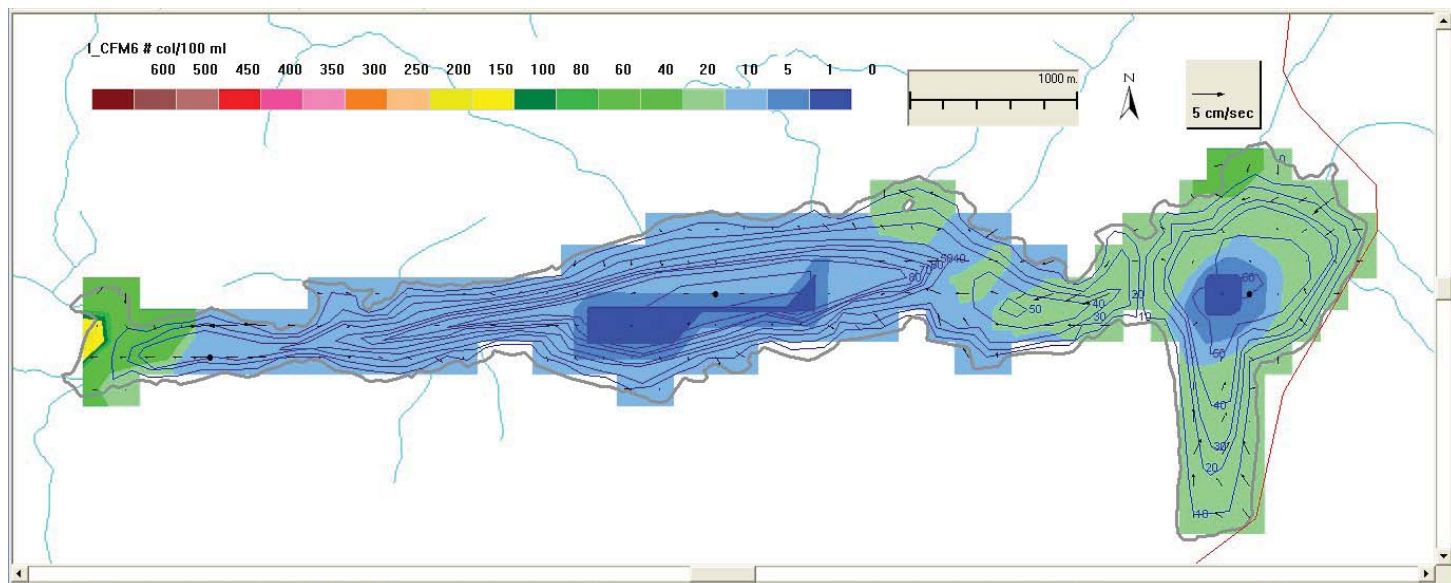


Birkelandsvann som ny drikkevannskilde. Plassering av en vanninntak og vurdering av forurensningspåvirkninger ved bruk av matematisk strøm- og spredningsmodell.



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

Vestlandsavdelingen

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

NIVA Midt-Norge

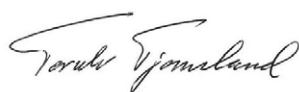
Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Birkelandsvann som ny drikkevannskilde. Plassering av en vanninntak og vurdering av forurensningspåvirkninger ved bruk av matematisk strøm- og spredningsmodell.	Løpenr. (for bestilling) 6028-2010	Dato 31. august 2010
	Prosjektnr. Undernr. O-10274	Sider Pris 66
Forfatter(e) Torulv Tjomsland, Ingun Tryland og Venkat Kolluru (ERM)	Fagområde Drikkevann	Distribusjon Fri
	Geografisk område Rogaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) IVAR IKS	Oppdragsreferanse Karl Olav Gjerstad
------------------------------	---

Sammendrag
IVAR planlegger å ta i bruk Birkelandsvannet som ny kilde for drikkevann. I den sammenheng ble NIVA bedt om å gi råd om plassering av råvannsinntaket og vurdere risiko for påvirkning av forurensninger. Arbeidet ble utført ved bruk av den matematiske strøm- og spredningsmodellen GEMSS.
Vår konklusjon er at det vestlige bassenget er best egnet som vanninntak. Inntaket bør ligge dypere enn 80 meter. En ikke fullt så god løsning er å legge inntaket i den dypeste delen av det østlige bassenget.
Ved et velutviklet sprangsjikt om sommeren synes vanninntaket å være godt beskyttet mot alle forurensninger som er vurdert i denne rapporten. I sirkulasjonsperiodene høst og vinter kan inntaket i verste fall kunne bli moderat påvirket av *E. coli* bakterier, patogener (virus, parasitter med mer) og giftige væsker. Ved utslipp som følge av uhell langs vei kan enkelte giftige væsker da medføre overskridelse av akseptable grenseverdier. Utslipp av dieselolje vil medføre problemer ved tilgrising av strendene, men vil neppe bli merkbart for vanninntaket.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Vannverk Vannkvalitet Modellering Birkelandsvann 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Water work Water quality Modelling Lake Birkelandsvann
--	--



Torulv Tjomsland
Prosjektleder



John Rune Selvik
Forskningsleder



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

Norsk institutt for vannforskning

Oslo

Birkelandsvann som ny drikkevannskilde.

**Plassering av vanninntak og vurdering av
forurensningspåvirkninger ved bruk av en matematisk
strøm- og spredningsmodell.**

Prosjektleder: Torulv Tjomsland
Medarbeidere: Ingun Tryland
Venkat Kolluru (ERM)

Forord

Arbeidet er utført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) etter oppdrag fra IVAR IKS.

Oppdraget har blitt justert underveis per telefon og i arbeidsmøte med oppdragsgivere. Vi takker spesielt Karl Olav Gjerstad, som har vært kontaktperson for oppdragsgiverne, for inspirerende og nyttig samarbeid.

Ingun Tryland har bidratt med vurderinger av hygieniske forhold. Venkat Kolluru (ERM) har bidratt med simulering av oljespredning. Venkat Kolluru er arkitekten bak modellpakken GEMSS som vi benyttet og er leder for simuleringer av oljespredning i Den mexikanske golf i 2010 og risikoanalyser verden rundt. Torulv Tjomsland har utført de øvrige simuleringene.

Hovedresultatene er presentert i denne rapporten. I tillegg er det laget en CD med en rekke animasjoner av ulike strøm- og spredningsforløp.

Oslo, 31. august 2010

Torulv Tjomsland

Innhold

1. Sammendrag	5
2. Innledning	9
2.1 Mål	9
2.2 Metode	9
2.3 Områdebeskrivelse	9
3. Simulering av ett år med dagens forhold	14
3.1 Inngangsdata	14
3.1.1 Temperatur og vertikal transport	16
3.1.2 Vannutskiftning mellom østre del og vestre del	18
3.1.3 <i>E. coli</i> bakterier	21
3.1.4 Diskusjon og konklusjoner	25
4. Utslipp pga uhell	27
4.1 Konservative stoffer	27
4.1.1 Vind fra Nord	27
4.1.2 Vind fra Øst	28
4.1.3 Vind fra Sør	31
4.1.4 Vind fra Vest	32
4.1.5 Utslipp ved vertikalt stabile forhold om sommeren	35
4.1.6 Diskusjon og konklusjoner	37
4.2 Olje	39
4.2.1 Simuleringsresultater	41
4.2.2 Diskusjon og konklusjoner	41
5. Referanser	59
Vedlegg A. Description of GEMSS	60
GEMSS Background	60
Chemical and Oil Spill Model: GEMSS-COSIM	60
Vedlegg B. Kvalitetskrav til drikkevann.	64

1. Sammendrag

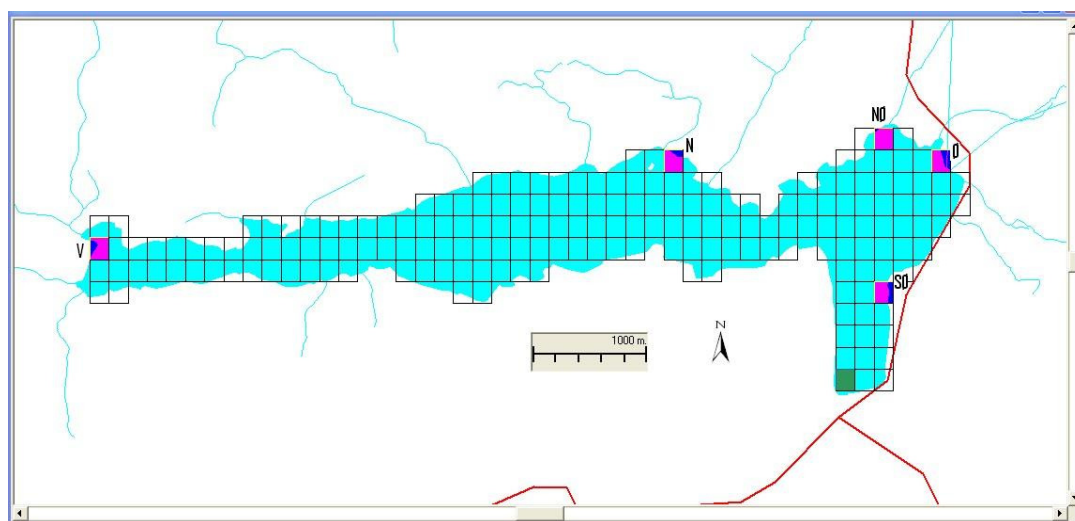
IVAR planlegger å ta i bruk Birkelandsvannet som ny kilde for drikkevann. I den sammenheng ble NIVA bedt om å gi råd om plassering av råvannsinntaket og vurdere risiko for påvirkning av forurensninger. Arbeidet ble utført ved bruk av den matematiske strøm- og spredningsmodellen GEMSS. Det ble laget scenarier med utslipp i overflaten på fem steder i Birkelandsvannet, **Figur 1**.

Vår konklusjon er at det vestlige bassenget er best egnet som vanninntak. Inntaket bør ligge dypere enn 80 meter. En ikke fullt så god løsning er å legge inntaket i den dypeste delen av det østlige bassenget.

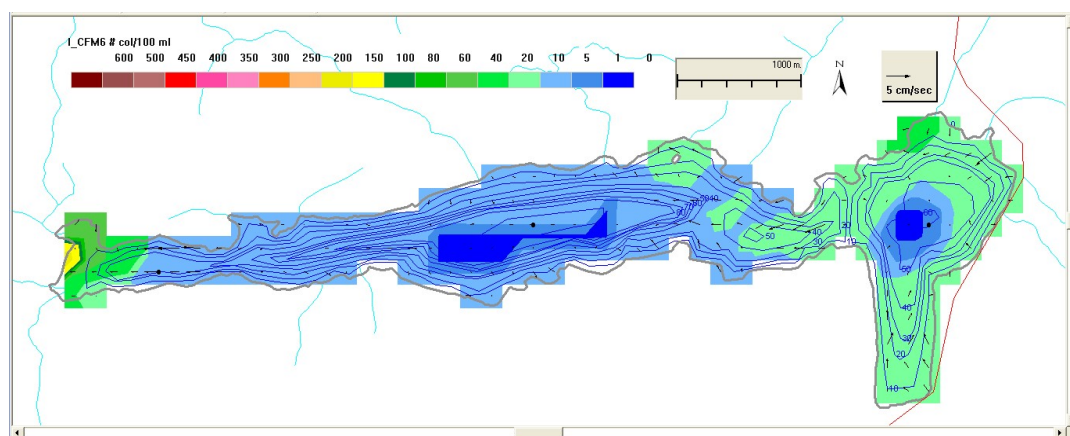
Bakterier

Ved et velutviklet sprangsjikt om sommeren vil et utslipp praktisk talt ha en ubetydelig påvirkning av vanninntak på dypt vann. I perioder med vertikalt sirkulerende vannmasser vil situasjonen bli forverret. I størstedelen av året vil forholdene være en mellomting. Det er vanlig med stabile forhold om sommeren (mai-september), i mindre grad også om vinteren dersom innsjøen er islagt (januar-mars). Sirkulasjonsperioden begynner i september i overflaten og øker i dybde utover høsten. Dersom innsjøen ikke er islagt kan sirkulasjonsperioden vedvare helt til oppvarmingen starter om våren. Da sirkulasjonen øker i dybderetningen utover høsten, og eventuelt også om våren, betyr det at des dypere vanninntaket er plassert desto kortere blir perioden når inntaket inngår i en slik sirkulasjon. Dette betyr at et vanninntak plassert nær bunnen av det vestre bassenget vil være naturlig best beskyttet i størst del av året **Figur 2**.

I følge vårt overslag vil vanninntaket i korte perioder i verste fall kunne bli påvirket av *E. coli* på opp i mot 10 kolonier per 100 ml. Et sikrere anslag må baseres på observasjoner i tilløpene.



Figur 1. I modellen ble innsjøen delt inn i beregningsceller, 160 m · 180 m i horisontalplanet og 1 meter i dybderetningen. Det ble antatt fire tilførselspunkter (røde) og ett utløp (grønt) i overflaten. I tillegg ble det plassert et dypvanninntak nær dypeste punkt i vestre eller østre del.



Figur 2. Karakteristiske konsentrasjoner av *E. coli* langs bunnen i sirkulasjonsperioder (verste fall situasjon) med vanninntak i vestre basseng. (Bunnen kan for eksempel være 1 meter langs land og 90 meter i sentrum av innsjøen)

Konservative stoffer/patogener

Med konservative stoffer menes bestandige stoffer som følger vannets bevegelser uten å bli nedbrutt. Scenariene representerer følgelig verste fall situasjoner med hensyn til naturlige nedbrytning og selvrensende prosesser. Scenariene representerer også verste fall situasjoner av patogener (virus, parasitter med mer).

En oppsummering av alle scenariene er vist i **Tabell 1**. Tabellene viser beregnet maksimum påvirkning fra ulike utslippspunkter på vanninntak i østre og vestre basseng. Dersom et uhellsutslipp inntreffer gir disse tabellene raskt informasjon om forventet verste fall konsentrasjon. Er væsken/stoffet kjent, kan man ved oppslag i tabeller finne om det er aktuelt å gjøre tiltak. Alternativt kan tabellen brukes for å planlegge lagring av farlige væsker på en tilstrekkelig sikker måte. For eksempel brukes til å hindre utlipp om det skulle oppstå brann.

Vi antok et utslipp på 10 m^3 av et konservativt/bestandig stoff. Ved andre utslippsmengder kan konsentrasjonene skaleres tilsvarende.

Tabell 1. Maksimum påvirkning (mg/l) av utslipp på $10 \text{ m}^3/10$ tonn av et konservativt stoff i ulike deler i innsjøen.

Vind 5 m/s fra	Vertikal stabilitet (årstid)	Utslippsted i innsjøen				
		Øst	NordØst	Nord	Vest	SørØst
Nord	sirkulasjon (høst/isfri vinter/vår)	0.9	0.5	3.2	0.3	0.9
Øst	sirkulasjon (høst/isfri vinter/vår)	0.7	0.4	1.3	0.6	0.5
Sør	sirkulasjon (høst/isfri vinter/vår)	1.5	0.8	3.0	0.2	1.4
Vest	sirkulasjon (høst/isfri vinter/vår)	1.0	0.6	2.0	0.4	0.9
Øst	sprangsjikt (sommer/islagt vinter)	2.E-51	5.E-52	1.E-34	8.E-43	3.E-51
Vest	sprangsjikt (sommer/islagt vinter)	3.E-48	9.E-49	1.E-37	2.E-53	2.E-46

Olje

Det ble antatt at 10 m^3 dieselolje ved et uhell ble tilført innsjøen i de samme punktene som er nevnt over. Et eksempel på beregnet sannsynlig påvirkning av innsjøen ved utslipp i nordøst er vist i **Figur 3**.

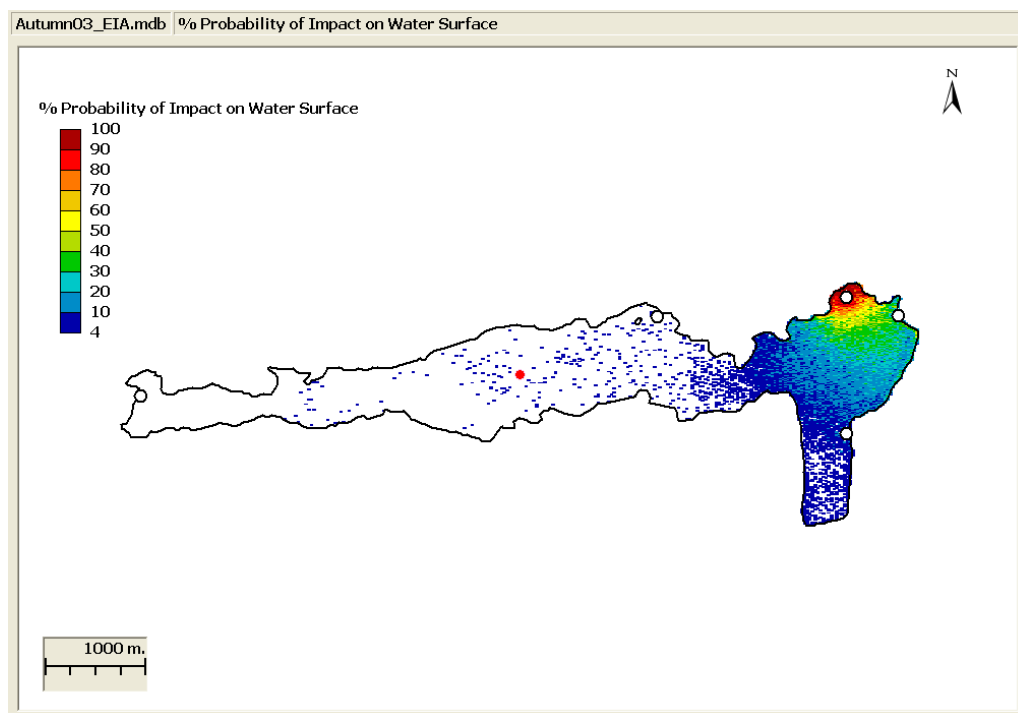
Konsentrasjoner over $10 \mu\text{g/l}$ nådde sjelden lenger enn 1 km, og da i overflaten. Dypere ned avtok konsentrasjonene raskt. Under 6 meter forekom det sjeldent konsentrasjoner over $1/1000 \mu\text{g/l}$. Oljen kan under uheldige omstendigheter i løpet av 1 time spres med konsentrasjoner over $10 \mu\text{g/l}$ i noen kilometer. Den langvarige påvirkningen av strendene vil

rimeligvis bli sterkest påvirket i noen kilometers avstand fra utslippet. Vi kan imidlertid ikke se bort i fra at en hvilken som helst del av strandlinjen i innsjøen kan bli synlig påvirket.

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for hydrokarboner er $10 \mu\text{g/l}$. Luktgrensen er ansett for å være $1 \mu\text{g/l}$. Følgelig forventer vi ikke at drikkevannsinntaket på stort dyp blir påvirket av oljeutslipp.

På overflaten vil det som nevnt dannes en blanding av olje og vann som etter hvert kan feste seg til strendene. Disse vil bli langvarig forurenset. Man må regne med lokale skader på plankton, bunndyr, vannvegetasjon og eventuelt fugl som blir tilgriset. Fisk vil sannsynligvis unnvike. Den delen av oljen som ikke fordampes eller samles opp vil etter hvert brytes ned eller sedimentere.

Vi har antatt et utslipp på 10 m^3 . Beregnede konsentrasjoner kan skaleres i forhold til dette antatte utslippet. Om utslippet var på 50 m^3 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 vil neppe bli nevneverdig påvirket.



Figur 3. Sannsynlig påvirkning av overflatevann av dieselolje ved vertikal sirkulasjon i vannmassene om høsten. Utslipp 10 m^3 .

Summary

Title: Lake Birkelandsvann as new source for water work intake.

Year: 2010

Author: Torulv Tjomsland, Ingun Tryland og Venkat Kolluru (ERM)

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5763-2

IVAR IKS plan to use the lake Birkelandsvann as source for drinking water. The object of this report was to find best place for the intake and make a risk analysis for of possible pollutions discharges from the surroundings.

The work was done by use of the mathematical current and dispersion model GEMMS. The model is evaluated by ERM.

Our conclusion is that the best place for a water intake is near the deepest area of the western part of the lake.

During the summer we expect no pollution problems due to warmer water near the surface which make the water column stable and prevent the water intake. During the period, with vertical circulation autumn and winter periods without ice cover, we may expect moderate concentrations of *E. coli* bacteria and *pathogens* (virus, parasites etc). Spill from accident along the roads may lead to concentrations above acceptable limits of pesticides and other very poisons matters. Oil spill may lead to problems along the shores. We expect no problems for the water intake

2. Innledning

2.1 Mål

IVAR planlegger å ta i bruk Birkelandsvannet som ny kilde for drikkevann. I den sammenheng ble NIVA bedt om å gi svar på følgende:

- Hvor bør råvannsinntaket plasseres (vertikalt og horisontalt)
- Vurdering av behov for 2 inntak og eventuelt plassering
- Behovet for å drenere elven fra Nedrabøområdet ut av nedbørfeltet
- Graden av vannutskiftning mellom østre basseng og hovedbassenget
- Modellering av fortynningseffekter og desimering med *E. coli* som modellmikrobe ved tilførsler fra hovedtilløpene ved ulike værforhold
- Modellering av tilførsel av diesel fra hovedtilløpene ved ulike værforhold

2.2 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 innsjøen ut fra kjent klima, vannføring, vanntemperatur og stoffkonsentrasjon i tilløp, vannføring i utløp og vanninntak. Innsjøen ble delt inn i beregningsceller. For hver celle ble resultatene 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> og i Vedlegg A. Modellen er blant de mest avanserte som finnes. Den er jevnlig brukt verden rundt. For oljespredning er den benyttet ved utslippet i Den mexicanske gulf i 2010 og for øvrig brukt av oljeselskaper og myndigheter verden rundt for å lage oljespredningsscenarier.

Modellen ble først satt opp og 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.

2.3 Områdebeskrivelse

Birkelandsvann ligger i Bjerkreimvassdraget som munner ut ved Egersund, **Figur 4**. Nedbørfeltet ved utløpet av Birkelandsvannet er 177 km². Størstedelen av nedbørfeltet er dekket av fjell og utmark 120 km². Skog, innsjøer og dyrket areal utgjør henholdsvis 29 km², 18 km² og 10 km². Det bor ca. 375 personer i nedbørfeltet, **Figur 5**.

Den nedenforstående beskrivelsen støtter seg til **Figur 6 - Figur 8** og **Tabell 2 - Tabell 3**. Midlere vannføring ved utløpet av Birkelandsvannet var 13,4 m³/s i normalperioden 1961-1990. I 2008 var denne vannføringen 16,2 m³/s, hvilket sannsynligvis er nærmere normalvannføring i dag. Ca. 1,5 m³/s blir i dag ført ut av nedbørfeltet fra Stølsvatnet.

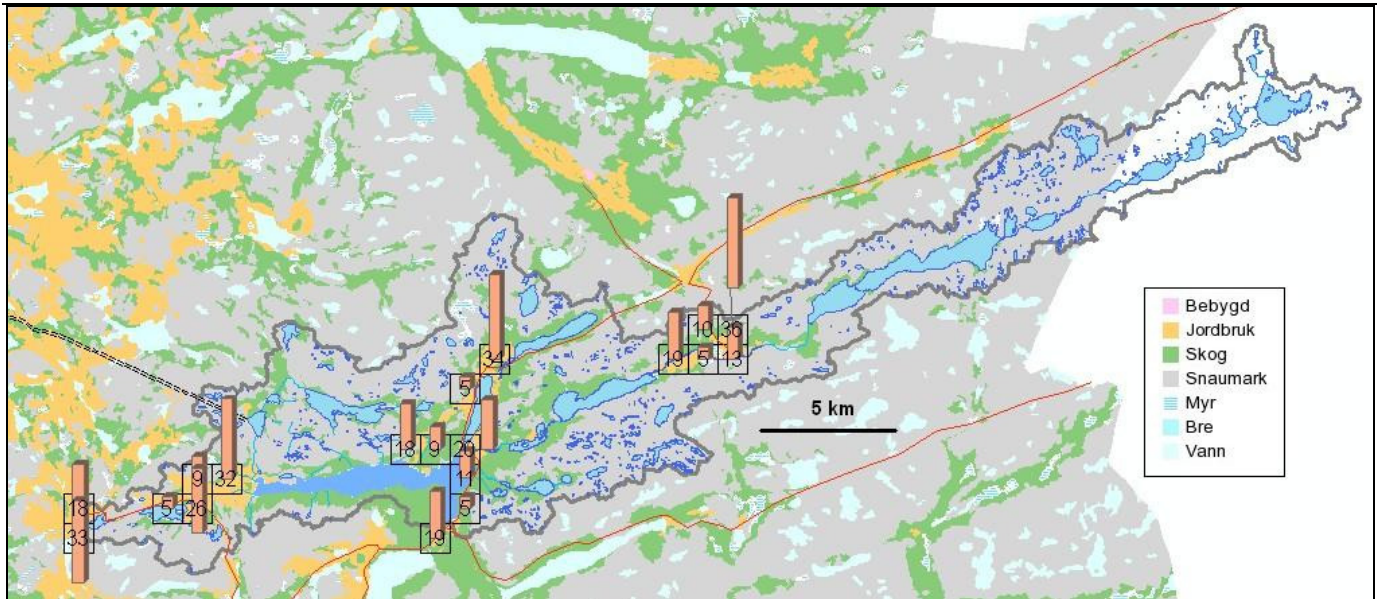
70 % av vanntilførslene i et naturlig/uregulert vassdrag kommer til østre del av vannet (Espelandsflæet, Lona), hvorav ca. halvparten via hovedløpet ved Espeland (27.E3). Det største tilsiget til vestre del (Storavatnet) kommer i vest via Nedrebø vassdraget og fra Stølsvatnet i nordvest. Stølsvatnet (16 km²) er i dag ledet ut av nedbørfeltet via tunnel.

Birkelandsvannet ligger 182 moh. Det har et overflateareal på 5,4 km². Midlere dybde er ca. 30 m. Det er delt i to hovedbassenger. Den østre delen (Espelandsflæet, Lona) har dyp ned til 60 meter. Den vestre delen (Storavatnet) har dybder på over 90 meter. Bassengene er adskilt av et grunt parti med dybder omkring 10 meter.

Ved uttak av vann til vannverk på f.eks. 3,5 m³/s blir utløpsvannføringen redusert tilsvarende. I 2008 ville det ha rennt vann ut av utløpet hele året. I tørre perioder kan det imidlertid forventes at utløpsvannføringen stopper og blir null om det ikke finnes regulerings- eller pumpemuligheter.



Figur 4. Birkelandsvatn tilhører Bjerkreimvassdraget. Innsjøen ligger ca 40 km sørøst for Stavanger.



Figur 5. Nedbørfeltet består overveiende av snaumark, en del skog og noe dyrket mark. Befolkningen består hovedsakelig av spredt bosetning lokalisert til dyrket mark. Stolpene viser antall personer innen angitt kvadratkilometer i følge Statistisk sentralbyrå.



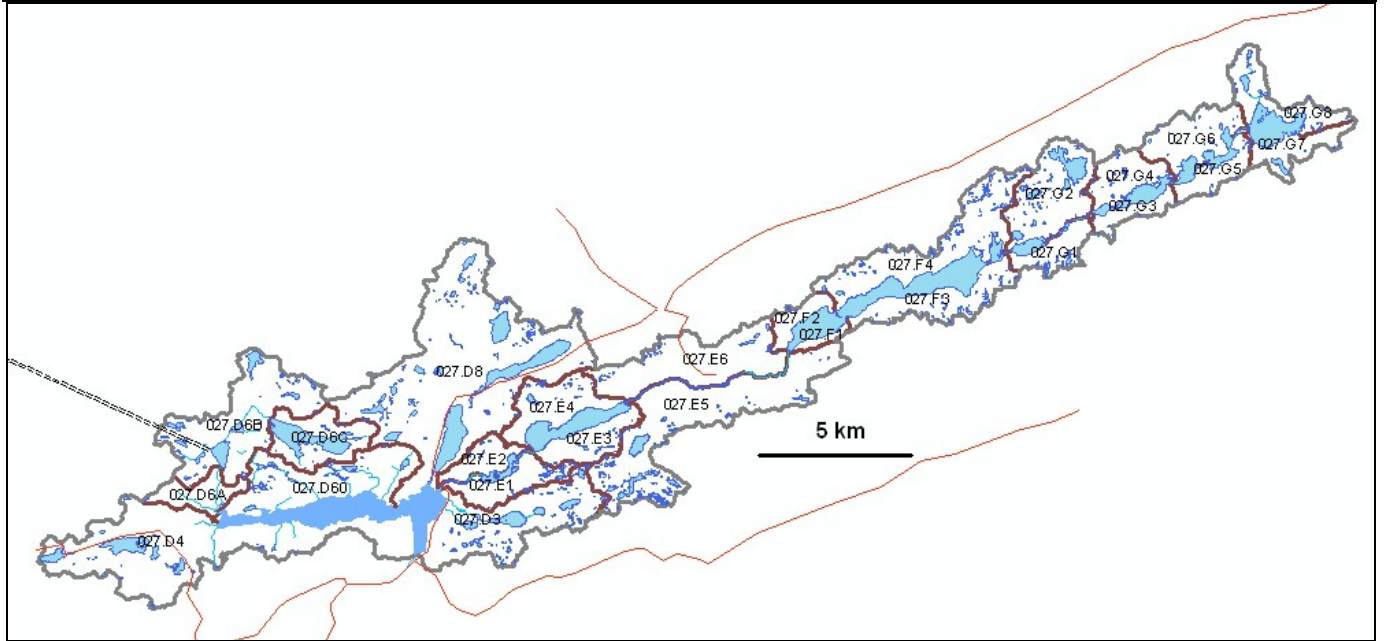
Figur 6. Oversiktskart med stedsnavn

Tabell 2. Aggregerte verdier per Regime nedbørfelter av markslag, vannføring og personer (Forutsetter angitt innbyrdes drenering som enkelte steder blir missvisende)

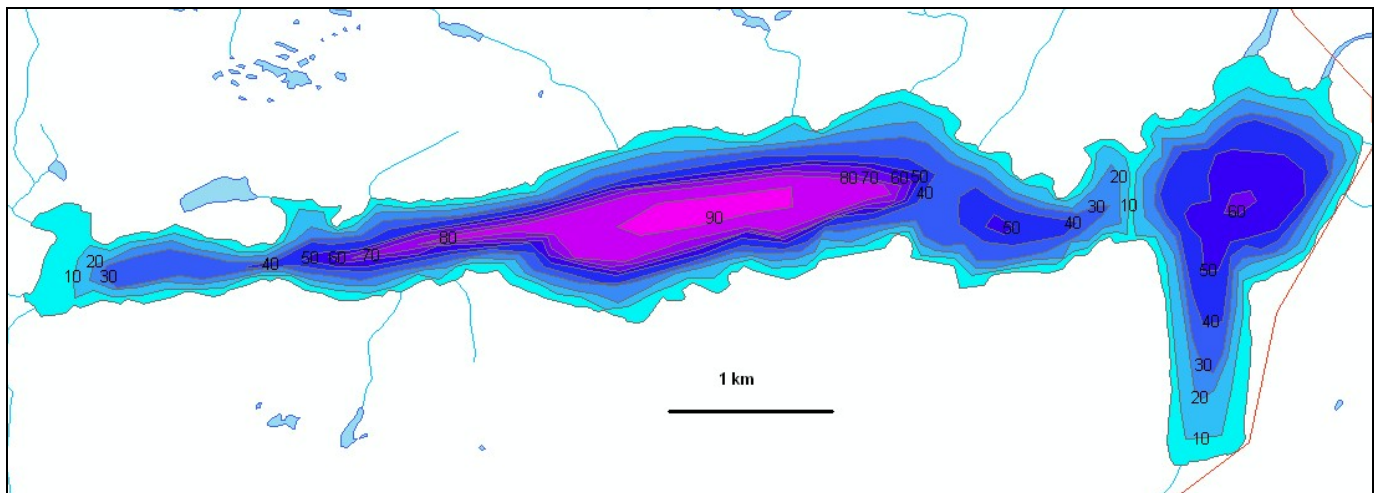
<i>Regime</i>	<i>Regime nedstrøms</i>	<i>Areal km2</i>	<i>Askog km2</i>	<i>Afjell km2</i>	<i>Ainnsjø km2</i>	<i>Adyrket km2</i>	<i>Vannføring m3/s</i>	<i>Personer antall</i>
027.D3	027.D2	177.18	29.01	120.68	17.97	9.53	14.61	375
027.D4	027.D3	166.53	26.53	113.42	17.31	9.28	13.62	91
027.D60	027.D4	146.69	21.82	104.75	14.50	5.63	12.37	27
027.D6A	027.D60	18.48	3.83	12.73	1.37	0.56	1.31	32
027.D6B	027.D6A	15.91	3.34	11.20	1.37	0.00	1.15	0
027.D6C	027.D6B	5.04	0.73	2.95	1.36	0.00	0.37	0
027.D8	027.D60	117.89	15.38	86.93	11.45	4.14	10.41	49
027.E1	027.D8	88.10	8.04	69.04	8.79	2.24	8.10	176
027.E2	027.E1	84.59	6.74	66.97	8.79	2.10	7.81	176
027.E3	027.E2	82.23	5.65	66.04	8.79	1.76	7.63	83
027.E4	027.E3	78.36	5.35	63.23	8.05	1.73	7.28	83
027.E5	027.E4	73.08	3.80	60.49	7.07	1.73	6.82	83
027.E6	027.E5	59.10	3.12	47.98	7.06	0.94	5.43	83
027.F1	027.E6	50.46	0.60	42.79	7.06	0.00	4.69	0
027.F2	027.F1	49.28	0.59	42.25	6.45	0.00	4.58	0
027.F3	027.F2	47.10	0.41	40.85	5.85	0.00	4.36	0
027.F4	027.F3	41.13	0.19	36.41	4.52	0.00	3.79	0
027.G1	027.F4	30.41	0.00	27.48	2.93	0.00	2.75	0
027.G2	027.G1	27.80	0.00	24.87	2.93	0.00	2.48	0
027.G3	027.G2	20.81	0.00	18.51	2.30	0.00	1.77	0
027.G4	027.G3	18.88	0.00	16.94	1.94	0.00	1.59	0
027.G5	027.G4	15.25	0.00	13.80	1.46	0.00	1.26	0
027.G6	027.G5	12.71	0.00	11.26	1.46	0.00	1.05	0
027.G7	027.G6	7.76	0.00	6.31	1.46	0.00	0.62	0
027.G8	027.G7	4.54	0.00	3.74	0.80	0.00	0.37	0

Tabell 3. Nedbørfelt og midlere vannføring 2008 til ulike deler av Birkelandsvann.

<i>Nedbørfelt</i>	<i>Regime</i>	<i>Areal km2</i>	<i>Vannføring m3/s</i>
Øst	027.E1+027.D3	98.75	9.03
NØ	027.D8	29.79	2.73
Nord	027.D60	10.30	0.94
Vest_naturlig	027.D6A+0.5*027.D4	28.41	2.60
Vest_regulert	027.D6Alok+0.5*027.D4	12.50	1.14
Sør	0.5*0.27.D4	9.92	0.91
Utløp i SØ_naturlig	027.D3	177.17	16.21
Utløp i SØ_regulert	027.D3	161.26	14.75



Figur 7. Birkelandsvannets nedbørfelt inndelt i Regime delnedbørfelter



Figur 8. Dybdekart. Østre del, med dybder ned til ca. 60 m, er adskilt av en terskel på nær 10 meters dybde fra vestenforliggende bassenger med maksimum dyp nær 50 meter og 90 meter.

3. Simulering av ett år med dagens forhold

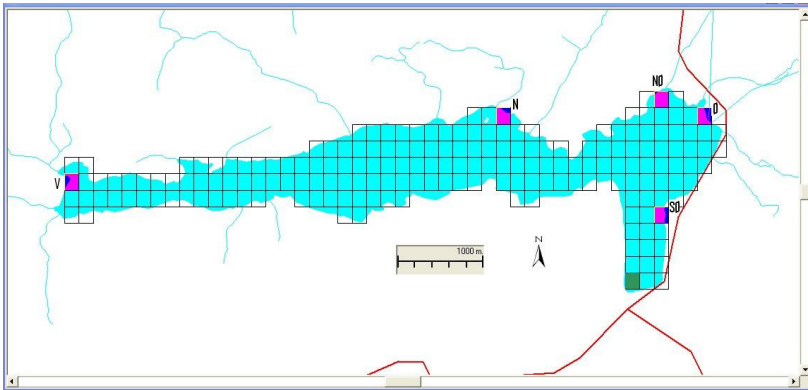
3.1 Inngangsdata

Birkelandsvann ble delt inn i celler. I horisontalplanet var disse ca. 160 m · 180 m, **Figur 9**, og i dybderetningen avgrenset av horisontale plan for hver meter.

Vi benyttet data fra Det norske meteorologisk institutt sine stasjoner fra flyplassen ved Sola (7 moh) og Tjørhom (500 moh). Stasjonene ligger omkring 40 km fra Birkelandsvannet, **Figur 4**. Det ble innhentet data for hver 6. time for: lufttemperatur, duggpunkttemperatur, skydekke samt vindens styrke og retning.

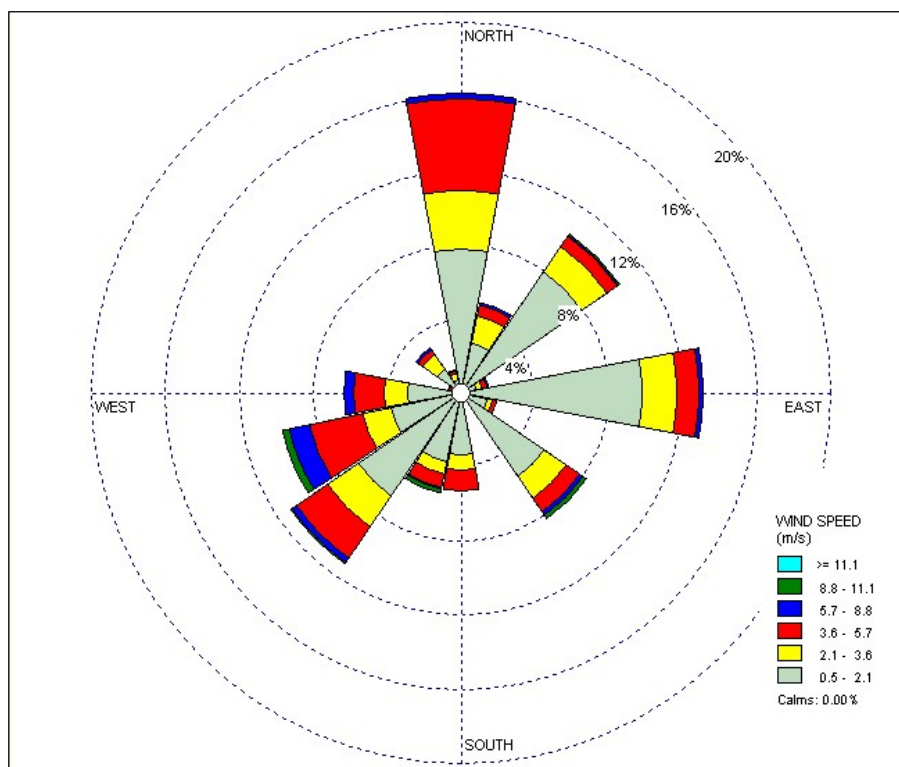
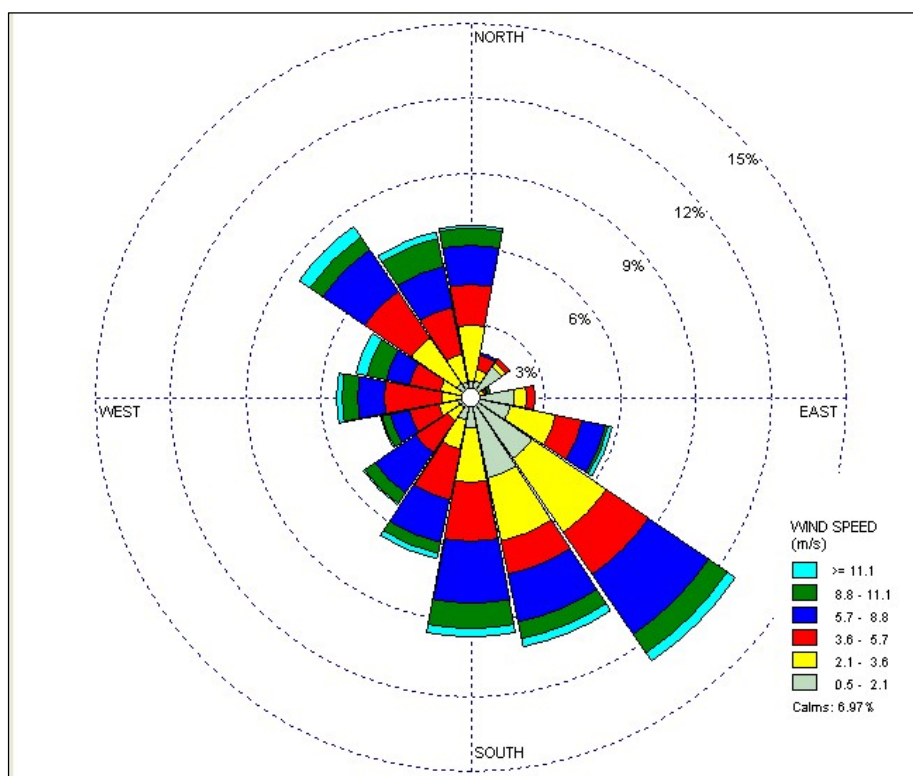
Vi benyttet daglige vannføringer fra vannføringsstasjonen 27.1 Austrumdal (60,85 km²) ved utløpet av Austrumdalsvatnet som ligger ca. 3 km vest for utløpet av Birkelandsvannet. Vannføringene ble skalert i henhold til nedbørfeltene arealer slik det er angitt i **Tabell 2**. Aggregerte verdier per Regine nedbørfelter av markslag, vannføring og personer er vist på **Tabell 3**. Nedbørfelt og midlere vannføring 2008 til ulike deler av Birkelandsvann. Det sørligste tilførselspunktet i østre del (SØ) representerer kan være tilførsler pga. uhell langs veien eller eventuelt også overføring av vann fra nabovassdraget. Det ble tilført rent vann (uten bakterier mm.) langs sørenden av vestre del. I tillegg ble det plassert et dypvanninntak med konstant uttak på 3,5 m³/s nær dypeste punkt i vestre eller østre del.

Det fantes ikke temperaturobservasjoner fra elvene. Disse temperaturene ble beregnet til å være i likevekt med de klimatiske forholdene.



Figur 9. I modellen ble innsjøen delt inn i beregningsceller, 160 m · 180 m i horisontalplanet og 1 meter i dybderetningen. Det ble antatt fire tilførselspunkter (røde) og ett utløp (grønt) i overflaten. I tillegg ble det plassert et dypvanninntak nær dypeste punkt i vestre eller østre del.

V – Vest – Nedrebø, N – Nord – Sundvår, NØ – Nordøst – Ytre Vinjavatn, Ø – Øst – Maudalselva, SØ – Sørøst – Nær hovedutløp

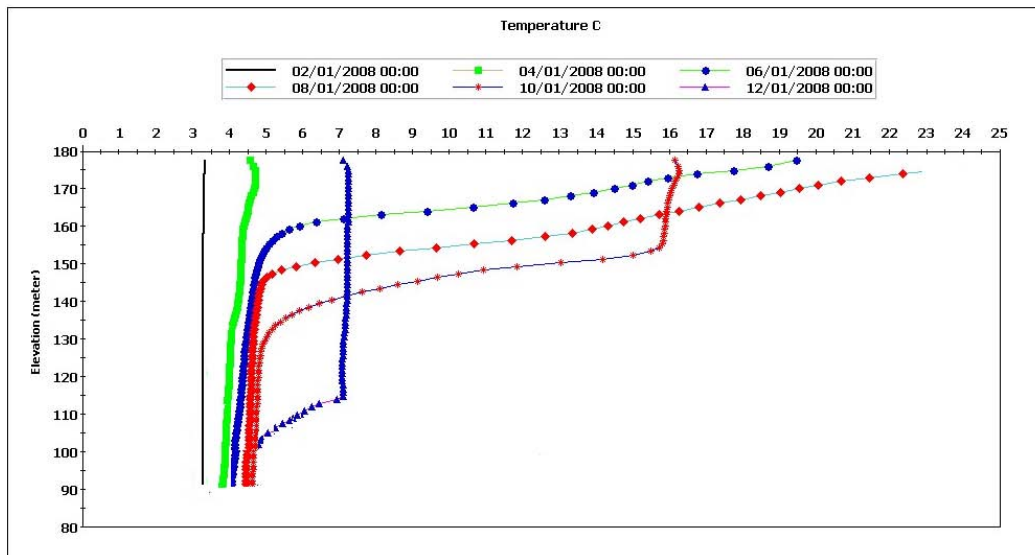


Figur 10. Vindretning og fart for Sola (øverst) og Tjørhom (nederst)

Resultater

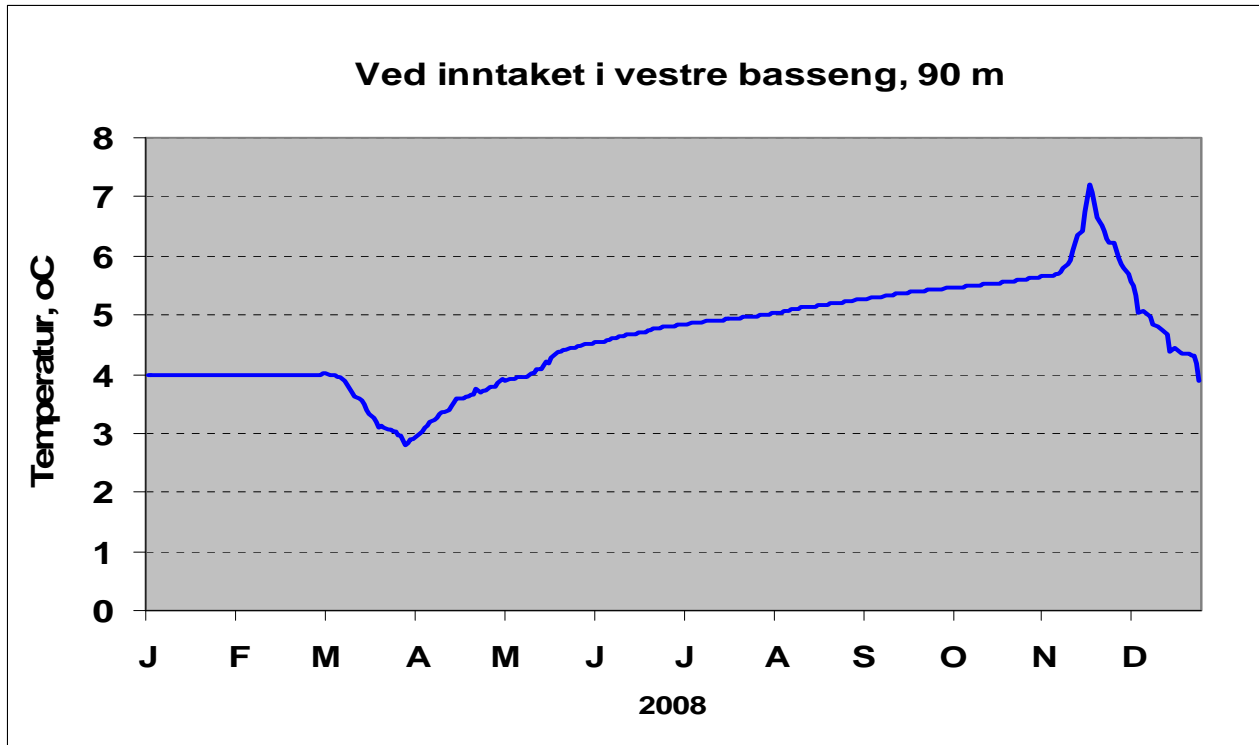
3.1.1 Temperatur og vertikal transport

Det er karakteristisk med varmt overflatevann om sommeren, **Figur 11**. 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 vannsøylen 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. Dersom klimaet er for mildt til at innsjøen islegges, fortsetter høstsirkulasjonen i en viss utstrekning helt til vannet varmes opp og danner sprangsjikt utpå våren. For Birkelandsvannet kan denne situasjonen være vanlig forekommende. I alle fall var dette tilfelle for simuleringene i 2008.

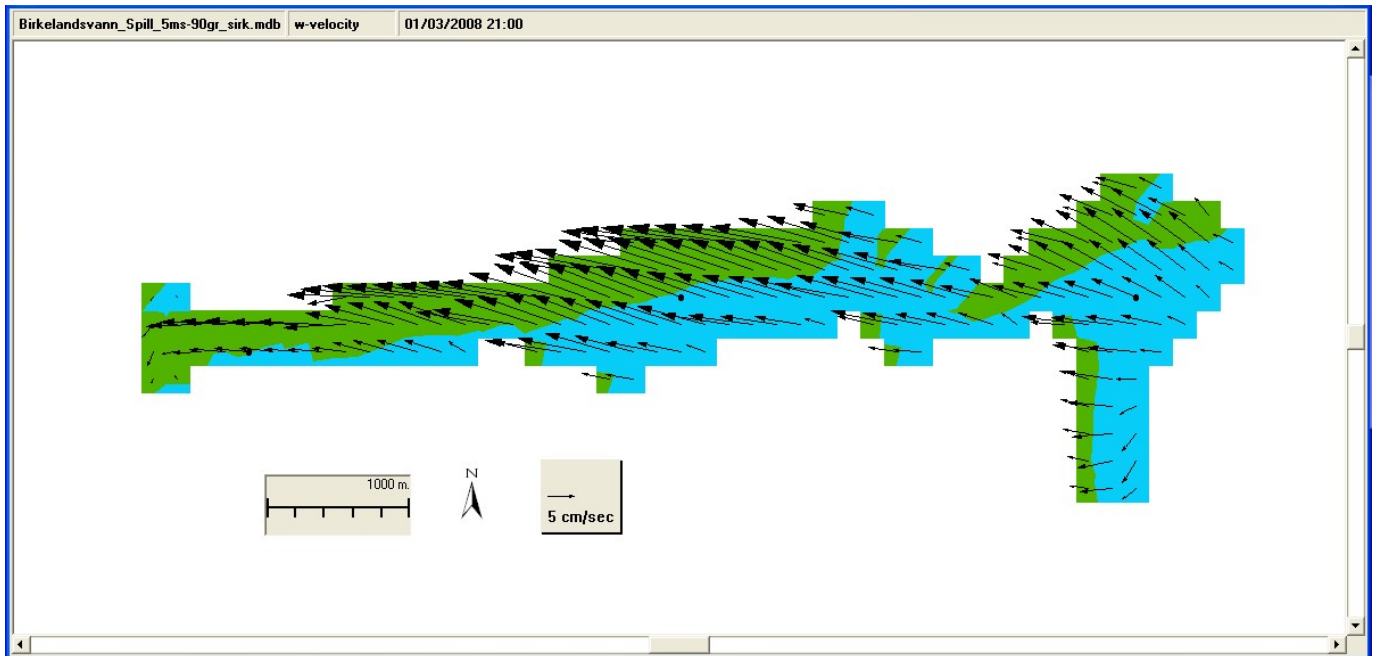


Figur 11. Eksempler på vertikal fordeling av temperatur nær vanninntaket i løpet av året i følge simulerte verdier 2008 over det dypeste partiet i vestre del av Birkelandsvann (Storavatn).

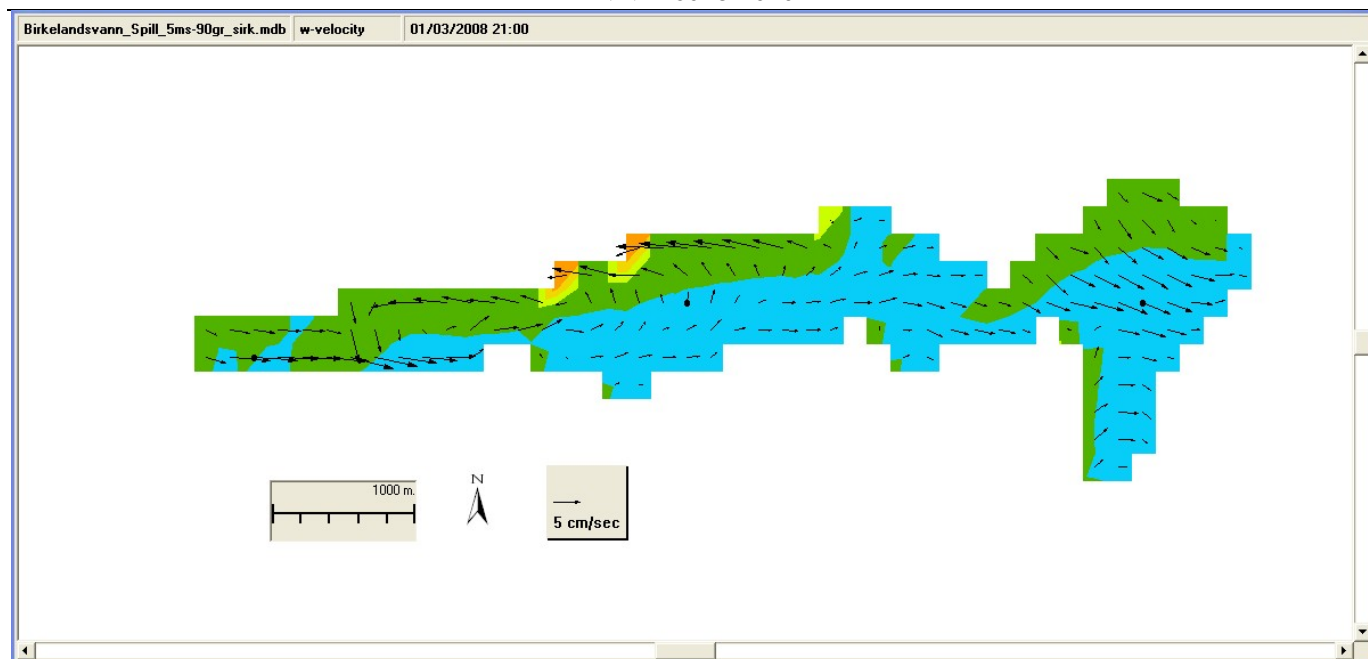
Temperaturen på vannet ved inntaket på 90 meters dyp var mellom 3°C og 7 °C **Figur 12**.



Figur 12. Temperatur i vanninntaket på 90 meters dyp i sentrum av vestre del.



Figur 13. Overflate. Vind 5 m/s 10 meter over vannflaten fra øst. Sirkulasjonsperiode med lite stabile vannmasser. Horisontal strøm: piler, Vertikal strøm: grønn: nedover og blå: oppover



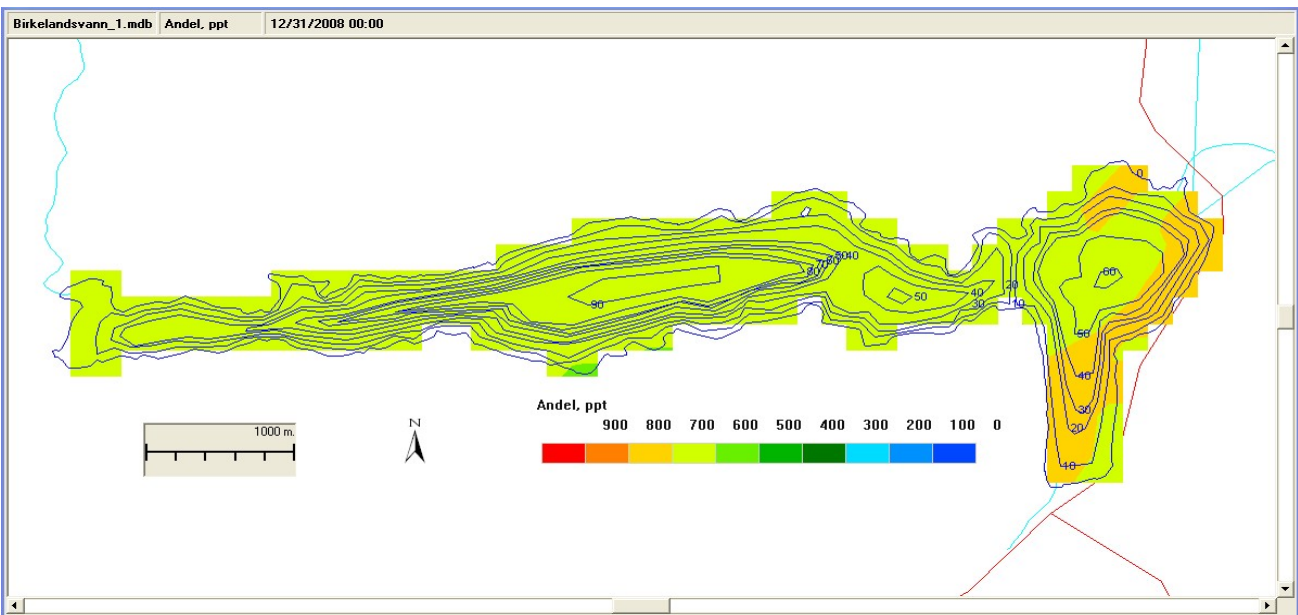
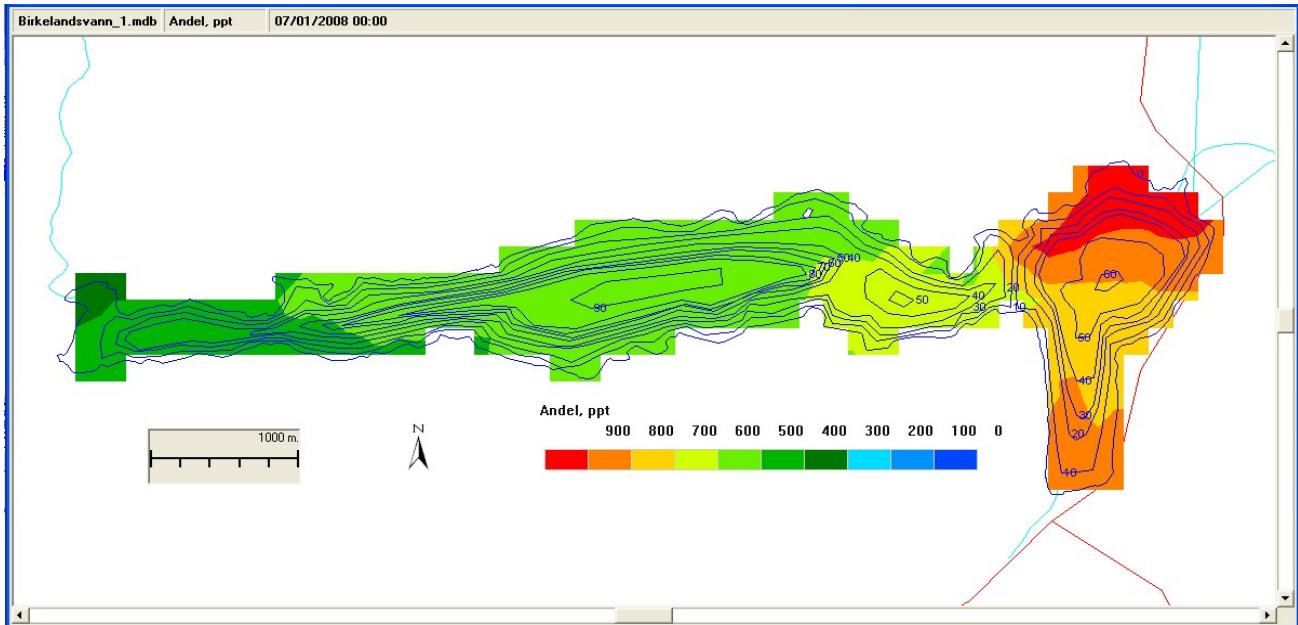
Figur 14 Dyp = 10 meter. Vind 5 m/s 10 meter over vannflaten fra øst. Sirkulasjonsperiode med lite stabile vannmasser. Horizontal strøm: piler, Vertikal strøm: orange, gul og grønn: nedover og blå: oppover

3.1.2 Vannutskifting mellom østre del og vestre del

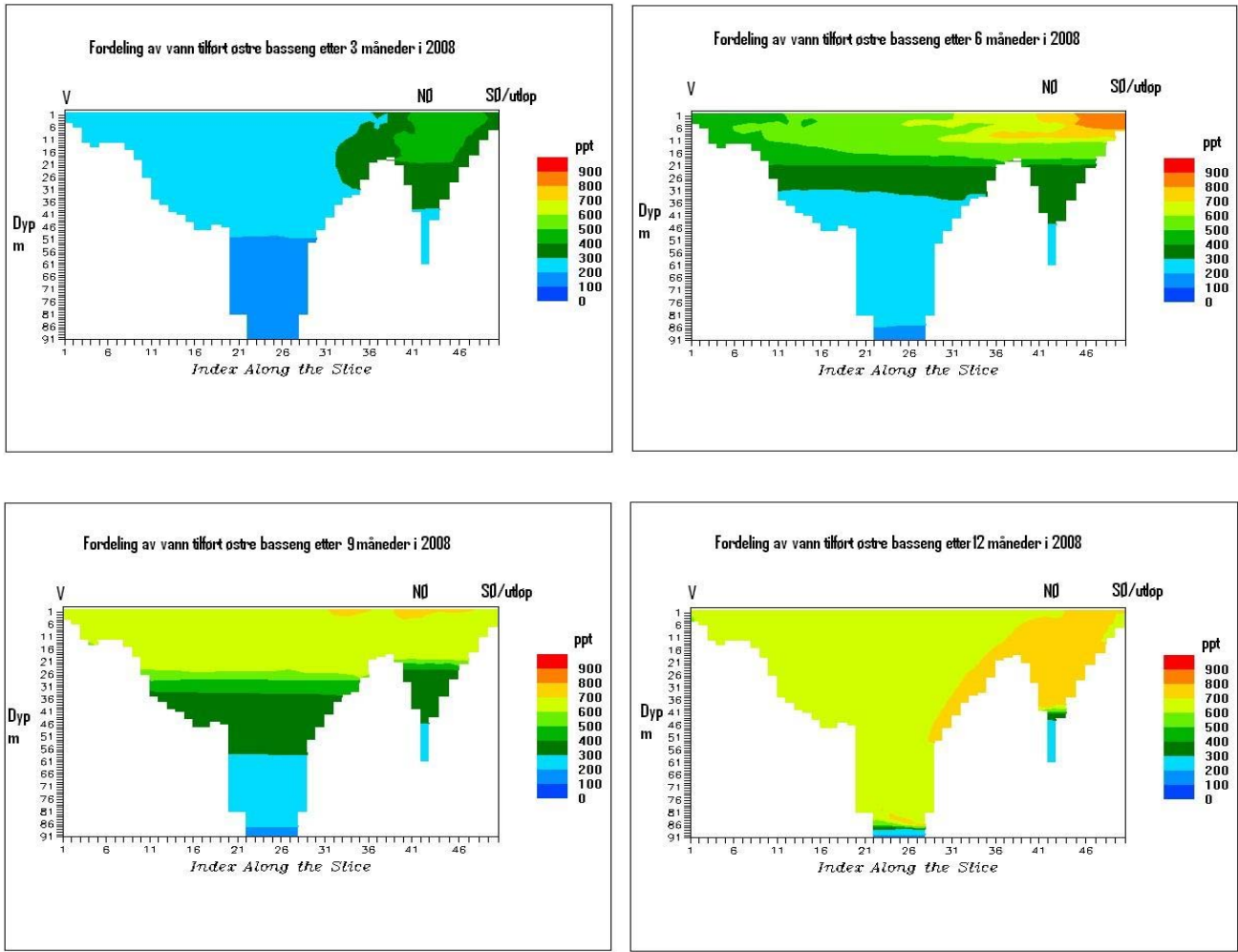
Teoretisk oppholdstid, som er den tiden det tar å fylle en tom innsjø med årlig middelvannføring, blir ofte benyttet som et mål på vannutskiftingen i en innsjø. Teoretisk oppholdstid for Birkelandsvannet er ca. 4 måneder, dvs. vanntilførslene per år er 3 ganger innsjøens volum. I virkeligheten blir deler av innsjøen skiftet ut mange ganger i løpet av et år, mens vann i andre deler kan bli værende i mange år. I simuleringsåret 2008 studerte vi hvordan vann tilført østre del av innsjøen ble innblandet i hele Birkelandsvann i løpet av året.

75 % av avløpet i 2008 ble tilført Birkelandsvannet via østre del. Resten ca. $3.5 \text{ m}^3/\text{s}$ ble tilført vestre del. Samme mengde ble også tappet via vanninntaket nær bunnen av dypbassenget i vestre basseng. Eksempler på hvordan andel tilført vann via østre del er fordelt gjennom året er vist i **Figur 15** og **Figur 16**. Etter 3 måneder var mellom 20 % og 60 % av vannet i østre basseng fornyet. I vestre basseng var tilsvarende fornying under 30 %. På dette tidspunktet var det små temperaturforskjeller i vannmassene hvilket førte til ustabile vertikale forhold og tilhørende betydelig fornying av også bunnvannet. I løpet av sommeren var det en klar gradient i vertikal retning. Dette skyldtes lettere overflatelag og stabile vannmasser i vertikal retning. Forskjellen mellom østre basseng og resten av innsjøen ble stadig mindre. På slutten av sommeren var nær 60 % av vannet i de øverste 25 metrene skiftet ut. I den påfølgende sirkulasjonsperioden øket denne utskiftingsandelen nesten ned til bunnen. Vi merker oss at høye utskiftninger i det vestre bassenget nådde dypere ned enn i det østre. Dette har sammenheng med at vanninntaket var plassert nær dypeste punkt i det vestre bassenget med tilhørende bevegelse i den retningen. Dersom vanninntaket ble plassert i østre basseng, ble forholdet motsatt. Mengde utskiftet vann i det dypeste partiet i det østre bassenget ble betydelig økt, mens under 20 % av dypvannet i det vestre bassenget ble skiftet ut i løpet av ett år, **Figur 17**. Plasseringen av vanninntaket hadde først og fremst betydning for de dypeste områdene.

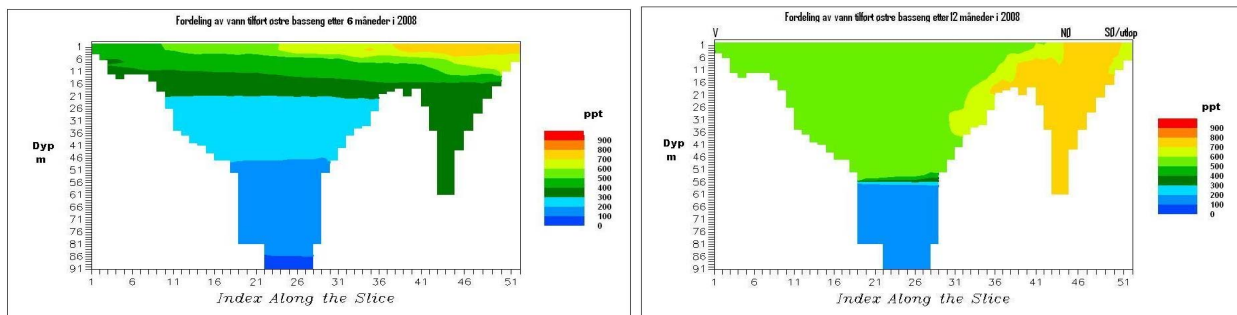
Konklusjonen er at vann tilført østre basseng i betydelig grad føres inn i de vestlige delene via overflatestrømmene og deretter trenger det nedover til større dyp. Nedtrengingen foregår fortrinnsvis i sirkulasjonsperiodene vår og høst, samt også utover vinteren i år hvor innsjøen ikke er islagt. Vannverksinntak vil øke nedtrengningen i den delen av innsjøen der dette er plassert.



Figur 15. Overflate. Innblanding av vann tilført østre basseng etter 6 måneder og 12 måneder i 2008.



Figur 16. Lengde-dyp profil. Innblanding av vann tilført østre basseng etter 3, 6, 9 og 12 måneder i 2008. Vannverkinntak i vestre basseng



Figur 17. Lengde-dyp profil. Innblanding av vann tilført østre basseng etter 6 og 12 måneder i 2008. Vannverkinntak i østre basseng.

3.1.3 *E. coli* bakterier

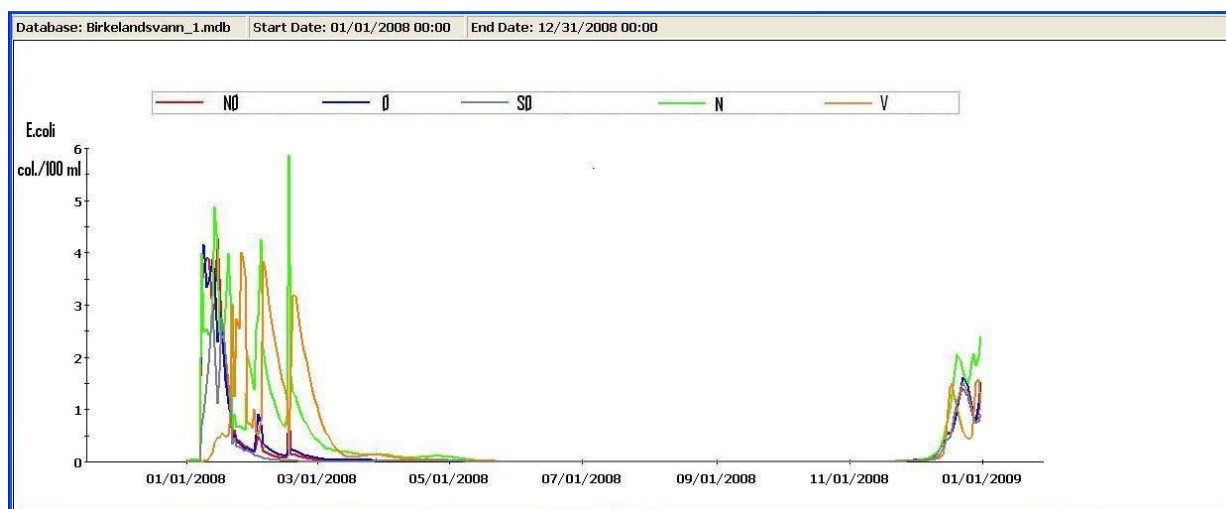
E. coli bakteriene ble gitt en dødsrate/svinnrate som tilsvarer en halvering i løpet av ett døgn ved 20 °C. Overlevelsessevnen øker ved avtagende temperatur. Ved 4 °C var halveringstiden 4,5 døgn. Sedimentasjonen ble satt konstant til 1 m/døgn. I realiteten vil omtrent halvparten av bakteriene være frittsevendende med ubetydelig sedimentasjon, mens de resterende vil være festet til partikler som sedimenterer med ulik hastighet.

Tilførslene fra alle de fem nevnte tilførselspunktene ble i utgangspunktet satt konstant og lik 10^7 *E. coli* per sekund. Dette ble gjort fordi vi ikke har noe data på faktiske tilførsler. I virkeligheten vil mengden *E. coli* som tilføres variere både med tiden og mellom de ulike tilførselskildene, blant annet avhengig av antall fekalkilder i nedbørfeltet, fekalkildenes plassering, nedbørforhold osv. Simuleringer med konstante tilførsler ble gjort for å undersøke hvor følsom de ulike delene av innsjøen er med hensyn til påvirkning fra de mest relevante tilførselspunktene. I neste omgang ble tilførslene vurdert i samsvar med hvor store tilførsler som reelt kunne forventes i henhold til befolkning, dyrehold mm.

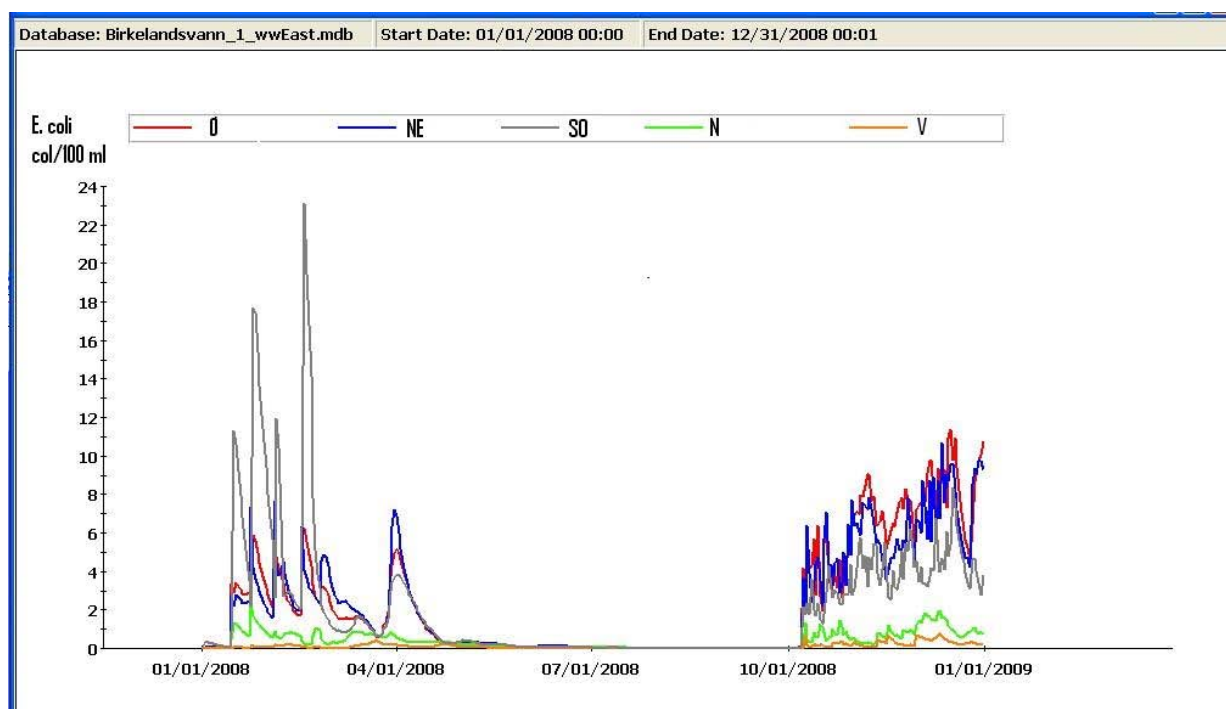
Simuleringene viste størst konsentrasjoner av *E. coli* i sirkulasjonsperiodene utover høsten og vinteren inntil oppvarmingen startet om våren. De høyeste konsentrasjonene fant sted i inntaket plassert i det østlige bassenget. Perioden med "betydelig" påvirkning i det østlige bassenget, 8 mnd, var omtrent dobbelt så lang som det andre alternativet **Figur 18 - Figur 19.** og **Tabell 4.**

Utslippene ble i overflaten spredt noenlunde i vindretningen. Nedover i dypet spres bakteriene tilnærmet alle retninger. Uansett vindretning spres det bakterier fra det vestlige til det østlige bassenget og omvendt, se **Figur 20 - Figur 25.** Fortynning og svinn pga. død og sedimentasjon fører til avtagende påvirkning med økende transportavstand. I scenariene for 2008 ble inntaket plassert i det vestlige bassenget mest påvirket av tilførsler fra det nærmestliggende tilløpet i nord med maksimumkonsentrasjon på 6 *E. coli* per 100 ml. Bidragene fra de andre tilførselspunktene var maksimalt 4 *E. coli* per 100 ml. Vanninntaket plassert i øst ble mest påvirket av tilførsler fra de østlige delene av innsjøen med maksimumkonsentrasjoner på 12 og 11 *E. coli* per 100 ml fra henholdsvis øst og nordøst. Maksimum bidrag fra tilløpene i nord og fra de vestligste delene av innsjøen var liten, henholdsvis 2 og 1 *E. coli* per 100 ml, **Tabell 4.**

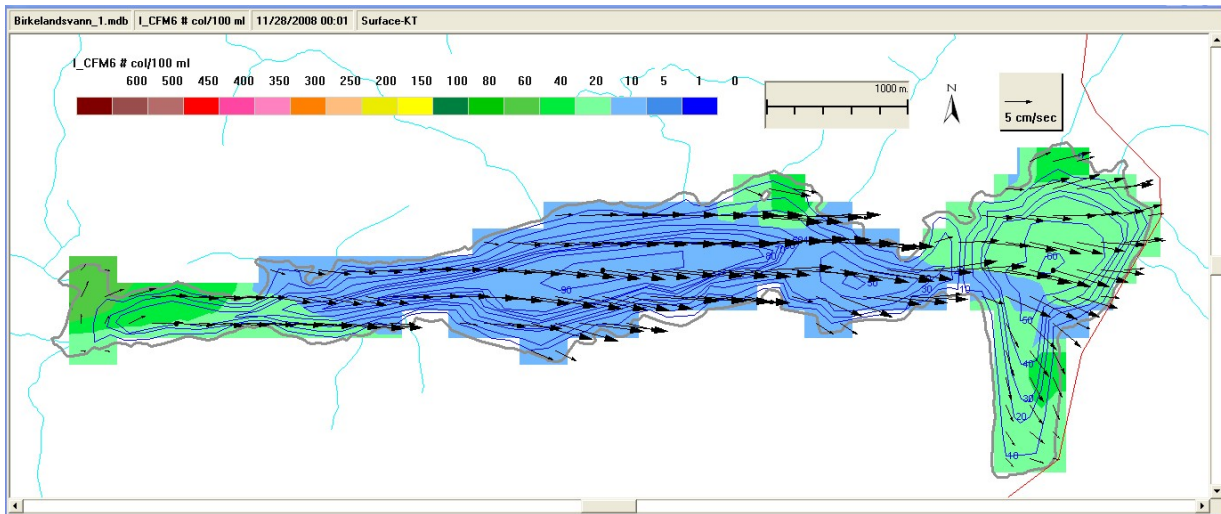
Det ble laget en video med utskrift av daglige konsentrasjoner av *E. coli* langs bunnen. **Figur 20** og **Figur 21** viser en karakteristisk "verste fall" situasjon i sirkulasjonsperioden og gir en god fremstilling av hvor det er hensiktsmessig å plassere et inntak. Det er viktig å legge inntaket på dypt vann. Det er to områder som peker seg ut, dvs. bassenget i den vestlige delen av innsjøen med dybder ned mot 90 meter, og bassenget i øst med dybder ned mot 60 meter, hvorav det vestlige bassenget var best egnet. Figuren er laget med inntak plassert nær bunnen i det vestlige bassenget, hvor vannet beveger seg mot. Konsentrasjonene i det østlige bassenget ville følgelig blitt noe mindre gunstig om inntaket var plassert der.



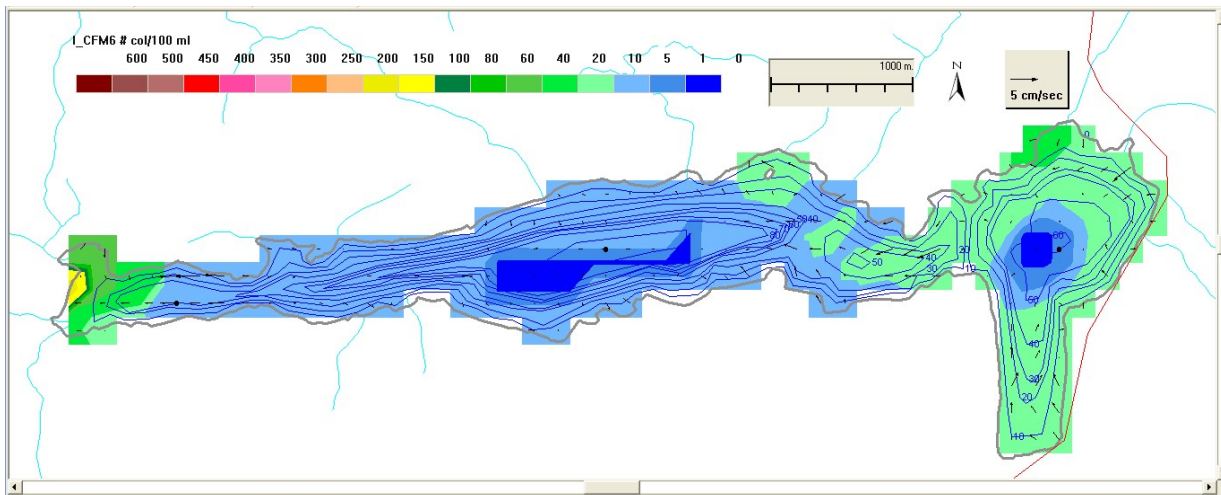
Figur 18. *E. coli* konsentrasjoner i vanninntak plassert nær bunnen i vestre basseng. Figuren viser bidrag fra de ulike tilførselspunktene.



Figur 19. *E. coli* konsentrasjoner i vanninntak plassert nær bunnen i østre basseng.



Figur 20. Karakteristiske konsentrasjoner på overflaten av *E. coli* i sirkulasjonsperioder (verste fall situasjon) Vanninntak i vestre basseng



Figur 21. Karakteristiske konsentrasjoner langs bunnen av *E. coli* i sirkulasjonsperioder (verste fall situasjon) Vanninntak i vestre basseng. (Bunnen kan for eksempel være 1 meter langs land og 90 meter i sentrum av innsjøen)

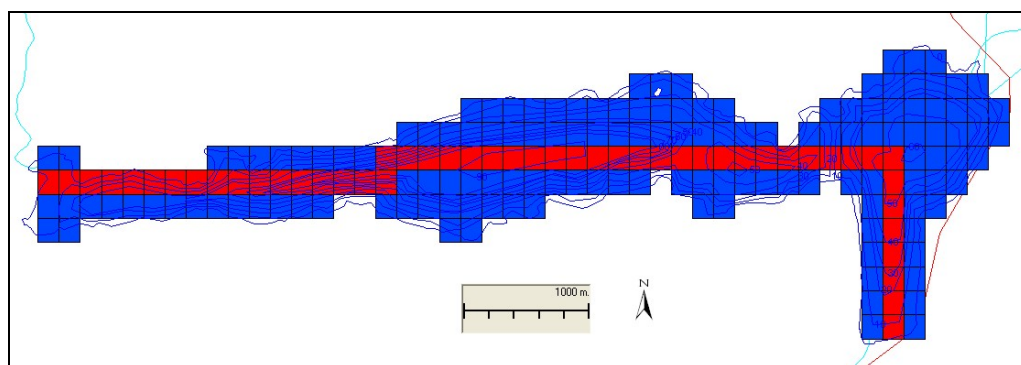
Tabell 4. *E. coli* (kolonier/100 ml). Maksimum simulerte konsentrasjoner ved de to vanninntakene i 2008 basert på konstante tilførsler (10^7 *E. coli* per sekund) fra de 5 ulike tilførselskildene.

Inntak/Utslipp:	Øst	NordØst	Nord	Vest	SørØst
Basseng_Øst_55m	12	11	2	1	23
Basseng_Vest_85m	4	4	6	4	3

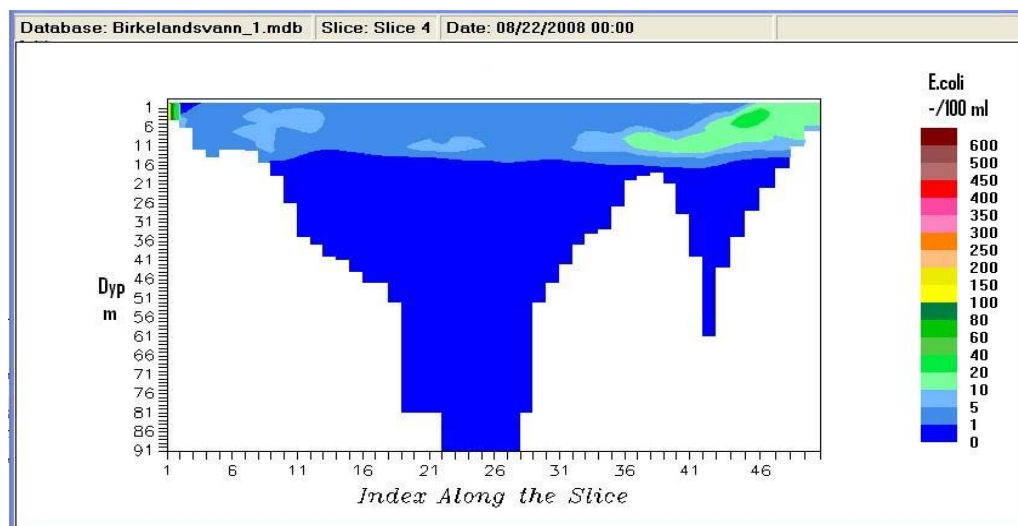
Simuleringene ble gjort med kontinuerlige og like tilførsler av *E. coli* fra hver av de 5 tilførselskildene. 10^7 *E. coli* per sekund tilsvarer 9×10^{11} *E. coli* per døgn. En person skiller ut ca 10^{10} *E. coli* per døgn (Ferguson m.fl 2007), så dette tilsvarer en tilførsel fra i størrelsesorden 90 personer der all kloakk havner i vannkilden. Vi kjenner ikke til

avløpsløsningene for befolkningen rundt Birkelandsvannet, men vil anta at kun en minimal/liten del av avløpsvannet havner i tilførselsbekkene. Husdyrgjødsel inneholder gjerne 10^7 - 10^{10} *E. coli* per kg (VKM; 2009a), så det modellerte utslippet på 9×10^{11} *E. coli* per døgn kan tilsvare i størrelsesorden 90 kg husdyrgjødsel per døgn. Beitedyr og ville dyr og fugler kan også være en betydelig kilde til *E. coli*. Mengden *E. coli* produsert per individ varierer; i verste fall kan større dyr med mye avføring produsere 10^{12} *E. coli* per døgn (Ferguson m.fl 2007). Sannsynligheten for at et dyr gjør fra seg direkte i vann er derimot liten, og avhenger av at dyret har adgang til vannkilden. For avføring plassert i landskapet vil kun en mindre fraksjon transporteres til vannkilden selv under kraftig nedbør og avrenning (Ferguson m.fl 2007). Vi har ikke samlet informasjon om antall beitedyr og ville dyr og fugler i nedbørfeltet til Birkelandsvannet, om manglende inngjerding eller andre forhold som vil påvirke muligheten for at avføringen transporteres til vannkilden. Uansett mener vi verdiene vi har benyttet for tilførsler representerer "verste fall" som eventuelt kan skaleres ned. Vi anbefaler at oppdragsgiver gjør en vurdering av dette basert på lokalkunnskaper. Ved å redusere verdiene på tilførsler med f.eks 10, kan de simulerte verdiene reduseres tilsvarende.

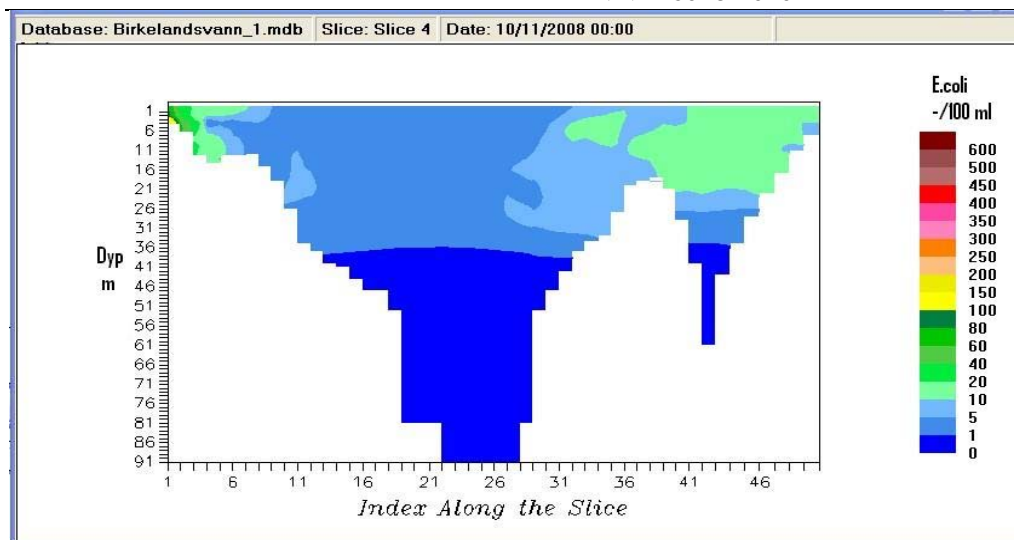
NIVA er bedt om å vurdere behovet for å drenere elven fra Nedrabøområdet (vest) ut av nedbørfeltet. Simuleringene viste at ved kontinuerlig tilførsel av 10^7 *E. coli* per sekund fra vest, så ble maksimum simulerte konsentrasjoner ved østre og vestre vanninntak henholdsvis 1 og 4 *E. coli* per 100 ml. Ved midlere vannføring i denne elven, dvs $2,6 \text{ m}^3$ per sekund, tilsvarer 10^7 *E. coli* per sekund en bakteriekonsentrasjon på ca 400 *E. coli* per 100 ml i tilførselselven. Vi vil anta at dette representerer "verste fall" situasjoner med kort varighet. Det vil følgelig være lite å tjene på å lede Nedrabøfeltet ut av nedbørfeltet. For sikkerhets skyld kan det foretas prøvetaking i elven for å kartlegge dette.



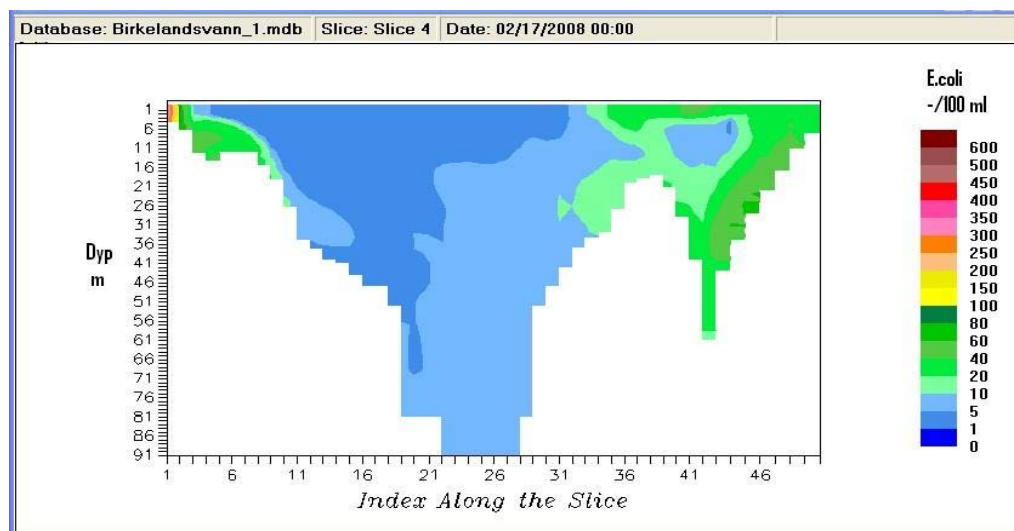
Figur 22. Plassering av lengde- dyp snitt



Figur 23. *E. coli*. Varmt vann i overflaten i august skapte stabile vertikale forhold og lave konsentrasjoner på dypt vann.



Figur 24. *E. coli*. Avtagende temperaturer utover høsten (oktober) førte til stadig dypere sirkulasjon av vannmassene og nedtrengning av bakterier.



Figur 25. *E. coli*. Utover vinteren nådde sirkulasjonen til bunnen av innsjøen. Innsjøen var ikke islagt.

3.1.4 Diskusjon og konklusjoner

I følge simuleringsresultatene var det vestlige bassenget best egnet som drikkevannsinntak. Vi antok at det var like tilførsler av bakterier i alle tilførselspunktene. Det er flest mennesker som bor i det området som drenerer til den østlige delen. I tillegg er det en vei med relativ stor trafikk langs denne delen. Sannsynligheten for bakteriell og annen påvirkning er følgelig størst der. Dette forsterker antagelsen om at det vestlige bassenget er best egnet som drikkevannsinntak.

De tilførselene som vi har benyttet som inngangsverdi ved simuleringene er ment å representere "verste fall" situasjoner som eventuelt kun vil finne sted i kortvarige perioder. Et prøvetakingsopplegg vil gjøre disse antagelsene sikrere.

Ved et velutviklet sprangsjikt om sommeren vil et utslipp praktisk talt ha en ubetydelig påvirkning av vanninntak på dypt vann. I perioder med vertikalt sirkulerende vannmasser vil forholdene bli betydelig forverret. I størstedelen av året vil forholdene være en mellomting. Det er vanlig med stabile forhold om sommeren (mai-september). I mindre grad

også om vinteren dersom innsjøen er islagt (januar-mars). Sirkulasjonperioden begynner i september i overflaten og øker i dybde utover høsten. Dersom innsjøen ikke er islagt kan den vedvare helt til oppvarmingen starter om våren. Da sirkulasjonen øker i dybderetningen utover høsten, og eventuelt også om våren, betyr det at des dypere vanninntaket er plassert desto kortere blir perioden hvor inntaket inngår i en slik sirkulasjon. Dette betyr at et vanninntak plassert nær bunnen av det vestre bassenget vil være naturlig best beskyttet i en størst del av året. Påvirkning av *E. coli* i vanninntak plassert i vestlig og østlig basseng i 2008, gir en pekepinn på hvordan påvirkningen endres gjennom året. Inntaket i det vestre bassenget unngikk sirkulasjon i halve året (mai-oktober), mens inntaket i det østre bassenget ble påvirket av full sirkulasjon i minst to måneder mer. Dette representerer et ugunstig år. I vintre med islagt innsjø vil sirkulasjonsperioden bli redusert.

Vår konklusjon basert på bakteriell forurensning, er at det vestlige bassenget er best egnet som vanninntak. Inntaket bør ligge dypere enn 80 meter. En ikke fullt så god løsning er å legge inntaket i den dypeste delen av det østlige bassenget.

En av målsetningene med denne rapporten var å vurdere nytten av å lede tilløpet fra Nedrebø i vest ut av nedbørfeltet til Birkelandsvann. Bidraget til "verste fall" konsentrasjoner fra tilførsler i vest ble i følge simuleringene av samme størrelse som fra identiske tilførsler fra den østlige delen av Birkelandsvann. Risikoen for forurensende utslipp bør være betydelig mindre fra Nedrebø området i vest enn fra de tettere befolkede og mer trafikerte områdene i øst. En slik overføring av Nedrebøvassdraget vil derfor neppe redusere risikoen for forurensende påvirkning av vanninntaket i stor grad. En ytterligere vurdering av størrelsen på tilførslene fra vest (Nedrebø området) i forhold til fra øst, basert på lokalkunnskaper og prøvetakning av tilførselene, anbefales likevel før det trekkes endelige konklusjoner.

En annen målsetning var å vurdere behovet for flere enn ett vanninntak. Dette synes unødvendig ut fra forurensningsmessige forhold. Et reserveinntak nær overflaten viste seg å være gunstig for Gjøvik vannverk i forbindelse med høyt partikkelinnhold som følge av undersjøisk ras i Mjøsa. Ellers kan det være gunstig ved reparasjoner å ha et alternativt inntak for å unngå driftstans.

I simuleringene har vi ikke tatt hensyn til sedimentasjon av bakterier festet til større partikler. Bakterier og andre mikroorganismer kan feste seg til partikler og sedimentere med dem og dermed påvirke vanninntak på dypt vann selv under stabile sommersitusjoner. Birkelandsvann ligger i områder med løsmasser som fortrinnsvis består av et tynt morenedekke bestående av grus og sand. Det er lite sannsynlig at erosjon i slikt materiale forårsaker betydelige suspenderte partikkelkonsentrasjoner. I tillegg finnes det innsjøer oppstrøms som vil virke som sedimentasjonsfeller.

4. Utslipp pga uhell

4.1 Konservative stoffer

Vi ønsket å finne ut hvordan utslipp på grunn av uhell ble spredt i Birkelandsvann og hvordan dette kunne påvirke vanninntaket. Vi ønsket å finne verste fall situasjoner.

Det ble dosert 10 tonn væske tilsvarende ca. 10 m³ i hver av de fem punktene som er omtalt tidligere og vist på **Figur 9**, dvs. SørØst, Øst og NordØst i det østlige bassenget samt Nord og Vest i det vestlige bassenget. Utslippet ble tilført overflaten i løpet av en time. Væsken var konservativ/bestandig, dvs. blandet seg fullstendig med vannet uten å inngå i reduserende prosesser i innsjøen. Konsentrasjonene blir kun påvirket av fortynning og transport ut av innsjøen via utløpet og vanninntaket.

Det ble antatt at vinden blåste med 5 m/s 10 meter over vannflaten, dvs. en sterk vind. På Sola blåste vinden med mindre styrke i 62 % av tiden i 2008. På Tjørhom, som sannsynligvis er mer i samsvar med Birkelandsvannet, var vindstyrken lavere i 94 % av tiden. Vinden ble antatt å være konstant i styrke og retning, slik at vi fikk studere eventuelle forskjeller med hensyn til vindretning.

Det ble antatt at det var **vertikal sirkulasjon** i vannmassene. Dette er en situasjon som kan inntreffe utover høsten og også om vinteren under isfrie forhold. Under slike situasjoner er vanninntaket mest følsomt med hensyn til påvirkning av tilførsler fra overflaten.

Birkelandsvannet har et areal på 5,4 km² og et midlere dyp på ca. 30 meter. Tilfører vi 10 tonn væske og blander dette fullstendig i innsjøen, blir konsentrasjonen ca. 0,07 mg/l.

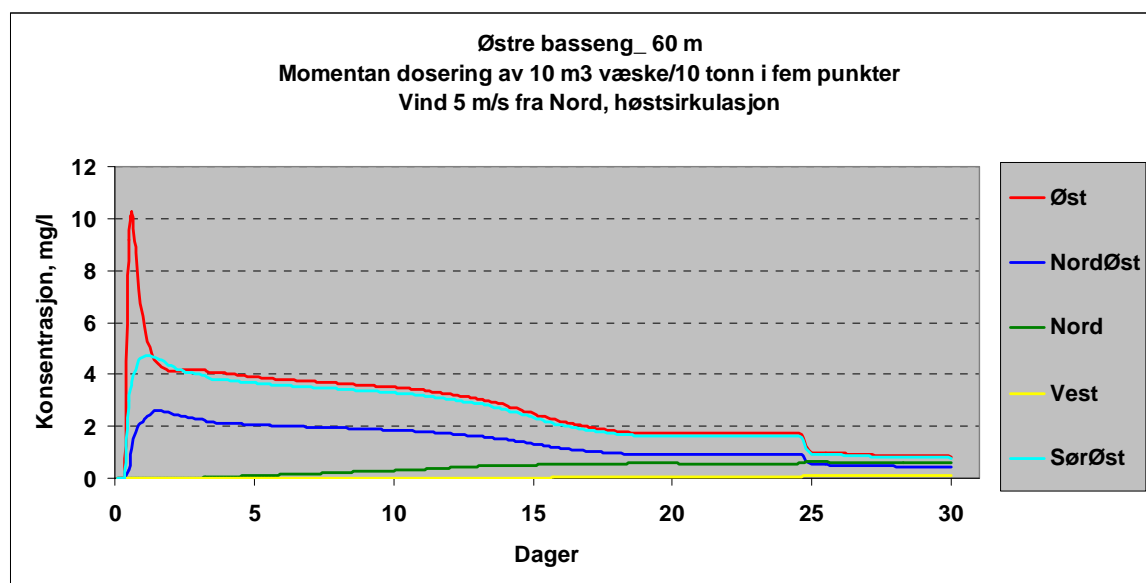
4.1.1 Vind fra Nord

Resultatene er vist i **Figur 26** og **Figur 27**.

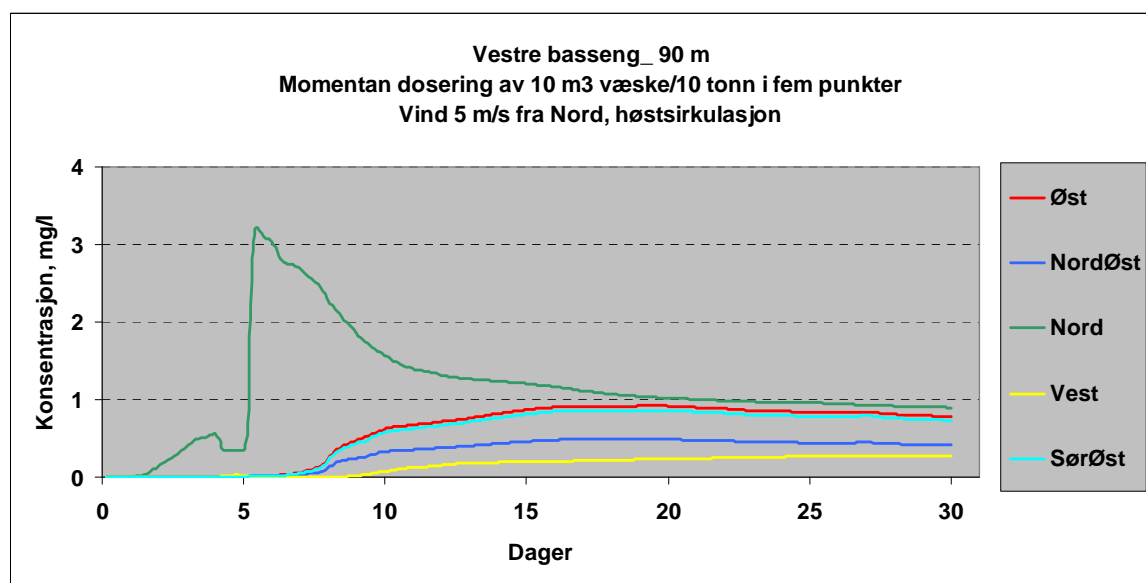
Vind fra nord førte til overflatestrømmer og transport mot sør, relativt kraftig nedoverrettede bevegelse langs motgående strand og returstrømmer dypere ned. I tillegg var det en langsom vertikal bevegelse på grunn av sirkulerende vannmasser som følge av klimatisk avkjøling av overflatelaget.

På bunnen i det østlige bassenget var bidragene fra den nærmestliggende tilførselspunktet i øst nær 10 mg/l i løpet av et døgn. Bidragene fra tilførselspunktene lengst vest i vestlige bassenget økte i løpet av noen uker til ca. 0,1 mg/l.

Vanninntaket i sentrum av det vestlige bassenget ble i løpet av noen dager mest påvirket av det nærmeste utslippet i nord til 3 mg/l for deretter å avta noe. Bidragene fra de øvrige tilførslene økte jevnt i løpet av noen uker. Verdiene var under 1 mg/l.



Figur 26. Vind 5 m/s fra Nord. Bidrag til konsentrasjoner i dypområdene i **Østre** basseng fra hvert enkelt utslipp.



Figur 27. Vind 5 m/s fra Nord. Bidrag til konsentrasjoner i vanninntak i **Vestre** basseng fra hvert enkelt utslipp.

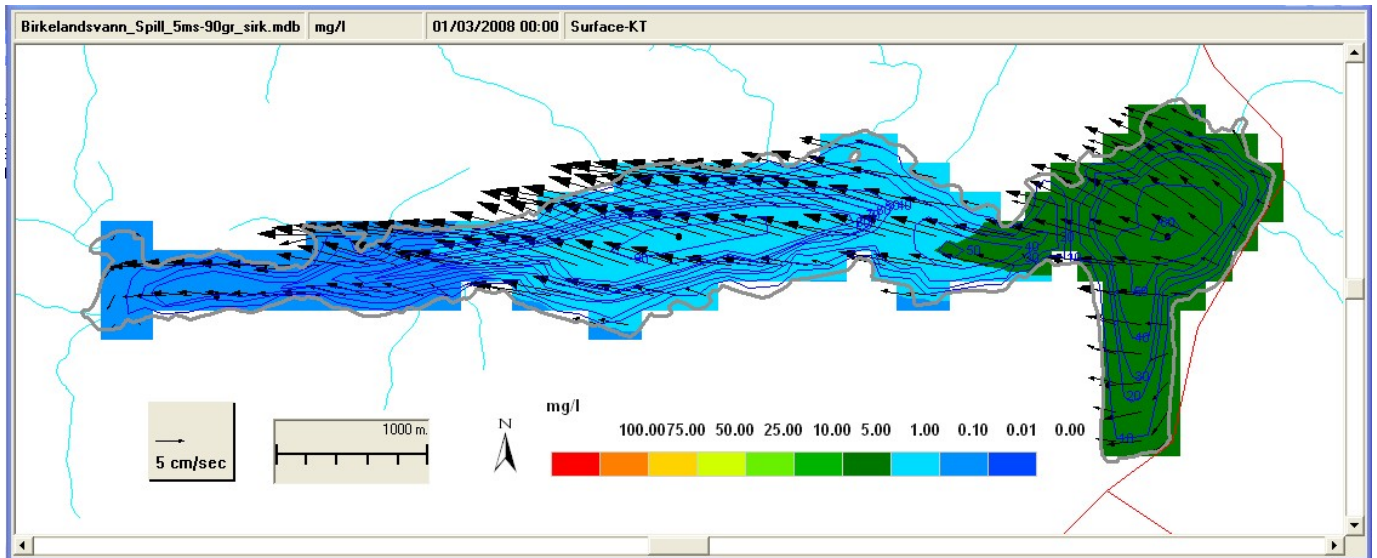
4.1.2 Vind fra Øst

Resultatene er vist i **Figur 28 - Figur 33**.

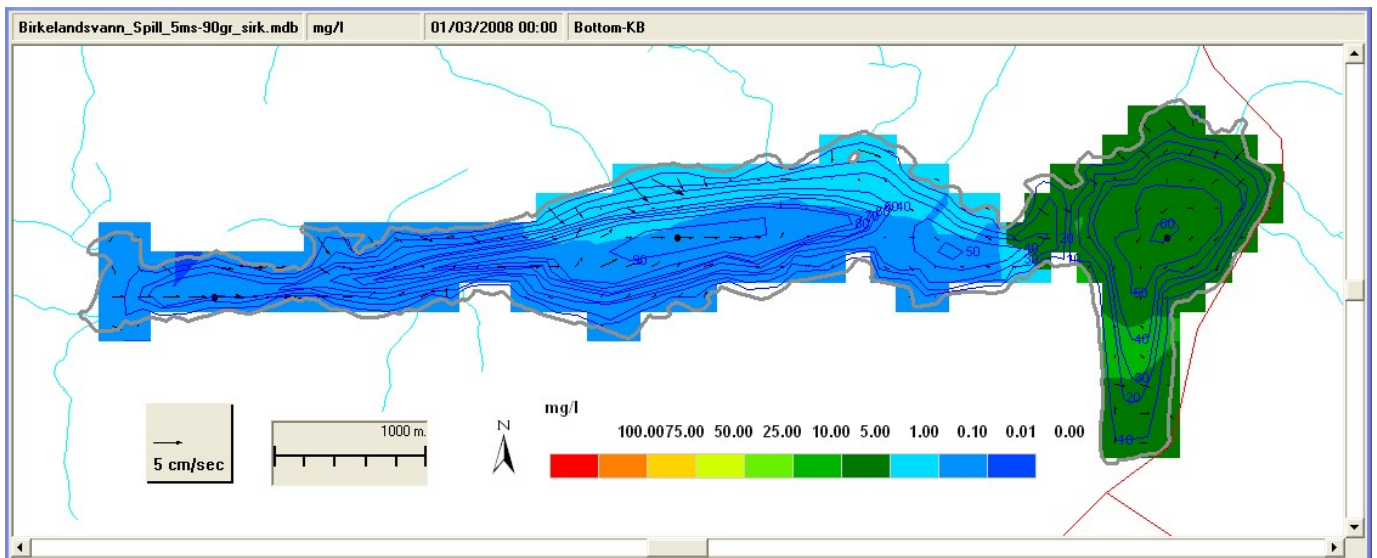
Vind fra øst førte til overflatestrømmer og transport mot nordvest, en relativ kraftig nedoverrettet bevegelse langs motgående strender og returstrømmer dypere ned. I tillegg var det en langsom vertikal bevegelse på grunn av sirkulerende vannmasser som følge av klimatisk avkjøling av overflatelaget.

På bunnen i det østlige bassenget var bidragene fra de nærmestliggende tilførselene etter et døgn mellom 2 mg/l og 10 mg/l. Bidraget fra utslippet i vest økte i løpet av noen uker til ca. 0,1 mg/l.

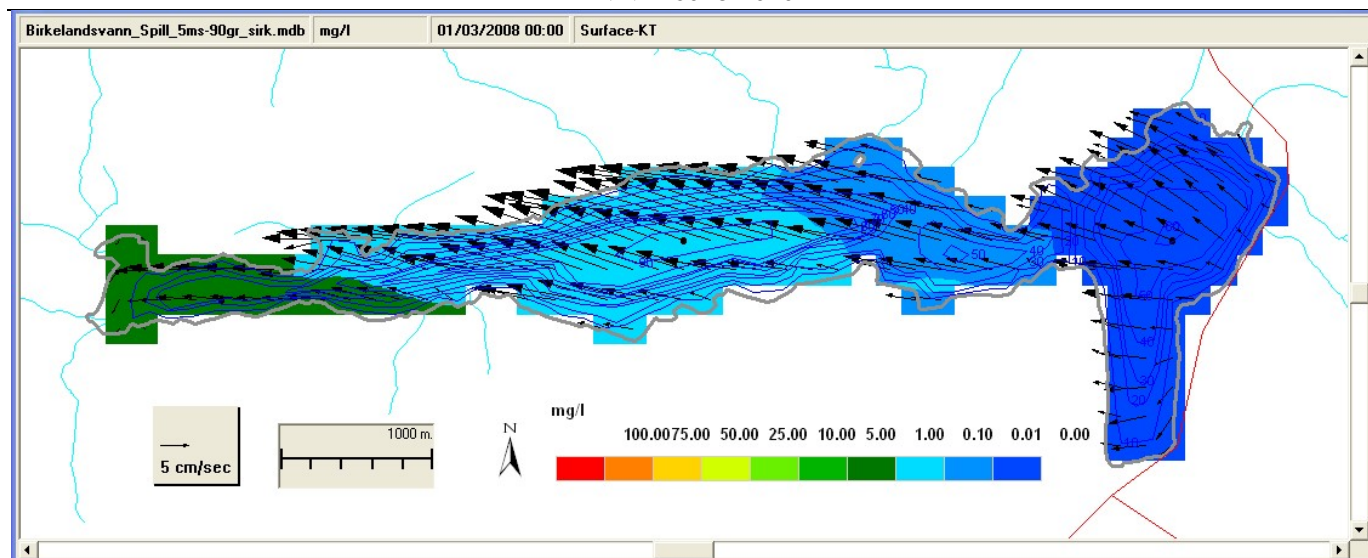
I vanninntaket plasser nær bunnen i det vestlige bassenget økte konsentrasjonene fra de to utslippene i nord og vest til mellom 0,6 mg/l og 1,2 mg/l. Bidragene fra utslipp i den østlige delen økte jevnlig til omkring 0,5 mg/l i løpet av en måned.



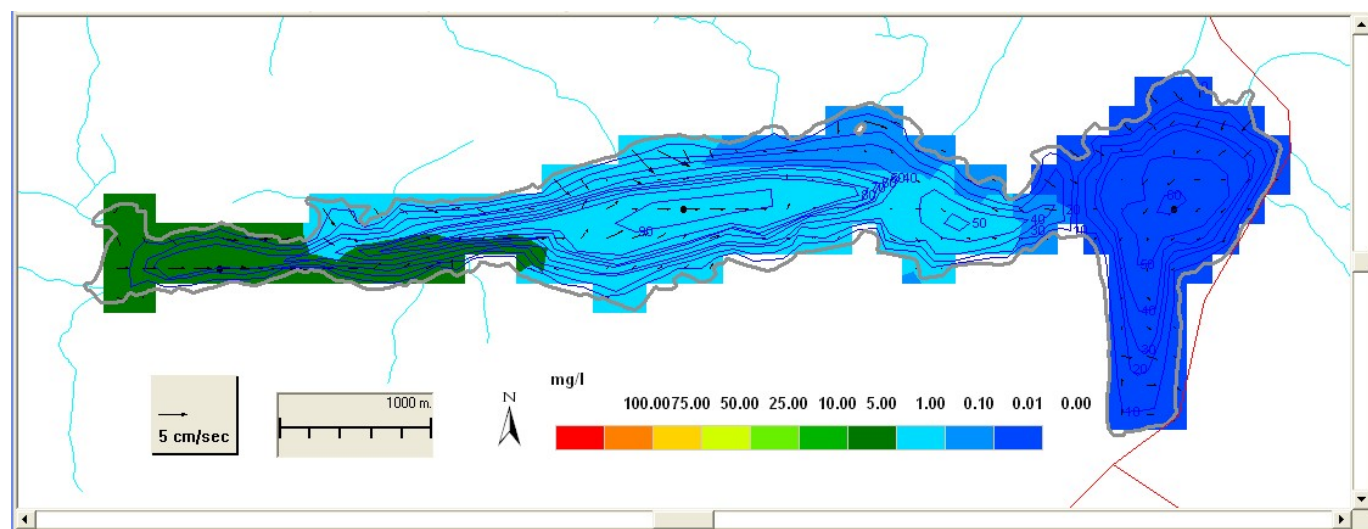
Figur 28. Vind 5 m/s fra Øst. Utslipp i Øst. Konsentrasjoner etter to dager på overflaten.



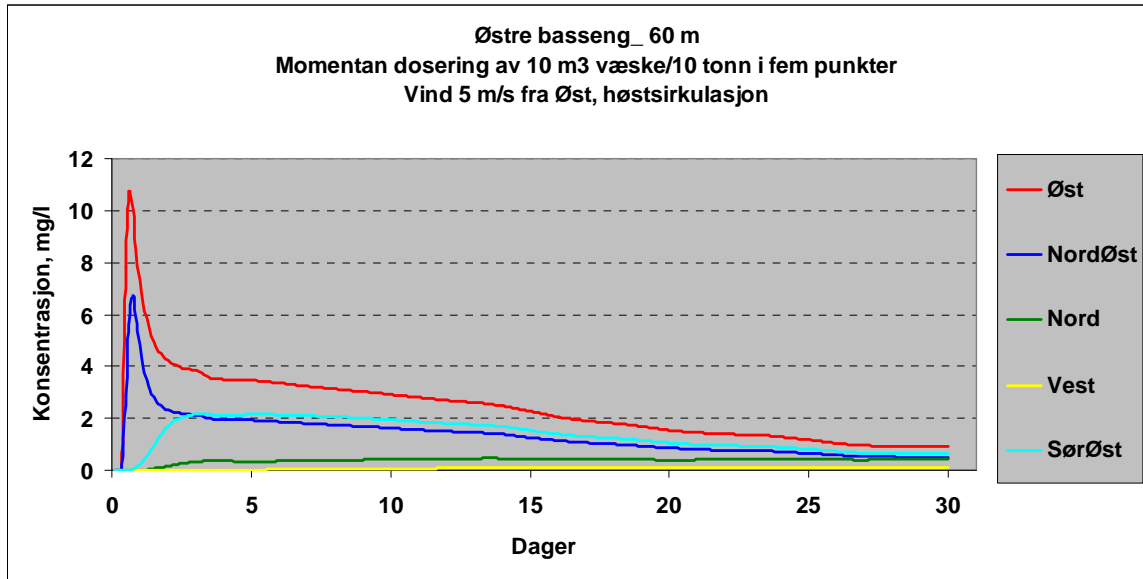
Figur 29. Vind 5 m/s fra Øst. Utslipp i Øst. Konsentrasjoner etter to dager langs bunnen.



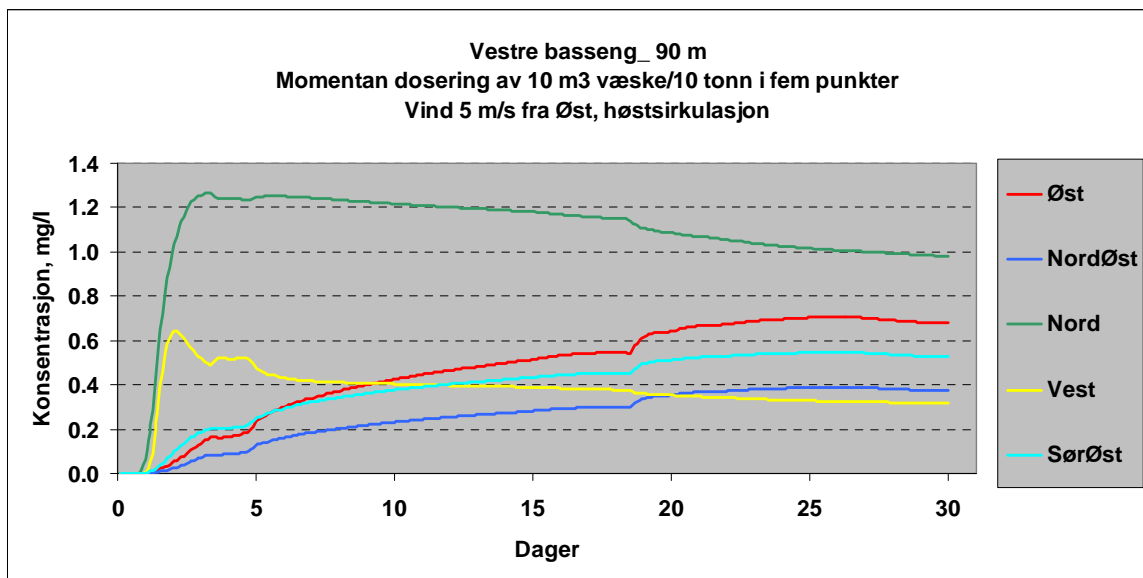
Figur 30. Vind 5 m/s fra Øst. Utslipp i vest. Konsentrasjoner etter en uke på overflaten.



Figur 31. Vind 5 m/s fra Øst. Utslipp i vest. Konsentrasjoner etter en uke langs bunnen.



Figur 32. Vind 5 m/s fra Øst. Bidrag til konsentrasjoner i dypområdene i **Østre** basseng fra hvert enkelt utslipp.



Figur 33. Vind 5 m/s fra Øst. Bidrag til konsentrasjoner i vanninntak i **Vestre** basseng fra hvert enkelt utslipp.

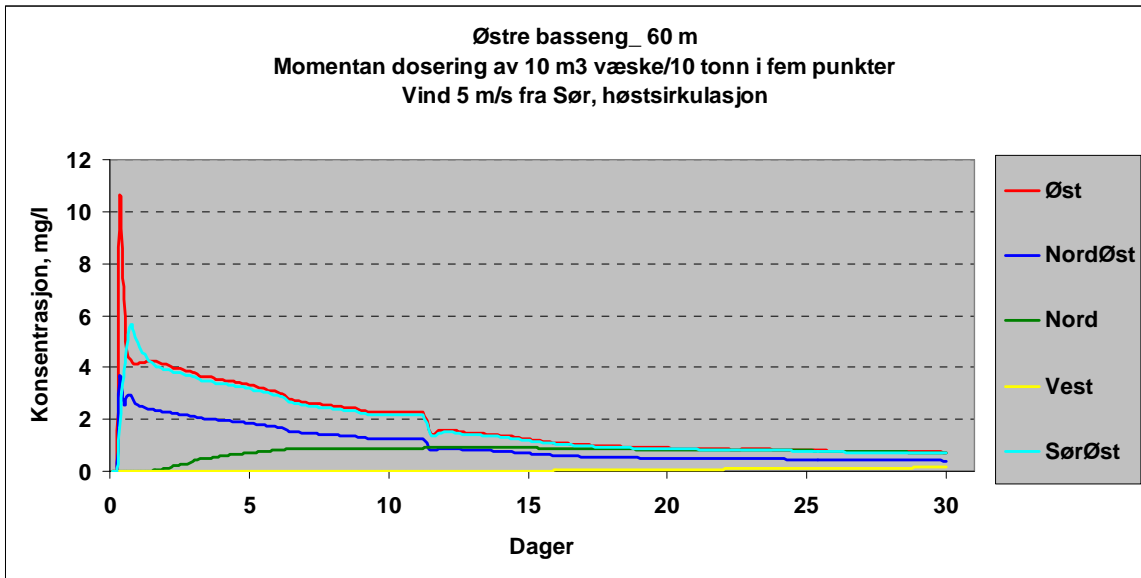
4.1.3 Vind fra Sør

Resultatene er vist i **Figur 34** og **Figur 35**.

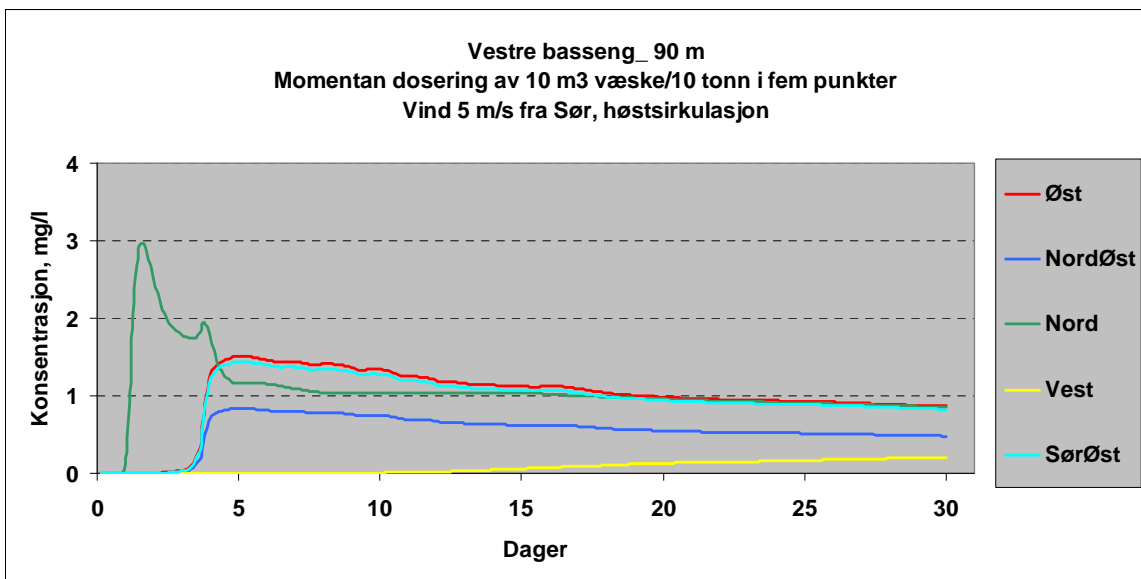
Vind fra sør førte til overflatestrømmer og transport mot nord, en relativ kraftig nedoverrettet bevegelse langs motgående strander og returstrømmer dypere ned. I tillegg var det en langsom vertikal bevegelse på grunn av sirkulerende vannmasser som følge av klimatisk avkjøling av overflatelaget.

Dypområdene i det østlige bassenget ble i løpet av noen timer mest påvirket av utslippene i den østlige delen med konsentrasjoner på opp til 10 mg/l. Bidraget fra utslippet i vest økte til omkring 0,1 mg/l i løpet av en måned.

På bunnen i det vestlige bassenget var bidragene fra det nærmestliggende utslippet i nord størst, 3 mg/l i løpet av et par dager. Bidragene fra utslippene i østre del av innsjøen oppnådde konsentrasjoner mellom 0,8 og 1,5 mg/l i løpet av fire dager for deretter å avta. Utslipet i vest påvirket vanninntaket minst, 0,2 mg/l.



Figur 34. Vind 5 m/s fra Sør. Bidrag til konsentrasjoner i dypområdene i **Østre** basseng fra hvert enkelt utslipp.



Figur 35. Vind 5 m/s fra Sør. Bidrag til konsentrasjoner i vanninntak i **Vestre** basseng fra hvert enkelt utslipp.

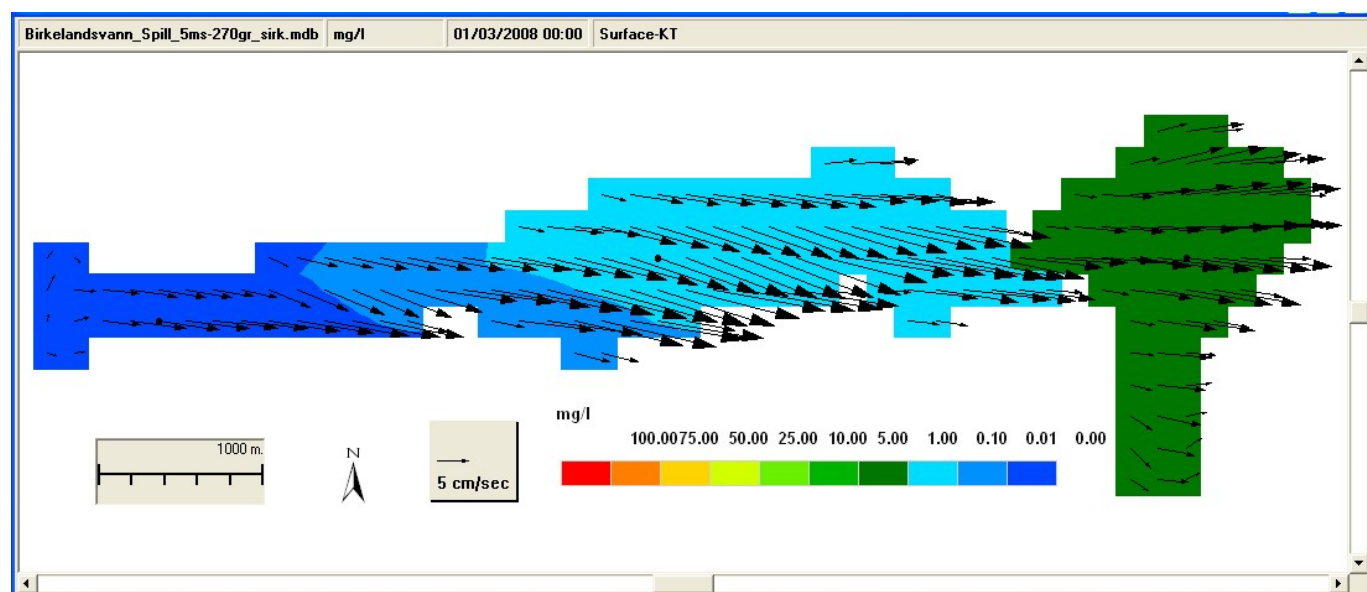
4.1.4 Vind fra Vest

Resultatene er vist i **Figur 36 - Figur 41**.

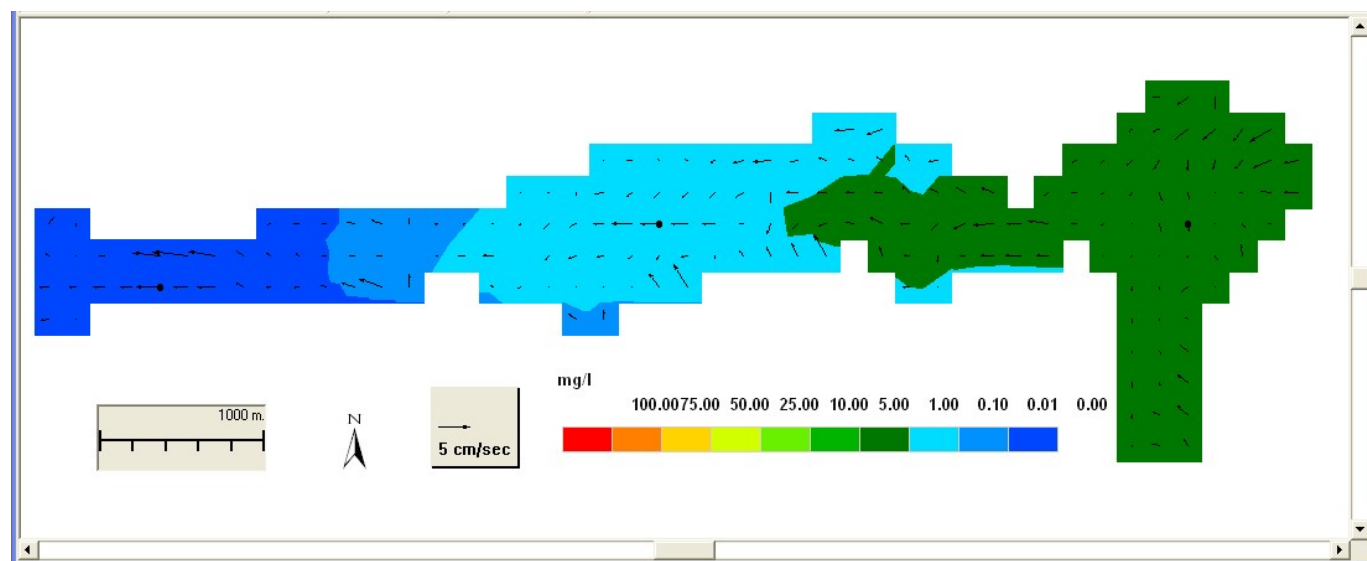
Vind fra vest førte til overflatestrømmer og transport mot sørøst, en relativ kraftig nedoverrettet bevegelse langs motgående strender og returstrømmer dypere ned. I tillegg var det en langsom vertikal bevegelse på grunn av sirkulerende vannmasser som følge av klimatisk avkjøling av overflatelaget.

På bunnen i det østlige bassenget var bidragene fra de nærmestliggende tilførselene etter et par dager mellom 4 mg/l og 11 mg/l. Maksimum bidrag fra utslippet i vest var nær 0,1 mg/l.

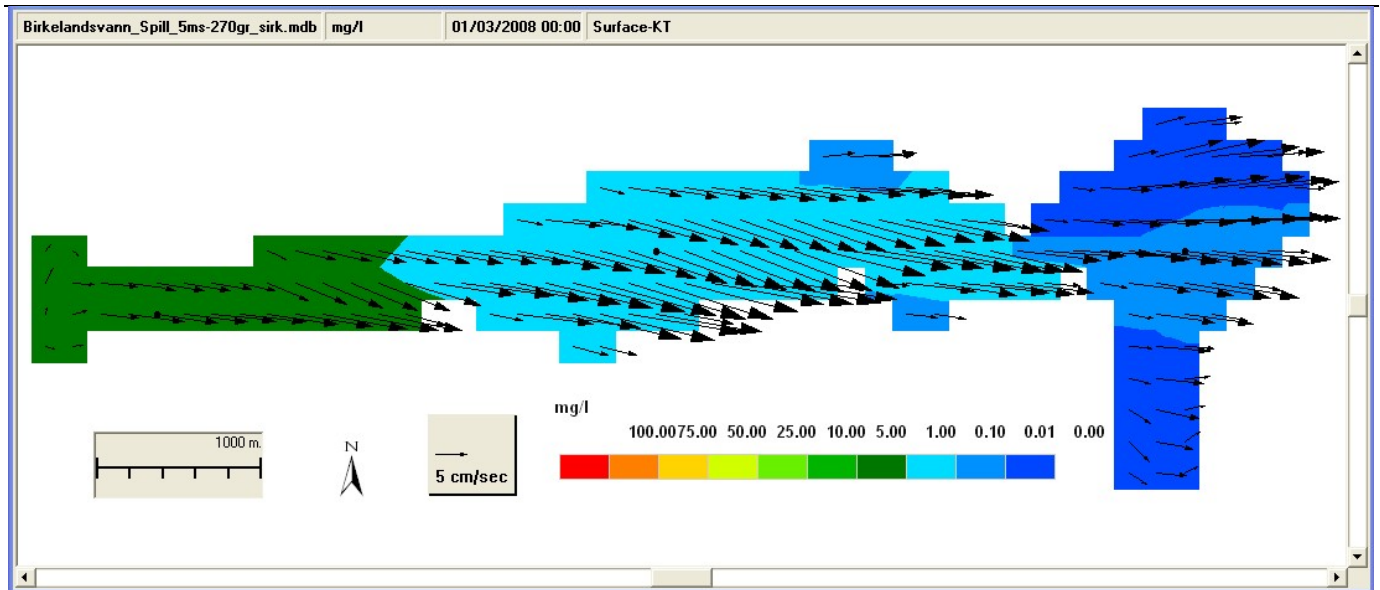
Vanninntaket i sentrum av det vestlige bassenget ble raskest påvirket av det nærmeste utslippet i nord med verdier nær 2 mg/l. Øvrige bidrag var under 1 mg/l. Laveste bidrag kom fra utslippet i vest med maksimum verdi omkring 0,4 mg/l.



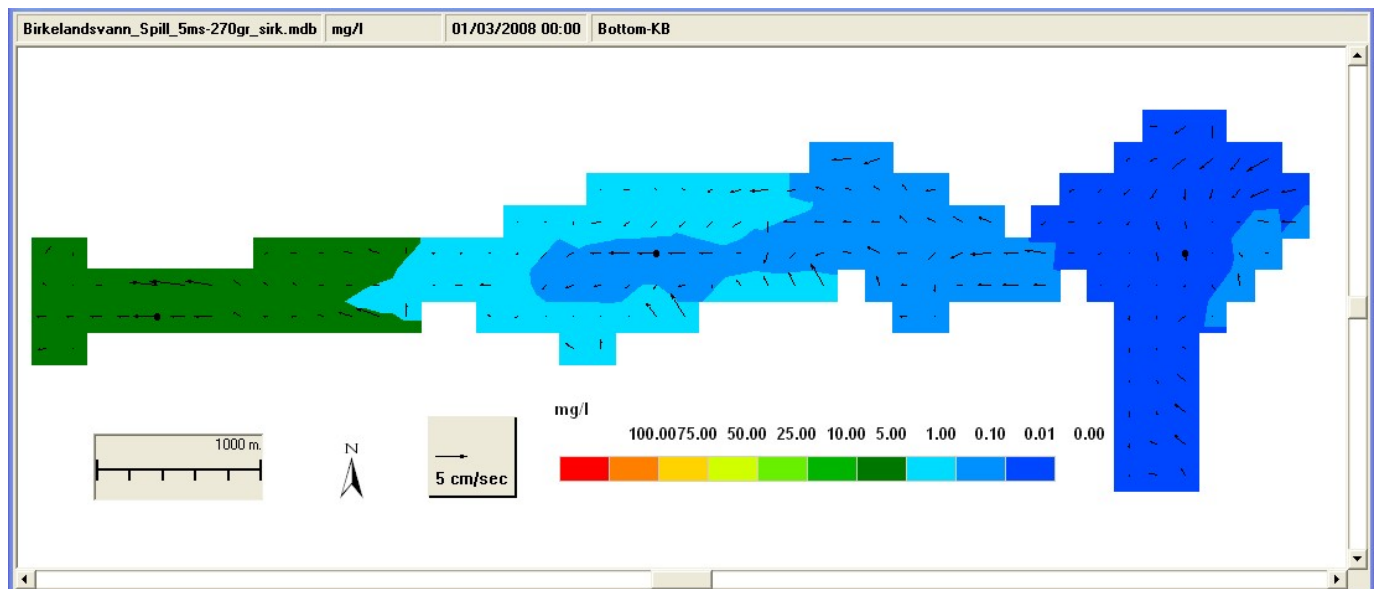
Figur 36. Vind 5 m/s fra Vest. Utlipp 10 m³/10 tonn i øst. Konsentrasjoner etter to dager på overflaten.



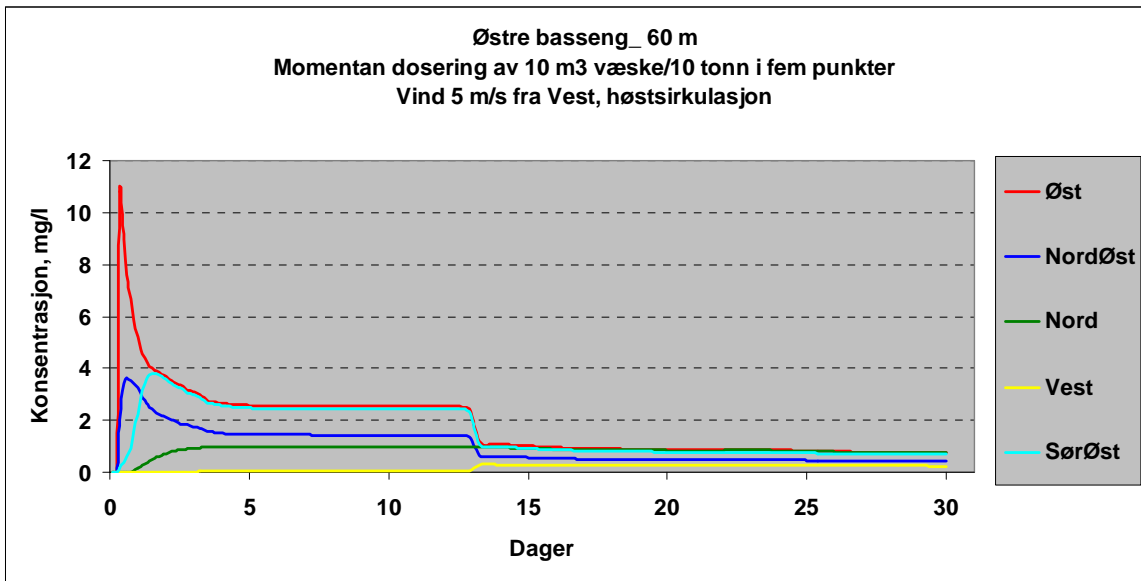
Figur 37. Vind 5 m/s fra Vest. Utlipp 10 m³/10 tonn i øst. Konsentrasjoner etter to dager langs bunnen.



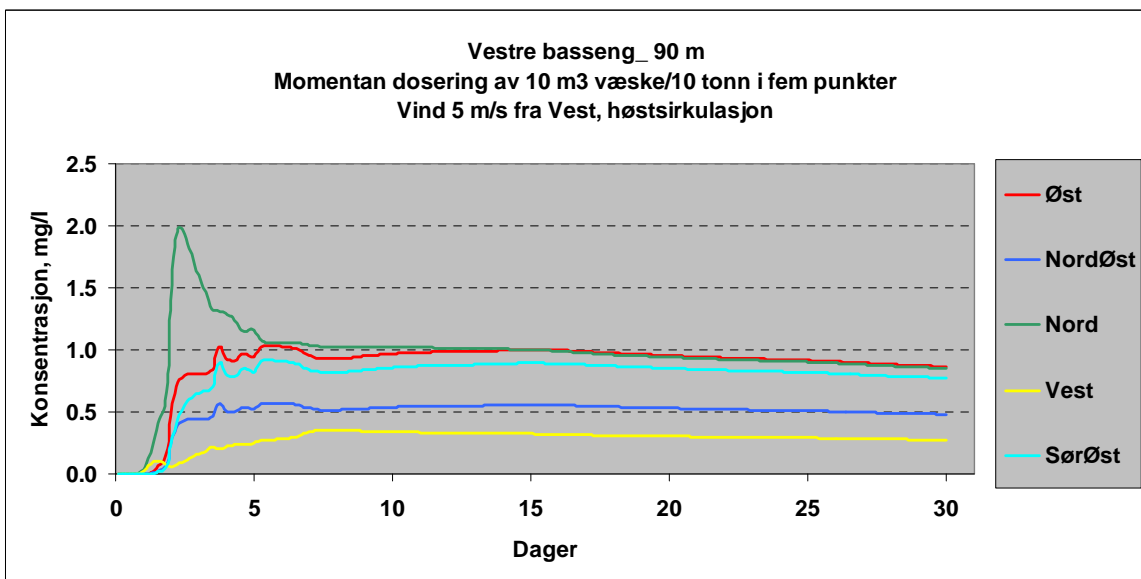
Figur 38. Vind 5 m/s fra Vest. Utlipp 10 m³/10 tonn i Vest. Konsentrasjoner etter to dager på overflaten.



Figur 39. Vind 5 m/s fra Vest. Utlipp 10 m³/10 tonn i Vest. Konsentrasjoner etter to dager langs bunnen.



Figur 40. Vind 5 m/s fra Vest. Bidrag til konsentrasjoner i dypområdene i Østre basseng fra hvert enkelt utslipp.

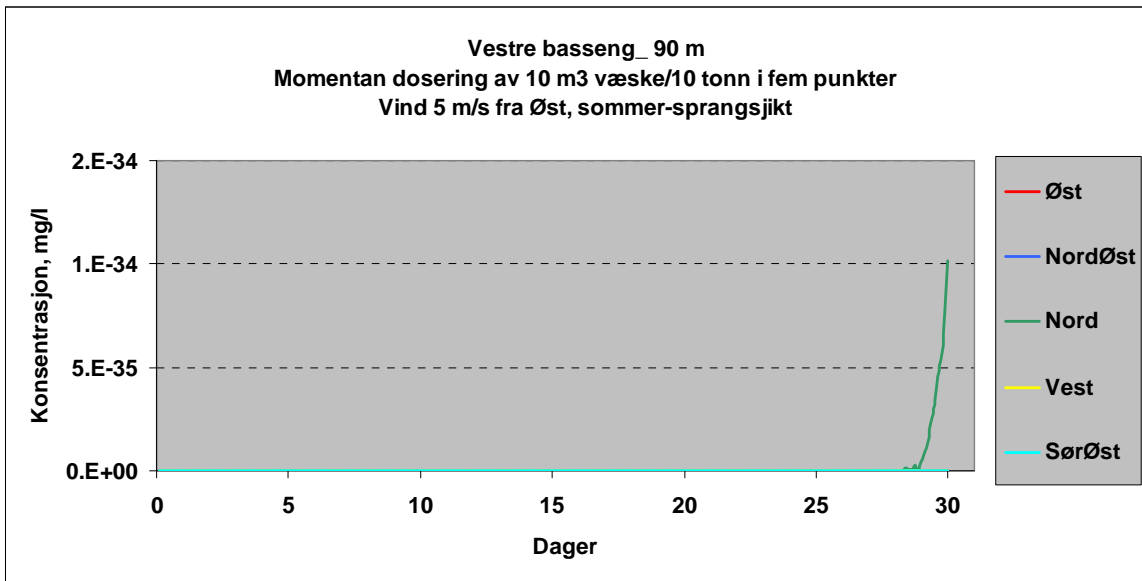


Figur 41. Vind 5 m/s fra Vest. Bidrag til konsentrasjoner i vanninntak i Vestre basseng fra hvert enkelt utslipp.

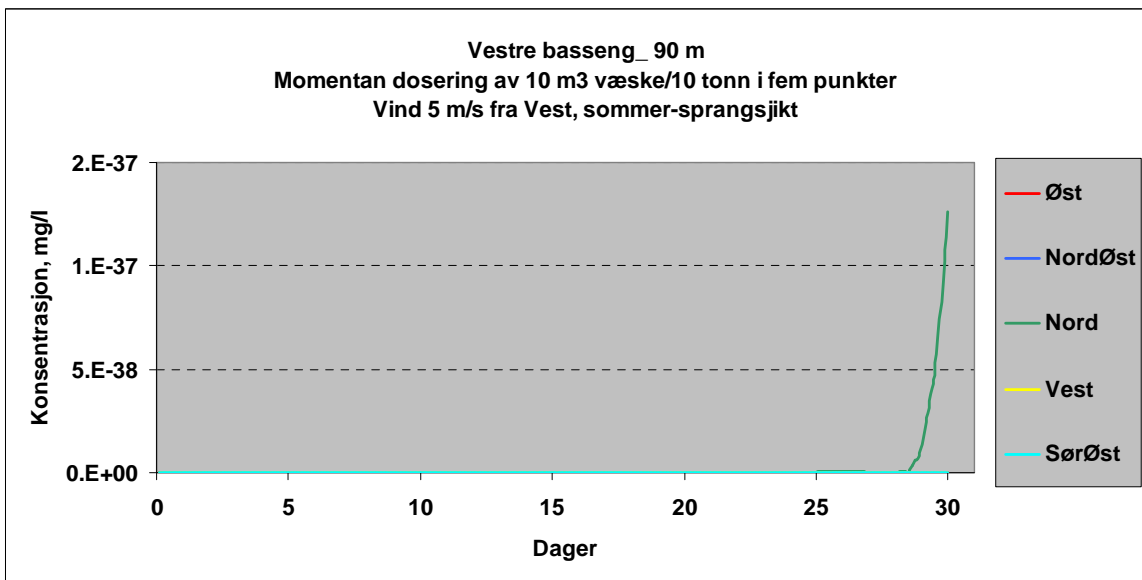
4.1.5 Utslipp ved vertikalt stabile forhold om sommeren

De foregående scenariene gjelder for sirkulerende vannmasser. Disse scenariene representere "verste fal situasjoner".

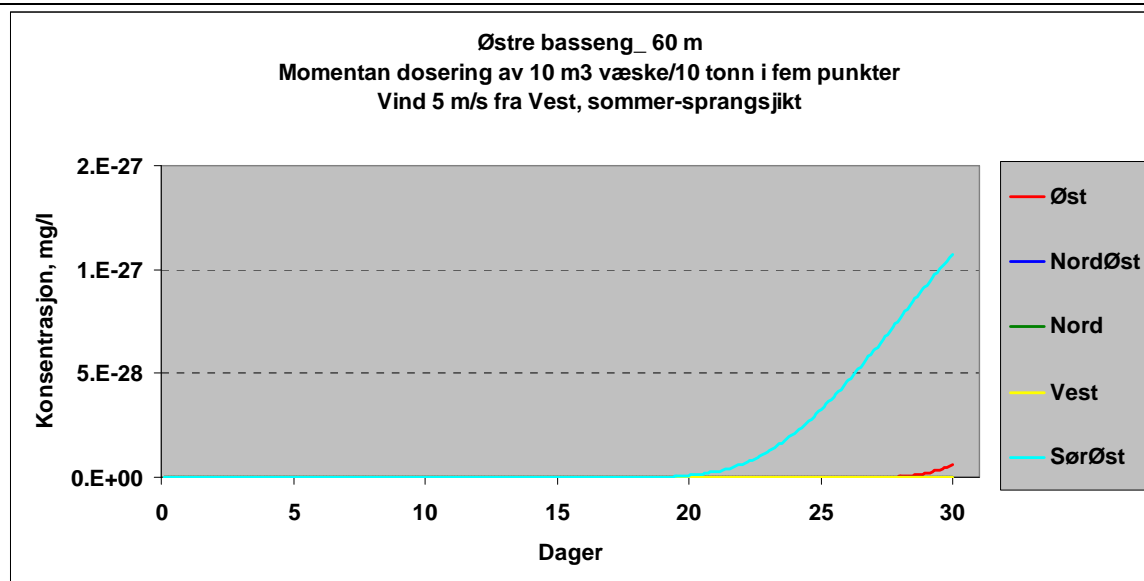
Utslipp om sommeren førte til betydelig gunstigere forhold med hensyn til å påvirke vanninntak nær bunnen av innsjøen. Maksimum konsentrasjon var under 10^{-30} mg/l, dvs. ubetydelige konsentrasjoner av et hvert stoff som i praksis kan tenkes å tilføres innsjøen ved et uhell, **Figur 42 - Figur 44**. Disse scenariene representerer gunstigste forhold. Vi har da et velutviklet sprangsjikt, for eksempel i august. Utslipp forblir i overflatelaget.



Figur 42. Vind 5 m/s fra Øst. Bidrag til konsentrasjoner i vanninntak i **Vestre** basseng fra hvert enkelt utslipp



Figur 43. Vind 5 m/s fra Vest. Bidrag til konsentrasjoner i vanninntak i **Østre** basseng fra hvert enkelt utslipp



Figur 44. Vind 5 m/s fra Vest. Bidrag til konsentrasjoner i vanninntak i **Vestre** basseng fra hvert enkelt utslipp

4.1.6 Diskusjon og konklusjoner

Med konservative stoffer menes bestandige stoffer som følger vannets bevegelser uten å ta del i nedbrytende prosesser. Scenariene representerer følgelig verste fall situasjoner med hensyn til naturlige nedbrytning og selvrensende prosesser.

En oppsummering av alle scenariene er vist i **Tabell 5** og **Tabell 6**. Tabellene viser maksimum påvirkning fra ulike utslippspunkter på vanninntak i østre og vestre basseng. Dersom et uhellsutslipp inntreffer gir disse tabellene raskt informasjon om forventet ”verste fall” konsentrasjon. Er væsken/stoffet kjent, kan man ved oppslag i tabeller finne om det er aktuelt å gjøre tiltak. Alternativt kan tabellen brukes til å lagre farlige væsker på en tilstrekkelig sikker måte.

Vi antok et utslipp på 10 m³. Ved andre utslippstørrelser kan konsentrasjonene skaleres tilsvarende.

Ved et velutviklet sprangsjikt om sommeren vil et utslipp praktisk talt ha en ubetydelig påvirkning av vanninntak på dypt vann. I perioder med vertikalt sirkulerende vannmasser vil forholdene bli betydelig forverret. I størstedelen av året vil forholdene være en mellomting. Det er vanlig med stabile forhold om sommeren (mai-september). I mindre grad også om vinteren dersom innsjøen er islagt (januar-mars). Sirkulasjonperioden begynner i september i overflaten og øker i dybde utover høsten. Dersom innsjøen ikke er islagt kan den vedvare helt til oppvarmingen starter om våren. Da sirkulasjonen øker i dybderetningen utover høsten, og eventuelt også om våren, betyr det at des dypere vanninntaket er plassert desto kortere blir perioden hvor inntaket inngår i en slik sirkulasjon. Dette betyr at et vanninntak plassert nær bunnen av det vestre bassenget vil være naturlig best beskyttet i en større del av året. Figurene som viser påvirkning av *E. coli* i vanninntak plassert i vestlig og østlig basseng i 2008, gir en pekepinn på hvordan påvirkningen endres gjennom året **Figur 18** - **Figur 19**. Inntaket i det vestre bassenget unngikk sirkulasjon i halve året (mai-oktober), mens inntaket i det østre bassenget ble påvirket av full sirkulasjon i minst to måneder mer. Dette representerer et ugunstig år. I vintre med islagt innsjø vil sirkulasjonsperioden bli redusert.

Det vestre bassenget vil være best beskyttet mot forurensende uhell. Konsentrasjonene der er om lag 1/10 av om vanninntaket ble lagt i det østre bassenget av tilførsler fra østre del av innsjøen, og av samme størrelsesorden for utslipp i vestre del av innsjøen. I tillegg er det flest mennesker og mest trafikk på veiene langs den østre delen av innsjøen. Risikoen for uhellsutslipp bør følgelig være størst der. Dette forsterker at det vestre bassenget er best egnet for plassering av vanninntaket.

Vanninntaket i vestre del vil være mest sårbart for påvirkning fra det nærliggende utslipp i nord. Da det her bor få mennesker, anses risikoen for utslipp pga uhell å være liten. Det kan imidlertid være gunstig å sikre seg at spesielt farlige væsker blir forsvarlig lagret, særlig i disse områdene.

Tabell 5. Østre basseng, 60 m.

Maksimum påvirkning (mg/l) av utslipp på 10 m³/10 tonn av et konservativt stoff i ulike deler i innsjøen.

Vind 5 m/s fra	Vertikal stabilitet (årstid)	Utslippsted i innsjøen				
		Øst	NordØst	Nord	Vest	SørØst
Nord	sirkulasjon (høst/isfri vinter/vår)	10.3	2.6	0.7	0.1	4.7
Øst	sirkulasjon (høst/isfri vinter/vår)	10.7	6.7	0.5	0.1	2.2
Sør	sirkulasjon (høst/isfri vinter/vår)	10.5	3.7	0.9	0.1	5.6
Vest	sirkulasjon (høst/isfri vinter/vår)	10.8	3.6	1.0	0.3	3.8
Øst	sprangsjikt (sommer/islagt vinter)	2.E-32	4.E-45	1.E-41	1.E-52	7.E-31
Vest	sprangsjikt (sommer/islagt vinter)	6.E-29	6.E-37	2.E-41	2.E-45	1.E-27

Tabell 6. Vestre basseng, 90 m.

Maksimum påvirkning (mg/l) av utslipp på 10 m³/10 tonn av et konservativt stoff i ulike deler i innsjøen.

Vind 5 m/s fra	Vertikal stabilitet (årstid)	Utslippsted i innsjøen				
		Øst	NordØst	Nord	Vest	SørØst
Nord	sirkulasjon (høst/isfri vinter/vår)	0.9	0.5	3.2	0.3	0.9
Øst	sirkulasjon (høst/isfri vinter/vår)	0.7	0.4	1.3	0.6	0.5
Sør	sirkulasjon (høst/isfri vinter/vår)	1.5	0.8	3.0	0.2	1.4
Vest	sirkulasjon (høst/isfri vinter/vår)	1.0	0.6	2.0	0.4	0.9
Øst	sprangsjikt (sommer/islagt vinter)	2.E-51	5.E-52	1.E-34	8.E-43	3.E-51
Vest	sprangsjikt (sommer/islagt vinter)	3.E-48	9.E-49	1.E-37	2.E-53	2.E-46

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 B. Vi antar i vurderingene under at vanninntaket er plassert nær bunnen av det vestre bassenget. Toleransekravene gjelder for konstante forhold, dvs. varige konsentrasjoner. Ved et uhellutslipp vil konsentrasjonene etter noen uker avta, i alle fall i sirkulasjonsperiodene da vanninntaket er mest utsatt for påvirkning. Vi ser imidlertid bort i fra dette og bruker toleransekravene også for kortere varighet.

Tungmetaller/miljøgifter

Flere av tungmetallene har grenseverdier i den størrelsesorden som scenariet indikerer. Imidlertid vil et utslipp allerede være sterk fortynnet, 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 kobbersulfat (CuSO₄) i pulverform, hvorav ¼ består av kobber (Cu), tilføres vannet. Kobber konsentrasjonene vil da bli i samme størrelse av i vårt verste fall scenarium, og dermed kunne 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 slikt materiale i slike mengder.

Plantevernmidler

Grenseverdi for sum plantevernmidler er satt lik 0,5 µg/l. Det vil si at utslipp av 10 m³ kan medføre overskridelse. Plantevernmidler fraktes normalt i bærbare kanner. Ved uhell vil formodentlig ikke væsken fra alle kannene renne ut. Imidlertid kan det tenkes at store mengder væske som lagres kan tilføres innsjøen for eksempel brann.

Fenol

Vi kjenner til at det har forekommet uhell ved at fenol fra tankbil er lekket til vassdrag. Benytter vi amerikanske forskrifter, Vedlegg B, 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. Ved fortykning til 1/milliondel, d.v.s til 1 mg/l, blir påvirkningen liten eller ubetydelig. Virkningen på drikkevannet vil ikke bli merkbar.

Smittestoffer

Med hensyn til uhellsutslipp av stoffer som kan medføre smitte og spredning av hygienisk forurenset vann, kan dette dreie seg om stoffer som svartvann, kloakkslam, eller blautgjødse. Slik forurensning inneholder mye tarmbakterier, som *E. coli*, og det henvises til simuleringene tidligere i rapporten for å vurdere konsekvensene av slike utslipp. De simulerte verdiene for *E. coli* kan skaleres i henhold til utslippets størrelse.

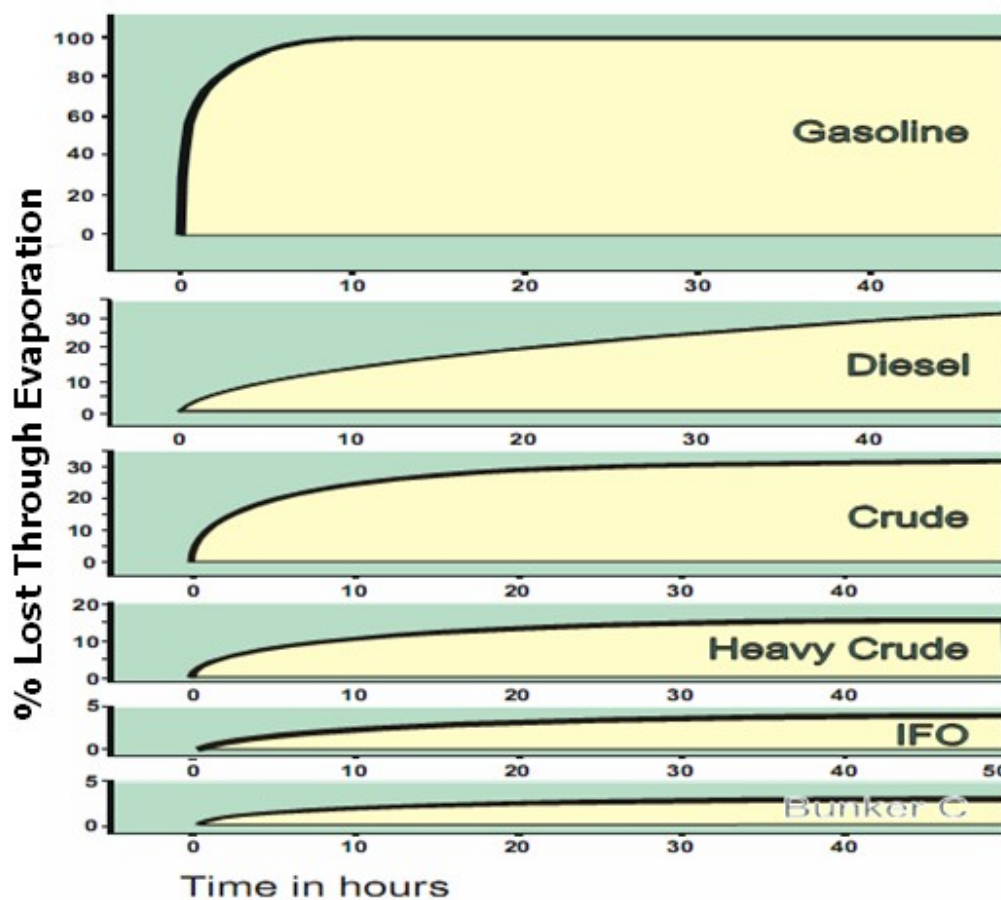
Enkelte smittestoffer, deriblant parasittene *Giardia* og *Cryptosporidium*, kan overleve betydelig lenger i vann enn *E. coli*. I "verste fall" scenarier kan vi se på disse smittestoffene som konservative stoffer. Dette er en grov forenkling da parasittene vil inaktiveres i alle fall i løpet av uker-måneder. En fraksjon av parasittene vil dessuten fjernes ved sedimentasjon til partikler, muligens også ved beiting. Det kan likevel være interessant å benytte simuleringen gjort for konservative stoffer til også å gjøre noen betraktninger om parasitter:

10 tonn er det samme som 10^{10} mg. I stedet for å bruke enheten mg kan vi bruke enheten parasitter. Det tenkte uhellsutslippet blir da 10^{10} parasitter, som i simuleringene ble tilført overflaten i løpet av en time. Dette kan tilsvare antall *Cryptosporidium* oocyster eller *Giardia* cyster som skilles ut i løpet av et døgn fra et dyr eller menneske i akutt sykdomsfase (VKM, 2009b). Simuleringene viser konsentrasjoner i dypområdene (østre og vestre vanninntak) som mg per liter, som dermed kan leses som antall parasitter per liter. Vi kan dermed få en indikasjon på hvordan vanninntakene i verste fall vil påvirkes av at akutt syke dyr gjør fra seg i vannet eller at kloakk fra akutt syke mennesker tilføres vannet. Simuleringene antyder at slike hendelser vil påvirke vanninntakene i ubetydelig grad i perioder med sprangsjikt (dette gjelder "frittsvevende" parasitter, vi har ikke tatt hensyn til parasitter som sedimenterer med partikler og dermed til en viss grad kan påvirke vanninntak på dypt vann selv under stabile sommersitusjoner). I sirkulasjonsperiodene kan slike hendelser i verste fall påvirke vanninntaket i vestre basseng med i størrelsesorden 1 parasitt per liter. For å gardere seg mot tilfeller av vannbåren smitte etter slike "tenkte" hendelser vil det da være viktig med vannbehandling som fungerer som aktiv barriere mot parasitter, f.eks i form av UV-desinfeksjon. I henhold til WHO (2004) aksepteres kun 6 oocyster av *Cryptosporidium* per 10.000 liter i ferdigbehandlet drikkevann.

4.2 Olje

Erfaringsmateriale fra oljeutslipp er fortrinnsvis knyttet til utslipp av råolje på åpent hav. Hvordan ulike prosesser 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 oljeprodukter. 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. For bensin fordamper nær 100 % i løpet av noen timer, **Figur 45**. Karakteristisk verdi for dieselolje kan 30 % i løpet av et par døgn. Ved transport vil en del av oljen feste seg til strendene.



Reference:

Dr. Zhendi Wang
 Emergencies Science & Technology Division
 Environment Canada, Ottawa

IOC/WESTPAC Workshop, Qingdao, China, April 2009



Figur 45. Fordampnings av ulike typer olje

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

blir i overflatelagene. Oljemolekyler 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 forurenses drikkevannet.

4.2.1 Simuleringsresultater

Simuleringsresultatene er vist i **Figur 46 - Figur 73**.

Obs! På en del av figurene er det benyttet benevnningen ppb = parts per billion. Dette er amerikansk billion = 10^9 , noe som tilsvarer $\mu\text{g/l}$.

Beregningsteknikken var basert på at vinden kan påvirke oljen på overflaten i tillegg til strømmene i vannet. Oljen ble forflyttet i samsvar med vinden og strømmenens fordeling med hensyn til fart og retning i den aktuelle perioden. Dvs. at den største delen forflyttet seg i vindens hovedretning på overflaten og mindre deler i andre retninger. Tilsvarende skjedde i vannmassene hvor strømmenes styrke og retningsfordeling er funnet på grunnlag av simuleringene gjennom året for hver beregningscelle. I tillegg ble transporten påvirket av bølger.

Det er laget scenarier for 3 ulike årstider. Om vinteren (januar-februar) er vindens påvirkning på vannoverflaten satt lik null, dette for å simulere forhold under is. Om sommeren (juni-august) var det et velutviklet sprangsjikt. Utover høsten (november-desember) var det sirkulasjon i vannmassene som til dels nådde helt til bunnen.

Konsentrasjoner over $10 \mu\text{g/l}$ ble sjelden spredt lenger enn 1 km og da i overflaten. Dypere ned avtok konsentrasjonene raskt. Under 6 meter ble det sjeldent konsentrasjoner over $1/1000 \mu\text{g/l}$.

Oljen kan under uheldige omstendigheter i løpet av 1 time spres med konsentrasjoner over $10 \mu\text{g/l}$ i noen kilometer. Den langvarige påvirkningen av strenden vil rimeligvis bli sterkest påvirket i noen kilometers avstand fra utslippet. Vi kan imidlertid ikke se vekk i fra at en hvilken som helst del av strandlinjen kan bli synlig påvirket.

På grunn av liten fart på vannet under iselagt innsjø, spres oljen noe langsommere enn i resten av året. For øvrig ble det liten forskjell mellom de ulike årstidene, dette pga at oljen først og fremst beveget seg på overflaten.

4.2.2 Diskusjon og konklusjoner

Drikkevannsforskriftens grenseverdi for hydrokarboner er $10 \mu\text{g/l}$. Luktgrensen er ansett for å være $1 \mu\text{g/l}$. Følgelig forventer vi ikke at drikkevannet 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.

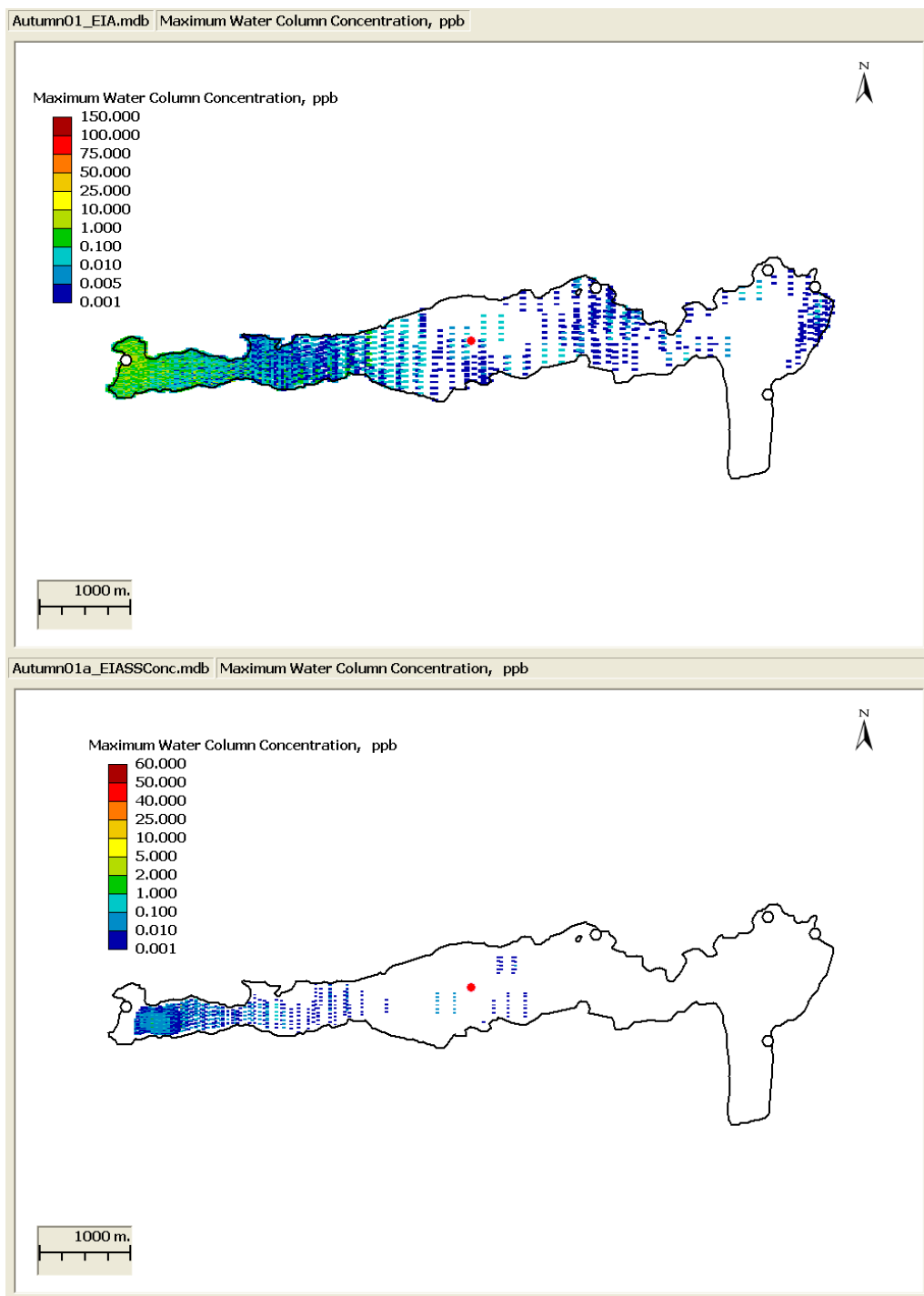
Det er ikke vår hensikt hverken å presentere eller å diskutere skadegrenser med to eller tre desimaler og hevde at de er korrekte. Men det er viktig å kunne fastslå at på grunnlag av beregninger og målinger av vannløselig fraksjon (WSF) under virkelige søltillfeller ligger belastningen godt under faregrensene 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. Vi understreker at dette gjelder den vannløselige delen av et oljeutslipp.

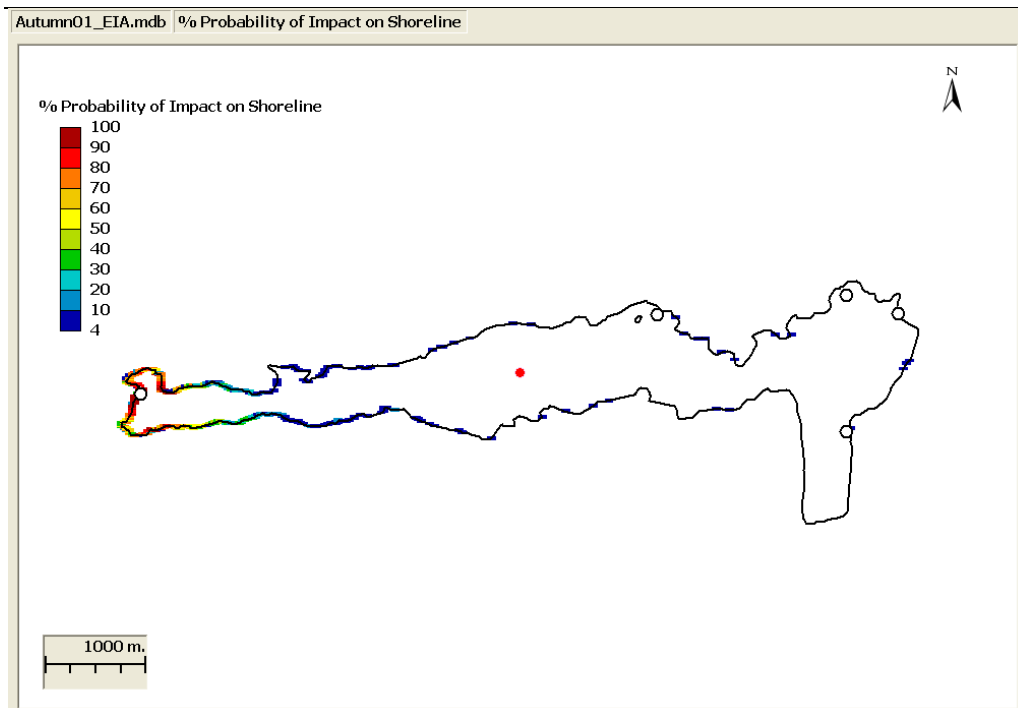
På overflaten vil det som nevnt dannes en blanding av olje og vann som etter hvert kan feste seg til strendene. Disse vil bli langvarig forurenset. Man må regne med lokale skader på plankton, bunndyr, vannvegetasjon og eventuelt fugler som blir tilgriset. Dette angår først og fremst det som måtte eksistere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

Vi har antatt et utslipp på 10 m^3 . Beregnede konsentrasjoner kan skaleres i forhold til dette antatte utslippet. Om utslippet var på 50 m^3 ville virkningen på vanninntaket ikke bli nevneverdig endret. Dersom utslippet gjaldt bensin, ville dette fordampe 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 vil neppe bli nevneverdig påvirket.

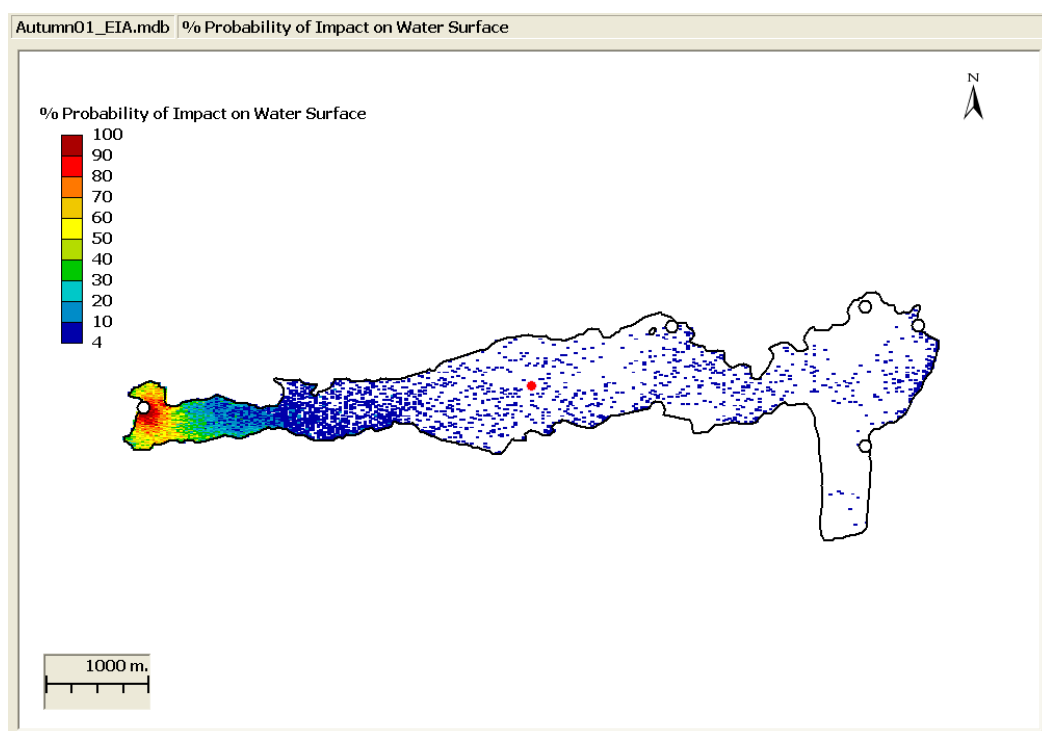
For å begrense skader av oljeprodukter er det viktig å raskt legge ut lenser. I desember 1999 ble det ved et uhell sluppet ut oljeprodukter fra en tankbil til Gjersjøen. Utenfor lensene ble det ikke påvist olje i vannprøvene, Traaen 2000. I en innsjø er det kortere strøklengde for vinden. Bølgene blir dermed mindre og mulighetene for en effektiv oppsamling ved bruk av lenser er større. Dersom man kan få dette til i løpet av noen timer, vil skadene kunne begrenses betydelig. Det er størst risiko for at et utslipp skjer på vei. Da det er mest trafikk langs hovedveien langs østenden av innsjøen er risikoen for utlipp er rimeligvis størst der.



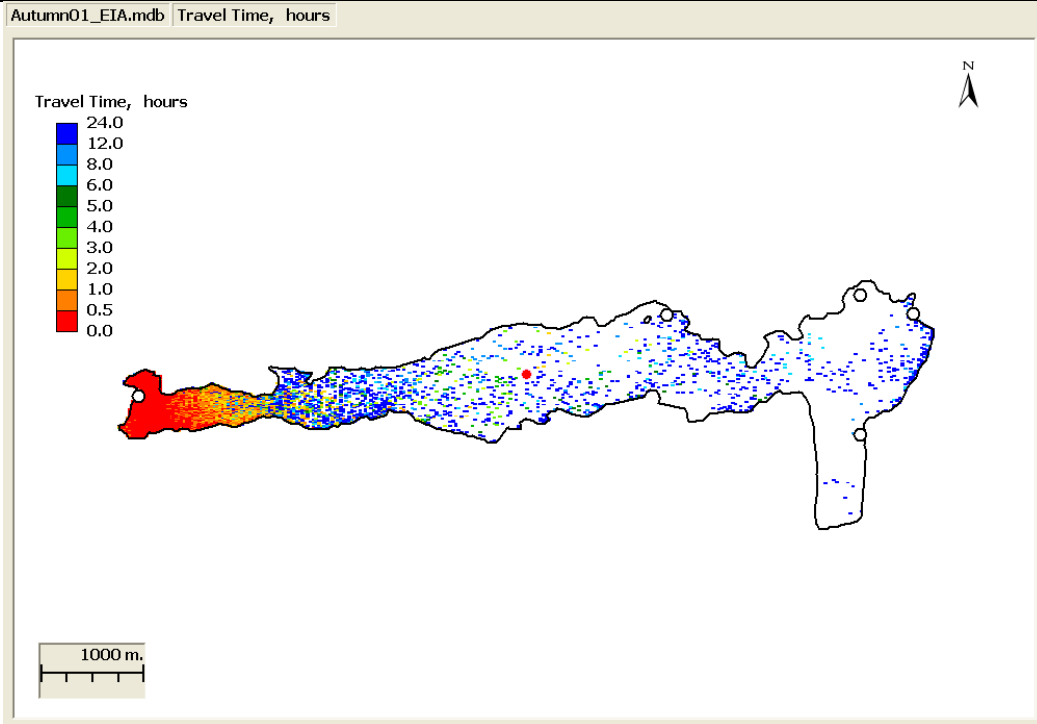
Figur 46. Maksimum konsentrasjoner i overflaten (øverst) og 4 m. Sirkulasjonsperiode. (am. ppb = ug/l)



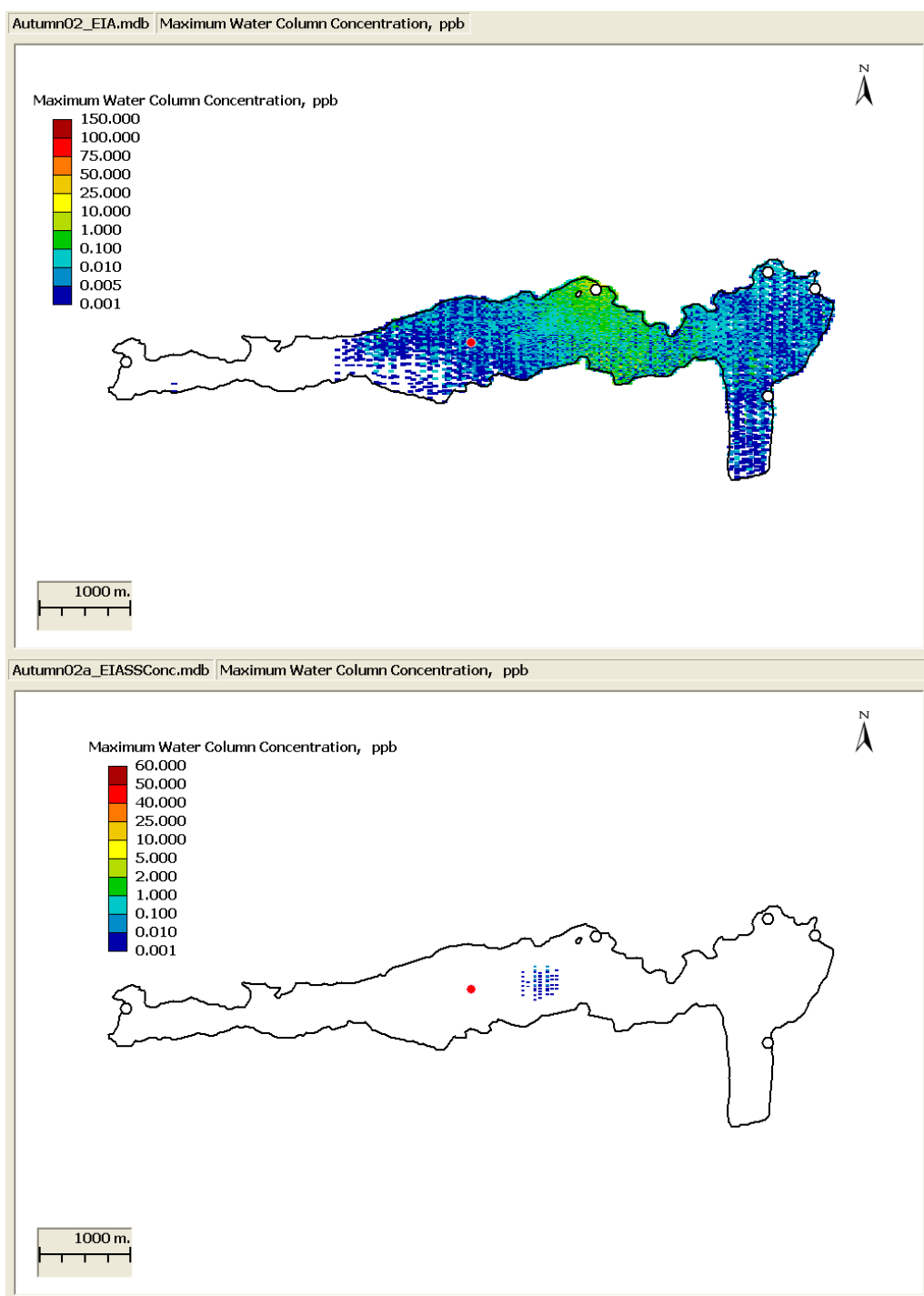
Figur 47. Utslipp i vest. Sirkulasjonsperiode. Sannsynlighet for påvirkning av strendene.



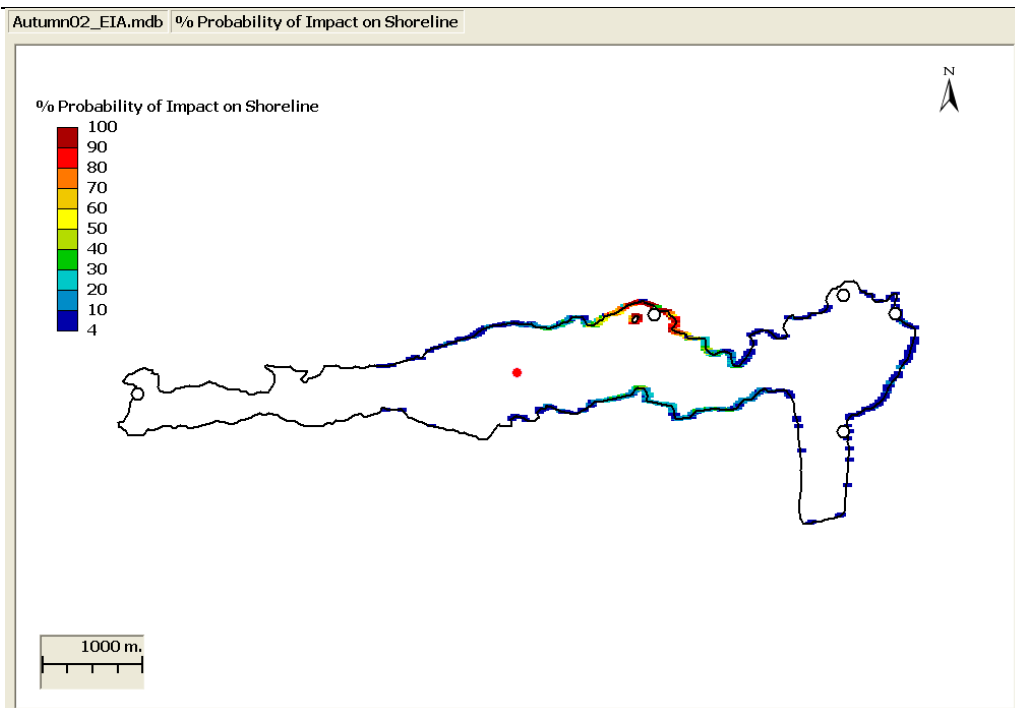
Figur 48. Utslipp i vest. Sirkulasjonsperiode. Sannsynlighet for påvirkning av overflaten.



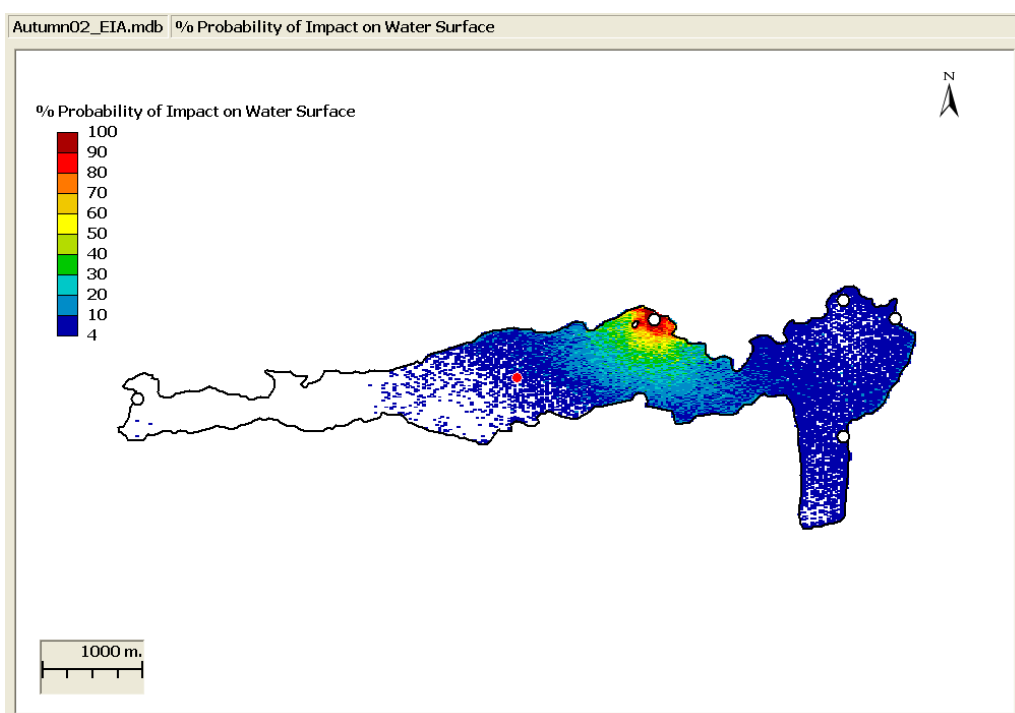
Figur 49. Utslipp i vest. Sirkulasjonsperiode. Transporttid.



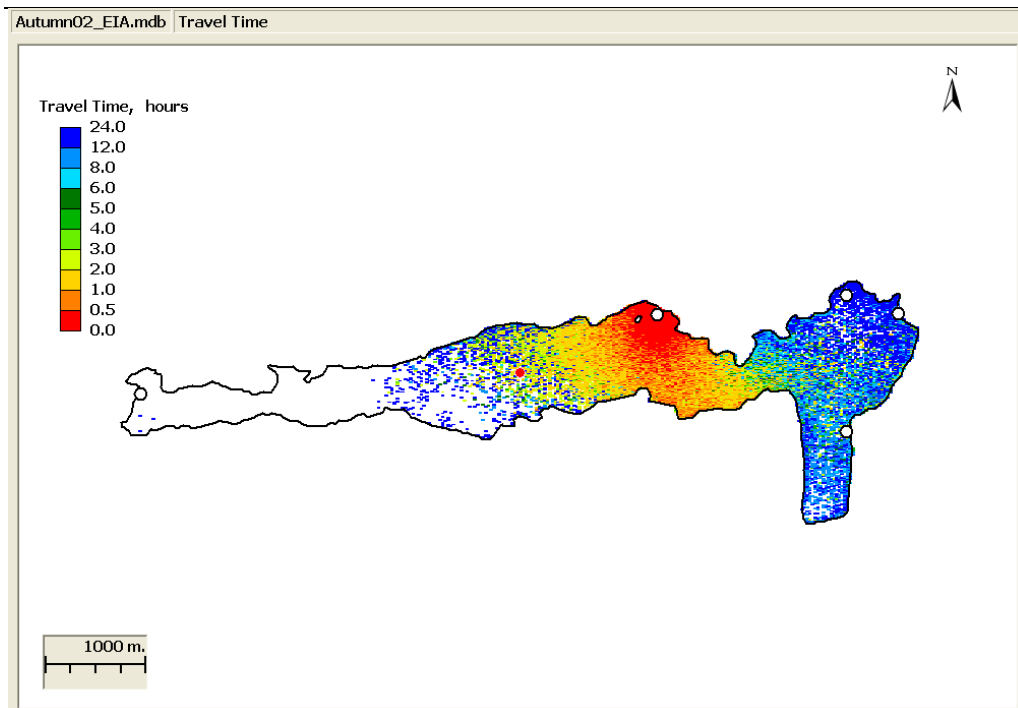
Figur 50. Utslipp i nord. Sirkulasjonsperiode. Maksimum konsentrasjoner i overflaten (øverst) og 4 m. Sirkulasjonsperiode. (am. ppb = ug/l)



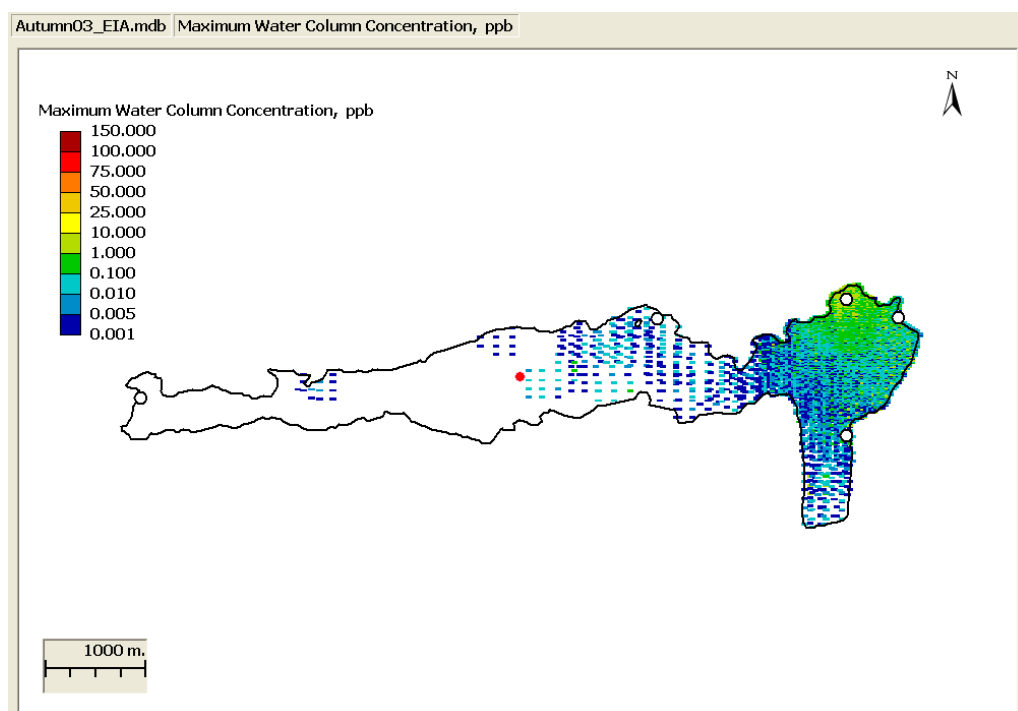
Figur 51. Utslipp i nord. Sirkulasjonsperiode. Sannsynlighet for påvirkning av strendene.



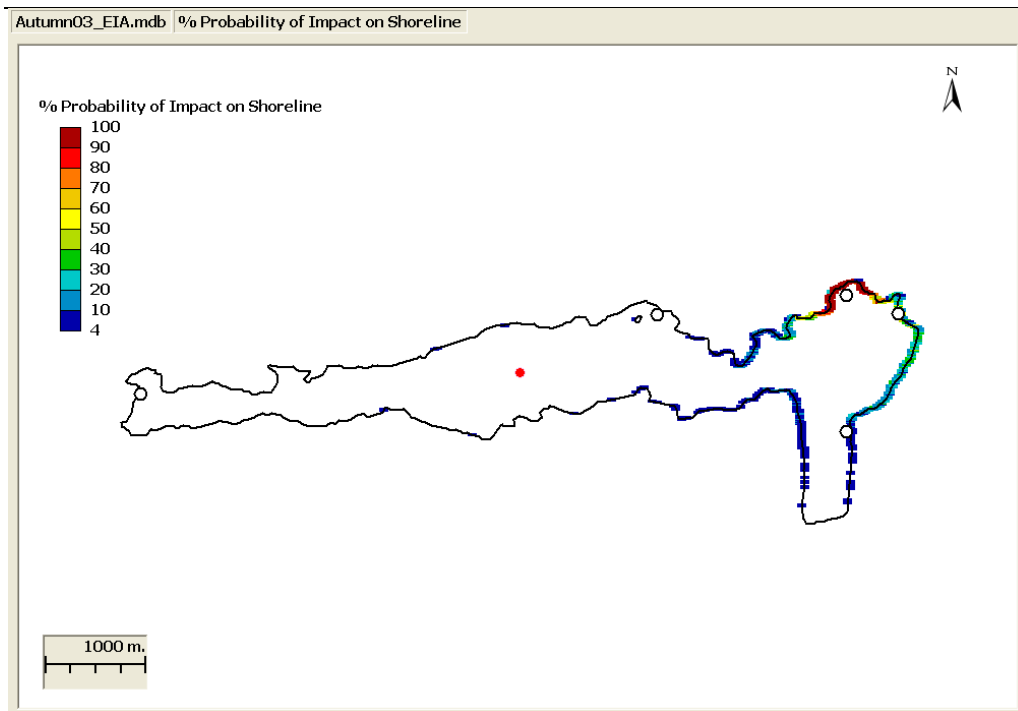
Figur 52. Utslipp i nord. Sirkulasjonsperiode. Sannsynlighet for påvirkning av overflaten.



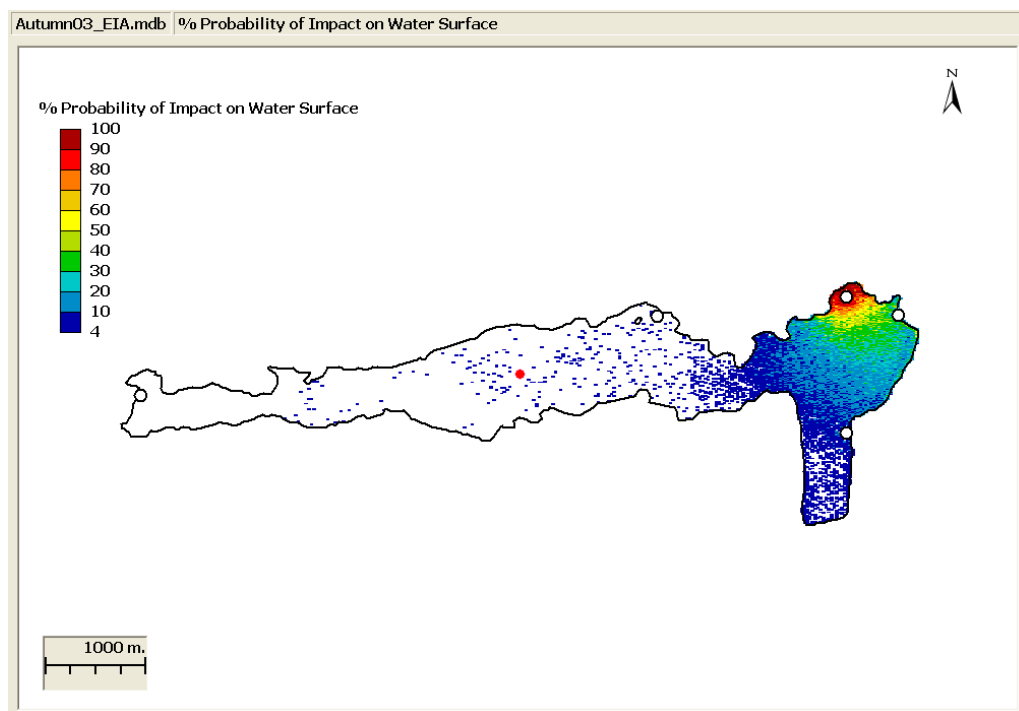
Figur 53. Utslipp i nord. Sirkulasjonsperiode. Transporttid.



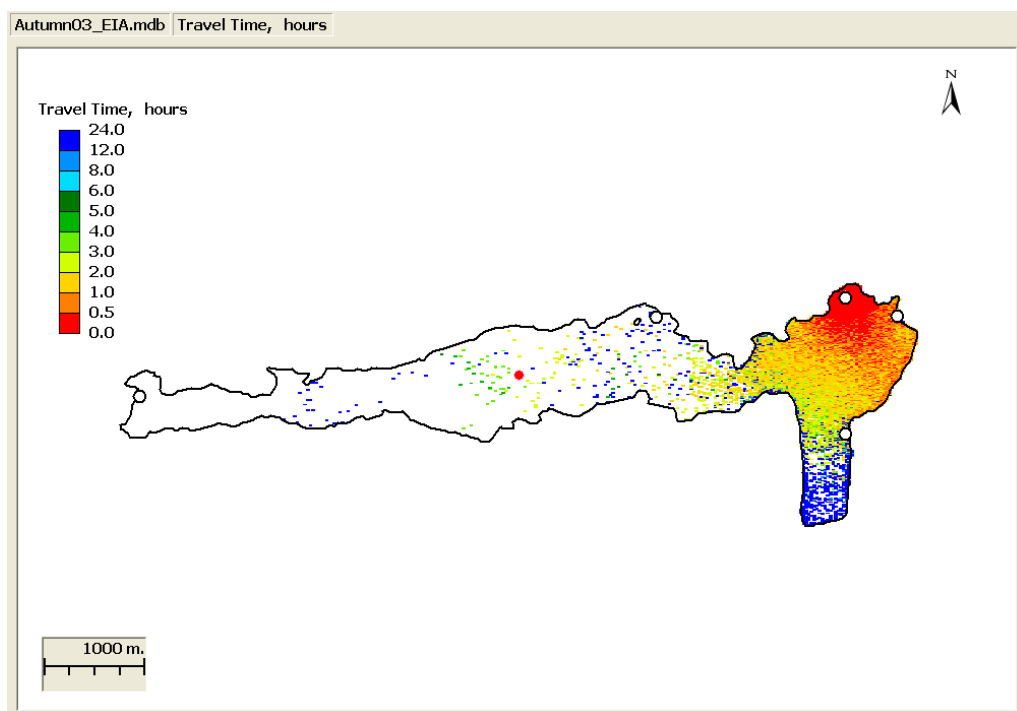
Figur 54. Utslipp i nordøst. Maksimum konsentrasjoner i overflaten. (am. ppb = ug/l)



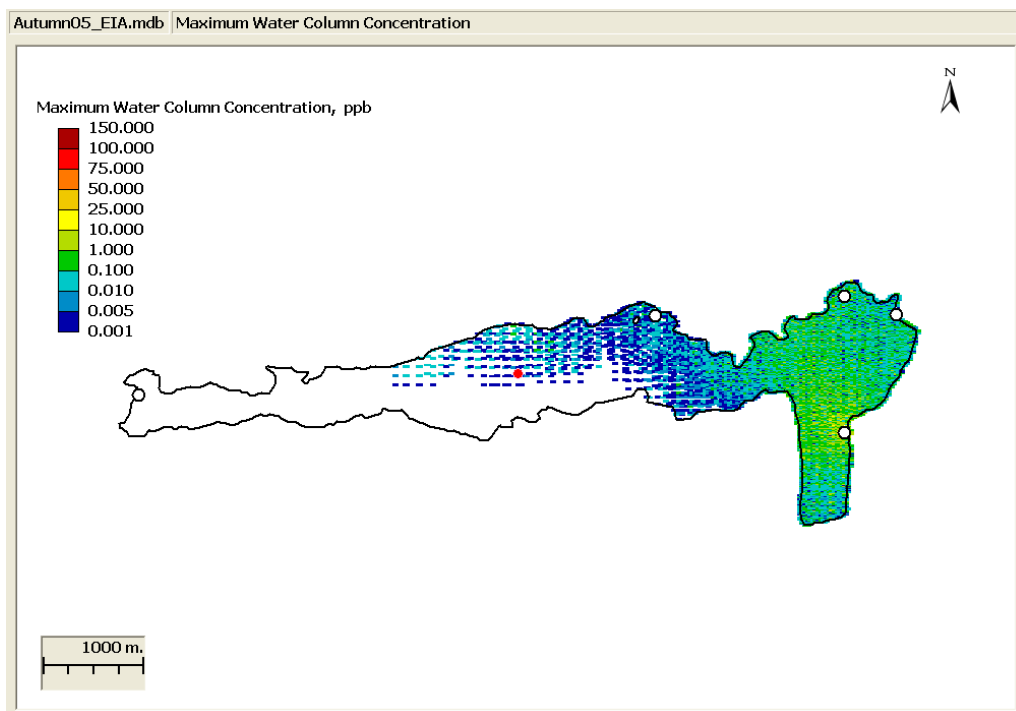
Figur 55. Utslipp i nordøst. Sirkulasjonsperiode. Sannsynlighet for påvirkning av strendene.



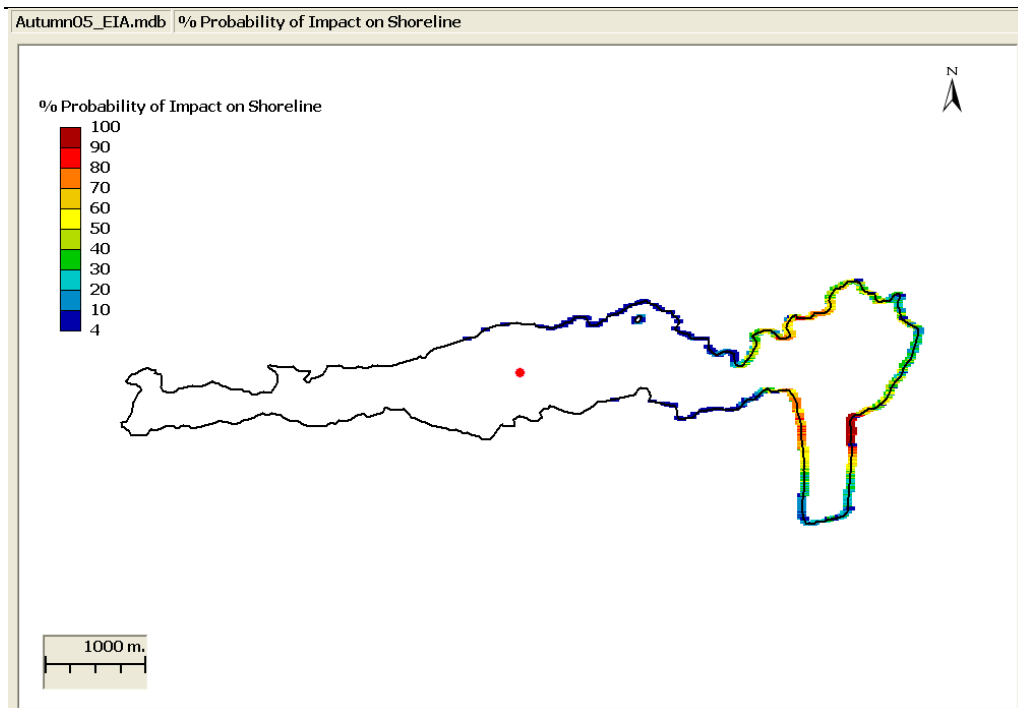
Figur 56. Utslipp i nordøst. Sirkulasjonsperiode. Sannsynlighet for påvirkning av overflaten.



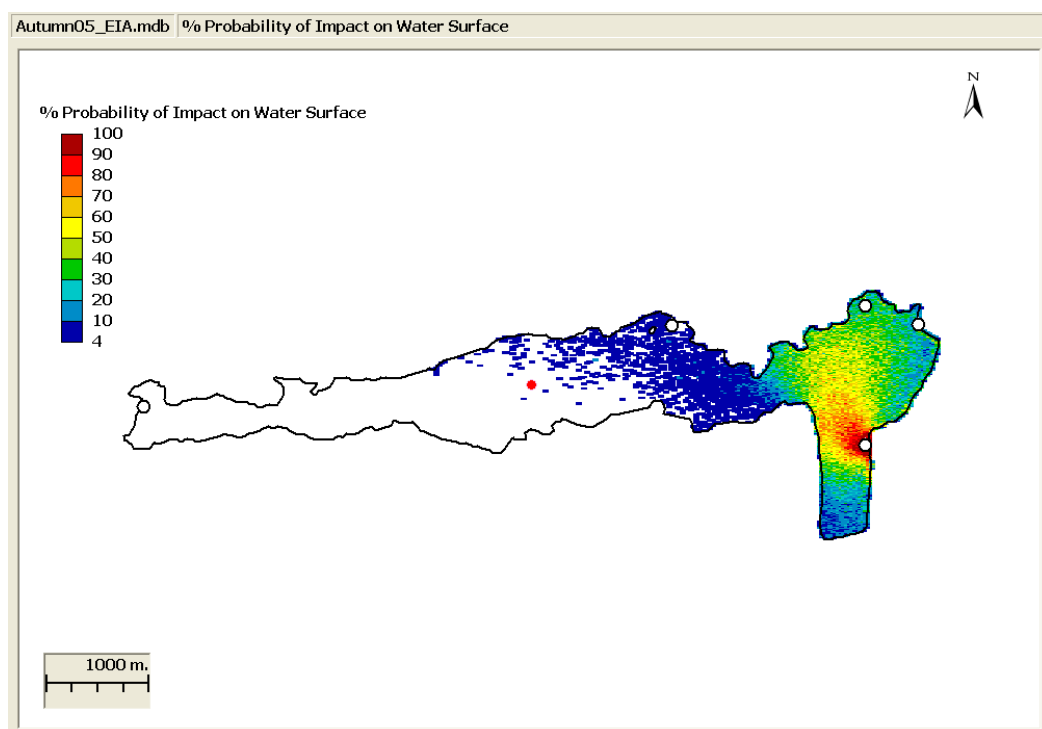
Figur 57. Utslipp i nordøst. Sirkulasjonsperiode. Transporttid.



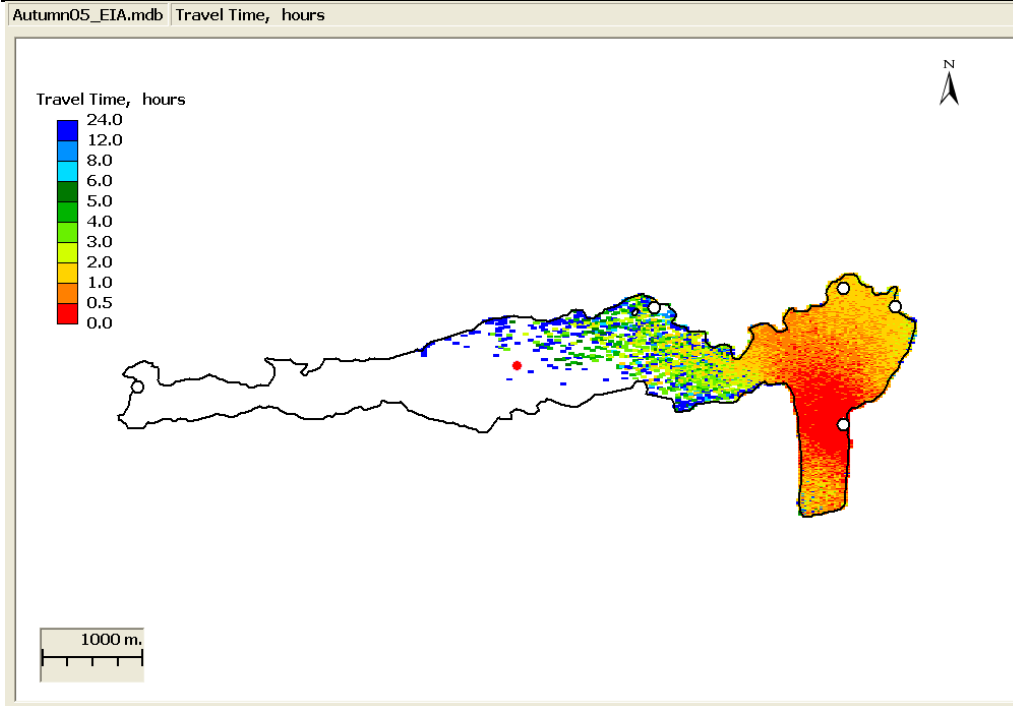
Figur 58. Utslipp i sørøst. Maksimum konsentrasjoner i overflaten. Sirkulasjonsperiode. (am. ppb = ug/l)



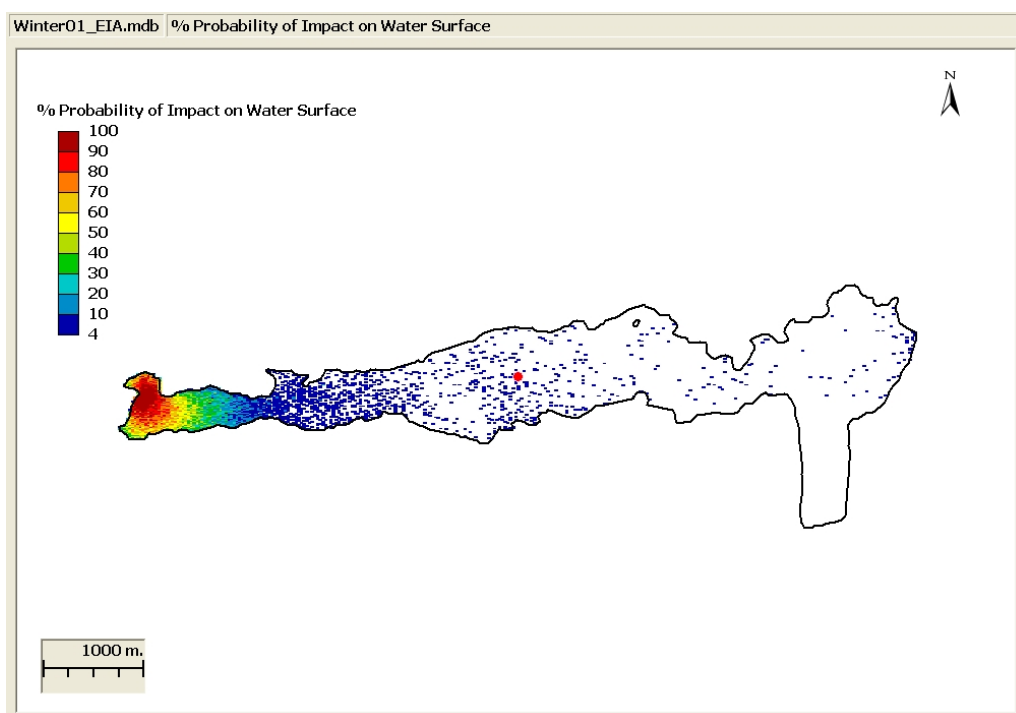
Figur 59. Utslipp i sørøst. Sirkulasjonsperiode. Sannsynlighet for påvirkning av strendene.



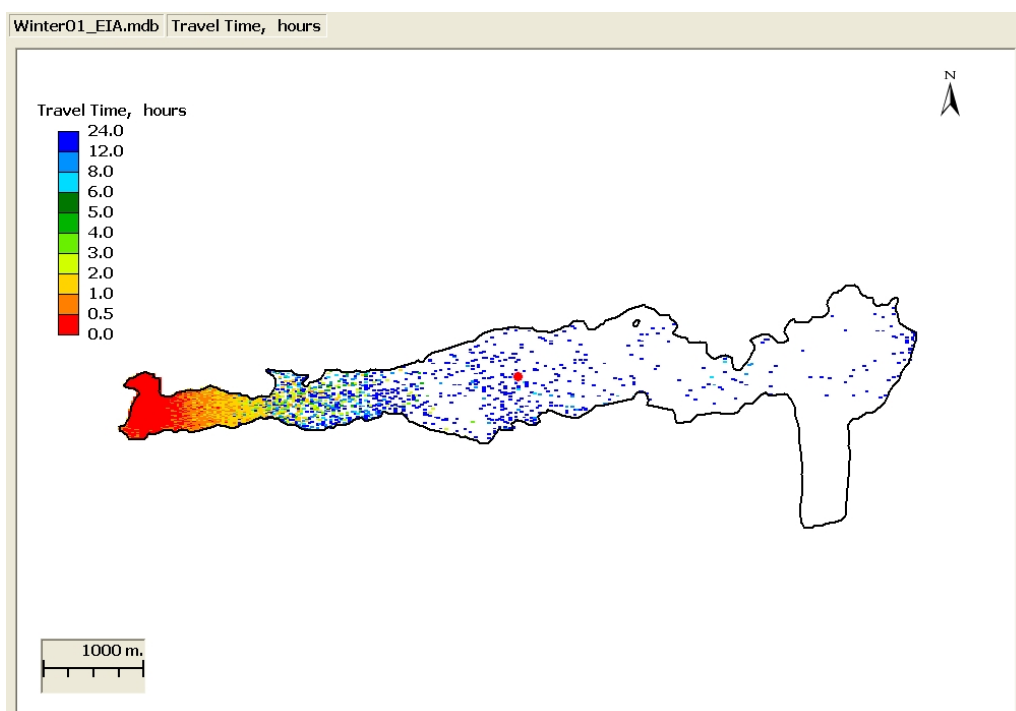
Figur 60. Utslipp i sørøst. Sirkulasjonsperiode. Sannsynlighet for påvirkning av overflaten.



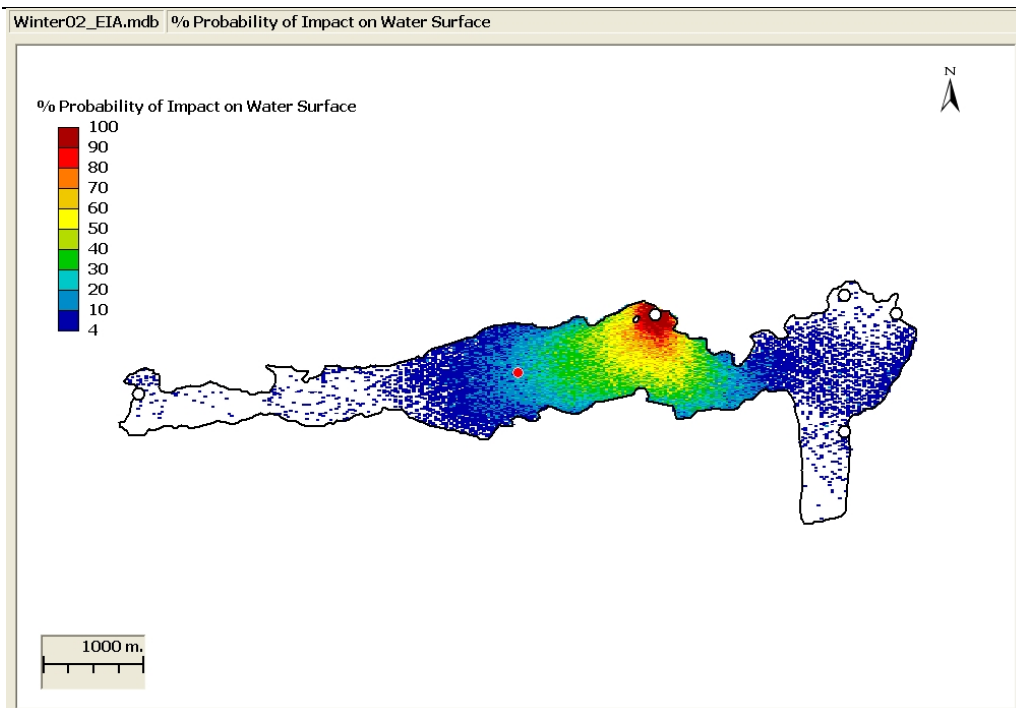
Figur 61. Utslipp i sørøst. Sirkulasjonsperiode. Transporttid.



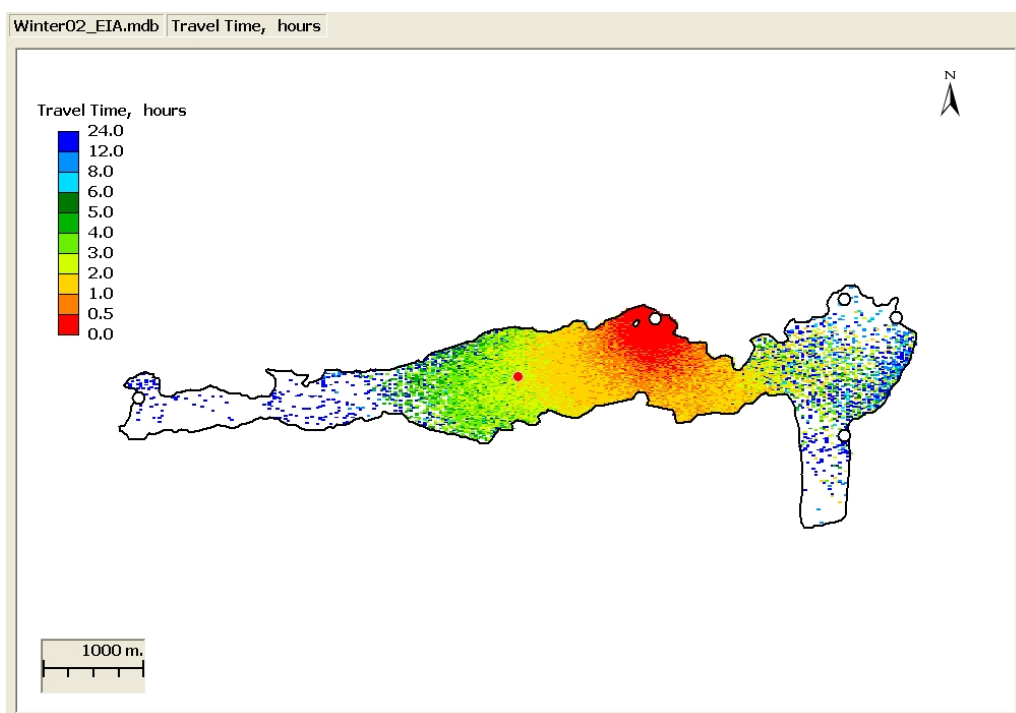
Figur 62. Utslipp i vest. Islagt. Sannsynlighet for påvirkning av overflaten.



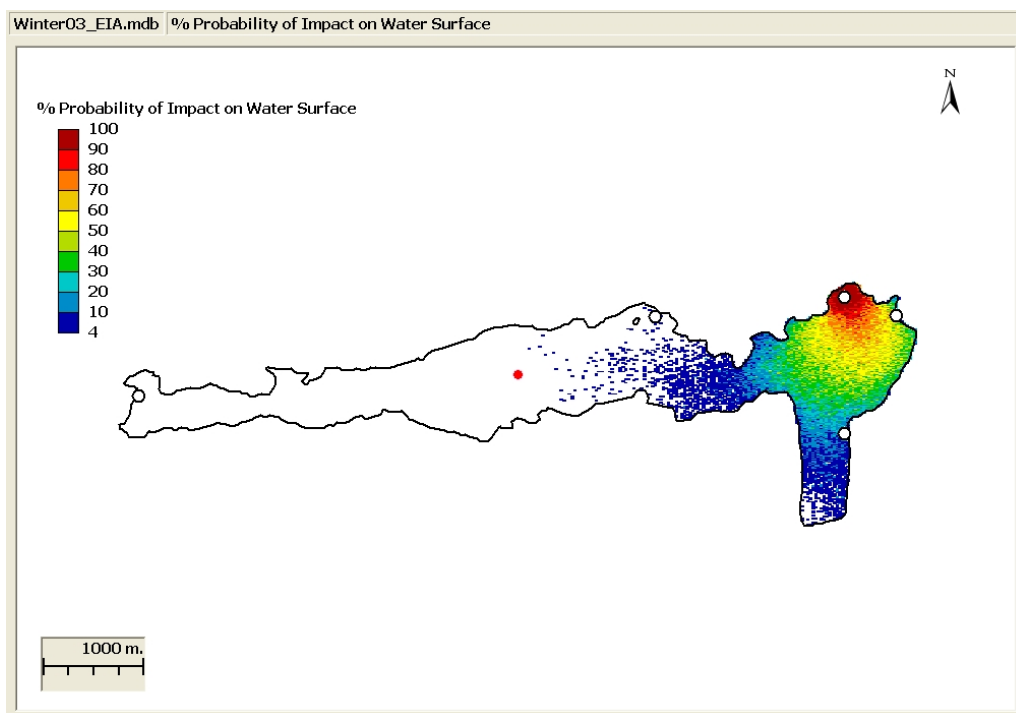
Figur 63. Utslipp i vest. Islagt. Transporttid.



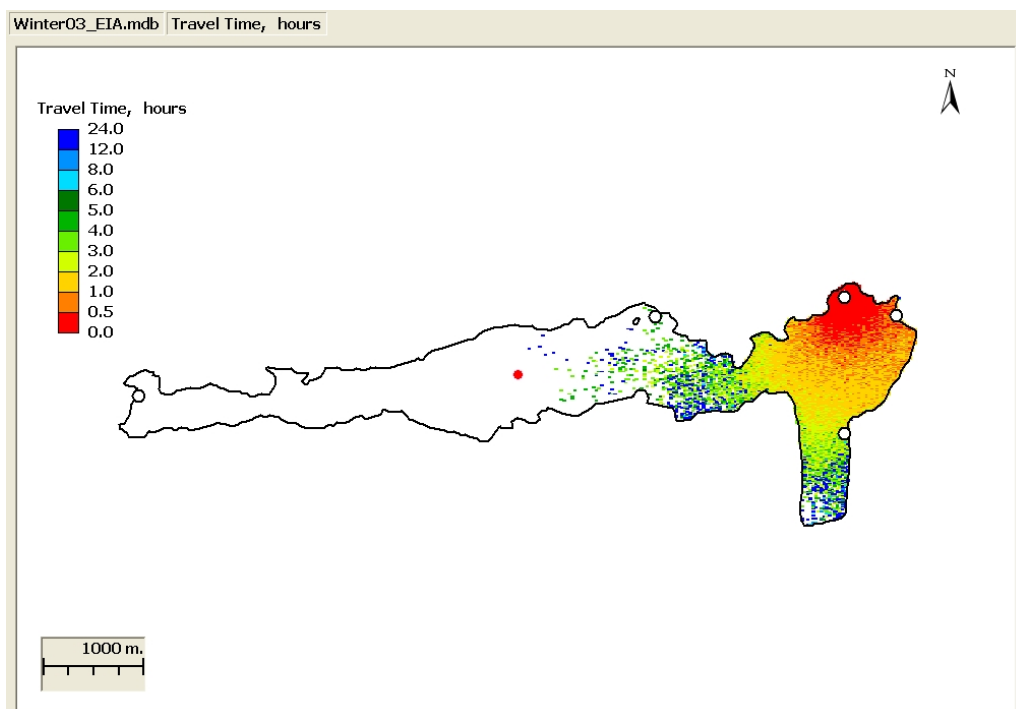
Figur 64. Utslipp i nord. Islagt. Utslipp i vest. Islagt. Sannsynlighet for påvirkning av overflaten



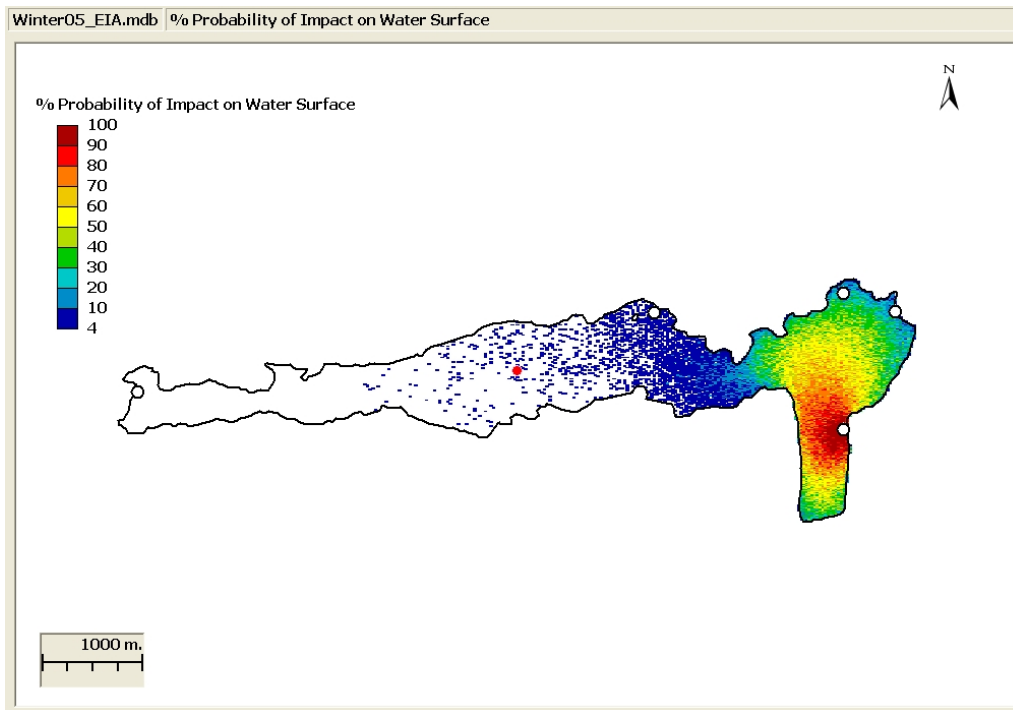
Figur 65. Utslipp i nord. Islagt. Transporttid.



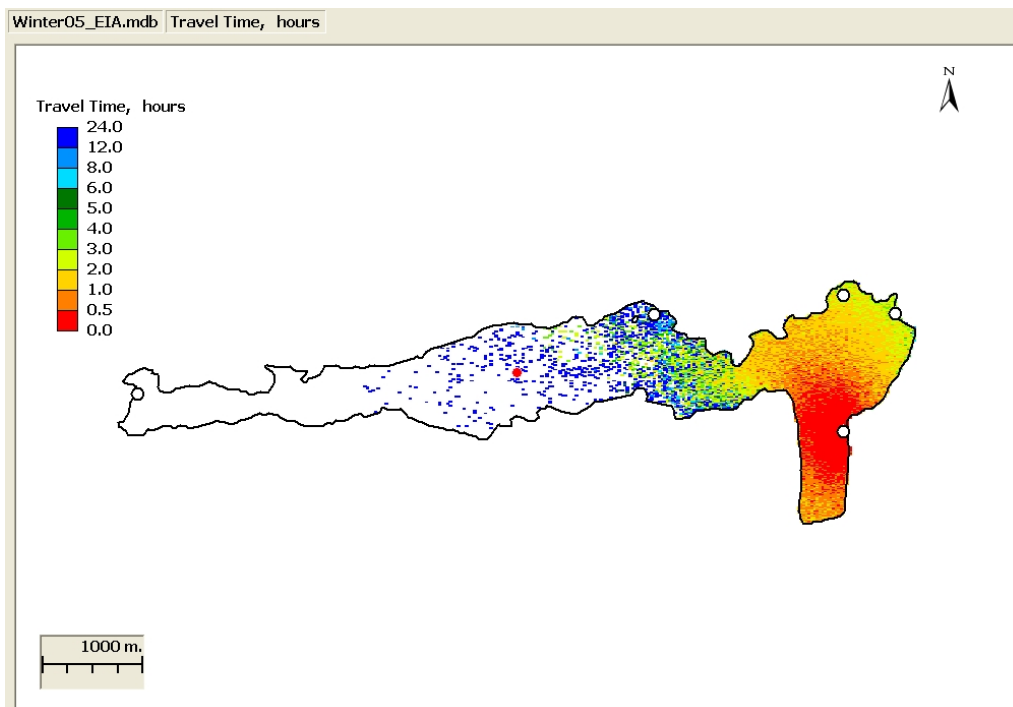
Figur 66. Utslipp i nordøst. Islagt. Sannsynlighet for påvirkning av overflaten.



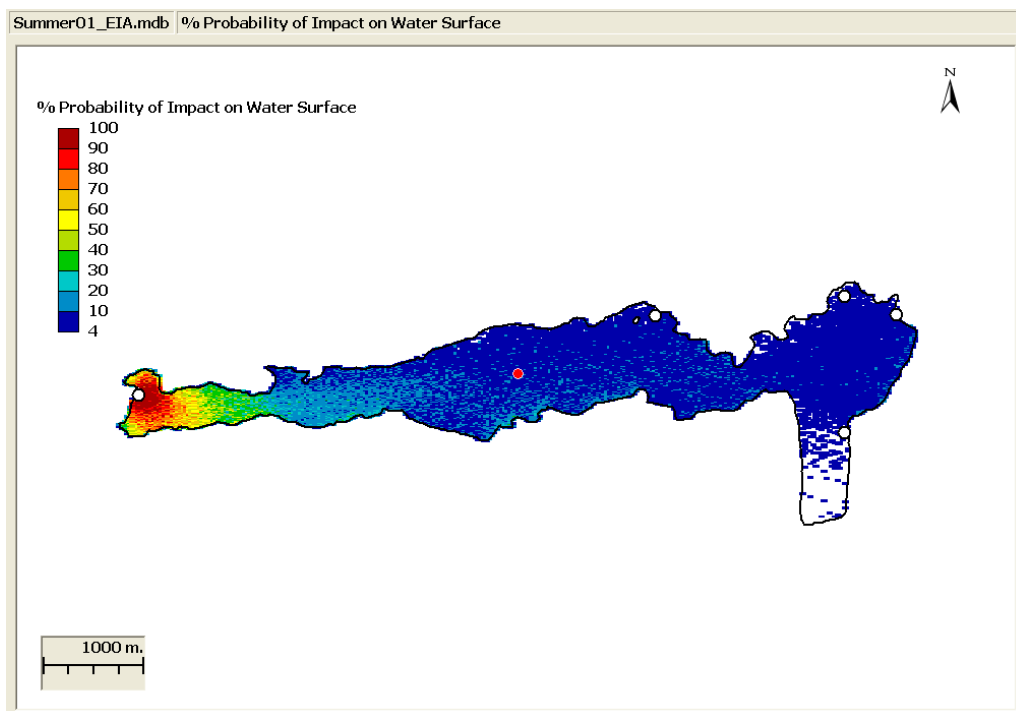
Figur 67. Utslipp i nordøst. Islagt. Transporttid



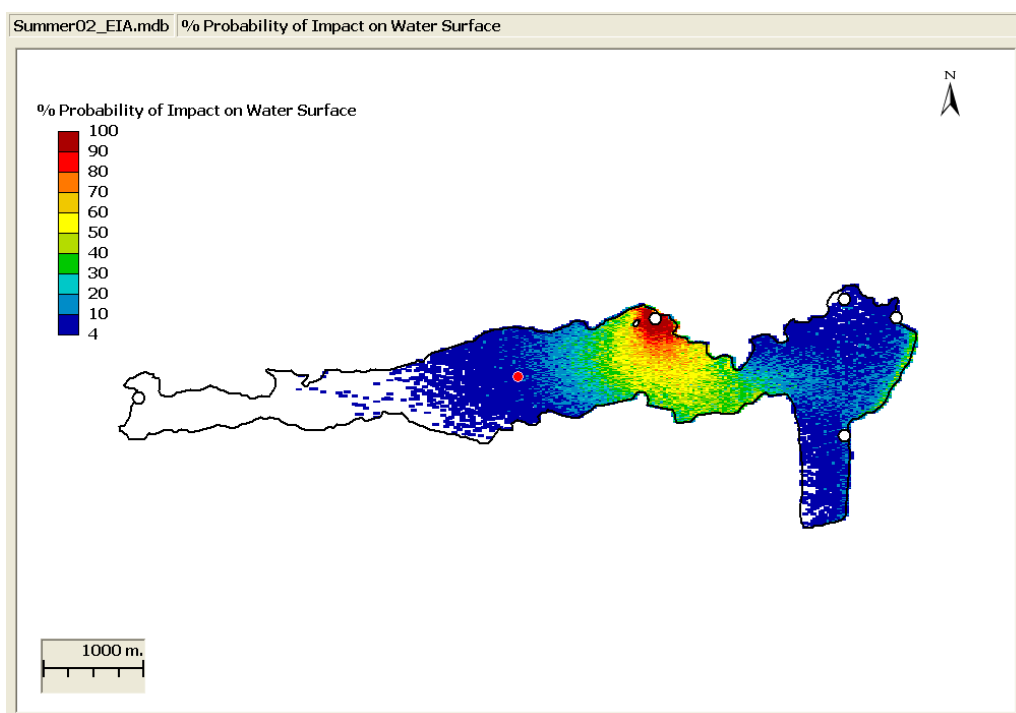
Figur 68. Utslipp i sørøst. Islagt. Sannsynlighet for påvirkning av overflaten.



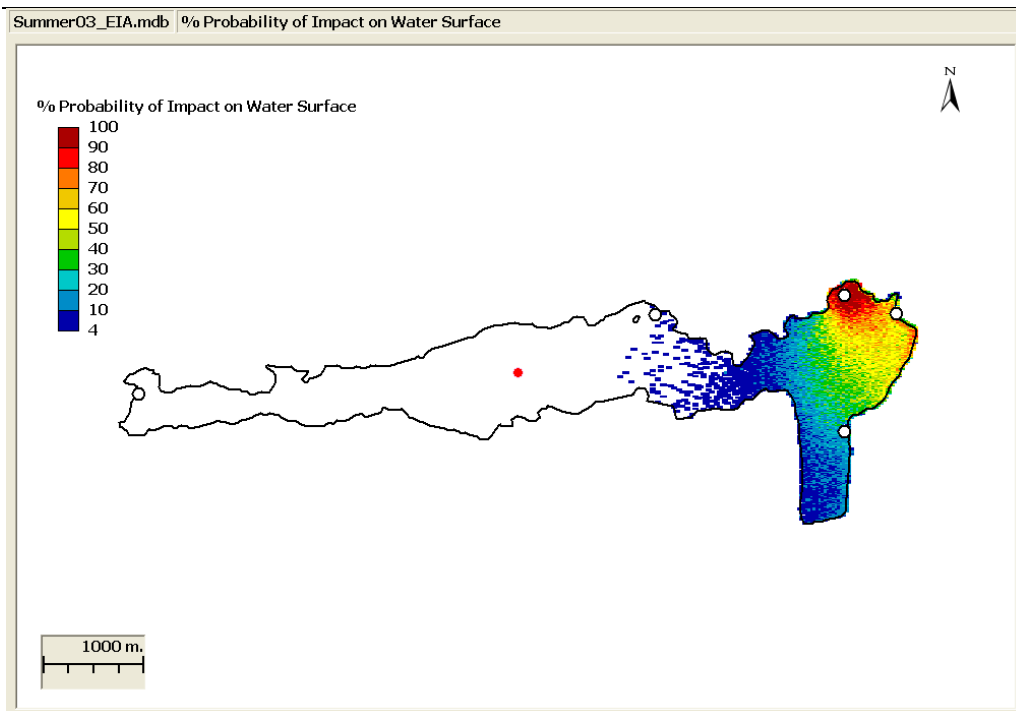
Figur 69. Utslipp i sørøst. Islagt. Transporttid.



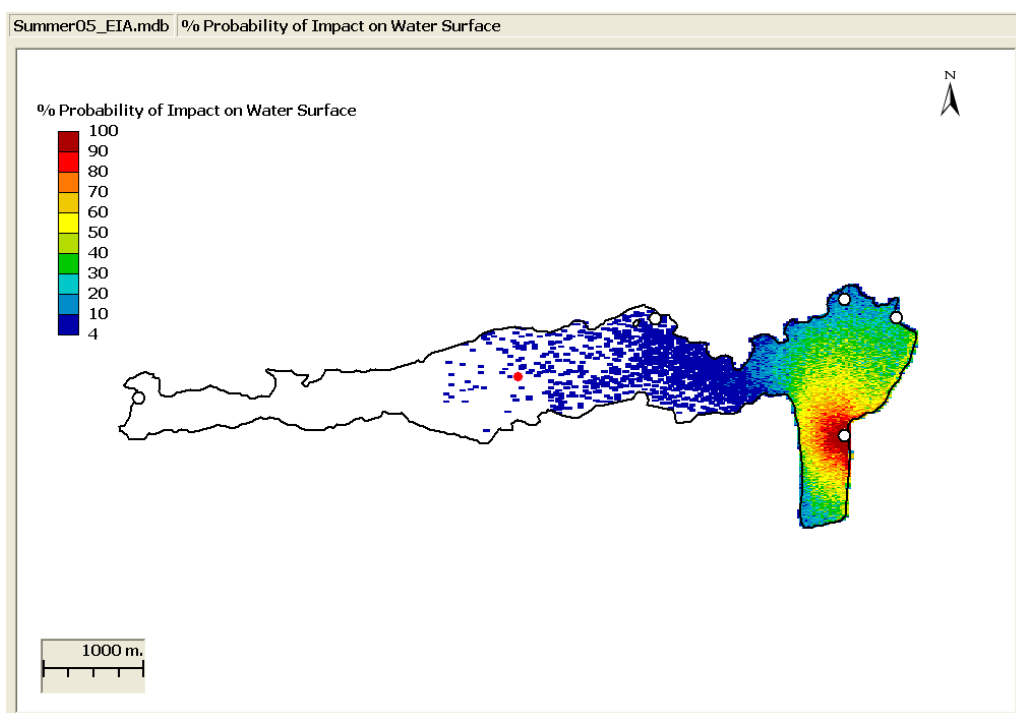
Figur 70. Utslipp i vest. Sommer. Sannsynlighet for påvirkning av overflaten



Figur 71. Utslipp i nord. Sommer. Sannsynlighet for påvirkning av overflaten.



Figur 72. Utslipp i nordøst. Sommer. Sannsynlighet for påvirkning av overflaten



Figur 73. Utslipp i sørøst. Sommer. Sannsynlighet for påvirkning av overflaten

5. Referanser

Børresen, J.A. 1993: Olje på havet. ISBN 82-417-0282-5, Ad Notam Gyldendal AS

ERM - hjemmeside: <http://www.erm-smg.com>

Ferguson, CM, Croke, BFW, Beatson, PJ, Ashbolt, NJ and Deere, DA. 2007. Development of a process-based model to predict pathogen budgets for the Sydney drinking water catchment. *Journal of Water and Health*. 2. 187-208.

Green, J and Trett, M.W. 1989. The fate and effects of oil in freshwater. ISBN 1-85166-318-5. Elsevier science publishers LTD

Traaen, T. 2000: Brev til Oppedgård kommune angående: Undersøkelse av oljeforurensning i Gjersjøen. Brev av 26.01.00, J.nr. 217/00, Norsk Institutt for vannforskning, Oslo

VKM (2009a). Risikovurdering av helsefare ved spredning av gylle. Uttalelse fra Faggruppe for hygiene og smittestoffer i Vitenskapskomiteen for mattrygghet. ISBN: 978-82-8082-340-3, 38 s.

VKM (2009b). 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.

Vedlegg A. 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 TOXI5 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

Properties of diesel

General Properties	Value													
Molecular weight (g/mole)	160													
Density (g/cm ³)	0.8													
Solubility (mg/l) at 25 °C	1.61													
Vapor pressure (Pascals) at 25 °C	0.0068													
Dynamic viscosity (cP) at 25 °C	1.7													
Viscosity exponent for variation with temperature	24923													
Surface tension (mN/M)	27.5													
Emulsion constant	22													
Minimum thickness (mm)	0.01													
Initial boiling point in °K	551													
Gradient of distillation curve in °K	139.8													
Coefficient A	20.3													
Coefficient B	18.1													
Percent Toxicity	20.9													
Number of distillation cuts	14													
Distillation Cut Properties														
Cut Number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Cut Name	Pentane	Hexane	Benzene	Heptane	Methylcyclohexane	Toluene	Octane	Ethylbenzene	Xylenes	Indane	Indene	Decalin	Decane	Napthalenes
Boiling point for each distillation cut °C	36	68.7	80	98.5	101	110.6	125.6	136.1	140.63	178	181	190	174.1	271.7
Melting point for each distillation cut °C	-129.8	-95	5.5	-90.61	-126.3	-59.17	-57	-46.94	6.67	-4	-4	-43	-27.9	47.2
API gravity for each distillation cut	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Percent volume in liquid	9.125	9.125	0.3	9.125	21.3	1.5	9.125	2.5	9.2	3.3	0.9	5.9	15.9	2.7
Solubility at 25°C for each distillation cut mg/l	38	9.5	1790	3.4	0	526	0.66	169	167	0	0	0	0.052	6
Percent Toxicity by weight	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Solubility enhancement factor	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Oil-water partitioning coefficient	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Molecular weight (g/mole)	72.151	86.178	78.12	100.21	98.19	92.14	114.23	106.17	106.17	118.18	116.16	138.25	142.29	170.2533333
Vapor pressure (Pascals) at 25°C	68524.32	20170.68	12639.00	6132.53	6132.83	3786.00	1873.09	1280.00	1055.00	195.57	195.57	306.64	190.64	0.97
Density gm/cc	0.6262	0.6548	0.8765	0.6837	0.769	0.8669	0.6986	0.867	0.8685	0.9639	0.992	0.881	0.73	0.996784314
Vapor pressure reduction factor	1	1	1	0.1	1	1	0.01	0.01	0.1	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Latent heat of liquid Kilo Joules/Kg	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Fluid phase	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cut Viscosity cP	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Cut Diffusion coefficient	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

Vedlegg B. Kvalitetskrav til drikkevann.

Tabeller over kjemiske og fysiske parametere. Hentet fra Forskrift om vannforsyning og drikkevann.

Tabell 3.1 Parametere som måles

Nr.	Parameter	Enhet	Grense- verdi	Tiltaks- type	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/anvendes.
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/anvendes.
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 anrikt av karbondioksid, kan minimumsverdien være lavere enn 4,5.
45	Plantevernmidler – enkeltvis	Mikrogram/l	0,10	B	Grenseverdien gjelder for hvert enkelt plantevernmidde 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 enkeltusholdningers 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	Grense-verdi	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	Grense-verdi	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).

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