

Miljøkonsekvensvurdering av kjølevannsutslipp til Frierfjorden fra Vianode Herøya



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Miljøkonsekvensvurdering av kjølevannsutslipp til Frierfjorden fra Vianode Herøya	Løpenummer 7731-2022 Ny versjon av rapport 7656-2021 ISBN 978-82-577-7392-2	Dato 15.03.2022
Forfatter(e) Henrik Jonsson, Anders Ruus, André Staalstrøm	Fagområde Marin biologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Frierfjorden	Sider 25 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Vianode AS via Multiconsult	Kontaktperson hos oppdragsgiver Harald Haarstad
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 210093

Sammendrag

Vianode AS søker om etablering av ny virksomhet i Herøya industripark for produksjon av karbon-baserte anoder. NIVA leverer her delutredningen på bedriftens miljøpåvirkning i Frierfjorden. Delutredningen er del i en full konsekvensutredning av omsøkte tiltak på Herøya. Beregninger viser begrenset sedimentoppvirvling fra etablering av ny utslippsledning i Frierfjorden sammenlignet med oppvirvling fra skipstrafikk i området. Oppvirvlet sediment forventes avsatt svært lokalt, og beregninger viser at biotilgjengelig fraksjon av miljøgifter i sedimentene er svært lav. Sedimentoppvirvling øker med økende utslippsdyp/rørlengde, og minst miljøbelastning i anleggsfasen vil derfor komme fra et utslipp tett opp mot kai på Herøya. Modellering av et kjølevannsutslipp fra Vianode til Frierfjorden viser bedre innblanding, og dermed lavere overtemperatur i resipienten med økende utslippsdyp. Et ferskvannsbasert system gir bedre innblanding, og dermed lavere overtemperatur i resipienten sammenlignet med et sjøvannsbasert system. Bedre innblanding og lavere overtemperatur oppnås også med økt utslippshastighet, enten ved å redusere diameteren på utslippsrøret, eller ved å øke vannraten. Et utslipp med plumen rettet oppover mot sjøoverflaten vil begrense miljøbelastningen i driftsfasen. Biologiske effekter i driftsfasen forventes da å være begrenset til små tap av i første rekke fiskeegg og larver innenfor plumens primærfortynningsone. Modelleringer viser at primærfortynningssonen vil strekke seg opptil 34m fra utslippet.

Fire emneord	Four keywords
1. Kjølevannsutslipp	1. Cooling water discharge
2. Fortynningsmodellering	2. Dilution modelling
3. Frierfjorden	3. Frierfjord
4. Forurensset sjøbunn	4. Contaminated sediments

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Henrik Jonsson
Prosjektleder/Hovedforfatter

Morten Jartun
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7467-7
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Miljøkonsekvensvurdering av kjølevannsutslipp fra Vianode Herøya til Frierfjorden

Innholdsfortegnelse

Forord.....	5
Sammendrag.....	6
Summary	7
1 Bakgrunn.....	8
1.1 Introduksjon.....	8
1.2 Utslippet.....	8
1.3 Resipienten	9
2 Anleggsfase - miljøgifter på sjøbunnen.....	10
2.1 Forurensingsnivåer Frierfjorden	10
2.2 Oppvirvling av sedimenter fra forurenset sjøbunn	10
2.3 Sammenligning med oppvirvling fra skipstrafikk.....	14
2.4 Avbøtende tiltak	14
2.5 Sammendrag anleggsfase	15
3 Driftsfase - modellering av kjølevann	16
3.1 Introduksjon til gjennomførte modelleringer.....	16
3.2 Effekt av utslippsdyp og sesong.....	17
3.3 Effekt av redusert utslippsdiameter	18
3.4 Effekt av økt utslippsrate	19
3.5 Effekt av et ferskvannsbasert kjølevannsutslipp	19
3.6 Effekt av mekanisk påvirkning og overtemperatur	20
3.7 Sammendrag driftsfase.....	21
4 Konklusjoner	23
5 Referanser.....	24
Vedlegg A - Modelleringsresultater.....	i

Forord

Denne rapporten gir en vurdering av Vianode AS sin miljøpåvirkning på Frierfjorden, inkludert effekter fra etablering av ny utslippsledning fra Herøya til Frierfjorden.

Studien er en delutredning i en samlet konsekvensutredning av omsøkt tiltak. NIVA har i dette prosjektet fungert som underleverandør til Multiconsult, som er hovedansvarlig for ferdigstilling av en samlet konsekvensutredning til Vianode AS.

Kontaktperson i Multiconsult har vært seniorrådgiver Harald Haarstad i avdeling Prosjektutvikling – industri.

Henrik Jonsson har vært NIVAs prosjektleder og hovedressurs, Anders Ruus og Andre Staalstrøm har gitt viktige bidrag til prosjektet.

Rapporten er en revisjon av tidligere utgitt NIVA rapport 7656-2021.

Oslo, mars 2022

Sammendrag

Vianode AS søker om etablering av ny virksomhet i Herøya industripark for produksjon av karbon-baserte anoder. NIVA leverer her delutredningen på bedriftens miljøpåvirkning i Frierfjorden, inkludert miljøeffekter fra etablering av ny utslippsledning fra Herøya til Frierfjorden. Delutredningen er del i en full konsekvensutredning av bedriftens omsøkte tiltak på Herøya.

Studien er delt inn i to deler, miljøpåvirkning på Frierfjorden hhv. i anleggsfase og driftsfase.

Anleggsfase: Beregninger viser begrenset sedimentoppvirvling fra etablering av ny utslippsledning i Frierfjorden sammenlignet med oppvirvling fra skipstrafikk i området. Oppvirvlet sediment forventes avsatt svært lokalt, og beregninger viser at biotilgjengelig fraksjon av miljøgifter i sedimentene er svært lav. Sedimentoppvirvling øker med økende utslippsdyp/rørlengde, og minst miljøbelastning i anleggsfasen vil derfor komme fra et utslipp tett opp mot kai på Herøya.

Driftsfase: Modellering av et kjølevannsutslipp fra Vianode til Frierfjorden viser bedre innblanding, og dermed lavere overtemperatur i resipienten med økende utslippsdyp. Et ferskvannsbasert system gir bedre innblanding, og dermed lavere overtemperatur overfor et sjøvannsbasert system. Bedre innblanding og lavere overtemperatur oppnås også med økt utslippshastighet, enten ved å redusere diameteren på utslippsrøret, eller ved å øke vannraten.

Et utslipp med plumen rettet oppover mot sjøoverflaten vil begrense miljøbelastningen i driftsfasen. Biologiske effekter i driftsfasen forventes da å være begrenset til små tap av i første rekke fiskeegg og larver innenfor plumens primærfortynningssone. Modelleringer viser at primærfortynningssonen vil strekke seg opptil 34m fra utslippet.

Summary

Title: Environment Impact Assessment of cooling water discharge to the Frierfjord from Vianode Herøya
Year: 2021
Author(s): Henrik Jonsson, Anders Ruus, André Staalstrøm
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7467-7

Vianode AS wants to establish a new site at Herøya for the production of carbon-based anodes. NIVAs delivery represents one chapter in a full Environmental Impact Assessment, focusing on Vianode's environmental impact on the Frierfjord, including effects from a new discharge pipeline from Herøya to the Frierfjord. The study is divided into two parts, environmental impact on the Frierfjord in the construction phase and in the operational phase, respectively.

Construction phase: Calculations show limited sediment resuspension from establishing a new discharge pipeline in the Frierfjord compared to the effect of ship traffic in the area. Resuspended sediment is expected to settle to the seafloor very locally, and calculations show that the soluble and thus bioavailable fraction of toxic compounds in the sediments is very low. Sediment resuspension increases with increasing discharge depth/pipe length, and the least environmental impact during the construction phase will therefore come from a discharge close to the quay at Herøya.

Operating phase: Modeling of a cooling water discharge from Vianode to Frierfjorden shows better mixing, and thus lower overtemperature in the recipient with increasing discharge depth. A freshwater-based system provides better mixing, and thus lower overtemperature compared to a seawater-based system. Better mixing and lower overtemperature are also achieved with increased discharge rate, either by reducing the diameter of the discharge pipe, or by increasing the water rate in the pipe.

The discharge pipe should point obliquely towards the sea surface to minimize environmental impact during the operating phase. With such a design, biological effects are expected to be limited to insignificant losses primarily of fish eggs and larvae, with effects limited to the primary dilution zone. Modelling results show that this zone stretches no more than 34m from the discharge point.

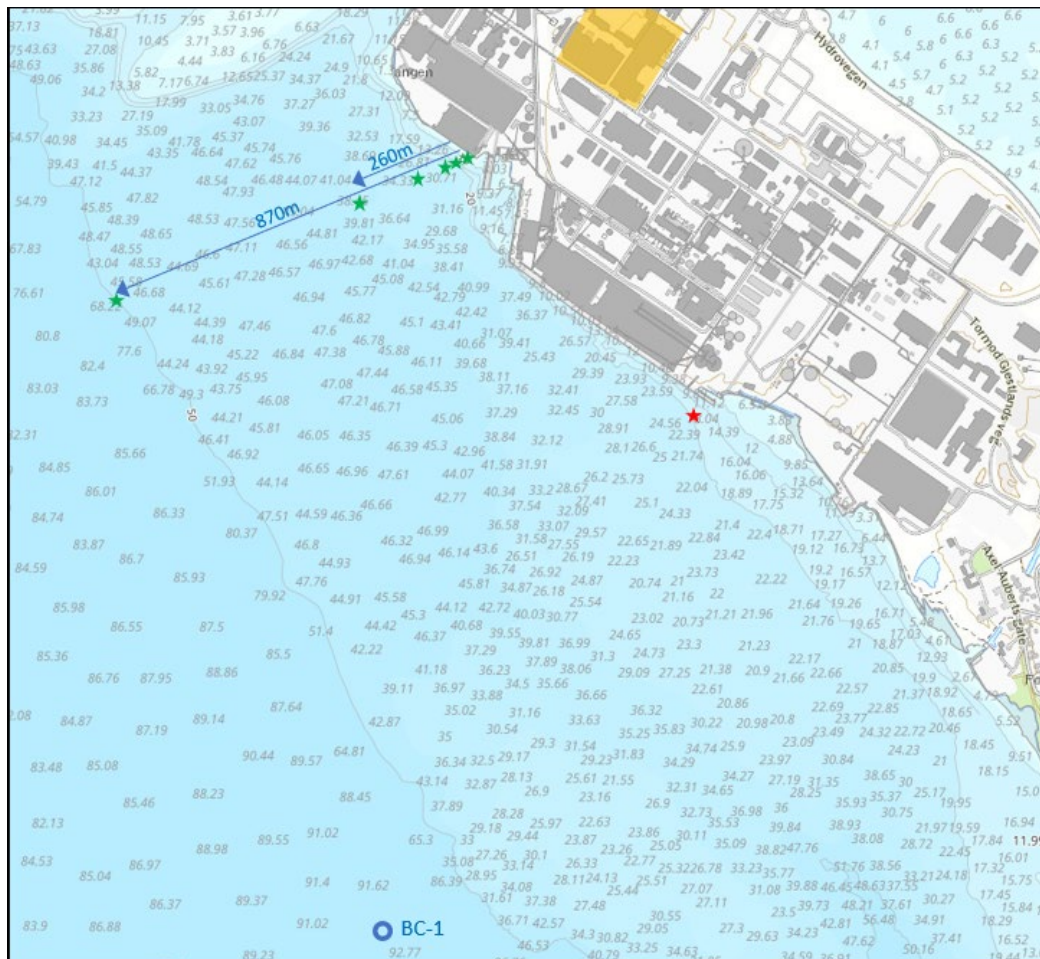
1 Bakgrunn

1.1 Introduksjon

Vianode AS søker om etablering av ny virksomhet i Herøya industripark for produksjon av karbon-baserte anoder til bruk i industrielle hydrolyseprosesser. Vianode skal levere full konsekvensutredning, og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) har blitt ombedt å levere delutredningen om bedriftens utslipp av kjølevann, inkludert miljøeffekter fra etablering av ny utslippsledning på sjøbunnen av Frierfjorden.

1.2 Utslippet

Kjølevann føres fra fabrikkområdet på Herøya og via kulvert F5 til sjø. Kulvert F5 ender opp under pir på kaiområdet. På grunn av begrenset kapasitet i kulvert vil det legges ny pumpeledning fra fabrikkområdet til sjø, men nøyaktighet beliggenhet av utslippspunktet står fortsatt åpent. I vurderingen har vi sett på innblanding av et kjølevannsutslipp fra Vianode fra utslippsdyp 2-50 meter (**Figur 1**), med avstander fra land 8-870 meter (**Tabell 1**).



Figur 1 . Dybdekart over aktuelt område for et kjølevannsutslipp fra Vianode (oransje skygget område på Herøya) til Frierfjorden, med tenkte utslippspunkter markert med **grønn** stjerne hhv. for utslippsdyp -5m/-10m/-20m/-30m/-40m/-50m. **Rød** stjerne indikerer inntakspunktet på -20m for et sjøvannsbasert kjølevannssystem. Hydrografiske profiler brukt til modellering er hentet fra målestasjon **BC-1**. Omarbeidet fra Vannmiljø.

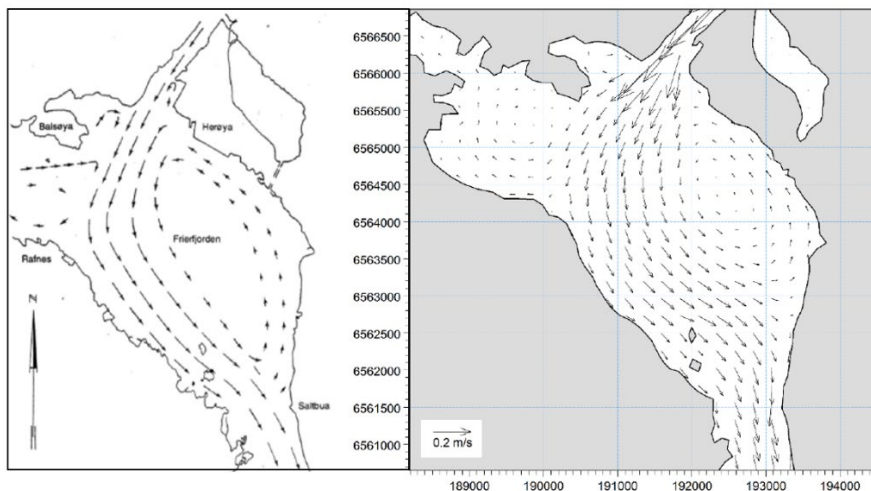
Tabell 1. Alternative utslippsdyp brukt til modellering av et kjølevannsutslipp fra Vianode Herøya, med avstand fra land. Se også **Figur 1**.

Utslippsdyp (m)	Avstand fra land (m)
-5	8
-10	15
-20	35
-30	90
-40	260
-50	870

1.3 Resipienten

Frierfjorden deles inn i tre vannlag. Overflatelaget når ca. 10 meter ned i vannsøylen hvor et sprangsjikt markerer overgangen til det intermediære vannlag. Frierfjordens intermediære vannlag går ned til ca. 25 meters dyp, tilsvarende største terskeldyp ved Brevikssundet i sør. Dyplaget begynner derfor på ca. 25 meters dyp og strekker seg ned til sjøbunnen som i sentralbassenget av Frierfjorden når et vanddyp av ca. 100 meter. Saltholdighet i Frierfjordens intermediære vannlag er 26-32 psu, og >30 psu i dypvannslaget under 25 meter (**Figur 4**).

I overflatelaget domineres strømmønsteret i Frierfjorden av Skienselva, som gir en raskt utgående brakkvannstrøm i fjordens midtre og sørlige del, og en langsommere inngående strøm på fjordens østside (**Figur 2**). Brakkvannslaget fra Skienselva har typisk tykkelse 3-6 meter, med størst tykkelse april-juni (NIVA, 1975).



Figur 2. Strømmønster i overflaten av Frierfjorden. Venstre: Fra NIVA, 1991. Høyre: Fra DHI, 2019.

DHI (2019) har modellert strøm i Grenlandsfjordene med en høyoppløst, hydrodynamisk havmodell. Midlet over et helt år gir modellen en forventning om en inngående overflatestrøm på ca. 4 cm per sekund i området utenfor Herøya. Strømshastighet og retning i sjøoverflaten vil imidlertid variere med tidevann og vindforhold (NIVA, 1991). Strømmålinger gjennomført på 1970-tallet har vist at strømmen i vannmasser under sprangsjiktet har samme retning som i overflatelaget, men at strømshastigheten avtar på større dyp (NIVA, 1975). Strømmålinger på 20 m dyp i fjordens nordvestre hjørne opp mot Volls fjorden er rapportert til å være ca. 2 cm/s (NIVA, 1991). Til fortynningsmodelleringer er det valgt å bruke en strøm på 4 cm/s i overflatelaget (0-10 meter), 2 cm/s i det intermediære vannlag (10-25 meter), og 1 cm/s i dypvannet (>25 meter). Strømretning brukt i modellen er nordvestlig og beveger seg parallelt med strandlinjen på Herøya (**Figur 2**).

2 Anleggsfase - miljøgifter på sjøbunnen

2.1 Forurensingsnivåer Frierfjorden

Industriområdet på Herøya ble etablert av Norsk Hydro i 1928, som et produksjonssted for gjødsel. Etter andre verdenskrig kom klor-alkaliefabrikken i produksjon fra 1947, og magnesiumfabrikken fra 1951. Utslipp fra industrien på Herøya var deretter i prinsippet uregulert gjennom flere titalls år, noe som gjenspeiles på sjøbunnen av Frierfjorden hvor mange stoffer fortsatt måles i konsentrasjoner langt over definerte EQS-/PNEC-verdier. Området har siden 1970-tallet vært formål for en lang rekke miljøundersøkelser, som alle viser på fortsatt høye forurensingsnivåer i sedimentene (se for eksempel NIVA, 2016). Modelleringer viser at det ikke forventes en signifikant forbedring i forholdene på sjøbunnen av Frierfjorden frem til 2027 (DHI 2020).

2.2 Oppvirvling av sedimenter fra forurenset sjøbunn

Etablering av ny utslippsledning vil resultere i oppvirvling av forurensete sedimenter. Vi presenterer her en semikvantitativ vurdering av mengder som kan forventes virvle opp fra sjøbunnen ifm. rørlegging i Frierfjorden. I vurderingen er det antatt Ø 80 cm PE-rør med 6m lengde, med et betonglodd i hvert skjøte. Betongloddene omslutter hele røret og hviler derfor på sjøbunnen, mens selve utslippsrøret stikker opp et lite stykke fra sjøbunnen (**Figur 3**). I vurderingen er derfor oppvirvling av sedimenter ifm. rørlegging begrenset til det sjøbunnsareal som blir truffet av selve loddet.

Inngangsdata brukt i vurderingen er vist i **Tabell 2**. Det er antatt at sjøbunnen dekkes av siltige sedimenter med tetthet 2000 kg TS pr kubikkmeter¹. Forventet vanninnhold i sedimenter fra Frierfjorden er 29,3 % basert på analyser i Torsbergrenna (Multiconsult 2016). Oppvirvlet sedimentmasse fra hvert betonglodd (40-80 kg TS) er basert på 0,33 m² påvirket sjøbunnsareal (loddbredde 0,3 m multiplisert med 25% av loddets omkrets 4,4 m), og en forventning om at loddet penetrerer 0,05-0,20 m av sedimentene.



Figur 3. Tenkt utslippsledning fra Vianode med 6m PE rørenheter og med betonglodd i skjøtene. Bilde fra Sørkjøfjorden.

¹ https://gpg.geosci.xyz/content/physical_properties/tables/density_sedimentary_rocks.html

Tabell 2. Inngangsdata til semikvantitativ vurdering av sedimentoppvirvling i anleggsfase.

Rørdiameter	0,8 meter (ytre mål)
Tykkelse betonglodd	0,3 meter
Omkrets betonglodd	4,4 meter
Bredde betonglodd	0,3 meter
Sjøbunnsareal truffet av hvert lodd	0,33 m ²
Sedimentvolum oppvirvlet av hvert lodd	0,016 m ³ (min), 0,033 m ³ (median), 0,066 m ³ (maks)
Tetthet sedimenter	2000 kg TS/m ³
Vanninnhold sedimenter	29,3% (medianverdi av 17 målinger)
Sedimentmasse oppvirvlet av hvert lodd	40-80 kg TS
Avstand mellom betonglodd på sjøbunnen	6 meter

Tabell 3 viser beregnet sedimentoppvirvling langs 6 traséer (6 alternative utslippsdyp) i Frierfjorden. Vi ser at sedimentoppvirvling varierer fra ca. 27 kg TS, gitt et utslipp fra -5m og minste forventet sedimentoppvirvling fra hvert lodd (0,05 meter penetrering av sedimentene), til snau 11,6 tonn TS, gitt et utslipp fra -50m og største forventet sedimentoppvirvling fra hvert lodd (0,20 meter penetrering av sedimentene).

Det understrekes at antall lodd langs hver trasé ikke er proporsjonal med utslippsdyp, for eksempel er avstanden 20 meter mellom utslippsdyp -10m og -20m, men 610 meter mellom utslippsdyp -40m og -50m (**Tabell 1**).

Tabell 3. Beregnet sedimentoppvirvling for etablering av ny utslippsledning fra Vianode til Frierfjorden iht. inngangsdata presentert i **Tabell 2**. Sedimentmengder uttrykt som tørrstoff (TS).

Utslippsdyp (m)	Avstand fra land (m)	Antall lodd	Oppvirvlet sediment (kg TS)		
			Min	Median	Maks
-5	8	1	26,6	53,3	107
-10	15	3	50,0	100	200
-20	35	6	117	233	466
-30	90	15	300	599	1199
-40	260	43	866	1732	3463
-50	870	145	2897	5794	11 588

Basert på målte sedimentkonsentrasjoner i Frierfjorden har vi beregnet oppvirvlet stoffmengde for tre miljøgifter som kjennetegner forurensningssituasjonen i Frierfjorden, hhv. heksaklorbenzen (HCB) og de to dioksinforbindelsene 1,2,3,4,6,7,8,9-oktaklorodibenzofuran (OCDF) og 2,3,7,8-tetraklorodibenzodioksin (TCDD). Til vurderingen er det brukt målt mediankonsentrasjon i overflatesedimenter av Frierfjorden fra år 2000 og fremover i tid (**Tabell 4**).

Tabell 4. Miljøgiftkonsentrasjoner brukt til utslippsberegninger i anleggsfasen.

Stoff	CAS	Sedimentkonsentrasjon (µg/kg TS) ^a	Antall datapunkter
HCB	118-74-1	700	23
OCDF	39001-02-0	14,4	35
TCDD	1746-01-6	0,07	37

^a Målt mediankonsentrasjon i Frierfjorden (målinger fra år 2000 og fremover i tid).

Gitt et utslipp fra -5m viser **Tabell 5** viser at oppvirvlet mengde HCB varierer ca. 19-75 mg avhengig av hvor dypt hvert lodd penetrerer ned i sedimentene. Mengden oppvirvlet HCB øker deretter med økende utslippsdyp og kan være opptil 8 gram, gitt et utslipp fra -50m og høyest forventet oppvirvlet sedimentvolum fra hvert lodd. For stoffene OCDF og TCDD forventes en oppvirvlet stoffmengde på hhv. opptil 166 mg og 0,25 mg, gitt et utslipp fra -50m.

Giftighet av dioksinforbindelser uttrykkes med toksisitetsekvivalenter (TE), hvor den mest giftige dioksinforbindelsen TCDD har TE = 1.0, mens OCDF har TE = 0,0003 (EU, 2011). Omregnet til TE er oppvirvlet mengde dioksinforbindelser derfor opptil 0,82 mg TE med hensyn til TCDD, og 0,05 mg TE med hensyn til OCDF.

Tabell 5. Beregnede mengder miljøgifter (mg) oppvirvlet fra etablering av ny utslippsledning fra Vianode til Frierfjorden. HCB – heksaklorbenzen; OCDF - 1,2,3,4,6,7,8,9-oktaklorodibenzofuran; TCDD - 2,3,7,8-tetrakloro-dibenzodioksin. I beregningene er det antatt et betonglodd hver 6.meter langs ny rørledning.

HCB virvlet opp fra sjøbunnen (mg)				
Utslippsdyp (m)	Antall lodd	Min	Median	Maks
-5	1	18,6	37,3	74,6
-10	3	35,0	69,9	139,9
-20	6	81,6	163	326
-30	15	210	420	839
-40	43	606	1212	2424
-50	145	2028	4056	8112
OCDF virvlet opp fra sjøbunnen (mg)				
Utslippsdyp (m)	Antall lodd	Min	Median	Maks
-5	1	0,38	0,77	1,5
-10	3	0,72	1,4	2,9
-20	6	1,67	3,3	6,7
-30	15	4,3	8,6	17,2
-40	43	12,4	24,9	49,7
-50	145	41,6	83,2	166
TCDD virvlet opp fra sjøbunnen (mg)				
Utslippsdyp (m)	Antall lodd	Min	Median	Maks
-5	1	2E-03	4E-03	8E-03
-10	3	4E-03	7E-03	0,01
-20	6	8E-03	0,02	0,03
-30	15	0,02	0,04	0,08
-40	43	0,06	0,12	0,25
-50	145	0,21	0,41	0,82

Fra stoffenes fysisk-kjemiske egenskaper er det beregnet fordeling av mellom biotilgjengelig (vannløselig) og ikke biotilgjengelig (sedimentbunden) fraksjon. Utgangspunkt for beregningene er stoff-spesifikke Kow-verdier publisert i PubChem². Fordeling til organisk karbon (Koc) er beregnet ved å multiplisere Kow med sjablongverdien 0,62 (Karickhoff *et al.* 1979). Vannløselig og dermed

² <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>

biotilgjengelig fraksjon er beregnet fra stoffenes fordeling til partikler (K_d). K_d er beregnet fra K_{oc} ved å multiplisere med fraksjonen organisk karbon (f_{oc}) i sedimenter fra Frierfjorden. Forventet (median) f_{oc} i sedimenter fra Frierfjorden er 0,0261, basert på 58 datapunkter fra analyser gjennomført etter år 2000. **Tabell 6** viser at biotilgjengelig fraksjon varierer fra 0,00002% for OCDF, til 0,01153% for HCB.

Tabell 7 viser beregnede biotilgjengelige stoffmengder for HCB, OCDF og TCDD. Gitt utslipp fra -50m er biotilgjengelig, oppvirket stoffmengde beregnet til å være opptil 935 µg for HCB, opptil 0,026 µg for OCDF, og opptil 0,008 µg for TCDD.

Tabell 6. Stoffegenskaper og beregnet biotilgjengelig (vannløselig) fraksjon.

Stoff	Log K _{ow} (l/kg)	Log K _{oc} (l/kg)	Log K _d (l/kg)	Biotilgjengelig fraksjon (%)
HCB	5,73	5,52	3,94	0,01153
OCDF	8,60	8,39	6,81	0,00002
TCDD	6,80	6,59	5,01	0,00098

Tabell 7. Beregnede biotilgjengelige stoffmengder (µg).

HCB – biotilgjengelig mengde (µg)			
Utslippsdyp (m)	Min	Median	Maks
-5	2,1	4,3	8,6
-10	4,0	8,1	16,1
-20	9,4	18,8	37,6
-30	24,2	48,4	96,7
-40	69,9	140	279
-50	234	468	935
OCDF – biotilgjengelig mengde (µg)			
Utslippsdyp (m)	Min	Median	Maks
-5	6E-05	1E-04	2E-04
-10	1E-04	2E-04	4E-04
-20	3E-04	5E-04	0,001
-30	7E-04	0,001	0,003
-40	0,002	0,004	0,008
-50	0,006	0,013	0,026
TCDD – biotilgjengelig mengde (µg)			
Utslippsdyp (m)	Min	Median	Maks
-5	2E-05	4E-05	7E-05
-10	3E-05	7E-05	1E-04
-20	8E-05	2E-04	3E-04
-30	2E-04	4E-04	8E-04
-40	6E-04	0,001	0,002
-50	0,002	0,004	0,008

2.3 Sammenligning med oppvirvling fra skipstrafikk

NIVA har tidligere kvantifisert forventet mengde sediment oppvirvlet fra skipstrafikk ved Rafnes industriområde (NIVA 2010), og ved Herøya industripark (NIVA 2012). Resultatene gir en forventning om oppvirvling av 1000-4400 tonn sedimenter utenfor Ineos ved Rafnes. Ved Herøya er beregnet mengde oppvirvlet sediment 100–14 749 kg pr. skipsanløp, og total årlig mengde oppvirvlet sediment hhv. 7538 tonn til Skienselva, og 157 tonn til Frierfjorden.

For oppvirvling av dioksinforbindelser forventes hhv. 1,6 gram TE pr år ved Rafnes, og 0,51 gram TE pr år ved Herøya.

2.4 Avbøtende tiltak

For å minimere spredning av forurensede sedimenter under anleggsfasen kan det være aktuelt å iverksette avbøtende tiltak. Dette gjøres vanligvis i form av installasjoner som begrenser partikkelspredning fra anleggsområdet. To mekaniske, spredningshindrende tiltak er vurdert:

- Bruk av siltgardin
- Bruk av boblegardin

Siltgardin er mest vanlig spredningshindrende tiltak i forbindelse med mudringsprosjekter i havner, og generelt for anleggsarbeid nær strandlinjen. En siltgardin er en duk av geotekstil som plasseres vertikalt i vannet med flyteelementer på toppen og lodd i bunnen. Fiberduken er en vevd duk med åpninger hvor hensikten er at vannet kan passere men ikke partikler. I realiteten har duken en åpning som også gjør det mulig for fine partikler å passere. Erfaringsmessig vil en siltgardin ikke kunne stå i vann som strømmer vinkelrett på duken samtidig som den skal stoppe partikkeltransport (DNV 2008).

En typisk siltgardin har porestørrelse 0,1-0,2 mm som tilsvarer kornstørrelsen til fin sand, samtidig assosieres miljøgifter i første omgang til leir- og siltpartikler. Siltgardin med porestørrelse 0,045 mm, som i hvert fall fanger opp siltpartiklene finnes på markedet, men gir tilsvarende trekk i gardinen, som derfor må forankres stødigere og hyppigere til sjøbunnen enn en standard siltgardin.

Tekniske utfordringer med bruk av siltgardin er blant annet tidevannsstrømmer med skiftende strømmetning. Slike forhold stiller krav på en siltgardin som inneslutter hele anleggsområdet og forhindrer spredning i alle retninger. I tillegg gir havneområder som Herøya utfordringer for bruk av siltgardin fordi skipstrafikk må opprettholdes under arbeidene.

Forankring av siltgarden til sjøbunnen fører altså i seg selv til sedimentoppvirvling, samtidig som siltgarden er et tiltak for å stoppe spredning av oppvirvlet sediment. Det betyr at bruk av siltgardin for å begrense partikkelspredning i vannsøylen er mest relevant i prosjekter som virvler opp store sedimentvolumer, og/eller som løper over lang tid.

En **boblegardin** skapes av små luftbobler som strømmer opp fra en slange som er lagt ut på sjøbunnen i tilknytning til anleggsområdet. Mengden og hastigheten på luftboblene avgjør boblegardinens effekt, men generelt er boblegarden mest effektiv for de minste partiklene (leir og fin silt), mens større partikler avsettes på innsiden av boblegarden (Statens Vegvesen 2013).

Hensikten med en boblegardin er å få partiklene opp i overflaten. En boblegardin må derfor kombineres med for eksempel en siltgardin, som hindrer spredning av partikler langs sjøoverflaten. Forskjellen er at siltgarden da ikke må nå helt ned til sjøbunnen og forankres. Med et optimalisert system som sørger for at finstoffet forblir inntengt i boblegarden helt opp til overflaten vil en siltgardin som når et par meter ned i vannsøylen være tilstrekkelig.

Tilsvarende som for bruk av siltgardin bør boblegardinen legges i en sirkel på sjøbunnen rundt anleggsområdet for å gi best effekt. En teknisk fordel med boblegardin er at den ikke gir de samme utfordringer med skipstrafikk i anleggsperioden.

Krav om avbøtende tiltak følger vanligvis av tillatelse til tiltak. Mest vanlig krav i forbindelse med anleggsarbeid på sjøbunnen er kontinuerlige turbiditetsmålinger i vannsøylen i direkte tilknytning til aktuelt anleggsområde, og i upåvirkede referanseområder. Turbiditetsmålinger gir informasjon om uakseptabelt forhøyede partikkelkonsentrasjoner i vannsøylen og praksis er at arbeidet stoppes til nivåene er akseptable (NIVA 2020).

2.5 Sammendrag anleggsfase

Det er beregnet forventet sedimentoppvirvling fra etablering av en ny utslippsledning fra Vianode til Frierfjorden iht. inngangsdata presentert i **Tabell 2**. Lengde på ny utslippsledning varierer fra 8 til 870 meter i de forskjellige scenarier som er vurdert (**Tabell 1**), og oppvirvlet mengde sediment øker naturlig nok med økende rørlengde. Forventet mengde oppvirvlet sediment øker fra 27-107 kg TS for utslippsdyp -5m, til 2,9-11,6 tonn TS for utslippsdyp -50m.

Basert på målt mediankonsentrasjon i overflatesedimenter av Frierfjorden er det gjort eksempelberegninger for tre miljøgifter som kjennetegner forurensningssituasjonen i Frierfjorden, hhv. heksaklorbenzen (HCB) og de to dioksinforbindelsene 1,2,3,4,6,7,8,9-oktaklorodibenzofuran (OCDF) og 2,3,7,8-tetraklorodibenzodioxin (TCDD). Beregningene viser forventet oppvirvling av opptil 8,1 gram HCB, opptil 166 milligram OCDF, og opptil 0,82 gram TCDD (**Tabell 5**). Biotilgjengelig (vannløselig) fraksjon er derimot begrenset til opptil 0,9 milligram HCB, 0,03 mikrogram OCDF, og 0,01 mikrogram TCDD (**Tabell 7**).

Gitt utslippsdyp -50m og høyest forventet sedimentoppvirvling per lodd tilsvarer beregnet sedimentoppvirvling fra etablering av ny utslippsledning fra Vianode til Frierfjorden 0,15% av årlig oppvirvling fra skipstrafikk i området, og oppvirvling fra ca. ½ døgn med skipstrafikk ved Herøya industripark.

Beregningene viser at mest effektivt, avbøtende tiltak mot sedimentoppvirvling i anleggsfasen vil være forsiktig nedsenking av rørledning og lodd. For utslippsdyp -50m ville det innebære en forskjell på ca. 8,7 tonn oppvirvlet sediment, tilsvarende 75% reduksjon sammenlignet med at betongloddene mer eller mindre ukontrollert sleppes ned på sjøbunnen.

Bruk av mekaniske tiltak (siltgardin og boblegardin) kan være relevante tiltak for en rørledning som ender noen titalls meter fra kai (utslippsdyp opptil ca. -20m), hvis det er teknisk og sikkerhetsmessig mulig med hensyn til strømmer og skipstrafikk i området. For rørlegging på større vanddyp enn 20-30 meter fremstår derimot ikke bruk av mekaniske, spredningshindrende tiltak som hensiktsmessig fordi oppvirvlet sediment til størst del forventes avsatt svært lokalt og på tilsvarende vanddyp.

Etablering av ny rørledning vil trolig gi krav på kontinuerlige turbiditetsmålinger i vannsøylen, både i tilknytning til aktuelt anleggsområde og på minst en upåvirket referansestasjon. Turbiditetsmålinger gir informasjon om uakseptabelt forhøyede partikkelkonsentrasjoner i vannsøylen og praksis er at arbeidet stoppes til nivåene er akseptable.

3 Driftsfase - modellering av kjølevann

3.1 Introduksjon til gjennomførte modelleringer

Kjølevannsutslippet fra Vianode er modellert med Visual Plumes (VP). VP er en Windows-basert modelleringsplattform utviklet av USEPA for beregning av innblandingssoner. VP har flere ulike bruksområder men er i dette prosjektet brukt til å tallfeste utbredelse av innblandingssone, innlagringsdyp for utslippsplumen, og fortynningsfaktor for utslippsplumen i utkant av innblandingssonen (primærfortynning). For ytterligere informasjon om modellverktøyet VP vises til EPAs nettsider³.

Kjølevann vil slippes ut fra Vianode 24/7 gjennom hele året. Til modellering av utslippet er det brukt en kontinuerlig vannstrøm 3000 m³/h med ΔT 30°C, sammenlignet med inntaksvannet. I modelleringene har vi sett på både et sjøvannsbasert utslipp med inntaksvann fra Frierfjorden, og et ferskvannsbasert utslipp med opphav i Norsjø. For et sjøvannsbasert kjølevannssystem er det i tillegg modellert hhv. et 25% og 50% økt kjølebehov med uforandret ΔT 30°C, det vil si at vannraten er økt med hhv. 25% og 50%. For et sjøvannsbasert kjølevannssystem er det også sett på hvilken effekt redusert diameter av utslippsrøret vil ha på innblanding av utslippet.

Over korte avstander, hvor det fortsatt er tetthetsforskjeller mellom utslippsplumen og resipientvannet, er overtemperatur i resipienten en direkte funksjon av utslippsplumens fortynning. Forventet vanntemperatur T i resipienten etter primærfortynning av utslippsplumen beregnes etter formelen:

$$T = \frac{(Tu + (f * Tr))}{(1 + f)}$$

hvor:

Tu = utslippstemperatur

f = modellert primærfortynning

Tr = resipienttemperatur ved plumens modellerte innlagringsdyp

Tabell 8 viser nøkkeldata for modellert kjølevannsutslipp. **Tabell 9-Tabell 10** viser modellerte temperatur- og salinitetsdata for hhv. et sjøvannsbasert og ferskvannsbasert kjølevannsutslipp.

Målestasjon BC-1 ligger sentralt i Frierfjorden ca. 1,3 km fra inntakspunktet til Vianode Herøya (gitt et sjøvannsbasert utslipp), og ca. 1,6 km fra tenkt utslippspunkt i Frierfjorden (**Figur 1**). Til modellering er det brukt månedlige gjennomsnitt fra perioden 2015-2019 (**Figur 4**)⁴.

Tabell 8. Nøkkeldata for modellert kjølevannsutslipp fra Vianode Herøya.

Inntaksvann	Sjøvann: Frierfjorden (-20 meter) Ferskvann: Norsjø (dypvann)
Diameter utslippsrør	Eksisterende: 75 cm (indre mål) Alternativ: 50 cm (indre mål)
Vannrate	Forventet kjølebehov: 833 liter/sekund (3000 m ³ /time) 25% økt kjølebehov: 1042 liter/sekund (3750 m ³ /time) 50% økt kjølebehov: 1250 liter/sekund (4500 m ³ /time)
Saltholdighet utslippsvann	Identisk med inntaksvannet
ΔT utslippsvann	30°C (hele året, alle vannrater)

³ <https://www.epa.gov/ceam/visual-plumes>

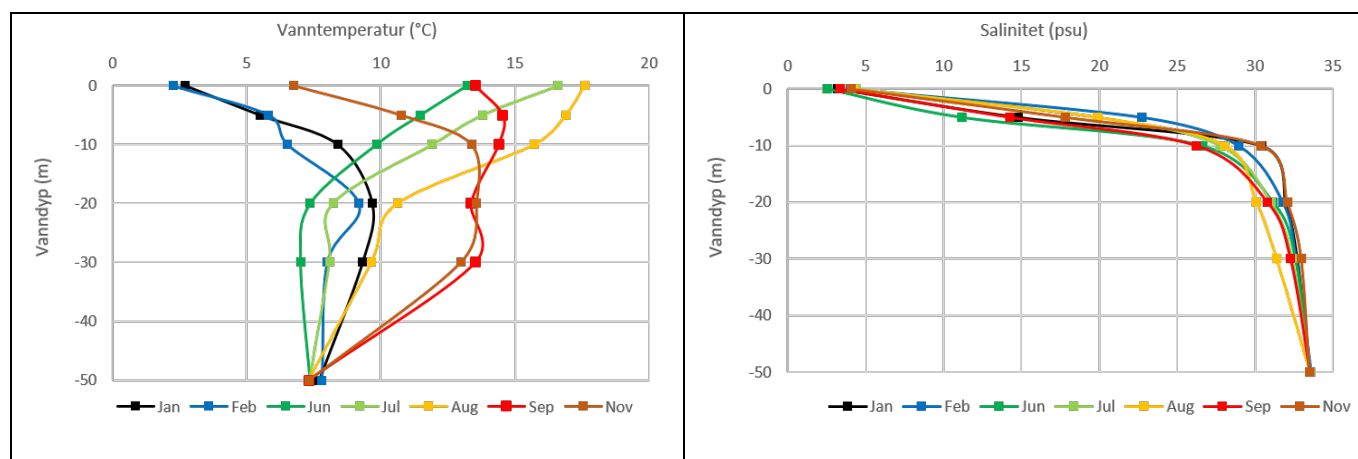
⁴ <https://vanmiljofaktaark.miljodirektoratet.no/Home/Details/38293>

Tabell 9. Modellerte inngangsdata gitt et sjøvannsbasert kjølevannsutslipp fra Vianode Herøya (dypvann fra Norsjø).

Måned	Inntaksvann		Utslippsvann	
	Temperatur (°C)	Salinitet (psu)	Temperatur (°C)	Salinitet (psu)
Januar	9,68	32,00	39,68	32,00
Februar	9,17	31,78	39,17	31,78
Juni	7,37	31,18	37,37	31,18
Juli	8,22	31,03	38,22	31,03
August	10,64	30,09	40,64	30,09
September	13,37	30,80	43,37	30,80
November	13,58	32,07	43,58	32,07

Tabell 10. Modellerte inngangsdata gitt et ferskvannsbasert kjølevannsutslipp fra Vianode Herøya (dypvann fra Norsjø).

Måned	Inntaksvann		Utslippsvann	
	Temperatur (°C)	Temperatur (°C)	Salinitet (psu)	Salinitet (psu)
Januar	4,00	34,00	0	0
Februar	4,00	34,00	0	0
Juni	10,00	40,00	0	0
Juli	10,00	40,00	0	0
August	10,00	40,00	0	0
September	10,00	40,00	0	0
November	4,00	34,00	0	0



Figur 4 Hydrografiske profiler brukt til fortynningsmodellering av et kjølevannsutslipp fra Vianode Herøya. Profilene er hentet fra målestasjon BC-1 i Frierfjorden og representerer månedlige gjennomsnitt for perioden 2015-2019.

3.2 Effekt av utslippsdyp og sesong

Et sjøvannsbasert kjølevannsutslipp er modellert med 9 alternative utslippsdyp 2-50 meter for utslipp gjennom hele året. Resultater uttrykt som forventet overtemperatur i resipienten etter primærfortynning er vist i **Tabell 11** for utslipp hhv. i sommersesong (juli) og vintersesong (januar).

Utslipp av sjøvannsbasert kjølevann i Frierfjordens brakkvannslag (utslippsdyp 2 meter) gir en synkende utslippsplume, med forventet innlagringsdyp 3,5-5,5 meter. For utslippsdyp ≥ 5 meter øker utslippsplumens oppdrift og fortynning i vannsøylen med økende utslippsdyp. For utslippsdyp ≥ 15 meter er forventet overtemperatur etter primærfortynning < 3 grader. For et sjøvannsbasert kjølevannsutslipp varierer horisontal utbredelse av innblandingssonen for primærfortynning mellom ca. 5-11 meter avhengig av sesong og utslippsdyp.

Det vises til **Vedlegg A** for en grafisk fremstilling av alle modelleringsresultater.

Tabell 11. Forventet overtemperatur (OT) etter primærfortynning av et sjøvannsbasert kjølevannsutslipp fra Vianode Herøya som funksjon av sesong og utslippsdyp.

Utslippsdyp	Sesong	Forventet OT etter primærfortynning (°C)
-2m	Sommer	2,7
-5m		4,1
-10m		4,3
-15m		2,7
-20m		2,1
-25m		1,9
-30m		1,7
-40m		1,5
-50m		1,3
-2m	Vinter	4,1
-5m		4,2
-10m		3,5
-15m		2,2
-20m		1,6
-25m		1,6
-30m		1,5
-40m		1,3
-50m		1,2

3.3 Effekt av redusert utslippsdiameter

Eksisterende rørledning i Frierfjorden har diameter 75 cm (indre mål) og dette er brukt som referanseverdi i alle modelleringer («base case»). Til sammenligning er det også simulert hvilken effekt en 1/3 redusert utslippsdiameter (50 cm) har på plumens innblanding og fortynning.

Med 1/3 redusert utslippsdiameter og uforandret vannrate (833 l/s) øker utslippshastigheten fra 1,89 m/s til 4,25 m/s, tilsvarende ca. 125%. Dette gir store utslag i plumens primærfortynning, og derfor også i forventet overtemperatur. For eksempel reduseres overtemperatur etter primærfortynning fra 4,1 grader med utslippsdiameter 75 cm, til 1,5 grader med utslippsdiameter 50 cm, gitt et utslipp fra 5 meters dyp. **Tabell 12** viser også at forventet overtemperatur etter primærfortynning er 1,5 grader eller lavere for alle simulerte utslippsdyp, gitt et utslipp med 1/3 redusert utslippsdiameter.

Økt utslippshastighet gir en noe større horisontal utbredelse av innblandingssone for primærfortynning. For eksempel øker utbredelsen fra 16,5 meter med utslippsdiameter 75 cm, til 22 meter med utslippsdiameter 50 cm, gitt et utslipp fra 20 meters dyp.

Det vises til **Vedlegg A** for en grafisk fremstilling av alle modelleringsresultater.

Tabell 12. Forventet overtemperatur (OT) etter primærfortynning av et sjøvannsbasert kjølevannsutslipp fra Vianode Herøya som funksjon av utslippsdiameter.

Utslippsdyp	Forventet OT etter primærfortynning (°C)	
	Utslippsdiameter 75 cm	Utslippsdiameter 50 cm
-5m	4,1	1,5
-10m	4,3	1,5
-15m	2,7	1,2
-20m	2,1	1,2
-25m	1,9	1,1
-30m	1,7	1,0
-40m	1,5	0,9
-50m	1,3	0,8

3.4 Effekt av økt utslippsrate

Forventet kjølebehov på anlegget gir en vannstrøm på 3000 m³/h (ca. 833 l/s) med ΔT 30°C. Til sammenligning er det også modellert innblanding av kjølevann gitt et økt kjølebehov på anlegget. ΔT i utslippet er her fortsatt 30°C, men modellert vannrate er økt med hhv. 25% til 3750 m³/h (ca. 1042 l/s), og 50% til 4500 m³/h (1250 l/s). Vi har modellert utslipp fra tre forskjellige vanddy, hhv. -2m, -20m og -40m, og utslipp i hhv. sommer- og vintersesong.

Tabell 13 viser at en opptil 50% økt vannrate (4500 m³/h) gir tilsvarende eller noe lavere forventet overtemperatur etter primærfortynning for alle modellerte utslippsdyp, sammenlignet med forventet vannrate (3000 m³/h). Dette forklares med en høyere utslippshastighet, tilsvarende det som ble diskutert i kapittel 3.3. Med 50% økt utslippsrate utvides innblandingssonen med ca. 33% til 34 meter, gitt et utslipp fra 50 meters dyp.

Det vises til **Vedlegg A** for en grafisk fremstilling av alle modelleringsresultater.

Tabell 13. Forventet overtemperatur (OT) etter primærfortynning av et sjøvannsbasert kjølevannsutslipp fra Vianode Herøya som funksjon av utslippsrate.

Utslippsdyp	Sesong	Forventet OT etter primærfortynning (°C)		
		Forventet kjølebehov	25% økt kjølebehov	50% økt kjølebehov
-2m	Sommer	2,7	2,5	2,3
-20m		1,4	1,4	1,3
-40m		1,3	1,2	1,2
-2m	Vinter	4,1	3,6	3,5
-20m		2,6	2,1	2,1
-40m		1,7	1,7	1,6

3.5 Effekt av et ferskvannsbasert kjølevannsutslipp

Vianode ønsker å la endelig valg av kjølemedium stå åpent. Til sammenligning med et sjøvannsbasert kjølevannssystem er det derfor også modellert utslipp av ferskvann med opphav i Norsjø.

Modellert utslippstemperatur er satt til 40°C for et utslipp i sommersesong (forventet inntakstemperatur 10°C), og 34°C for et utslipp i vintersesong (forventet inntakstemperatur 4°C).

Tabell 14 sammenligner forventet overtemperatur i resipienten etter primærfortynning for utslipp av hhv. sjøvann (samme tall som presentert i **Tabell 11**) og ferskvann. For utslipp fra >2 meters dyp har et ferskvannsbasert kjølevannsutslipp, på grunn av dets lavere egenvekt, mer oppdrift i vannsøylen, og derfor bedre fortynning og lavere forventet overtemperatur etter primærfortynning.

Det vises til **Vedlegg A** for en grafisk fremstilling av alle modelleringsresultater.

Tabell 14. Forventet overtemperatur (OT) etter primærfortynning av et kjølevannsutslipp fra Vianode Herøya som funksjon av inntaksvannets opphav (sjøvann vs. ferskvann).

Utslippsdyp	Sesong	Forventet OT etter primærfortynning (°C)	
		Sjøvann	Ferskvann
-2m	Sommer	2,7	5,5
-5m		4,1	3,5
-10m		4,3	2,9
-15m		2,7	2,0
-20m		2,1	1,6
-25m		1,9	1,3
-30m		1,7	1,1
-40m		1,5	0,9
-50m		1,3	0,8
-2m	Vinter	4,1	5,5
-5m		4,2	3,8
-10m		3,5	3,2
-15m		2,2	2,2
-20m		1,6	1,5
-25m		1,6	1,2
-30m		1,5	0,9
-40m		1,3	0,6
-50m		1,2	0,5

3.6 Effekt av mekanisk påvirkning og overtemperatur

Utslippet vil resultere i økt turbulens innenfor primærfortynningssonen, dvs. vannvolumet hvor utslippsskyen fortsatt har oppdrift og egenhastighet. Modelleringene viser at denne er begrenset til maks 34 meter fra utslippet, gitt et utslipp fra -50m med plumen rettet 45° opp mot sjøoverflaten, og 50% økt utslippsrate. Uavhengig av utslippsdyp bør et kjølevannsutslipp på størrelse med det som Vianode søker om (opptil 1,25 m³/s) arrangeres slik at utslippsplumen ikke gir en mekanisk påvirkning på sjøbunnen. Hvis plumen fortynnes parallelt med sjøbunnen vil det føre til kontinuerlig oppvirvling av sediment, med økt turbiditet i vannsøylen, og remobilisering av miljøgifter som ligger begravd i sedimentene. Utslippsrøret bør derfor rettes opp mot sjøoverflaten i vinkel 30-45° sett fra sjøbunnen.

NIVA har utført langtidsforsøk med marine bunnsamfunn eksponert for en kontinuerlig overtemperatur på 3°C i mer enn et år. Det samlede inntrykk var at selv om det var klare påvirkninger

på enkeltarters og enkeltindividers biologi, var virkningene ikke entydig negative eller positive, slik at total samfunnsstruktur på både hard- og bløtbunn i liten grad ble påvirket (NIVA 1992).

Dette er i tråd med langtidsstudier fra svenske kjernekraftverk som går tilbake til 1970-tallet. Studiene viser at endringer i dyre- og plantelivet er begrenset til områder med en permanent overtemperatur på minst 3°C (Elforsk 2009). Effekten er størst på makroalger, i vannområder med signifikant overtemperatur øker bestanden av forskjellige grønn- og rødalger på bekostning av tang og tare (brunalger). Brunalgen *Sargassum* sp., en varmtvannsart som har etablert tette bestander utenfor Ringhals kjernekraftverk sør for Gøteborg, utgjør her et unntak. Lokalt har det i vannområder med signifikant forhøyet vanntemperatur vært tilfeller med kraftig algeoppblomstring av fremst kiselalger, som typisk starter noe tidligere på sesongen enn normalt (Elforsk 2009).

Letaltemperatur for kaldevannssarter som torsk og sild ligger så lavt som 20-22°C, og mens juvenil og voksen fisk klarer å unngå suboptimale vanntemperaturer er dette ikke mulig for fiskens egg og larver, som dessuten har vist seg svært sensitive for mekanisk stress.

Krepsdyr inkludert raudåte er betydelig mer robuste, letaltemperaturer 32-38°C er beskrevet for flere av de vanligst forekommende artene langs Norskekysten (Heinle 1969, Karås 1992). I motsetning til fiskeegg og larver er krepsdyr vist å være robuste mot mekanisk stress (Elforsk 2009).

Mikroalger inntar en posisjon mellom fisk og dyreplankton, med temperaturoptimum for tempererte arter typisk 20-25°C (Li 1980), og letaltemperaturer 24,1-35,5°C (Claquin m.fl. 2008).

3.7 Sammendrag driftsfase

I denne studien har vi sett på forskjellige parametere som spiller inn for hvordan oppvarmet kjølevann vil spres og fortynnes i Frierfjorden; utslippsdyp, sesong, utslippsdiameter, vannrate og opphav (hhv. sjøvanns- og ferskvannsbaserte kjølevannssystemer). For alle modellerte scenarier er det brukt en fast, initial ΔT i utslippsplumen på 30°C.

Fokus i denne studien har vært på utslippsplumens primærfortynning, dvs. fortynning som kobles til utslippshastighet og tetthetsforskjeller mellom utslippsplumen og resipientvannet. Vi har ikke sett på plumens videre fortynning i resipienten etter innlagring (sekundærfortynning), noe som stiller krav på 3D modellering med en hydrodynamisk modell.

Gjennomførte modelleringer gir en forventet, konstant overtemperatur etter primærfortynning $\leq 4,3^\circ\text{C}$ på avstand ≤ 34 meter fra utslippet. Litteraturen beskriver endringer i artssammensetningen på sjøbunnen ved en permanent overtemperatur på minst 3°C. Tang og tare fremstår som mest sensitive, innenfor aktuelt utslippsområde er det derimot ingen registreringer av tareskog eller andre marine naturtyper inkludert ålegrasenger og skjellsand (Naturbase). Som nevnt i innledningen av kapitlet anbefales å arrangere utslippet fra Vianode slik at utslippsskyen ikke påvirker sjøbunnen.

Utslippstemperatur 34-43,6°C (**Tabell 9-Tabell 10**) er over definert letaltemperatur for mange vannsøyleorganismer. Fiskeegg og larver fremstår som mest sensitiv ressurs i vannsøylen fordi de kombinerer lav temperaturtoleranse med svært begrenset mobilitet. Det er ikke registrert viktige gytefelt for fisk inne i Frierfjorden (Naturbase). Gyteprodukter vil strømme inn i fjorden via Brevikundet, på bestandsnivå vil imidlertid tap som skyldes overtemperert vann og økt turbiditet i utslippets innblandingssone uansett være svært små.

Som konklusjon, gitt at utslippet utformes slik at utslippsskyen spres oppover i vannsøylen og dermed ikke påvirker sjøbunnen, forventes biologiske effekter fra overtemperert vann og mekanisk belastning av selve utslippsskyen å være begrenset til små tap av i første rekke fiskeegg og larver

innenfor plumens primærfortynningssone. Modelleringer viser, at primærfortynningssonen strekker seg opptil 34m fra utslippet.

Tabell 15 viser et sammendrag av viktige funn fra gjennomførte modelleringer. Det vises til **Vedlegg A** for en grafisk fremstilling av alle modelleringsresultater.

Tabell 15. Sammendrag av modellerte scenarier av et kjølevannsutslipp fra Vianode Herøya.

Modellparameter	Konklusjon
Utslippsdyp	Fortynningen øker, og forventet overtemperatur etter primærfortynning minker med økende utslippsdyp.
Sesong	Lavest fortynning og høyest overtemperatur etter primærfortynning forventes i perioden august-november, når inntaksvannet fra Frierfjorden er som varmest.
Utslippsdiameter	Redusert utslippsdiameter fra 75 cm til 50 cm gir 125% økt utslippshastighet og derfor bedre fortynning og signifikant redusert overtemperatur etter primærfortynning.
Økt kjølebehov	Økt utslippsrate med opptil 50% med uforandret utslippstemperatur har ingen effekt på forventet overtemperatur i resipienten etter primærfortynning. 50% økt utslippsrate gir opptil 1/3 større utbredelse av innblandingssonen for primærfortynning, sammenlignet med forventet utslippsrate. Innblandingssonen forventes fortsatt begrenset til ≤ 34 meter fra utslippspunktet.
Inntaksvannets opphav	Et ferskvannsbasert kjølevannsutslipp har mer oppdrift og derfor bedre fortynning og lavere forventet overtemperatur etter primærfortynning, sammenlignet med et sjøvannsbasert kjølevannsutslipp.

4 Konklusjoner

Anleggsfase: Beregninger viser begrenset sedimentoppvirvling fra etablering av ny utslippsledning i Frierfjorden sammenlignet med oppvirvling fra skipstrafikk i området. Oppvirvlet sediment forventes avsatt svært lokalt, og beregninger viser at biotilgjengelig fraksjon av miljøgifter i sedimentene er svært lav. Sedimentoppvirvling øker med økende utslippsdyp/rørlengde, og minst miljøbelastning i anleggsfasen vil derfor komme fra et utslipp tett opp mot kai på Herøya.

Driftsfase: Modellering av et kjølevannsutslipp fra Vianode til Frierfjorden viser bedre innblanding, og dermed lavere overtemperatur i resipienten med økende utslippsdyp. Et ferskvannsbasert system gir bedre innblanding, og dermed lavere overtemperatur overfor et sjøvannsbasert system. Bedre innblanding og lavere overtemperatur oppnås også med økt utslippshastighet, enten ved å redusere diameteren på utslippsrøret, eller ved å øke vannraten.

Et utslipp med plumen rettet oppover mot sjøoverflaten vil begrense miljøbelastningen i driftsfasen. Biologiske effekter i driftsfasen forventes da å være begrenset til små tap av i første rekke fiskeegg og larver innenfor plumens primærfortynningssone. Modelleringer viser, at primærfortynningssonen strekker seg opptil 34m fra utslippet.

5 Referanser

- Claquin P, Probert I, Lefebvre S, Veron B (2008). Effects of temperature on photosynthetic parameters and TEP production in eight species of marine microalgae. *Aquatic microbial ecology* 51: 1-11 (DOI: <https://doi.org/10.3354/ame01187>).
- DHI (2019). Assessment of the ecological status in the Grenlandsfjord-system. Baseline based on hydrodynamic and biogeochemical modelling of the Grenlandsfjordene. Erichsen AC, DHI Report 6/5-2019.
- DNV (2008). Statens Forurensningstilsyn. Mudringsmetoder for forurenset sjøbunn. Rapport Nr. 2008-0476, Revisjon Nr. 01.
(<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2425/ta2425.pdf>).
- Elforsk (2009). Miljøeffekter av stora kylvattenutsläpp. Erfarenheter från de svenska kärnkraftverken. Elforsk rapport nr. 09:79.
- EU (2011). Dioxin and Dioxin-Like PCBs. EQS dossier 2011 (<https://circabc.europa.eu/sd/a/f0d90906-c361-4af1-82b1-d2e52f826c14/Dioxins%20%26%20PCB-DL%20EQS%20dossier%202011.pdf>).
- Heinle DR (1969). Temperature and zooplankton. *Chesapeake Science* 10: 186-209.
- Karås P (1992). Zooplankton entrainment at Swedish nuclear power plants. *Marine Pollution Bulletin* 24(1): 27-32.
- Karickhoff SW, Brown DS, Scott TA. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Water Res* 1979; 13: 241-8 (<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/004313547990201X>).
- Li WKW (1980). Temperature adaptation in phytoplankton: Cellular and photosynthetic characteristics. Primary production in the sea, pp. 259-79 (DOI:10.1007/978-1-4684-3890-1_15).
- Multiconsult (2016). Gjennomseiling Torsbergrenna. Miljøundersøkelse av sjøbunnsediment. Multiconsult Rapport 814587-RIGm-RAP-00. Tromsø: Multiconsult.
- NIVA (1975). Strøm- og sjiktningsmålinger i Frierfjorden. Rapport nr. 2: Måleresultater maj-juni 1975. Sammenfattende vurderinger 23.oktober 1975. NIVA Rapport O-112/74
(https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/201362/0720_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- NIVA (1991). Undersøkelse av eutrofiering i Grenlandsfjordene. Delrapport 3; Vannutskiftning i fjordene. Molvær J & Stigebrandt A, Overvåkningsrapport nr. 450/91
(<https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/206411>).
- NIVA (1992). Kombinerte effekter av kjølevann og oppdrett på marine bunnsamfunn. Et økosystemeksperiment. NIVA Rapport 2742 (<https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/206852>).
- NIVA (2010). Risikovurdering av propelloppvirvling av sedimenter ved Rafnes industriområde. NIVA-rapport 5924-2010 (https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/214852/5924-2012_200dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y).
- NIVA (2012). Revidert risikovurdering av propelloppvirvling av sedimenter ved Herøya industripark. NIVA-rapport 6280-2012 (https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/215749/6280-2012_72dpi.pdf?sequence=1&isAllowed=y).

NIVA (2016). Tiltaksrettet overvåking av Grenlandsfjordene i henhold til vannforskriften. Overvåking for konsortium av 11 bedrifter i Grenland. NIVA Rapport 7049-2016 (<https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2407419>).

NIVA (2020). Områdereguleringens innvirkning på forurensningssituasjonen i Frierfjorden. Notat 11.mars 2020, journalnr. 0102/20.

Statens Vegvesen (2013). Siltgardiner. Funksjon, tilpassing og oppfølging. Statens Vegvesens Rapporter Nr. 2015. (<https://vegvesen.brage.unit.no/vegvesen-xmlui/handle/11250/2657473>).

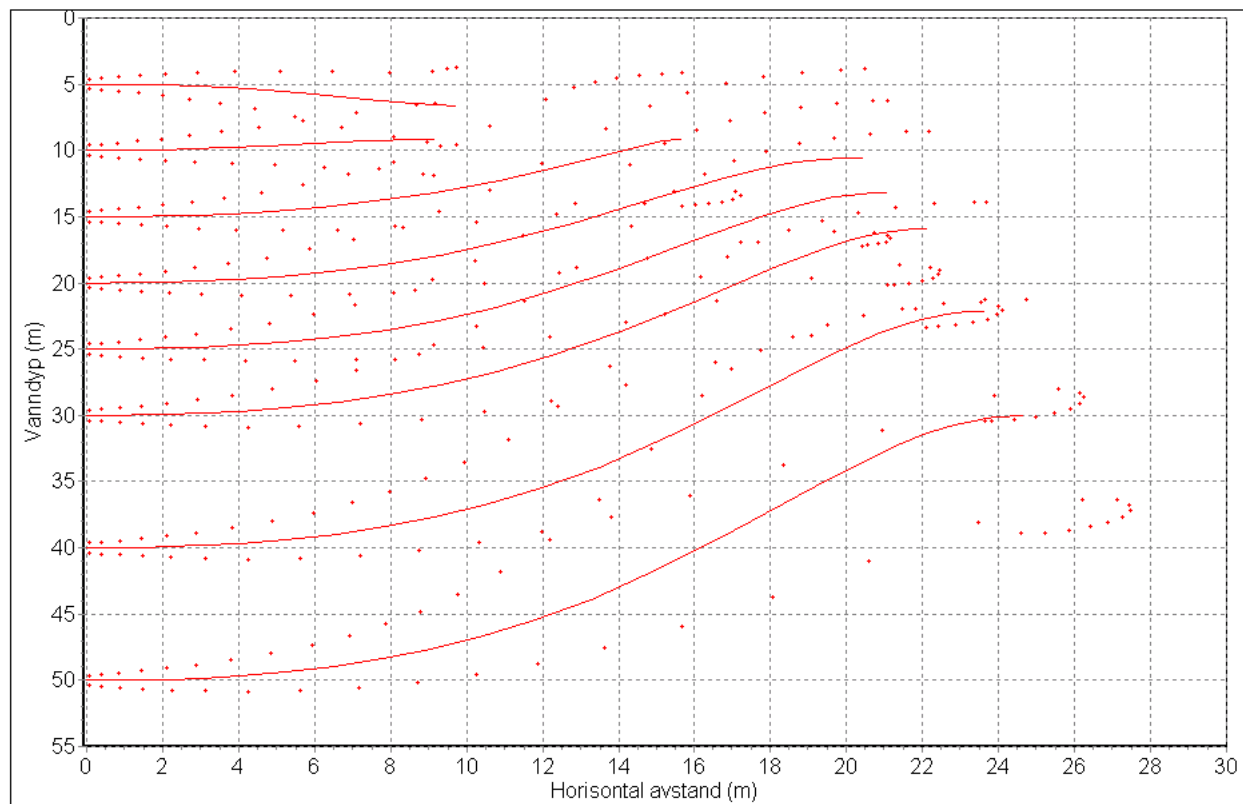
Vedlegg A - Modelleringsresultater

Kjølemedium: Sjøvann (Frierfjorden -20m)

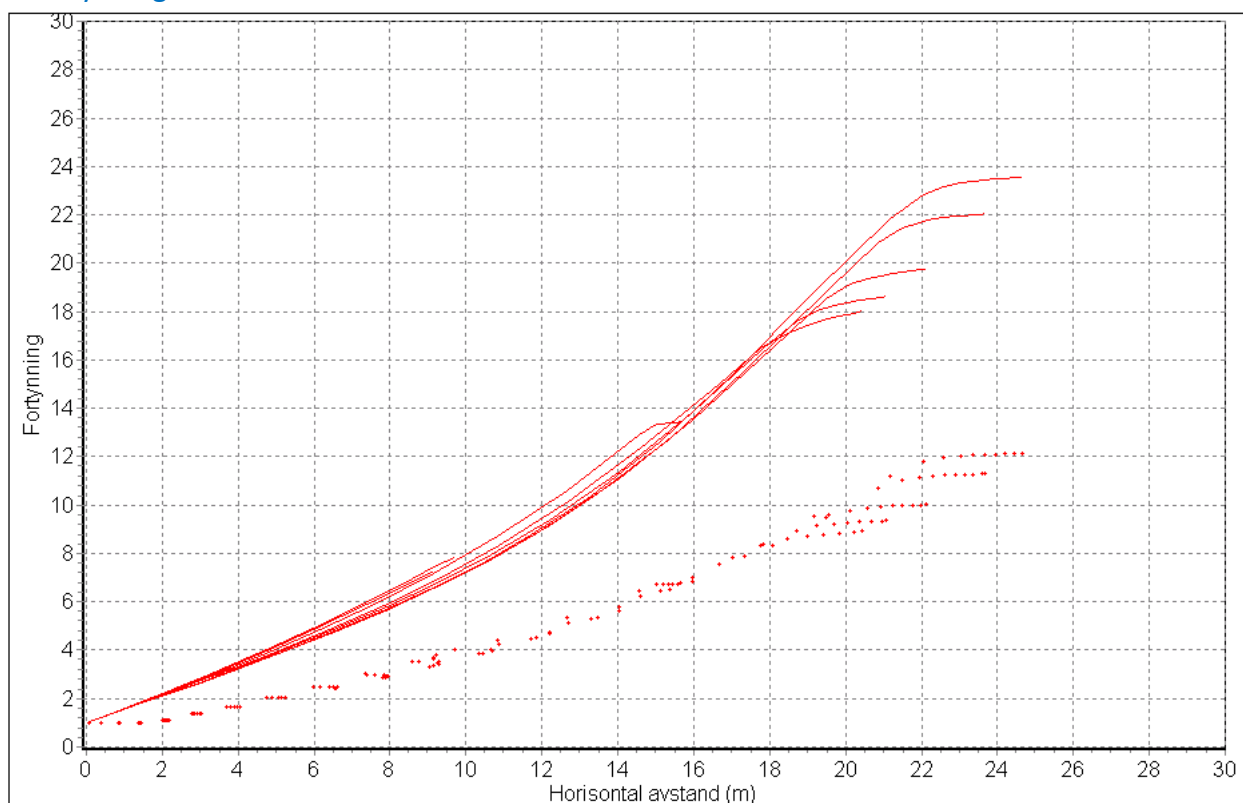
Sesong: Vinter (januar)

Kjølebehov: Base case

Spredning



Fortynning

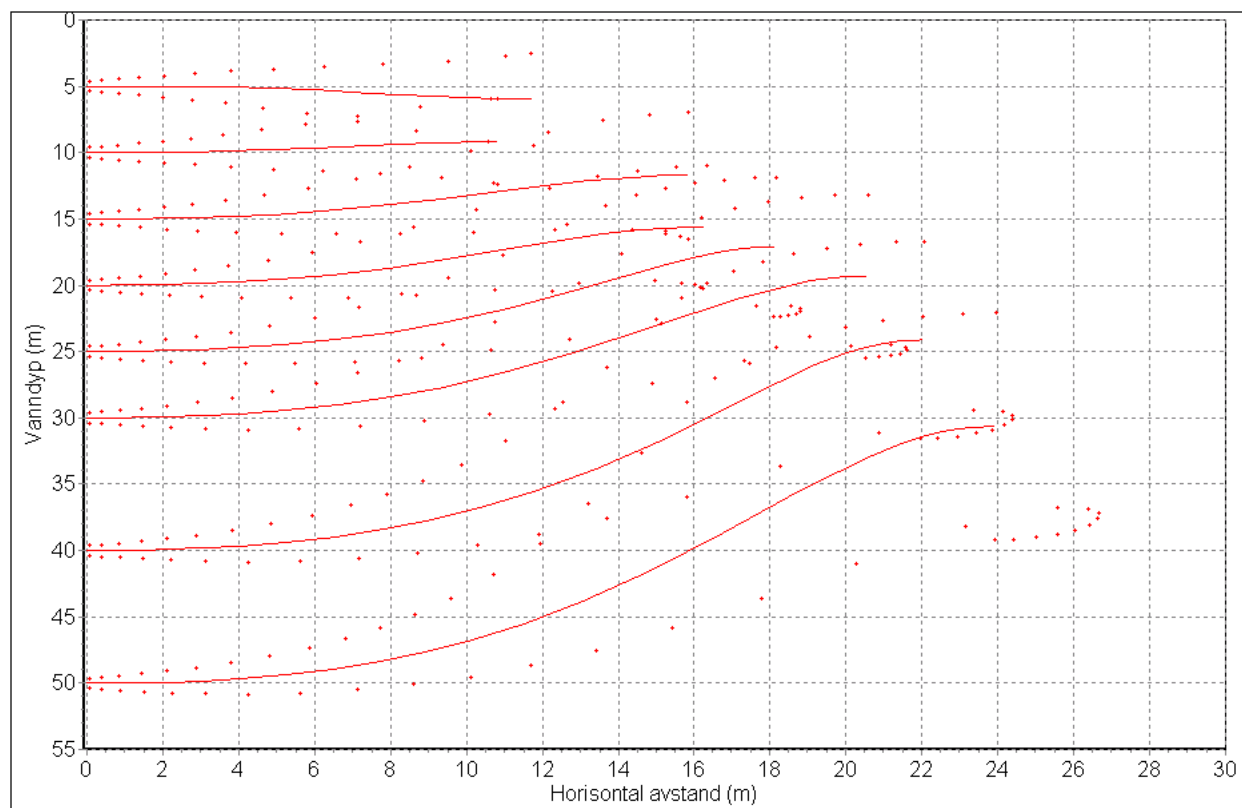


Kjølemedium: Sjøvann (Frierfjorden -20m)

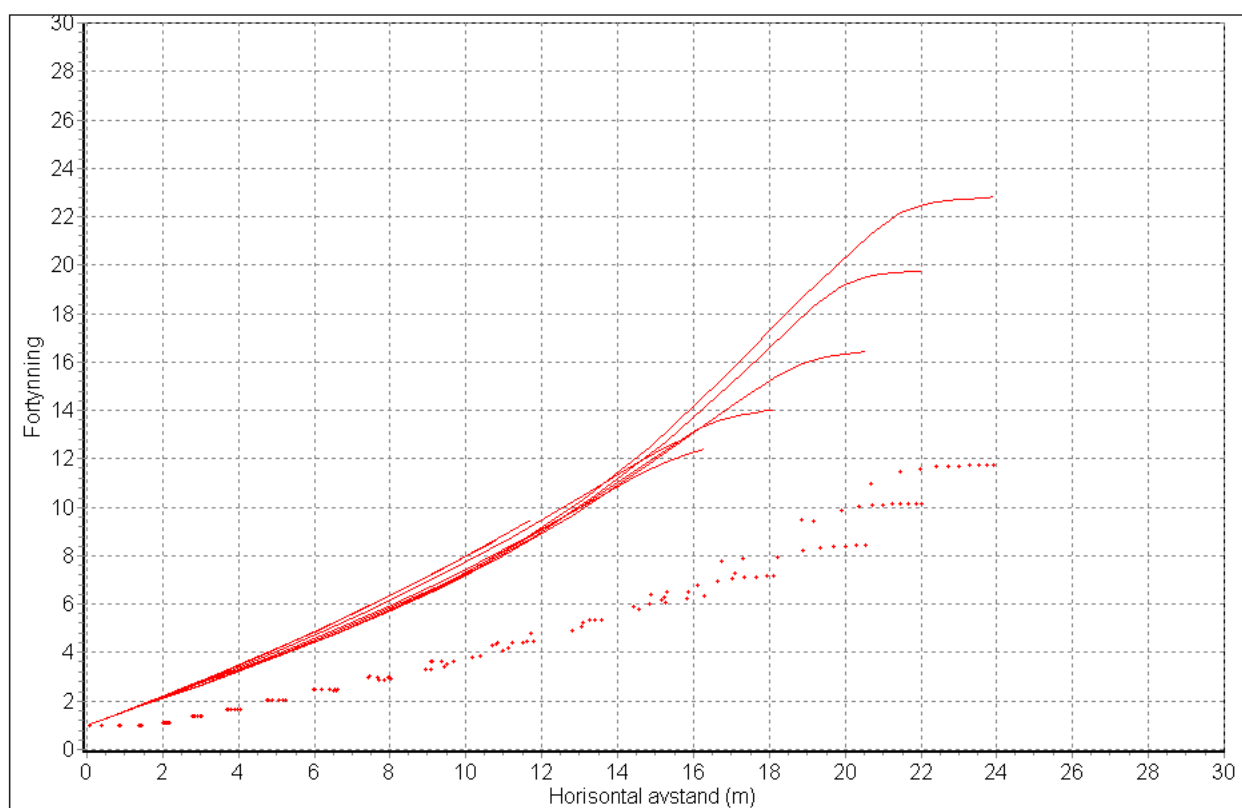
Sesong: Sommer (juli)

Kjølebehov: Base case

Spredning

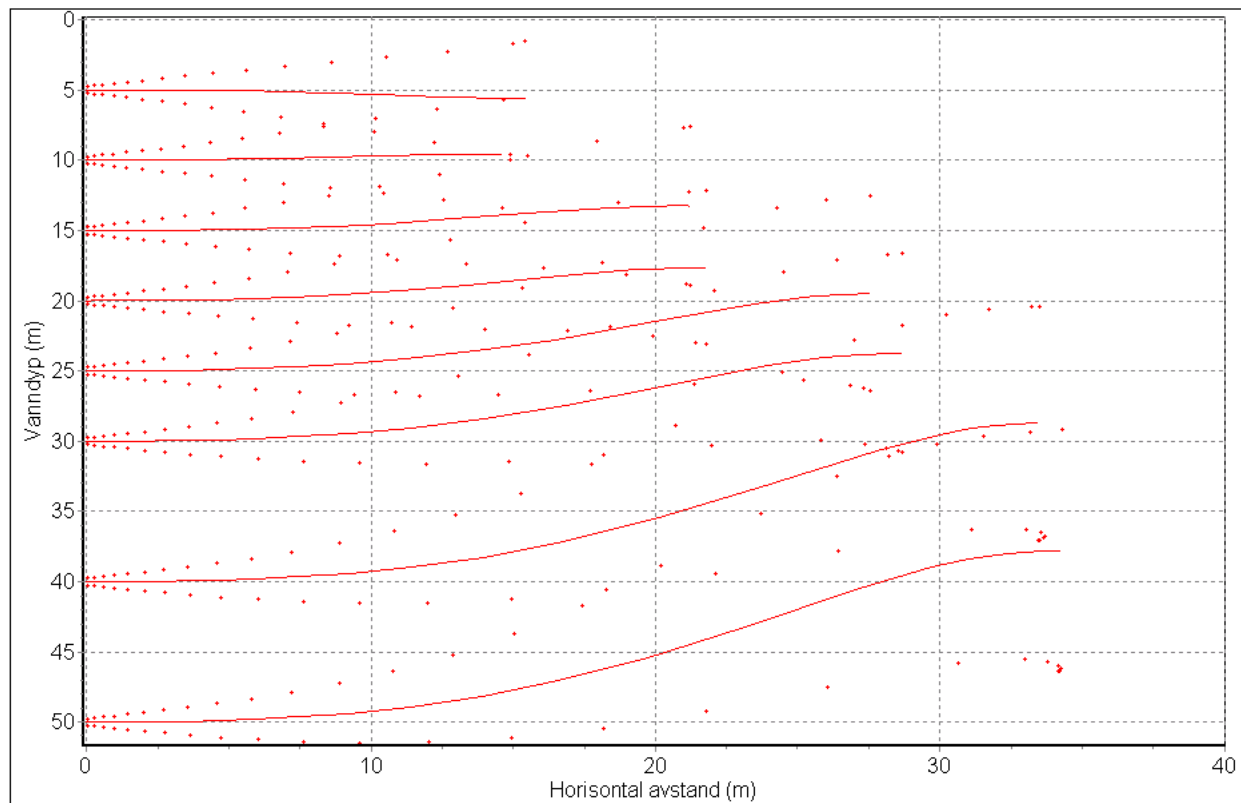


Fortynning

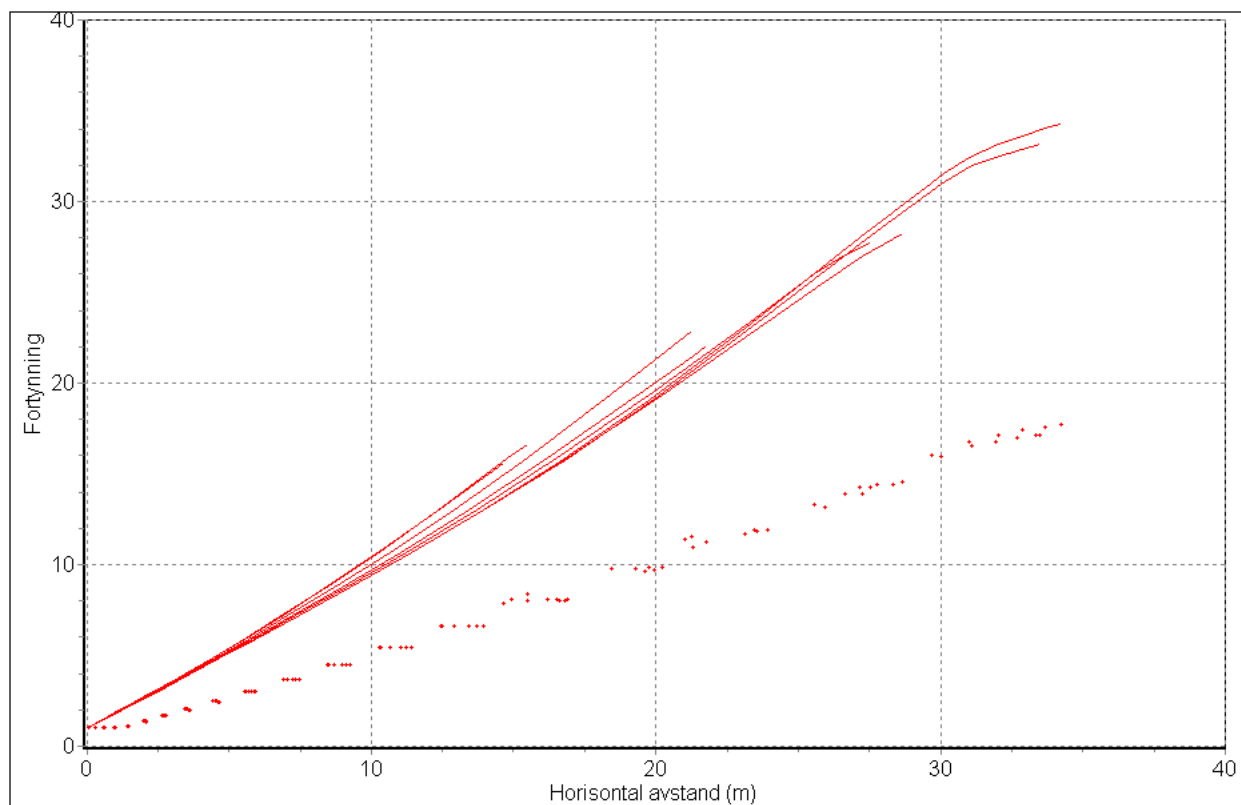


Kjølemedium: Sjøvann (Frierfjorden -20m)
Sesong: Sommer (juli)
Kjølebehov: Base case
Utslippsdiameter: 33% redusert (50cm)

Spredning



Fortynning

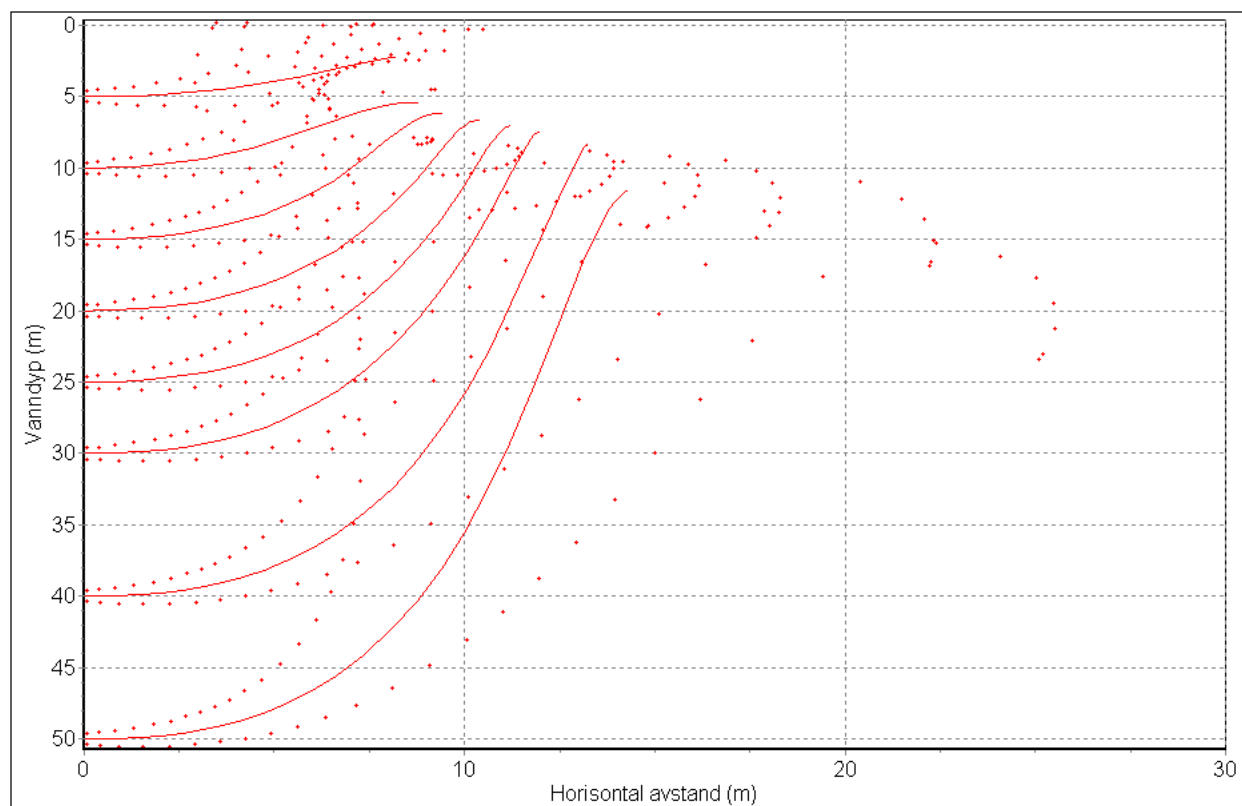


Kjølemedium: Ferskvann (Norsjø)

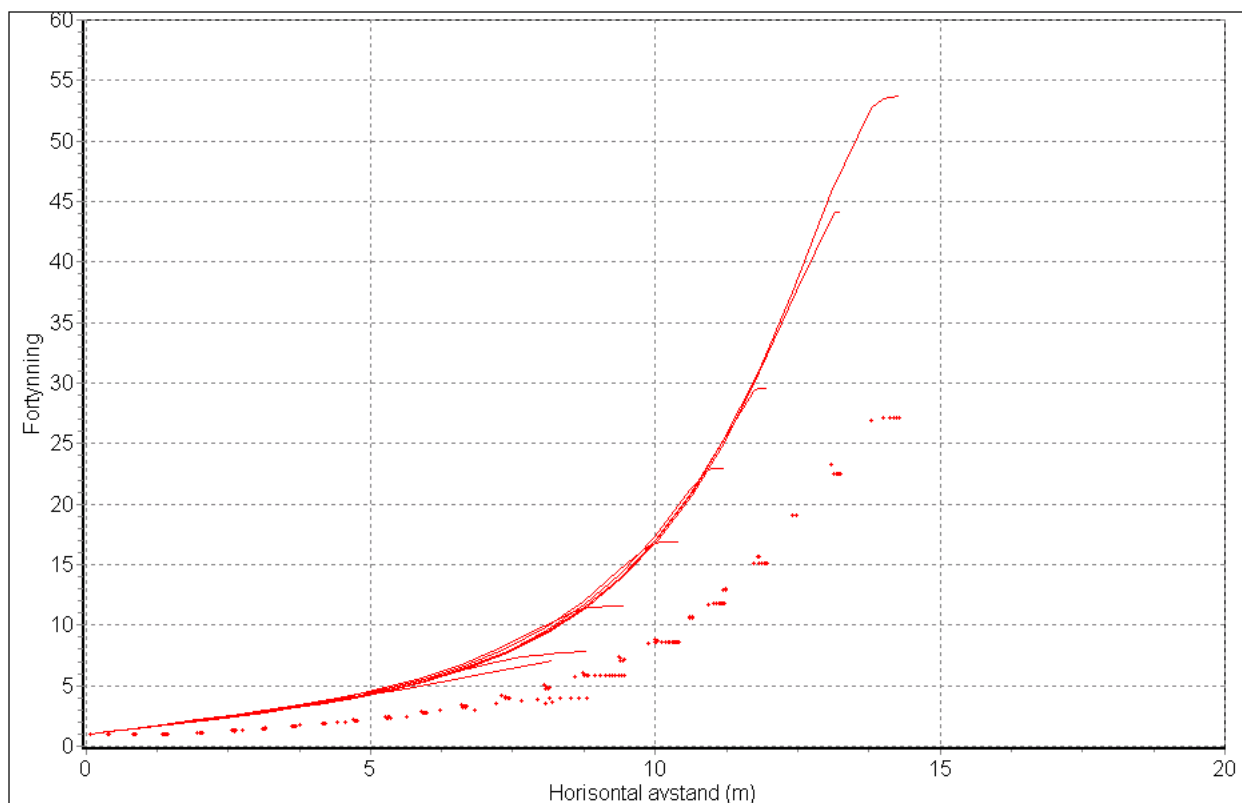
Sesong: Vinter (januar)

Kjølevann: Base case

Spredning



Fortynning

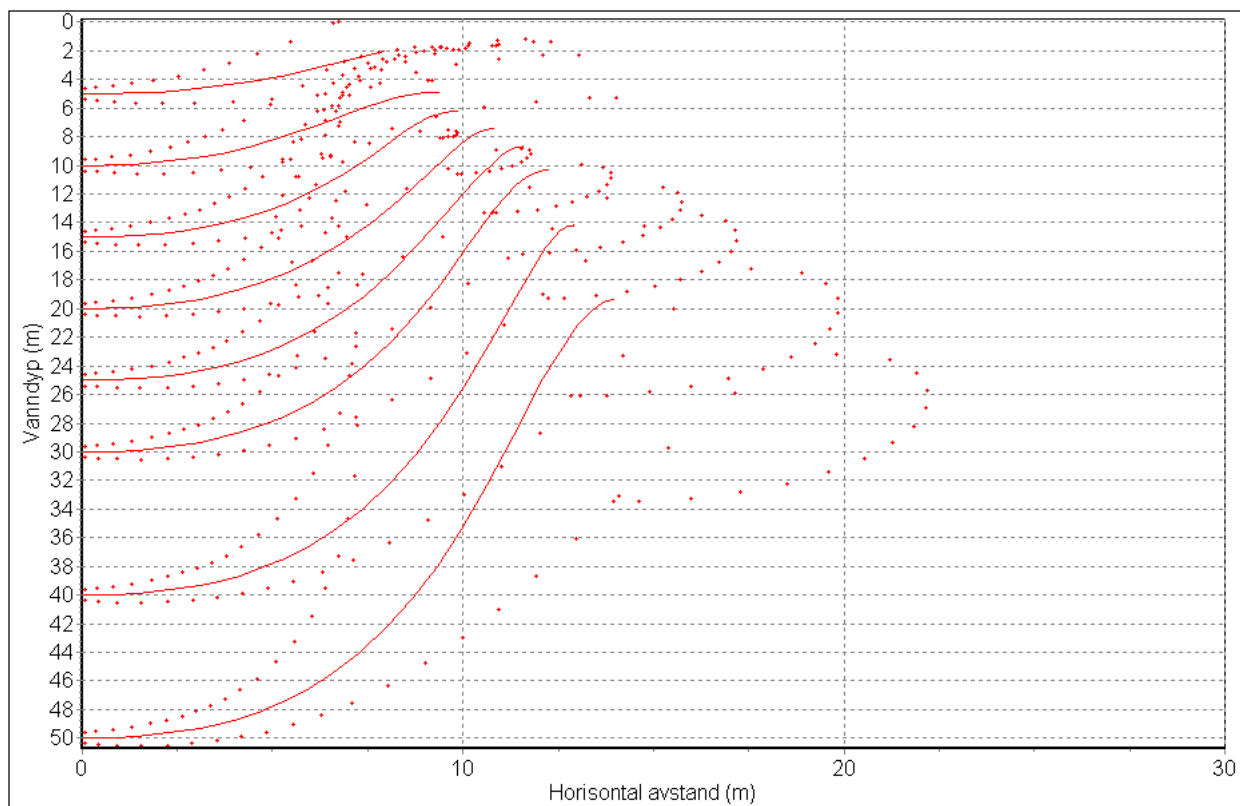


Kjølemedium: Ferskvann (Norsjø)

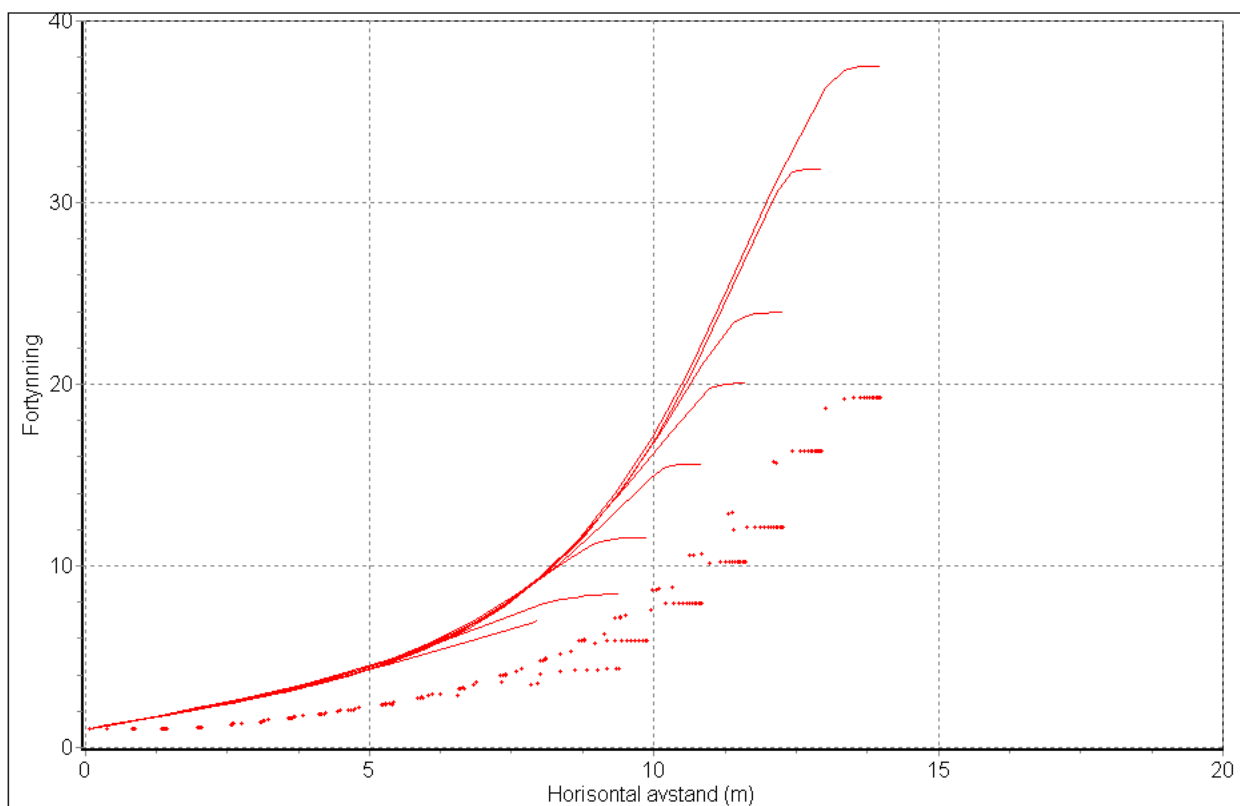
Sesong: Sommer (juli)

Kjølebehov: Base case

Spredning

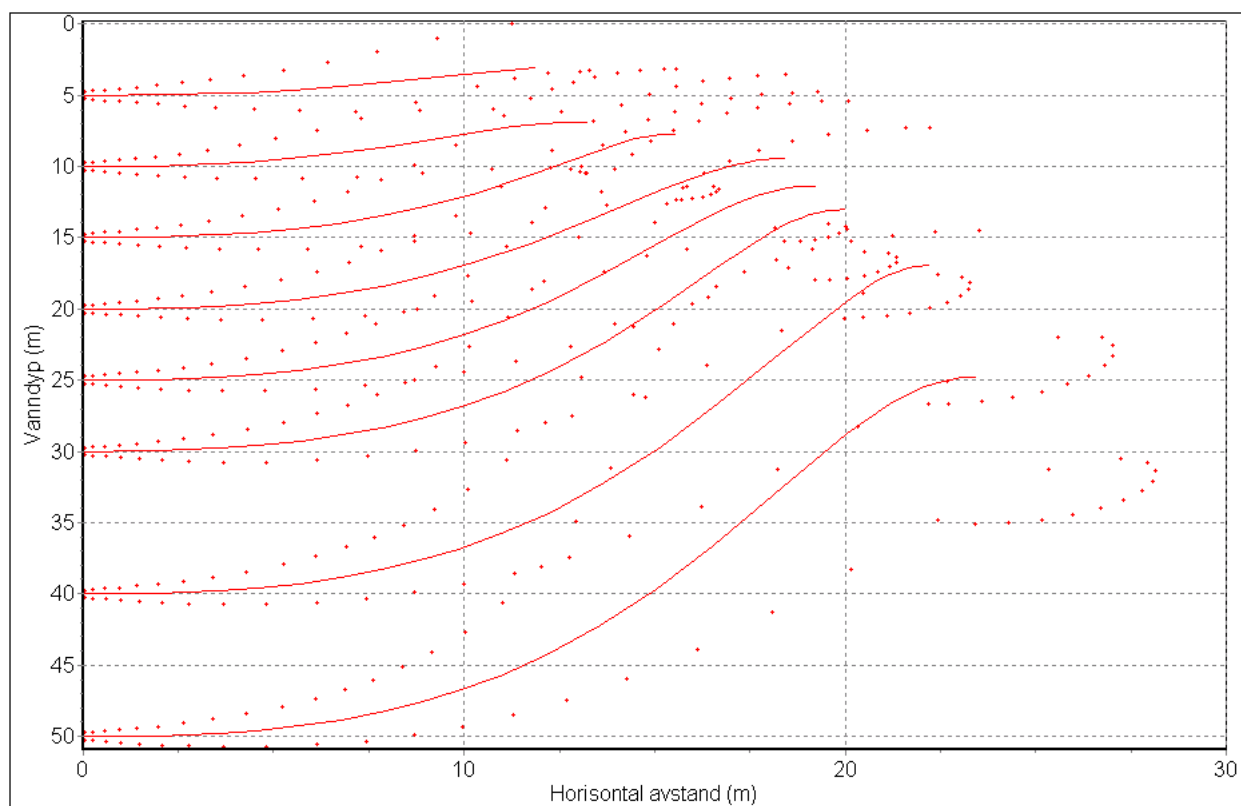


Fortynning

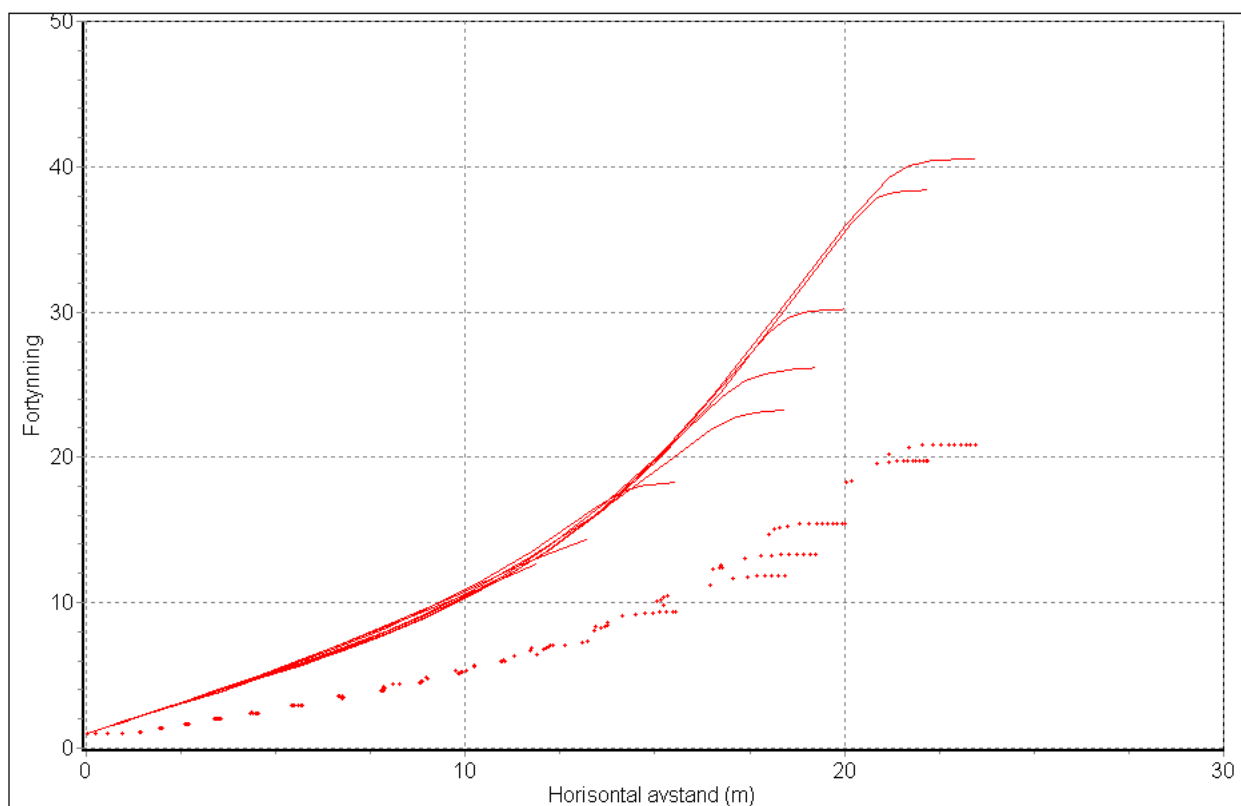


Kjølemedium: Ferskvann (Norsjø)
Sesong: Sommer (juli)
Kjølebehov: Base case
Utslippsdiameter: 33% redusert (50cm)

Spredning



Fortynning



Kjølemedium:

Sjøvann (Frierfjorden -20m)

Sesong:

Hele året

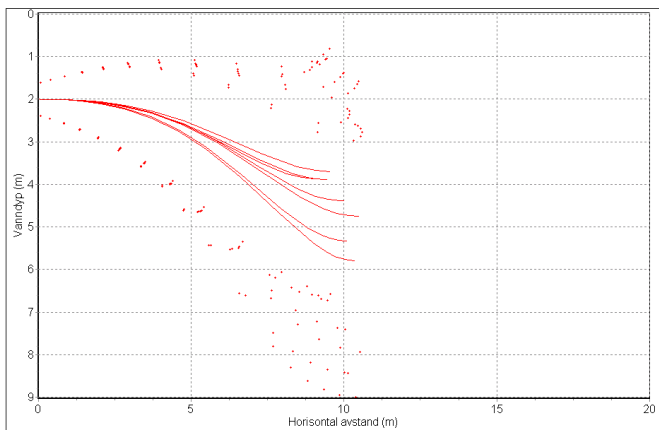
Utslippsdyp:

-2m/-20m/-40m

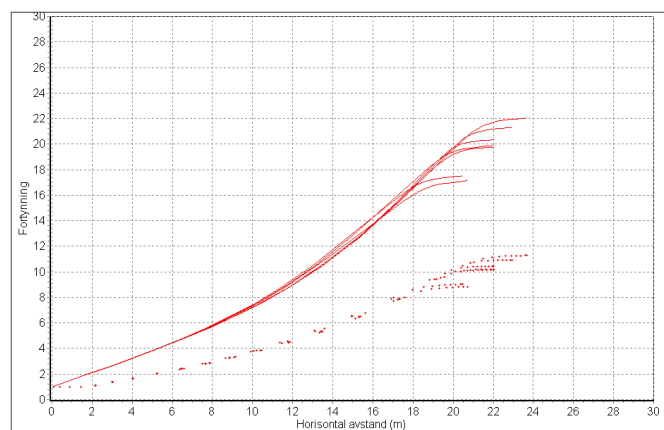
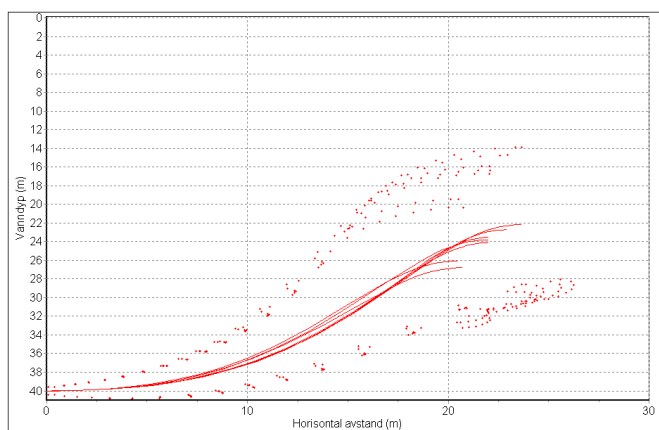
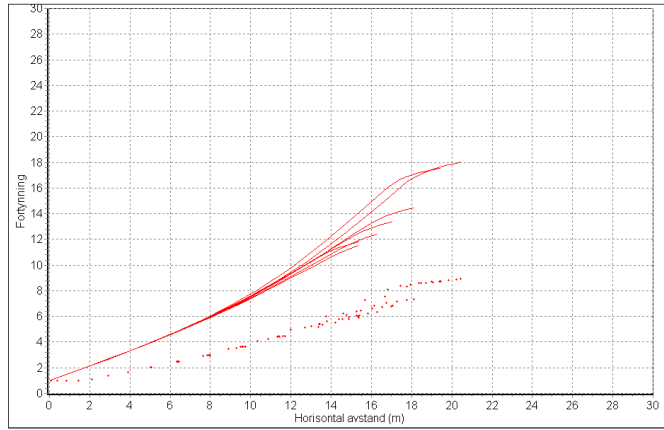
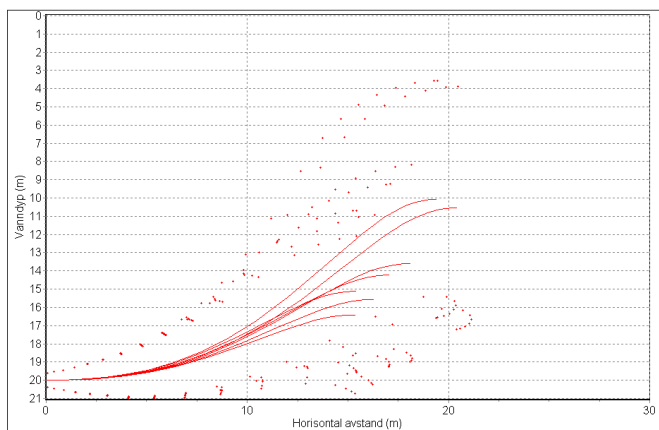
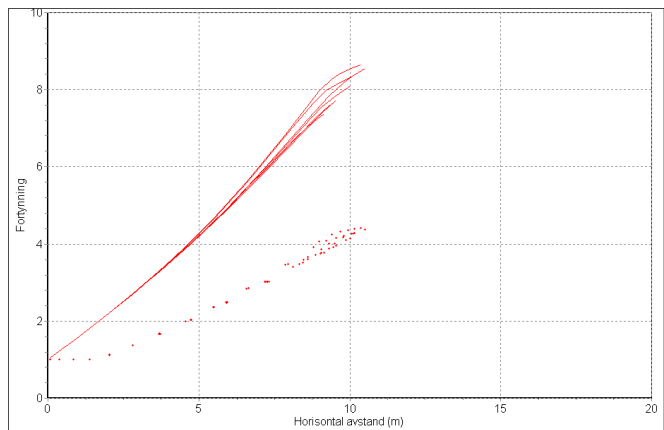
Kjølebehov:

Base case

Spredning

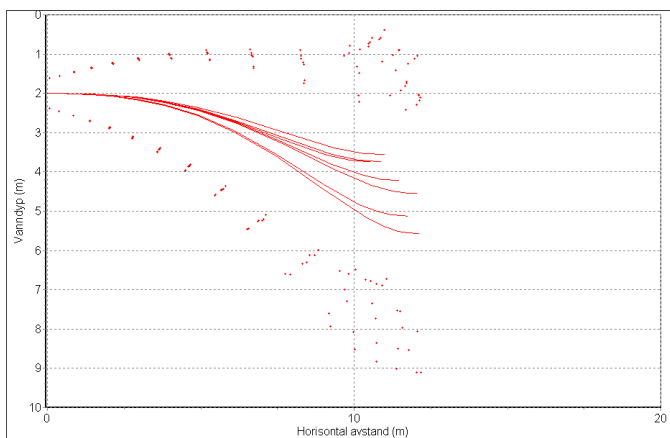


Fortynning

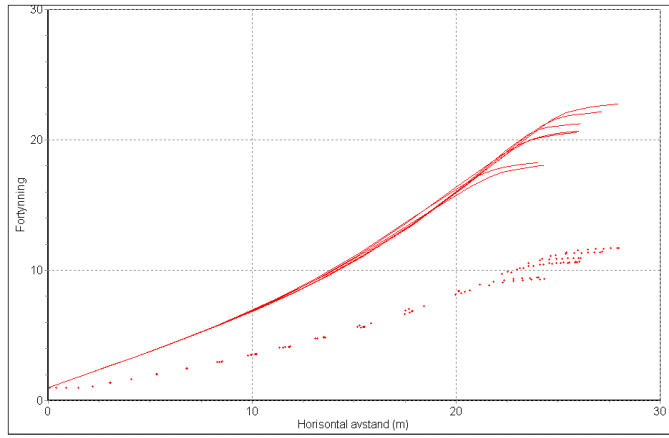
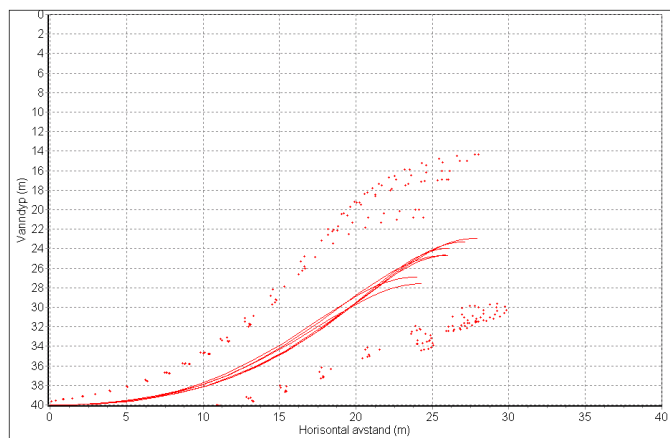
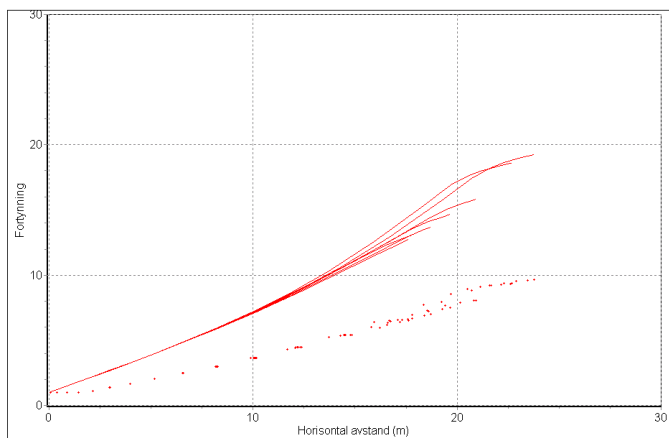
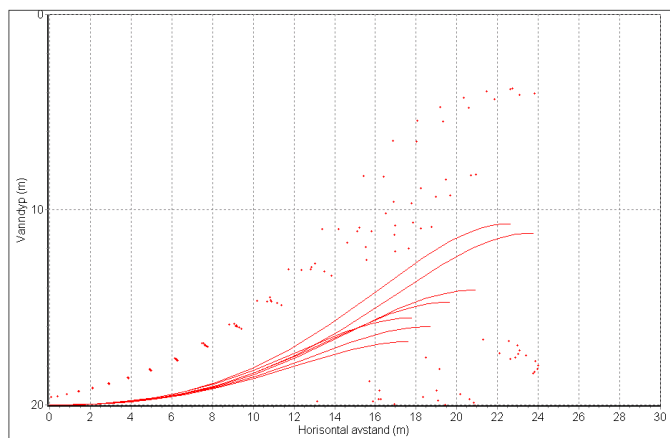
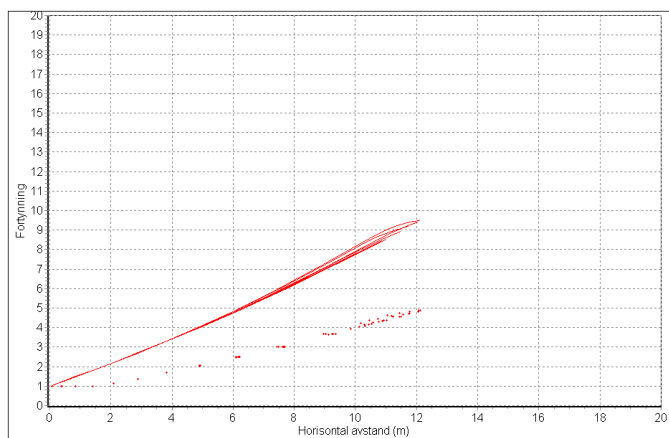


Kjølemedium: Sjøvann (Frierfjorden -20m)
Sesong: Hele året
Utslippsdyp: -2m/-20m/-40m
Kjølebehov: 25% økning fra base case

Spredning

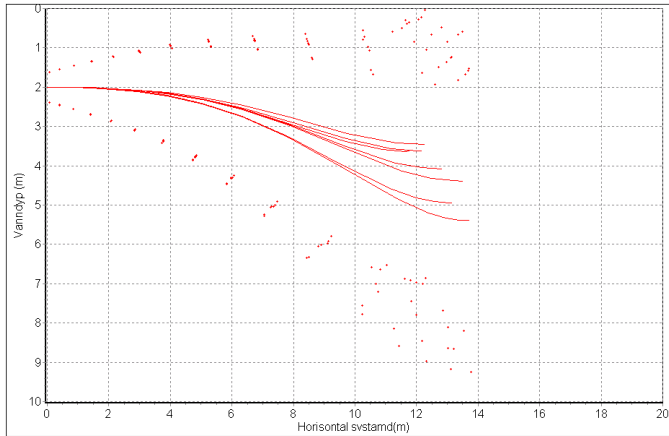


Fortynning

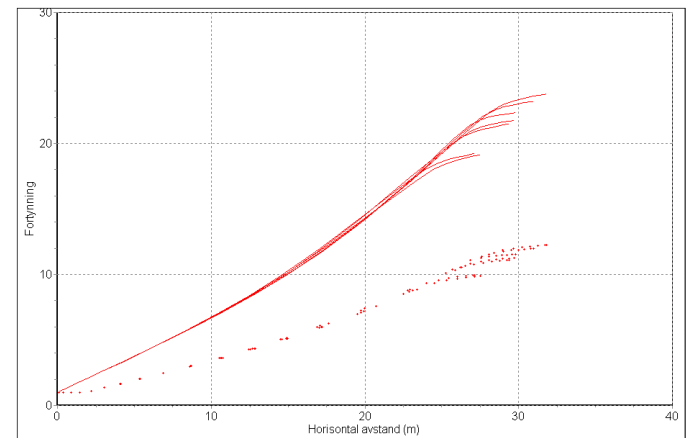
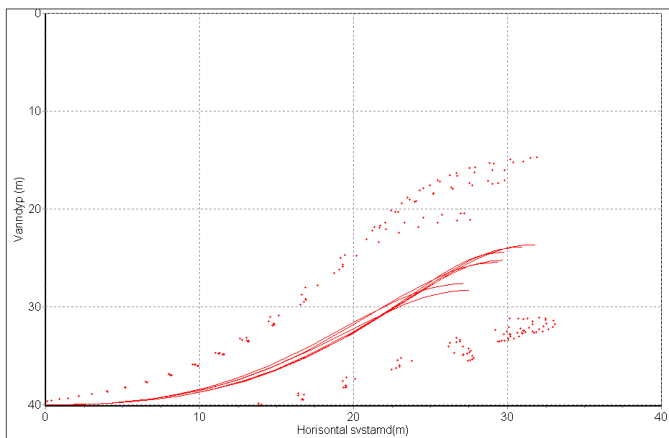
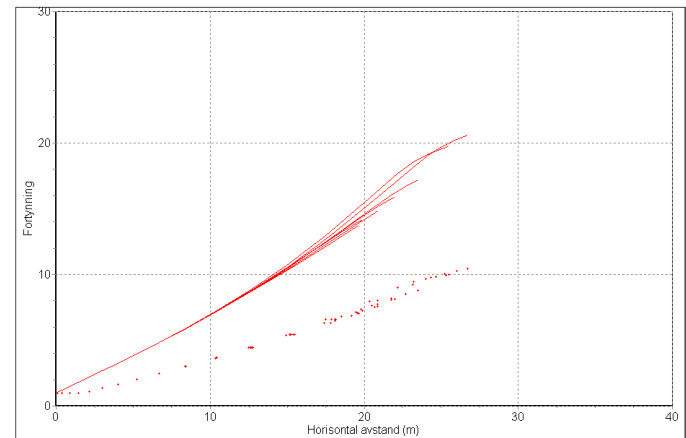
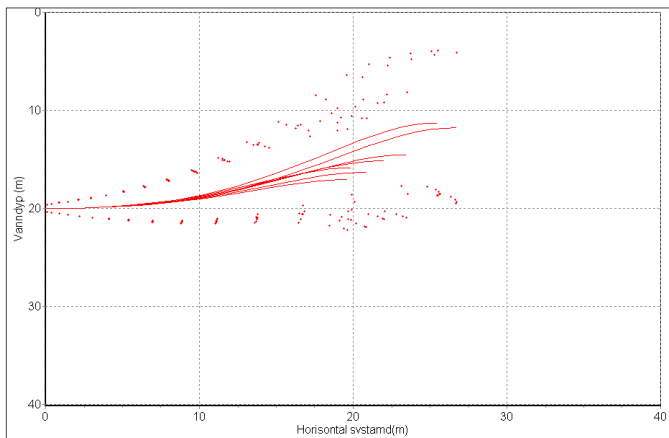
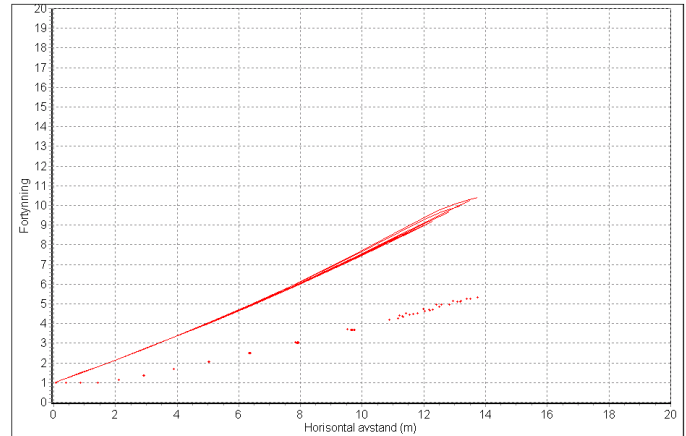


Kjølemedium: Sjøvann (Frierfjorden -20m)
Sesong: Hele året
Utslippsdyp: -2m/-20m/-40m
Kjølebehov: 50% økning fra base case

Spredning

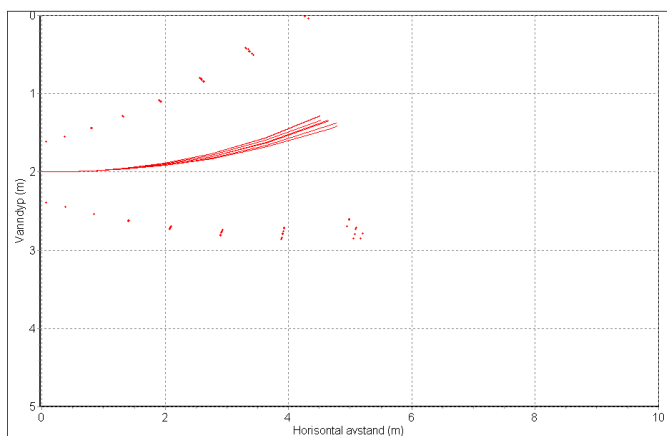


Fortynning

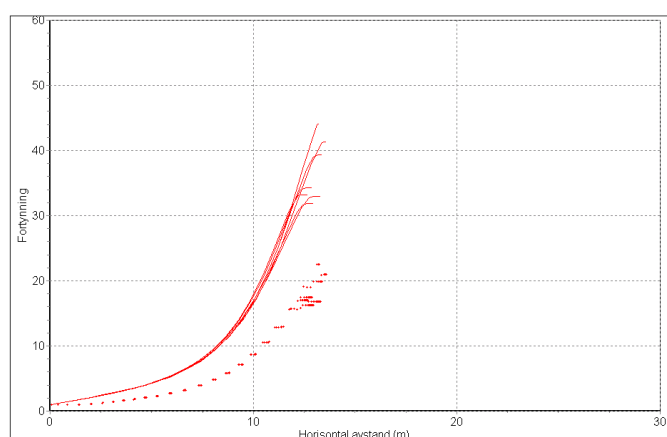
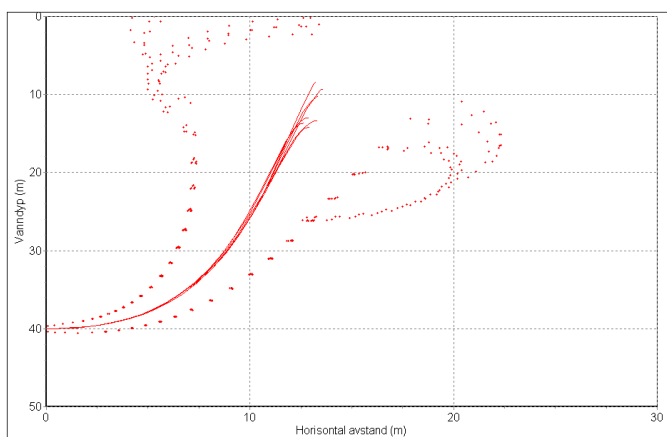
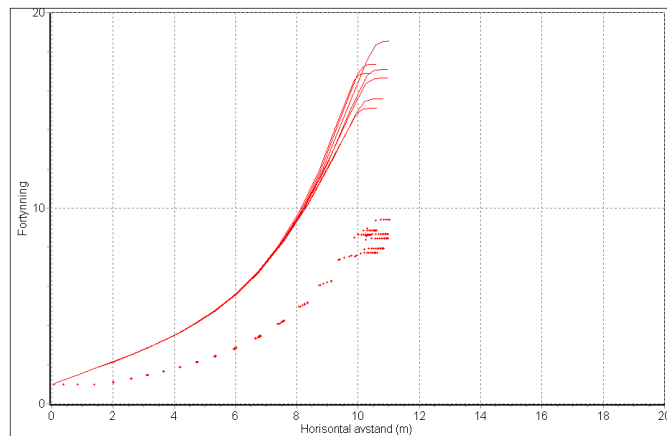
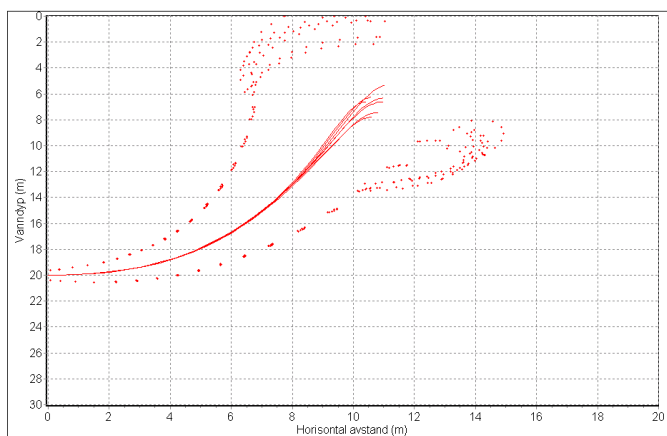
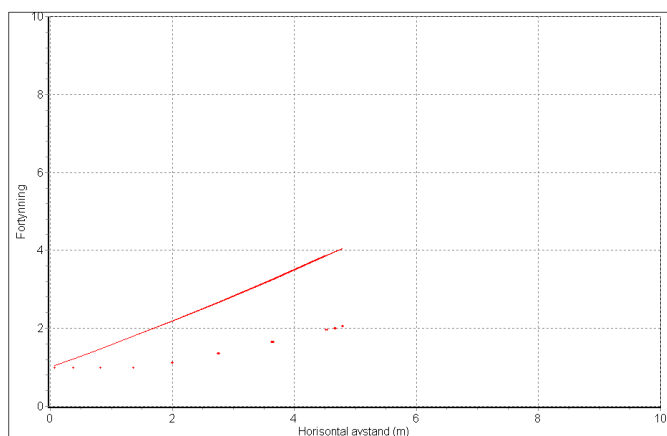


Kjølemedium: Ferskvann (Norsjø)
Sesong: Hele året
Utslippsdyp: -2m/-20m/-40m
Kjølebehov: Base case

Spredning



Fortynning



NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressursspørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

Økernveien 94 • 0579 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no