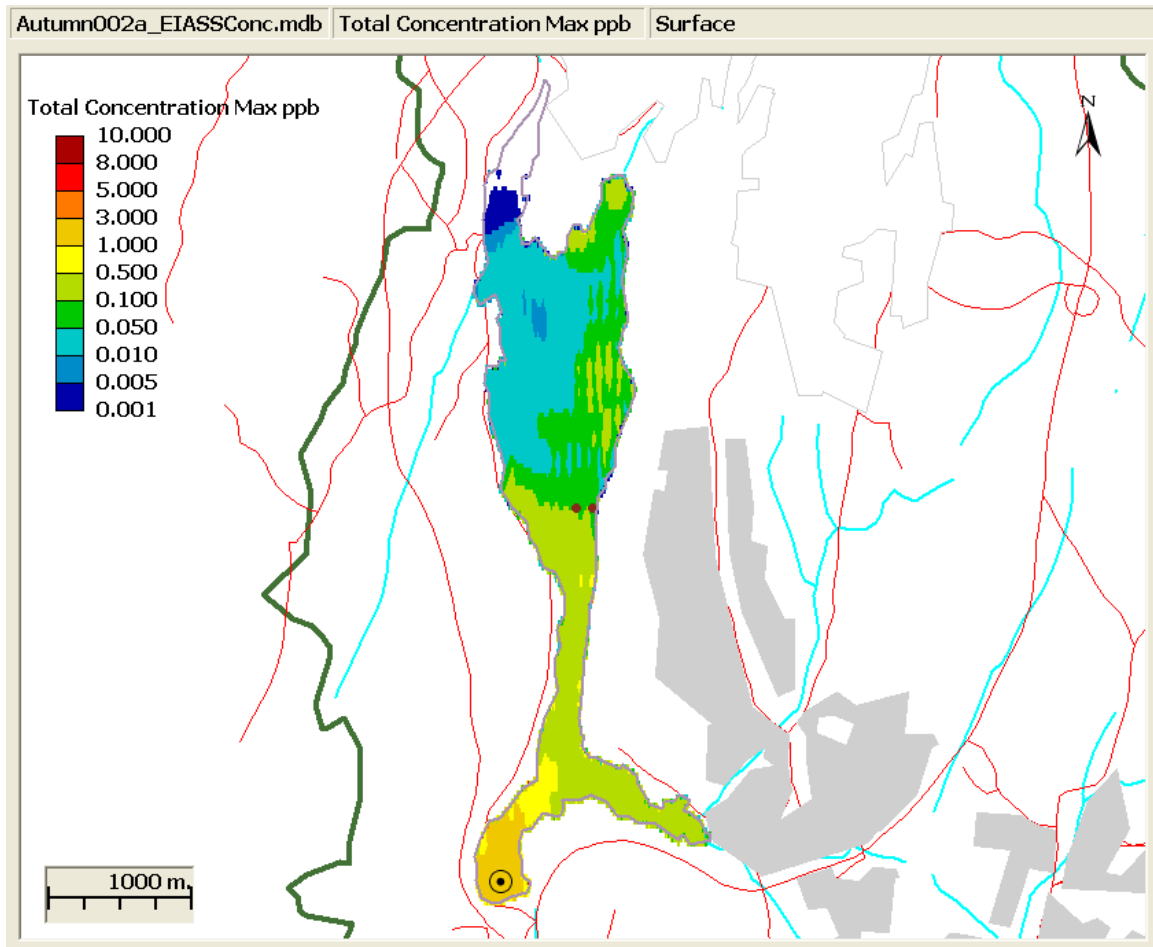
Figur 59. Utslipp av 10 m³ diesel i SV. Høst. Sannsynlig påvirkning av overflatevannet.



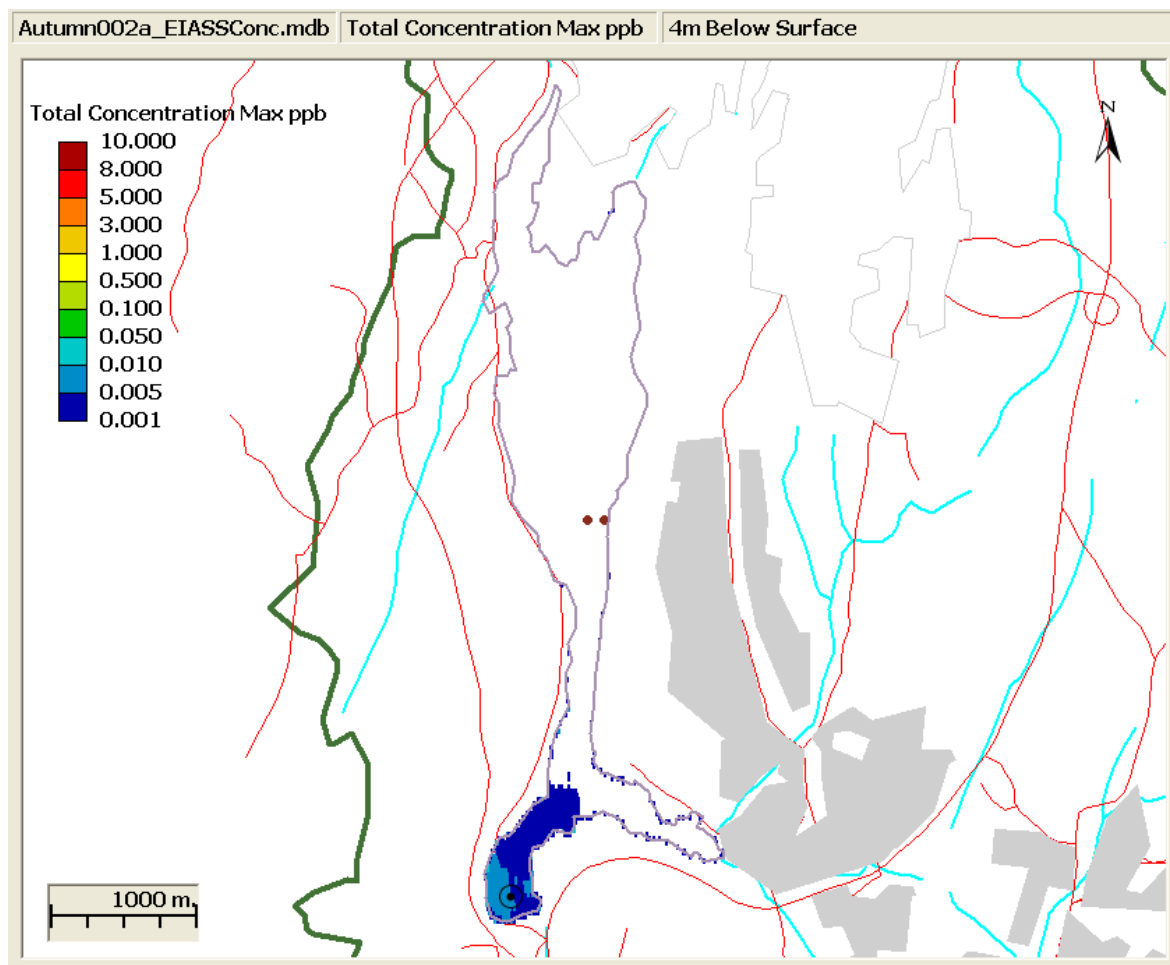
Figur 60. Utslipp av 10 m³ diesel i SV. Høst. Sannsynlig påvirkning av strandsonen.



Figur 61. Utslipp av 10 m³ diesel i SV. Høst. Transporttid.



Figur 62. Utslipp av 10 m³ diesel i SV. Høst. Maksimum konsentrasjon i overflatevannet.



Figur 63. Utslipp av 10 m³ diesel i SV. Høst. Maksimum konsentrasjon på 4 meters dyp.

6. Referanser

- Børresen, J.A. 1993: Olje på havet. ISBN 82-417-0282-5, Ad Notam Gyldendal AS
- Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (DSB) 2004: Transport av farlig gods på veg og jernbane – en kartlegging. Rapport 55 s
- ERM - hjemmeside: <http://www.erm-smg.com>
- Green, J and Trett, M.W. 1989. The fate and effects of oil in freshwater. ISBN 1-85166-318-5. Elsevier science publishers LTD
- Goss M, Richards C. (2008). Development of a risk-based index for source water protection planning, which supports the reduction of pathogens from agricultural activity entering water resources. *Journal of Environmental Management*. 87, 623-632.
- Haande S., Rohrlack T., Corneliussen C.H. og Norendal T.O. 2009. Overvåking av Gjersjøen og Kolbotnvannet med tilløpsbekker 1972-2008. Med vekt på resultater fra 2008 – datarapport. Løpenr 5812-2009, 80 s. Norsk institutt for vannforskning, Oslo
- Myrmel M, Berg EM, Grinde B, Rimstad EJ. (2006). Enteric viruses in inlet and outlet samples from sewage treatment plants. *Journal of Water and Health*. 4, 197-209.
- Oppegård kommune. 2009. Hovedplan. Vannforsyning, avløp og vannmiljø. 65 s.
- Robertson LJ, Hermansen L, Gjerde B. (2006). Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in sewage in Norway. *Applied and Environmental Microbiology*. 72, 5297-5303.
- Robertson, LJ and Gjerde B. (2006). Fate of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in the Norwegian aquatic environment over winter. *Microbial Ecology*. 52, 597-602.
- Traaen, T. 2000: Brev til Oppegård kommune angående: Undersøkelse av oljeforurensning i Gjersjøen. Brev av 26.01.00, J.nr. 217/00, Norsk Institutt for vannforskning, Oslo
- VKM (2009). Risikovurdering av parasitter i norsk drikkevann. Uttalelse fra Faggruppe for hygiene og smittestoffer i Vitenskapskomiteen for mattrygghet. ISBN: 978-82-8082-342-7, 59 s.
- WHO (2004). Guidelines for Drinking-water quality, 3. Edition. Volume 1. Recommendations. Chapter 7. Microbial aspects.
- Ødegaard H, Østerhus S, Melin E. (2009). Optimal desinfeksjonspraksis fase 2. Norsk Vann Rapport 169-2009. ISBN: 978-82-414-0306-4, 121 s.
-

Vedlegg A

Sentrale vannkvalitetsparametre målt ut fra vannbehandlingsanlegget og på ledningsnett i 2008

Kilde Hovedplan – Oppegård 2009 : Tabell 6.2.4.1

Parameter	Enhet	Gjennomsnittsverdi		Grenseverdi	Tiltakstype*
		Fra vannverket	Ledningsnett		
Turbiditet	FTU	0,22	0,5	1	B
Fargetall	mg Pt/l	6,6	5,12	20	B
Surhetsgrad	pH	7,5	7,54	6,5 – 9,5	C
Restklor/frittklor	mg Cl/l	0,03	-	200	C
Koliforme bakterier	Antall /100ml	0	0	0	B
Termotolerante	Antall /100ml	0	-	0	A
koliforme bakterier (E.coli)					
Tot.ant bakterier v/22°, (Kimtall)	Antall / ml	1	3,9	<100	C
Intestinale entrokokker	Antall/ 100 ml	0	0	0	A
Clostridium perfringens	Antall/ 100 ml	0	0	0	A
Aluminium	mg AL/l	0,07	0,067	0,2	C
Temperatur	°C	6,69	7,42	-	-
Jern	Mg Al/l	0,003	0,031	0,2	C
Mangan	mg Mn/l	0,0012	0,0019	0,05	C
Ammonium	mg N/l	-	0,072	0,50	C

* **Tiltakstype A:** Det skal umiddelbart iverksettes tiltak for å bringe parameterverdien under grenseverdien. Det kan ikke gis dispensasjon fra grenseverdier. Tilsynsmyndighetene skal umiddelbart varsles.

Tiltakstype B: Nødvendige tiltak skal gjennomføres så snart som mulig for å bringe parameterverdien under grenseverdien, og tilsynsmyndigheten skal varsles.

Tiltakstype C: Nødvendige tiltak skal gjennomføres så snart som mulig for å bringe parameterverdien under grenseverdien. Tilsynsmyndigheten skal varsles.

Vedlegg B Kvalitetskrav til drikkevann.

Tabeller over kjemiske og fysiske parametere. Hentet fra Forskrift om vannforsyning og drikkevann. Tiltakstype ved overskridelse av grenseverdi er omtalt i vedlegg A.

Tabell 3.1 Parametere som måles

Nr.	Parameter	Enhet	Grenseverdi	Tiltakstype	Merknader
17	1,2-dikloroetan	Mikrogram/l	3,0	B	
18	Aluminium	Milligram/l Al	0,2	C	
19	Ammonium	Milligram/l N	0,50	C	
20	Antimon	Mikrogram/l Sb	5,0	B	
21	Arsen	Mikrogram/l As	10	B	
22	Benzen	Mikrogram/l C ₆ H ₆	1,0	B	
23	Benzo(a)pyren	Mikrogram/l	0,010	B	
24	Bly	Mikrogram/l Pb	10	B	Prøven skal tas slik at den gir et representativt bilde av et ukentlig gjennomsnitt for det vann som konsumeres/ anvendes.
25	Bor	Milligram/l B	1,0	B	
26	Bromat	Mikrogram/l BrO ₃ ⁻	5	B	Trenger bare måles dersom vannet ozoneres, eller dersom kjemikalier som benyttes, inneholder bromid eller bromat.
27	Cyanid	Mikrogram/l CN	10	B	
28	Fluorid	Milligram/l F	1,5	B	
29	Glykoler	Mikrogram/l C	10	B	Trenger bare måles ved mistanke om forurensning fra slike produkter.
30	Hydrokarboner, mineraloljer	Mikrogram/l C	10	B	Trenger bare måles ved mistanke om forurensning fra slike produkter.
31	Jern	Milligram/l Fe	0,2	C	
32	Kadmium	Mikrogram/l Cd	5,0	B	Prøven skal tas slik at den gir et representativt bilde av et ukentlig gjennomsnitt for det vann som konsumeres/ anvendes.
33	Kjemisk oksygenforbruk, COD-Mn (KMnO ₄)	Milligram/l O	5,0	C	Denne parameteren trenger ikke måles hvis parameteren TOC måles.
34	Klorid	Milligram/l Cl	200	C	Vannet skal ikke være korrosivt.
35	Konduktivitet	Millisiemens/m (mS/m) ved 25°C	250	C	Vannet skal ikke være korrosivt.
36	Kopper	Milligram/l Cu	0,1	B	Ut fra behandlingsanlegget.
			1,0	B	Hos abonnent. Prøven skal tas slik at den gir et representativt bilde av et ukentlig gjennomsnitt for det vann som konsumeres/ anvendes.

Nr.	Parameter	Enhet	Grenseverdi	Tiltaks-type	Merknader
37	Krom	Mikrogram/l Cr	50	B	Prøven skal tas slik at den gir et representativt bilde av et ukentlig gjennomsnitt for det vann som konsumeres/brukes.
38	Kvikksølv	Mikrogram/l Hg	0,5	B	
39	Mangan	Milligram/l Mn	0,05	C	
40	Natrium	Milligram/l Na	200	C	
41	Nikkel	Mikrogram/l Ni	20	B	Prøven skal tas slik at den gir et representativt bilde av et ukentlig gjennomsnitt for det vann som konsumeres/brukes.
42	Nitrat (NO ₃ -N)	Milligram/l N	10	B	
43	Nitritt (NO ₂ -N)	Milligram/l N	0,05	B	
44	pH (Surhetsgrad)		6,5 – 9,5	C	Vannet skal ikke være korrosivt. For ikke kullsyreholdig vann i flasker eller annen emballasje med henblikk på frambud er grenseverdiene $4,5 \leq \text{pH} \leq 9,5$. For vann i flasker eller annen emballasje med henblikk på frambud som: a) naturlig har, eller b) blir kunstig anriket av karbondioksid, kan minimumsverdien være lavere enn 4,5.
45	Plantevernmidler – enkeltvis	Mikrogram/l	0,10	B	Grenseverdien gjelder for hvert enkelt plantevernmiddel. ¹ For aldrin, dieldrin, heptaklor og heptaklorepoxyd er grenseverdien 0,030 mikrogram/l. Det er bare nødvendig å kontrollere de plantevernmidler som med en viss sannsynlighet kan være til stede i den aktuelle vannforsyning.
46	Plantevernmidler – total	Mikrogram/l	0,50	B	Plantevernmidler – total er lik summen av de enkelte plantevernmidlene som undersøkes og kvantifiseres i måleprogrammet, jf. merknader for plantevernmidler - enkeltvis.
47	Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	Mikrogram/l	0,10	B	Gjelder summen av konsentrasjoner av følgende komponenter: -benzo(b)fluoranten -benzo(k)fluoranten -benzo(ghi)perylene -indeno(1,2,3-cd)pyren
48	Radon	Bequerel/l (Bq/l)	100	C	Trenger ikke måles dersom det er dokumentert at verdiene er vesentlig under grenseverdien. Dersom radonkonsentrasjonen i vann fra enkelthusholdningers vannforsyning overskrider 500 Bq/l, bør det iverksettes tiltak.
49	Selen	Mikrogram/l Se	10	B	
50	Sulfat	Milligram/l SO ₄ ²⁻	100	C	Vannet skal ikke være korrosivt.
51	Tetrakloreten og trikloreten	Mikrogram/l	10	B	Summen av konsentrasjoner av de angitte parametere.

Nr.	Parameter	Enhet	Grenseverdi	Tiltaks-type	Merknader
52	Total indikativ dose	Millisievert/år (mSv/år)	0,10	C	Omfatter ikke tritium, kalium-40, radon og radons datterprodukter. Trenger ikke måles dersom det er dokumentert at verdiene er vesentlig under grenseverdien.
53	Totalt organisk karbon (TOC)	Milligram/l C	5,0	C	Det er ikke nødvendig å måle denne parameteren for forsyninger på mindre enn 10 000 m ³ pr døgn.
54	Trihalometaner – total	Mikrogram/l	50	B	Gjelder summen av konsentrasjoner av følgende komponenter: - kloroform - bromoform - dibromklormetan - bromdiklormetan
55	Tritium	Bequerel/l (Bq/l)	100	C	Trenger ikke måles dersom det er dokumentert at verdiene er vesentlig under grenseverdien.

- 1) Med plantevernmidler menes: organiske insektmidler, organiske ugressmidler, organiske soppmidler, organiske nematodemidler, organiske middmidler, organiske algemidler, organisk rottegift, organiske slimmidler, lignende produkter (bl.a. vekstregulatorer) og deres relevante metabolitter og nedbrytnings- og reaksjonsprodukter.

Tabell 3.2 Parametere som beregnes

Nr.	Parameter	Enhet	Grenseverdi	Tiltaks-type	Merknader
56	Akrylamid	Mikrogram/l	0,10	Se merknad	Parameteren trenger ikke analyseres i vannet, men kun beregnes. Ved bruk som kjemisk produkt til behandling av drikkevann refererer verdien seg til restkonsentrasjonen av monomer i vann, beregnet ut fra maksimalt innhold av monomer i polymerløsningen og doseringsmengde. Dersom beregninger viser at verdiene overskride små doseringen reduseres. Ved bruk i materialer i kontakt med vann refererer verdien seg til restkonsentrasjonen av monomer i vann, beregnet i henhold til spesifikasjoner av maksimum utløsning fra tilsvarende polymer i kontakt med vann (gjelder epoxybelegg, -tettmasser og -ionebyttemasser).
57	Epiklorhydrin	Mikrogram/l	0,10	Se merknad	Samme merknad som for akrylamid.
58	Vinylklorid	Mikrogram/l	0,50	B	Parameteren trenger ikke analyseres i vannet, men kun beregnes. Verdien refererer seg til restkonsentrasjonen av monomer i vann, beregnet i henhold til spesifikasjoner av maksimum utløsning fra tilsvarende polymer i kontakt med vann (gjelder PVC-materialer).

Vedlegg C. Description of GEMSS

Impact assessment was performed using the Generalized Environmental Modeling System for Surface Waters (GEMSS). GEMSS[®] is an integrated system of 3-D hydrodynamic and transport models embedded in a geographic information and environmental data system. GEMSS includes a grid generator and editor, control file generator, 2-D and 3-D post processing viewers, and an animation tool.

GEMSS Background

Developed in the mid-1980s as a hydrodynamic platform for transport and fate modeling the hydrodynamic platform (“kernel”) provides 3-D flow fields from which the distribution of various constituents can be computed. The constituent transport and fate computations are grouped into modules including hydrodynamics, thermal analysis, water quality, sediment transport, particle tracking, oil and chemical spills (the Chemical/Oil Spill Impact Module-COSIM, (Kolluru, 1993), sediment transport module-GIFT (Kolluru et al., 1998), entrainment, and toxics.

The theoretical basis of the hydrodynamic kernel of GEMSS is the three-dimensional Generalized, Longitudinal-Lateral-Vertical Hydrodynamic and Transport (GLLVHT) model which was first presented in Edinger and Buchak (1980 and 1985). Improvements to the transport scheme, addition of new constituent modules, and the incorporation of software tools, GIS interoperability, visualization tools, graphical user interface (GUI), and the post-processors have been developed by Kolluru et al. (1999, 2003 and 2006).

GEMSS and its component modules have met agency approval in North American and Middle Eastern countries. GEMSS-based studies have been accepted by the U.S. Environmental Protection Agency (EPA), several U.S. state agencies including California, Massachusetts, Pennsylvania, Louisiana, Texas and Delaware and Washington State’s Department of Ecology has adopted GEMSS as their standard tool for estuarine and water quality modeling. Outside the U.S., GEMSS and its various software modules have also been approved by agencies in the Bahamas, Qatar, India, and Canada.

Most recently GEMSS has been published as a recommended three-dimensional hydrodynamic and water quality model in studies funded by EPA, (HGL and Aqua Terra, 1999) and by the Water Environment Research Foundation (WERF), (Water Environment Federation 2001). It is the sole hydrodynamic model listed in the WERF model selection tool database for hydrodynamic and chemical fate models that can do 1-D, 2-D, and 3-D time-variable modeling for most waterbody types, all state variables, for near-field and far-field simulations, with GUIs, grid generation, GIS linkage, and strong documentation.

Chemical and Oil Spill Model: GEMSS-COSIM

COSIM is a three-dimensional chemical and oil spill model. The model operates both in Lagrangian and Eulerian frameworks. In the Lagrangian framework, the oil/chemical on the surface and in the water column is represented by a series of particles. The particles are advected in x-, y- and z- directions due to the combined action of tides, winds and density forcing, (Spaulding et al. 1993). The particles are diffused using 3-D random walk method in x-, y- and z-directions, (Bear and Verruijt 1987). The spatial and temporal variation of hydrodynamic currents, salinity and temperature can be obtained from GEMSS-HDM (Hydrodynamic Module) or directly from observed currents data. The Eulerian framework follows the scheme provided in the TOX15 model of the U.S. EPA, (WASP 2006) and it can be run simultaneously with GEMSS-HDM to obtain potential toxic concentrations in the water column. The entrainment of potential toxic substances

from the oil/chemical on the surface and into the water column is supplied as time and spatially variant sources in the transport equation solved in GEMSS-HDM.

The transport and fate processes are modeled using different types of algorithms based on currently available literature on oil and chemical spill modeling, (ASCE 1996). The model includes four sub-models depending on the specific project needs and the level of complexity involved in a typical spill impact study. They are listed in Table 1.

The spill model is designed to handle either single chemical or oil with multi component fractions. In the present study, the spill of oil was assumed to have both gas and liquid fractions while diesel was assumed to have only liquid fractions. COSIM can simulate both liquid and gas components of the spill constituent.

The model keeps track of number of moles available in each fraction with time after going through a series of weathering processes. The model writes output data for the particles on the surface and sub-surface and concentrations of each fraction in the water column for user specified output times and intervals. The concentrations are computed in a dynamic plume cubical grid that changes with time and extent of the plume. This approach provides a better estimate of concentration peak values than Eulerian where the grid sizes are fixed in time. COSIM can perform simultaneous mass balances for a full suite of specific chemicals or groupings of chemicals with similar properties.

This feature enables greater modeling precision by applying chemical specific rates for parameters such as solubility, evaporation, solids partitioning, and toxicological response estimates.

The model also includes the bubble plume development due to the release of gas-liquid mixture from the seabed due to oil well blowouts. The bubble plume configuration is shown in Figure 1. The plume interaction with the water surface is shown in Figure 2. A detailed description of gas bubble plume modeling is described in Kolluru 1996.

GEMSS-COSIM and its various sub models have been applied successfully both in hindcast, (Fichera et al., 2001 and 2003), and stochastic mode, (ERM, 2002a and 2002b). It is currently being applied for spill impact studies off the coast of Western Australia.

Table A1 Models available in GEMSS-COSIM

Model Type	Purpose
Trajectory	Quick estimation of spill transport Does not include the fate analysis of the spill
Trajectory and Fate	Transport and fate analysis with good forcing data (e.g. winds, tides, currents and waves) Water column is lumped as one component and there is no spatial and temporal variation of spill concentrations or mass
Subsurface	Similar to the previous sub-model Includes complete subsurface modeling that predicts the fate and transport of the spill in the water column Computes time and spatial variation of toxic concentrations in the water column
Stochastic	Similar to subsurface sub-model Includes complete tidal currents Computes wind transition matrix using long term wind records Performs many simulations with wind record changing with time for each simulation
Receptor	Running trajectory model in the reverse mode to identify the possible spill sources
Response	Running trajectory model along with application of mechanical response devices such as booms, skimmers, burning, chemical dispersion etc for emergency response

References

- ASCE, 1996. State-Of-The-Art Review Of Modeling Transport And Fate Of Oil Spills. ASCE Task Committee on Modeling of Oil Spills of the Water Resources Engineering Division. Journal of Hydraulic Engineering, November 1996, pp. 594-609.
- Bear, Jacob and Arnold Verruijt, 1987. Modeling Ground Water Flow and Pollution With Computer Programs for Sample Cases, Kluwer Academic publishers.
- Edinger, J. E. and E. M. Buchak. 1980. Numerical Hydrodynamics of Estuaries in Estuarine and Wetland Processes with Emphasis on Modeling, (P. Hamilton and K. B. Macdonald, eds.). Plenum Press, New York, New York, pp. 115-146.
- Edinger, J. E., and E. M. Buchak. 1985. Numerical Waterbody Dynamics and Small Computers. Proceedings of ASCE 1985 Hydraulic Division Specialty Conference on Hydraulics and Hydrology in the Small Computer Age. American Society of Civil Engineers, Lake Buena Vista, FL. Aug. 13-16.
- ERM 2002a, Fate and Transport Modeling of Accidental Spill Releases from Natural Gas Pipelines, Prepared for URS Corporation, Houston, TX.
- ERM, 2002b. Fate and Transport Modeling of Drilling Mud. Prepared for Haley & Aldrich, Inc., Rochester, New York 14623-4264.
- HGL and Aqua Terra. 1999. Selection of Water Quality Components for Eutrophication-Related Total Maximum Daily Load Assessments. Task 4: Documentation of Review and Evaluation of Eutrophication Models and Components EPA Contract Number 68-C6-0020 Work Assignment No. 2-04. Prepared by HydroGeoLogic, Inc. Herndon, VA 20170 and AQUA TERRA Consultants, Mountain View, CA. June.
- IARC 1989, American Petroleum Institute.
- Kolluru, V. S. 1996. Oil Blowout Model. ERM, Inc., Exton, PA.
- Kolluru, V. S., E. M. Buchak, J. Wu, 1999. "Use of Membrane Boundaries to Simulate Fixed and Floating Structures in GLLVHT." In Spaulding, M.L, H.L. Butler (eds.). Proceedings of the 6th International Conference on Estuarine and Coastal Modeling. pp. 485 – 500.
- Kolluru, V. S., J. E. Edinger, E. M. Buchak and P. Brinkmann 2003. "Hydrodynamic Modeling of Coastal LNG Cooling Water Discharge." Journal of Energy Engineering. Vol. 129, No. 1, April 1, 2003. pp 16 – 31.
- Kolluru, V.S., M.L. Spaulding and E. Anderson, 1994. A Three Dimensional Subsurface Oil Dispersion Model using a Particle Based Approach. In Proceedings of the 17th Arctic and Marine Oil Spill Program (AMOP) Technical Seminar, Vancouver, British Columbia, Canada. pp. 867 - 894.
- Spaulding, M.L., A. Adulo and V. S. Kolluru, 1993. A Hybrid Model to Predict the Entrainment and Subsurface transport of oil. In Proceedings of the Arctic Marine Oil Spill Program, Calgary, Canada.
- WASP, 2006. Water Quality Analysis Simulation Program, Version 6 User Manual. Environmental Protection Agency, USA.
- Water Environment Federation. 2001. Water Quality Models: A Survey and Assessment. Order No.: D13209WW (Electronic Media).
-

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