

Kaja Olsen Ørnes

Numerisk modellering av spredningen av kulltjære- forurensning i grunnvannet fra Kalvskinnet, Trondheim

Masteroppgave i Geologi

Veileder: Bjørn Frengstad, Kevin John Tuttle

August 2019

Kaja Olsen Ørnes

Numerisk modellering av spredningen av kultjære-forurensning i grunnvannet fra Kalvskinnet, Trondheim

Masteroppgave i Geologi
Veileder: Bjørn Frengstad, Kevin John Tuttle
August 2019

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Fakultet for ingeniørvitenskap
Institutt for geovitenskap og petroleum

Sammendrag

Tidligere gassverksdrift har i hele den industrialiserte delen av verden ført til stor forurensningsproblematikk. Biprodukter fra produksjonen av gass fra steinkull ble ofte sluppet ut til miljøet ved disse anleggene. Et av biproduktene som skaper bekymring er kulltjære, en viskøs ikke-blandbar væske også kalt *non-aqueous phase liquid* eller NAPL, med mange tusen ulike komponenter. Komponenter fra kulltjæren kan løses ut i og forurense grunnvannet, og transporteres videre bort fra kildeområdet.

Området som er studert i denne masteroppgaven ligger på Kalvskinnet i Midtbyen i Trondheim. På det aktuelle området ligger NTNU Kalvskinnet med tilhørende nybygg, Akrinn. Hele Midtbyen er en deltaavsetning avsatt ved utløpet til Nidelva under et stadig synkende havnivå. Grunnet tidligere gassverksvirksomhet på området, har løsmassene ved tomten vært betydelig forurenset. I forbindelse med bygging av Akrinn, NTNU, i 2014, ble store mengder forurenset masse fjernet. Etter gravearbeidet var grunnvannet ved området svært forurenset av blant annet PAH-forbindelser, BTEX og oljeforbindelser. Gravearbeidet mobiliserte høye konsentrasjoner av mobile tjærekomponenter.

I denne masteroppgaven er spredningen av høyeste målte konsentrasjon av oppløst naftalen og benzen i grunnvannet fra den tidligere gassverkstomten studert. Dette er gjort ved numerisk modellering i Visual MODFLOW Flex. Grunnvannsstrømningskoden MODFLOW-2000 og transportmotoren MT3DMS er brukt. Først ble en konseptuell modell for hele Midtbyen bygd opp. Denne ble oversatt til numerisk modell.

Transportmodellen er basert på kalibrert grunnvannsstrømningsmodell. Transportmodellen viser at oppløste komponenter i grunnvannet spres mot sørvest til Nidelva med grunnvannsstrømningen. Transport av oppløste komponenter mot sørvest er av bekymring med tanke på påvirkning av Nidelva. Plumen, eller "skyen", av oppløst naftalen og benzen når Nidelva, men dette tar lang tid. På ferden mot Nidelva vil naftalen og benzen tynnes ut og brytes ned av mikrobiell aktivitet. Dette resulterer i at kun minimale konsentrasjoner når Nidelva. Oppløst konsentrasjon fra gjenliggende forurensning har gradvis blitt redusert i tiden etter gravearbeidet, og vil dermed i enda mindre grad påvirke miljøet enn konsentrasjonen som er modellert.

Før modelleringen var antatt spredningsretning mot nordvest. Dette var basert på konsentrasjonsmålinger gjort i observasjonsbrønner ved området. Det har vært vanskelig å konkludere hvilken strømningsretning som virker mest sannsynlig. En modell tar høyde for alle kjente forhold ved området og visualiserer et helhetlig bilde av grunnvannssystemet, men usikkerheter i modellen kan føre til avvik fra virkeligheten. Det er argumenter for og imot antatt og modellert spredningsretning. Modellen bidrar uansett med verdifull informasjon. Den viser at plumen ikke vil transporteres langt før konsentrasjonen er betydelig redusert.

Abstract

Former manufactured gas plants have caused pollution issues throughout the industrialised parts of the world. By-products from the production of gas from coal were regularly deposited or spilled out into the environment surrounding these plants. One of the by-products causing concern is coal tar, a non-aqueous phase liquid also known as NAPL, containing thousands of different compounds. Compounds from coal tar can be dissolved in and pollute the groundwater, which subsequently can be transported further away from the source.

The area studied in this thesis is situated on Kalvskinnet in Midtbyen in Trondheim, Norway. It is the location of NTNU Kalvskinnet and Akrinn. Midtbyen is a deltaic deposit. It was deposited at the mouth of the river Nidelva following declining sea levels after the last ice age. Due to former gas manufacturing at the site, the soil has been significantly contaminated. During construction of Akrinn, NTNU in 2014, a large amount of contaminated mass was removed. After the excavation, the groundwater at the site was highly contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), BTEX and aliphatic hydrocarbons. The excavation mobilised great concentrations of mobile tar components. In this thesis, the transport of the highest measured concentration of dissolved naphthalene and benzene in groundwater at the former manufactured gas site is studied. This is done by numerical modelling in Visual MODFLOW Flex 5.0. The flow engine MODFLOW-2000 and the transport engine MT3DMS is used for this purpose. A conceptual model of Midtbyen was developed and translated into a numerical model.

The transport model is based on a calibrated flow model. It shows that dissolved components in the groundwater is spreading southwest to Nidelva. Transport of dissolved contaminants southwest is of great concern as it can affect the recipient Nidelva. The plume of dissolved naphthalene and benzene reaches Nidelva, but it takes a long time. The plume will be diluted and degraded by microbial activity. This results in minimal concentrations in Nidelva. Dissolved concentrations from remaining coal tar pollution at the site have declined in the time since the excavation. It will therefore affect the environment to a lesser degree than the modelled concentration.

Prior to conducting this modelling work, the assumed direction of spreading was towards the northwest. This was based on measurements of concentration in wells at the site. It had been difficult to conclude the most likely direction of spreading. A model takes into account all known conditions at the site and visualises a comprehensive representation of the groundwater system, but uncertainties in the model may lead to deviations from reality. There are both arguments for and against the assumed and the modelled direction of spreading. The model still provides valuable information. It shows that the plume will not be transported far away from the site before the concentration is considerably reduced.

Forord

Denne masteroppgaven er skrevet høsten 2018/ våren 2019 ved Institutt for geologi og bergteknikk ved NTNU, og er avsluttende arbeid i min mastergrad i miljøgeologi. Hovedveileder har vært Bjørn Frengstad. Masteroppgaven er skrevet i samarbeid med Norconsult AS, hvor ekstern veileder har vært Kevin John Tuttle.

Arbeidet med denne oppgaven har vært en lærerik reise. Fra et utgangspunkt hvor jeg så vidt visste hva modellering og MODFLOW gikk ut på, føler jeg nå at jeg i stor grad mestrer modelleringsprogramvaren Visual MODFLOW Flex. Denne uttalelsen vil jeg i fremtiden ved arbeid med andre modelleringsprosjekt muligens le litt av, da jeg har erfart at modellering er en uforutsigbar oppgave med mange problemer på veien. Likevel fører en del stanging i veggen og uendelig med google-søk til mye læring. I denne prosessen har det så klart vært en del uvurderlige støttespillere som jeg gjerne vil få takket i dette forordet.

Først og fremst vil jeg takke mine veiledere. Tusen takk Bjørn, for at din kontordør alltid har vært åpen for både faglig prat og motiverende samtaler. Også takk for nyttige perspektiver og tilbakemeldinger ved gjennomlesing av oppgaven. Jeg vil rette en stor takk til Kevin for god hjelp under modelleringsarbeidet. Takk for at du i perioder nesten daglig har tatt deg tid til å hjelpe meg via skype. Jeg vil også takke for svært lærerike faglige diskusjoner. Det har virkelig gitt meg en dypere forståelse i hydrogeologifaget.

Jeg vil også rette en takk til Eivind Halvorsen ved Norconsult for tips og triks i Visual MODFLOW, Bjørnar Kristiansen ved Rambøll for tilgang til geoteknisk data, Tore Haagensli ved Statsbygg for tilgang til pumpebrønn i kjelleren til Akrinn og Christian Malmquist ved Norconsult for hjelp med nedlasting av høydedata fra Kartverket.

En stor takk til alle på miljøavdelingen ved Norconsult i Trondheim, for heiarop og for hyggelige avbrekk med bandøving. En spesiell takk til Gro Eggen for fine dager i felt og for hjelp til å forstå den komplekse situasjonen ved undersøkelsesområdet. En spesiell takk også til Tonje Stokkan.

Jeg vil også takke mine medstudenter for fine år ved NTNU.

Til slutt vil jeg takke de nærmeste i mitt liv, min familie og min kjære samboer Ola. Takk for støtte og kjærlighet gjennom hele studietiden og arbeidet med denne oppgaven. Også takk for nøye korrekturlesing.

Kaja Olsen Ørnes, august 2019.

INNHold

Sammendrag	i
Abstract	ii
Forord	iii
Innhold	vii
Liste over tabeller	ix
Liste over figurer	xv
1 Innledning	1
1.1 Bakgrunn	1
1.2 Formål	2
1.3 Oppgavens struktur	2
2 Teori	5
2.1 Gassverksdrift	5
2.1.1 Historie og produksjon	5
2.1.2 Forurensningspotensial og biprodukter	6
2.2 Løsmasser	8
2.2.1 Avsetningshistorien til Midtbyen i Trondheim	9
2.3 Hydrogeologi	15
2.3.1 Hydrogeologiske parametre	15
2.3.2 Generelt om grunnvann	17
2.3.3 Grunnvannsstrømning	21
2.4 Kultjærens egenskaper	25
2.4.1 Egenskaper som har stor betydning for giftighet og spredning	25

2.4.2	Komponenter i kultjære	27
2.5	Kultjærens oppførsel i jord og vann	29
2.5.1	Rensende effekter i umettet sone	29
2.5.2	Bevegelse	30
2.5.3	Utløsning av komponenter fra tjæreforurensset jord	33
2.5.4	Sorpsjon	34
2.5.5	Transport av stoffer tilrettelagt av kolloider	35
2.5.6	Gassfase	36
2.5.7	Biologisk nedbrytning	37
2.6	Spredning av forurensning i grunnvann	40
2.6.1	Adveksjon	40
2.6.2	Dispersjon og diffusjon	41
2.6.3	Retardasjonskoeffisient	42
2.6.4	Adveksjon-dispersjonsligning	42
2.7	Modellering	43
2.7.1	Konseptuell modell	44
2.7.2	Numerisk modell	44
2.7.3	Kalibrering	46
2.7.4	Validering	46
2.7.5	Følsomhetsanalyse	47
3	Områdebeskrivelse	49
3.1	Historisk aktivitet	50
3.2	Naturlige forhold ved området	53
3.2.1	Løsmasser	53
3.2.2	Grunnvannstrømning	54
3.3	NTNU og nytt teknologibygge/Akrinn	54
3.3.1	Gravearbeid og gjenliggende forurensede masser	54
3.3.2	Grunnvannsovervåkning	57
3.3.3	Luftprøvetaking	59
4	Datagrunnlag og metode	61
4.1	Prøvetakingsrunder 2018/2019	61
4.2	Modellering	65
4.2.1	Visual MODFLOW Flex	65
4.2.2	Definering av modell	67
4.2.3	Eksisterende data	70
4.2.4	Bearbeiding av eksisterende data	74
4.2.5	Input-data til modell basert på innsamlet, eksisterende og bearbeidet data	77
4.2.6	Konseptuell modell	80
4.2.7	Numerisk modell	84
5	Resultater	93
5.1	Grunnvannsstrømningsmodell	93
5.2	Transportmodell	97

5.2.1	Transportmodell 1	97
5.2.2	Transportmodell 2	104
5.2.3	Tidsserier	110
6	Diskusjon	127
6.1	Grunnvannsstrømningsmodell	127
6.2	Transportmodell	128
6.2.1	Tidsserier	129
6.2.2	Påvirkning på nærliggende resipient	133
6.2.3	Antatt spredningsretning sammenlignet med modellert sprednings- retning	134
6.2.4	Usikkerheter i modellen	137
6.2.5	Nytteverdi av modeller	140
7	Konklusjon	141
7.1	Forslag til videre arbeid	143
	Referanser	145
	Vedlegg	153

TABELLER

2.1	Kjemiske egenskaper til BTEX-forbindelser ved 25°C (Chesnaux, 2008) . . .	28
3.1	Estimat over gjennliggende forurenset masse etter gravearbeid	56
4.1	Tilgjengelige koder i Visual MODFLOW Flex (Waterloo Hydrogeologic, 2019a)	65
4.2	oppsummering av alle boringer som har dannet grunnlag for tolkning av stratigrafien med tilhørende rapportnummer.	71
4.3	Utregnet hydraulisk konduktivitet for boringer i Midtbyen basert på kornfordelingsanalyser og Gustafsons empiriske formel	76
4.4	Beregnet hydraulisk konduktivitet satt som utgangspunkt for hvert lag i modellen.	77
4.5	Lagringsparametere satt i modellen.	78
4.6	Input-data til modellen for grensebetingelsen Nidelva.	78
4.7	Input-data til modellen for nydannelse av grunnvannet.	78
4.8	Vannstandsmålinger utført mars 2019 i tilgjengelige observasjonsbrønner. MB3 er antatt basert på trend i vannstand i de andre brønnene med tiden.	79
4.9	Informasjon fra pumpetesten utført av Norconsult i 2016.	79
4.10	Parametere for kjemiske egenskaper for naftalen og benzen til input i modellen.	79
4.11	Dispersjonsparametere til input i modellen.	79
4.12	Verdier for hydraulisk konduktivitet for ny laginndeling i modellen.	86
4.13	Hydraulisk konduktivitet for alle lag og heterogeniteter i modellen.	88
4.14	Justerte verdier for hydraulisk konduktivitet i x-, y- og z-retning for alle lag og heterogeniteter i modellen.	90

FIGURER

2.1	Skjematisk fremstilling av kulldestillasjon for produksjon av gass ved gassverk (Wehrer et al., 2011)	6
2.2	Oversiktsbilde over midtbyen (Norgeskart). Modifisert med stedsnavn av forfatter	10
2.3	Selbusjøens avløp før og etter istiden (Reite et al., 1999)	11
2.4	Nidelvas utvikling fra 3300 til 1000 år siden (Sveian et al., 2007)	12
2.5	Generalisert modell av deltautviklingen ved Nidelvas utløp ved synkende havnivå og endret beliggenhet på elvemunningen (L'Heureux et al., 2010)	13
2.6	Forhold mellom total porøsitet, effektiv porøsitet og ikke drenerbart vann for ulike løsmasser (Brattli, 2009).	16
2.7	Inndeling av den umettede sonen (Brattli, 2009)	18
2.8	Generalisert beliggenhet av grunnvannsspeil under (A) naturlige forhold og (B) påvirkning av pumping (Grannemann et al., 2000)	20
2.9	Darcys eksperiment (Fetter, 2001)	22
2.10	Struktur av forbindelser i BTEX (Fayemiwo et al., 2017)	28
2.11	Grenseflatespenning mellom en solid overflate, en fuktende væske, L, og en ikke-fuktende væske, G (Fetter, 1999b)	31
2.12	<i>Finite difference</i> -metoden (Baalousha, 2011)	46
3.1	Lokalitet til NTNU Kalvskinnen i Midtbyen i Trondheim. Bakgrunnskart er hentet fra Kartverket (2019a) og området er tegnet inn av forfatter.	50
3.2	Situasjonsplan for gassverket, fra ca. år 1900 (Unsgård, 2016).	51
3.3	Illustrasjon av gassverket fra år 1860 (Neumann, 1953)	52
3.4	Flyfoto over området fra (f.v.) 1937, 1986 og 2003. Tank 2 er markert med gult omriss. Utbyggingen av Gunnerus gate 1 er markert med rødt omriss (FINN, 2019).	52

3.5	Løsmassekart over Midtbyen. Fyllmasser er markert med grå farge og elveavsetning markert med gul farge (NGU, 2019).	53
3.6	Oversikt over gassverktomta, på Kalvskinnet i Trondheim. Sort linje viser spuntvegg. De blå punktene viser grunnvannsbrønnene MB1-MB6. De grå sirklene er lokalisering av tidligere tanker fra den tiden det var gassverk på eiendommen (Eggen, 2016)	55
3.7	Oversikt over gjenliggende forurensede masser, skravert med rødt	56
3.8	Oversikt over grunnvannsbrønner (Eggen, 2019)	57
4.1	Et eksempel på grunnvannsprøvetaking i en av observasjonsbrønnene på området med bailer. Foto: Gro Eggen, august 2018	62
4.2	Oversiktsbilde av multimetersensor og prøveemballasje. Foto: Kaja Olsen Ørnes, august 2018.	63
4.3	Prøvetaking i MB1 august 2018 da fri fase ble observert i brønnen. Ser av bildet at bailer er tilgriset av tjære. Foto: Gro Eggen, august 2018.	64
4.4	Oversiktsbilde av hele modellområdet. NTNU/den tidligere gassverkstomten er markert med rød firkant. Nord er opp. Bakgrunnsbilde er hentet fra Kartverket (2019a).	67
4.5	Oversiktsbilde over beliggenhet av borelogger brukt til inndeling av stratigrafi. Bakgrunnsbilde er hentet fra Kartverket (2019a) og punkt er plottet basert på koordinater til boringer.	72
4.6	Terrengdata med inntegnede polygoner og polylinjer. Polygoner og polylinjer er markert med gul strek.	81
4.7	Løsmasselagene i den konseptuelle modellen. Lilla lag representerer sandlaget, og oransje lag representerer sandig silt.	82
4.8	Nederste lag i den konseptuelle modellen. Laget består av siltig sand.	82
4.9	Horsiontalt grid definert i modellen.	84
4.10	Vertikalt grid definert i modellen.	84
4.11	Konseptuell modell oversatt til numerisk modell. Overflaten av rutenettet representerer grenseflaten mellom sand og sandig silt.	85
4.12	Feilmelding i Visual MODFLOW Flex etter første kjøring av modellen.	85
4.13	Ny inndeling av vertikalt grid.	86
4.14	Resultat fra første kjøring av grunnvannsstrømningsmodellen.	87
4.15	Kalibreringskurve for første resultat fra modellen.	87
4.16	Resultat fra modellering etter definering av heterogeniteter i løsmassene i modellområdet.	89
4.17	Kalibreringskurve for resultater etter innlegging av heterogeniteter i modellen.	89
5.1	Resultat fra grunnvannsstrømningsmodell i alle lag i modellen. Figurene viser kalkulert grunnvannsstand. Brune områder representerer tørre celler. Modellområdet er ca. 1,6 km bredt i virkeligheten.	94
5.2	Kalibreringskurve til grunnvannsstrømningsmodellen som viser sammenligning av kalkulerte og observerte grunnvannsstander, mars 2019 i observasjonsbrønnene.	94

5.3	Nærbilde av grunnvannsstrømningsmodell. Grå firkanter viser plassering av observasjonsbrønnene. Mellom MB1 og MB10 er det 155 meter.	95
5.4	Grunnvannssystemets reaksjon på pumpetest i MB4. Pumpebrønn er markert med brunt punkt. Spunt er markert med polygon.	96
5.5	Grunnvannsstanden før pumpetest, sammenlignet med grunnvannsstand under pumpetest.	96
5.6	Bevegelse av plum av oppløst naftalen mellom 1-900 dager etter modellstart i transportmodell 1.	98
5.7	Bevegelse av plum av oppløst naftalen mellom 1500-4000 dager etter modellstart i transportmodell 1.	99
5.8	Bevegelse av plum av oppløst naftalen mellom 6000-10000 dager etter modellstart i transportmodell 1.	100
5.9	Bevegelse av plum av oppløst naftalen mellom 20000-35000 dager etter modellstart i transportmodell 1. Hvit linje representerer Nidelva.	100
5.10	Bevegelse av plum av oppløst benzen mellom 1-900 dager etter modellstart i transportmodell 1.	101
5.11	Bevegelse av plum av oppløst benzen mellom 1500-4000 dager etter modellstart i transportmodell 1. Hvit linje representerer Nidelva.	102
5.12	Bevegelse av plum av oppløst benzen mellom 6000-20000 dager etter modellstart i transportmodell 1. Hvit linje representerer Nidelva.	103
5.13	Bevegelse av plum av oppløst naftalen mellom 1-900 dager etter modellstart i transportmodell 2.	104
5.14	Bevegelse av plum av oppløst naftalen mellom 1500-4000 dager etter modellstart i transportmodell 2.	105
5.15	Bevegelse av plum av oppløst naftalen mellom 6000-40000 dager etter modellstart i transportmodell 2. Hvit linje representerer Nidelva.	106
5.16	Bevegelse av plum av oppløst benzen mellom 1-900 dager etter modellstart i transportmodell 2.	107
5.17	Bevegelse av plum av oppløst benzen mellom 1500-2500 dager etter modellstart i transportmodell 2. Hvit linje representerer Nidelva.	108
5.18	Bevegelse av plum av oppløst benzen mellom 4000-20000 dager etter modellstart i transportmodell 2. Hvit linje representerer Nidelva.	109
5.19	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB1. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.	110
5.20	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB2. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.	111
5.21	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB3. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.	112
5.22	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB4. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.	113

5.23	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB5. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.	114
5.24	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB6. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.	114
5.25	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB7. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.	115
5.26	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB9. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.	116
5.27	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB10. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje. . . .	116
5.28	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB11. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje. . . .	117
5.29	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB1. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.	117
5.30	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB2. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.	118
5.31	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB3. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.	119
5.32	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB4. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.	120
5.33	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB5. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.	121
5.34	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB6. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.	122
5.35	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB7. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.	123
5.36	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB9. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.	124
5.37	Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB10. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje. . . .	124

5.38 Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB11. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje. . . . 125

KAPITTEL 1

INNLEDNING

1.1 Bakgrunn

Denne oppgaven er skrevet i samarbeid med Norconsult. I forbindelse med bygging av Akrinn ved NTNU Kalvskinnnet (tidligere Høgskolen i Sør-Trøndelag) i 2014 har Norconsult utført supplerende miljøtekniske grunnundersøkelser og overvåkning av grunnvannet i området.

Det aktuelle området har tidligere vært tomt til Trondheim gassverk. Gassverket var i drift fra 1853 til 1917. På 1960-tallet ble høyskolen i Sør-Trøndelag bygget på tomten. Da gassverket var i drift, var fire gasstanker benyttet til lagring av gass. To av tankene nord på tomten ble møtt på under graving i forbindelse med etablering av Akrinn. De inneholdt svært forurensede masser, og i den ene ble det observert fri fase tjære. I forbindelse med arbeidet med byggingen av Akrinn, ble store mengder forurensede masser fjernet, samt tilgjengelige deler av de to tankene nord på tomten.

Overvåkning av grunnvannet i brønner satt ned på tomten og i området rundt, har foregått siden 2014 og ble avsluttet november 2018. Målinger tatt etter gravearbeidet, viste økte konsentrasjoner av de mest mobile tjærekomponentene. Det antas at risting og vibrasjon i grunnen har mobilisert komponentene. I tiden etter har målingene vist en gradvis synkende trend. Målte vannstander og konsentrasjoner i brønnene tyder på en grunnvannsstrømning og spredning mot nordvest mot Trondheimsfjorden.

Kulltjære er et biprodukt fra gassverksdrift og ble ofte sluppet til miljøet, enten ved deponering, søling eller lagring i tanker som senere har lekket. Denne forurensningen er svært kompleks og inneholder flere komponenter som er giftige eller kreftfremkallende. På grunn av dette er kulltjære og forurensning ved gamle gassverkstomter forsket mye på. Fra kulltjæren kan komponenter løses ut til grunnvannet og spres videre bort fra området med grunnvannsstrømmen. Spredningspotensialet avhenger av kjemiske

egenskaper og prosesser i miljøet, slik som biologisk nedbrytning og sorpsjon. I tillegg vil rammeverket til grunnvannsstrømningen, som består av løsmassene og klimatiske faktorer, påvirke spredningen.

1.2 Formål

Etter avsluttet gravearbeid ved Akrinn var konsentrasjonen av mange komponenter, særlig de mest mobile komponentene, høy i observasjonsbrønnen nærmest den ene tanken nordvest på gassverkstomta. Denne mobiliserte plumen har vært til bekymring, særlig med tanke på nærliggende resipienter. Aktuelle resipienter er Nidelva og Trondheimsfjorden. Formålet med denne oppgaven har vært å modellere spredningen av forurensningsplumen som ble mobilisert under gravearbeidet. Modellen skal gi et bilde av hvordan de ulike komponentene spres, og i hvor stor grad de vil påvirke miljøet rundt og eventuelt spres til resipienter. Det vil fokuseres på de lettere komponentene i kulltjæren. Dette er de komponentene som i størst grad løses i grunnvannet og som transporteres lengst vekk med grunnvannsstrømmen. Spredning av naftalen og benzen vil studeres i modellen. Modellert spredningsmønster for plum av oppløst forurensning kan i tillegg bidra med kunnskap om hvordan komponenter oppløst i senere tid vil bevege seg. Den modellerte plumen er basert på høyeste observerte konsentrasjon, og kan dermed vise ytterste konsekvens av påvirkningen fra gassverkstomta. Informasjonen kan dermed være nyttig for å se hvilken betydning dette har på nærliggende miljø.

Modelleringen er utført med programvaren Visual MODFLOW Flex 5.0. Lisensen er gjort tilgjengelig av NTNU.

1.3 Oppgavens struktur

I starten av oppgaven gjennomgås relevant teori. Forurensningspotensialet og biprodukter fra gassverksdrift omtales i starten av teorikapittelet. I teorien gjennomgås det som har betydning for spredning av tjærekomponenter i grunnvann. Dette innebærer avsetningshistorien til området, generell teori om hydrogeologi og grunnvannsstrømning, kjemiske egenskaper til de utvalgt kulltjærekomponentene, og prosesser som påvirker spredning av kulltjære, samt utløsning og spredning av komponenter fra denne fasen. Geologien påvirker hvordan grunnvannet strømmer, og dette vil sammen med egenskapene til de ulike kulltjærekomponentene påvirke hvordan forurensningen spres med grunnvannet. Til slutt gjennomgås generell teori om grunnvannsmodellering. I metode-kapittelet vil metoden som er brukt for innsamling av data, henting av eksisterende data og bearbeiding av data for innlegging i modellen, bli gjennomgått. Resultater fra dette er input-data i modellen og vil dermed presenteres i dette kapittelet. Deretter gjennomgås metoden for modellering av grunnvannsstrømningsmodell og transportmodell. I resultat-kapittelet vil resultat fra grunnvannsstrømningsmodell og transportmodell, sammen med tilhørende kalibreringskurver presenteres. Resultatene fra modellene diskuteres opp mot feltmålingene i diskusjons-kapittelet. Usikkerheter i model-

lene vil også diskuteres. Oppgaven avsluttes med en konklusjon og en oppsummering av lærdommen fra modelleringen.

I oppgaven blir begrepet *plum* brukt til å beskrive kroppen av oppløste forbindelser i grunnvannet, med høyere konsentrasjon enn omkringliggende miljø. Begrepet kommer av det engelske ordet "plume", som betyr røyksky.

KAPITTEL 2

TEORI

2.1 Gassverksdrift

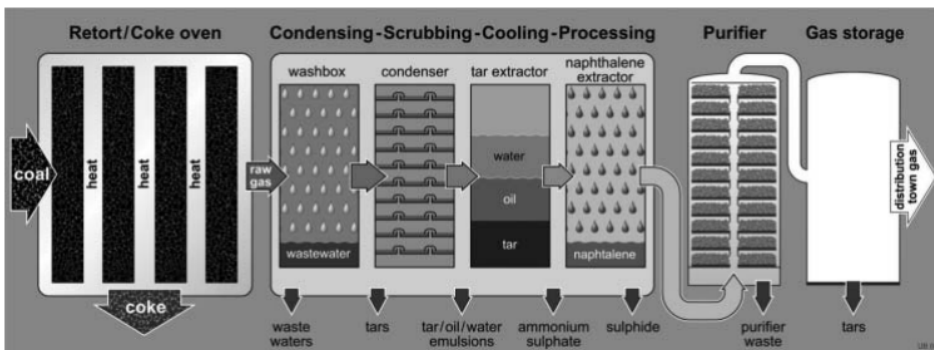
Det er skrevet mye om gassverksdrift og forsket mye på de potensielt forurensede biproduktene fra gassproduksjonen (f.eks. Hatheway (2011), Hatheway (2008*a*), Hatheway (2008*b*), King and Barker (1999), Birak and Miller (2009), Wehrer et al. (2011), Scherr et al. (2016)). Grunnen til dette, er den komplekse problemstillingen dette fenomenet medfører, giftigheten til mange av komponentene i biproduktene og økt fokus på naturlig rensing ved opprydding av tidligere gassverkstomter. I dette kapitlet gjennomgås en kort oppsummering av gassproduksjonen, samt den potensielle forurensningssituasjonen ved tidligere gassverkstomter.

2.1.1 Historie og produksjon

Gassproduksjon fra kull var en av de største industrielle oppfinnelsene i det 19. århundre, og var en av de viktigste kildene til energi i rundt 160 år (Hatheway, 2008*b*). Gassverkene ble i utgangspunktet opprettet for å produsere gass til belysning i byene, men ved økende bruk av elektrisitet for belysning, ble gass i hovedsak brukt i private husholdninger til oppvarming og matlaging. Fra midten av det 19. århundret til midten av det 20. århundret var bygass den viktigste industrisektoren på verdensbasis. Dette var et resultat av gassen i seg selv, men skyldes også at biprodukter som ble dannet i prosessen kunne selges videre. Kulltjærebaserte kjemikalier ble blant annet brukt i fargestoffer og impregnering, og koks ble brukt som brennsel (Wehrer et al., 2011). Konkurransen fra elektrisitet og naturgass, samt nedgangstider og krig, førte til en nedgang i produksjonen av gass fra kull (Hatheway, 2008*b*).

Det er gjort flere estimeringer på hvor mange tidligere gassverkstomter som finnes i verden. Dette er en vanskelig oppgave. Det antas at mange områder er glemt. Særlig de mindre anleggene som produserte gass til få kunder. Nyere estimeringer har vurdert at det er rundt 24 gamle gassverkstomter i Norge (Wehrer et al., 2011).

Ved gassverk som brukte kull som råstoff, ble gassen produsert ved tørrdestillasjon. Tørrdestillasjon er oppvarming av kull i fravær av oksygen. I denne prosessen dannes det flyktige forbindelser og forkullede rester, slik som koks (Pedersen and Lydersen, 2018). Oppvarmingen skjedde i en bygning som ble kalt retortehus. Her ble kull skuffet inn i ovner, kalt retorter. Etter at rågassen ble ført bort fra retorten, ble den kjølt ned og renses i flere steg. Dette kunne innebære å vaske gassen for tyngre tjærefraksjoner og kondensering av de lettere tjærefraksjonene. De lette og tyngre fraksjonene ble separert fra vaskevannet og lagret eller deponert. Ved mange gassverk ble det i tillegg brukt en teknikk hvor giftig cyanid og hydrogensulfid ble fjernet ved å sende gassen gjennom trespon og jernoksider. Den rensede gassen ble ført videre til lagring før den ble distribuert via ledningsnett, eller levert til kunder (Wehrer et al., 2011). En skjematisk fremstilling av gassproduksjon er vist i Figur 2.1. Denne måten å produsere gass på har i stor grad blitt erstattet av naturgass (Fetter, 1999c).



Figur 2.1: Skjematisk fremstilling av kulldestillasjon for produksjon av gass ved gassverk (Wehrer et al., 2011)

2.1.2 Forurensningspotensial og biprodukter

All antropogen aktivitet gir en eller annen form for forurensning, særlig i den industrialiserte delen av verden hvor landområder har blitt brukt til ulike formål over flere århundrer. Industriområder er viktige med tanke på forurensning. Særlig industriområder som har blitt eksponert for en rekke ulike materialer (Fifield and Haines, 2000). Ved gamle gassverkstomter resulterte gassproduksjonen i dannelse av ulike typer biprodukter (Wehrer et al., 2011). Når gassen kjølte ned ble flytende hydrokarboner separeres ut som olje eller tjærer. Disse materialene kan destilleres til kjemikalier som har en nytteverdi. På slutten av 1800-tallet ble både blekemidler og legemidler laget fra kulltjære. Kulltjære ble også destillert til kreosot som ble brukt til impregnering av treverk (Fetter,

1999c). Om biproduktene ikke ble solgt videre ble de ofte deponert eller lagret i tanker på tomten (Wehrer et al., 2011).

Biproduktet fra produksjonen av gass fra steinkull var kulltjære. Kulltjærer er *non-aqueous phase liquids*, også kalt NAPL. Det er en viskøs væske som ikke blander seg med vann og som består av flere tusen individuelle organiske komponenter med stort spenn i egenskaper (Wehrer et al., 2011). Om tettheten er større enn vann kalles de DNAPL (dense non-aqueous phase liquids) og om tettheten er mindre enn vann kalles de LNAPL (light non-aqueous phase liquids) (Fetter, 1999b). Kulltjære kan bestå av organiske stoffer, slik som fenoler og kreosoler, monoaromatiske hydrokarboner kjent som BTEX (benzen, toluen, etylbenzen og xylen) og polyaromatiske hydrokarboner (PAH). I tillegg kan de også inneholde uorganiske stoffer, slik som tungmetaller konsentrert fra spormetallene i kullet, svovel og cyanid (Hatheway, 2008a).

Produksjonsprosessene som ble brukt ved de ulike gassverkene styrte i stor grad komposisjonen av biproduktene. Selv tjærer fra samme gassverk kunne variere over tid. Dette var et resultat av at produksjonsprosessene kunne endre seg med tiden og at kvaliteten på kullet kunne variere (Birak and Miller, 2009). Den viktigste faktoren som påvirket komposisjonen var temperaturen brukt i karboniseringen av kull. Lav temperatur ga tjærer som i stor grad lignet på komposisjonen av råstoffene, og høy temperatur ga komposisjonen ulik råstoffet på grunn av dekomposisjon og kondensasjon. Gjennomsnittlig molekylvekt i tjæren øker med økende destillasjonstemperatur. Dette skyldes at tyngre forbindelser har et høyere kokepunkt (Wehrer et al., 2011). De lettere organiske komponentene er monoaromatiske hydrokarboner, for eksempel BTEX, fenoler og alifater. Komponentene som ligger i mellomsjiktet i molekylvekt er PAH-er med to til fire benzenringer. De tyngste komponentene er PAH-er med flere enn fire benzenringer (King and Barker, 1999). Selv om de spesifikke komponentene i tjære varierer avhengig av produksjonsprosessene som er brukt i gassproduksjonen, inneholder likevel alle tjærer PAH. PAH er en gruppe organiske miljøgifter som inkluderer flere kjente kreftfremkallende stoffer (Birak and Miller, 2009).

Tjære som ikke ble solgt havnet på en eller måte ut i miljøet (Birak and Miller, 2009). De ble ofte sluppet til miljøet enten ved lekkasjer eller ved deponering (Wehrer et al., 2011). Avfallsproduktene ble på denne måten ofte sammenblandet med løsmassene i grunnen. Ofte ble tjærer, uavhengig om de skulle gjenbrukes senere eller ikke, lagret under bakken i tanker laget av murstein, treverk eller sement. Fra disse tankene kunne tjære lekke ut til miljøet. Ved avvikling av driften ved gassverkene ble ofte tankene stående igjen og dekket til med fyllmasser (Birak and Miller, 2009). Prosesser som har skjedd i grunnen, særlig i umettet sone, over flere tiår, vil i stor grad ha hatt en påvirkning på hvordan forurensningssituasjonen er i dag (Wehrer et al., 2011).

På grunn av kompleksiteten til kulltjærer, innholdet av mange ulike komponenter med ulike fysiokjemiske egenskaper, oppstår det mange problemer i å kunne forutsi oppførselen deres i naturen (King and Barker, 1999). Det store antallet forbindelser som tjærer består av kan også gi en stor utfordring ved analysering av tjærer på laboratorier. Dette forsterkes også av at tjærer ofte er svært viskøse (Birak and Miller, 2009).

Forurensningssituasjonen ved tidligere gassverkstomter er ofte svært heterogen. Det-

te skyldes mange forhold, både naturlige og menneskeskapte. Av naturlige forhold kan heterogenitet i løsmassene være en viktig faktor. Menneskeskapte forhold inkluderer tilfeldige utslipp og søling av avfallsstoffene under produksjonen. Rystelser i grunnen, ved for eksempel utbygging i området, kan ha resultert i økte utslipp. Dette skyldes ødeleggelse av tanker som inneholdt tjære eller ved økt infiltrasjon og mobilisering av NAPL nedover i den umettede sonen (Wehrer et al., 2011).

2.2 Løsmasser

For å kunne forstå hvordan forurensning på gamle gassverkstomter kan spres i miljøet, er det viktig å ha kunnskap om de naturlige forholdene i grunnen. Dette omfatter de geologiske forholdene, slik som løsmassenes lagdeling og egenskaper, og de hydrogeologiske forholdene, hvordan vannet beveger seg i grunnen (Tindall and Kunkel, 1999). Disse forholdene henger sammen. Grunnvannet og jordfuktigheten befinner seg i åpninger og hulrom i det geologiske materialet (Fetter, 2001).

Fysiske og kjemiske forvitningsprosesser vil kontinuerlig bryte ned bergarter (Fetter, 2001). De fysiske prosessene inkluderer blant annet frysing og smelting, fukting og tørking, strømmende vann og is i bevegelse. Kjemiske prosesser slik som oppløsning, oksidasjon og reduksjon, bidrar til en videre dekomponering av mineralene som bygger opp bergartspartikkelen (Tindall and Kunkel, 1999). Løsmasser dannes av forvitningsmateriale fra bergarter, og består av individuelle korn med hulrom mellom seg (Fetter, 2001). I hulrommene mellom kornene kan en gassfase og en flytende fase finne seg. Dette er som regel luft bestående av flere gasser i dynamisk likevekt og vann med oppløste substanser. Løsmassene er dermed et porøst medium som består av tre faser. Fasene skilles fra hverandre av grenseflater. Ved disse grenseflatene skjer det flere ulike reaksjoner som gjør at systemet er i kontinuerlig endring. Interaksjonen mellom fasene øker med økende overflateareal til partiklene (Tindall and Kunkel, 1999).

Partiklene fra nedbrytningen av bergartene utgjør den uorganiske delen av løsmassene og klassifiseres som leire, silt, sand, grus og stein, basert på størrelsen av partiklene. Andelen av hver fraksjon bestemmer teksturen som påvirker mange av de fysiske og kjemiske egenskapene til løsmassen. Teksturen er en viktig fysisk karakteristikk fordi den bestemmer infiltrasjonsraten, vannlagringen, porøsiteten og strømmingen i løsmassen. Dette vil igjen påvirke hvordan forurensningen som entrer grunnen vil transporteres og distribueres gjennom de ulike løsmasselagene (Tindall and Kunkel, 1999). Teksturen beskriver mindre strukturelle trekk ved løsmassene og omfatter kornstørrelse, kornform, rundingsgrad og kornorientering. Struktur omfatter synlige og karakteristiske trekk i løsmassen, slik som lagdeling, erosjonsstrukturer og kjemiske strukturer (Brattli, 2015).

Teksturen og strukturen til løsmassene har stor betydning for vanninnholdet i grunnen og bevegelsen av grunnvannet. Dette har igjen en påvirkning på spredning av forurensning (Tindall and Kunkel, 1999). Egenskaper ved løsmassen som har betydning for grunnvannsbevegelsen blir nærmere omtalt i kapittel 2.3.1. For en nærmere innføring i

fysiske egenskaper til løsmassene, henvises det til Brattli (2015).

I tillegg til å være det materialet som både grunnvannet og forurensningen oppholder seg i og strømmer igjennom, vil løsmassene også kunne påvirke forurensningen direkte (Tindall and Kunkel, 1999). For organiske forurensninger vil innhold av organisk materiale være et viktig aspekt ved løsmassen. Organisk materiale tilføres løsmassen ved at planteavfall brytes ned av mikroorganismer. Dette gir humus, som er motstandsdyktig mot videre nedbrytning av mikrober og med en udefinert struktur. Humussubstanser, sammen med leirepartikler, mikrober og oksider, representerer den kolloidale fraksjonen (Degueldre et al., 2000). Humussubstanser i jord opptrer vanligvis i uløselig form, enten som makromolekylære komplekser kombinert med leirmineraler, eller som bellegg på den faste løsmassefasen (Tindall and Kunkel, 1999). De humiske substansene kan fungere som sorbent til organiske forurensninger og dermed påvirke forurensningens tilgjengelighet til mikrober, samt potensialet for transport ned i grunnen (Pepper et al., 2011 *b*).

Ulike prosesser transporterer forvittringsmaterialet og kan avsette det langt fra den opprinnelige bergarten de ble dannet av. Avsetningsprosesser og senere påvirkning av løsmassene vil i stor grad påvirke løsmassens egenskaper. Det er derfor vanlig å inndele løsmasser etter hvordan de er avsatt (Brattli, 2015). I denne oppgaven studeres spredning av forurensning ved Kalvskinnet i Midtbyen i Trondheim. Avsetningshistorien til Midtbyen vil dermed bli beskrevet videre i dette kapittelet. (Reite et al., 1999) har beskrevet hele utviklingen til Trondheim etter siste istid, og vil i stor grad brukes som kilde i kapittel 2.2.1.

2.2.1 Avsetningshistorien til Midtbyen i Trondheim

Midtbyen er en bydel i Trondheim, avgrenset av Nidelva i sør, sørvest og øst, kanalen i nord og Ila i vest. Figur 2.2 viser et oversiktsbilde av Midtbyen med markerte stedsnavn som blir omtalt videre i dette kapittelet.

Den siste istiden varte fra 115 000 til for 10 000 år siden. Det meste av løsmassene i Norge i dag stammer fra denne tiden og perioden like etter (NGI, 2014). Under istiden ble det meste av de eldre løsmassene fjernet med breene og ført ut til kontinentalsokkelen. Nye løsmasser ble dannet ved at breene rev løs materiale fra berggrunnen som ble knust mellom bresålen og underlaget. Da klimaet ble mildere og isen trakk seg tilbake, ble store mengder grus, sand, silt og leire ført med breelvene og avsatt (Reite et al., 1999).

Kyststrøkene i Trøndelag ble isfrie for om lag 12 500 år siden. Klimaet ble generelt mildere, men kortere perioder med kaldere klima stanset tilbaketrekningen og breene kunne rykke litt frem og avsette israndavsetninger. Da det milde klimaet ble mer stabilt, trakk isen seg raskt tilbake innover dalene og østover i Trondheimsfjorden. Dette førte til at fjordene åpnet seg og havnivået steg. Slam ble ført med smeltevannet og avsatt som tykke lag med leire på fjordbunnen. Der hvor breelvene munnet ut i fjorden ble det avsatt sand og grus (Reite et al., 1999).

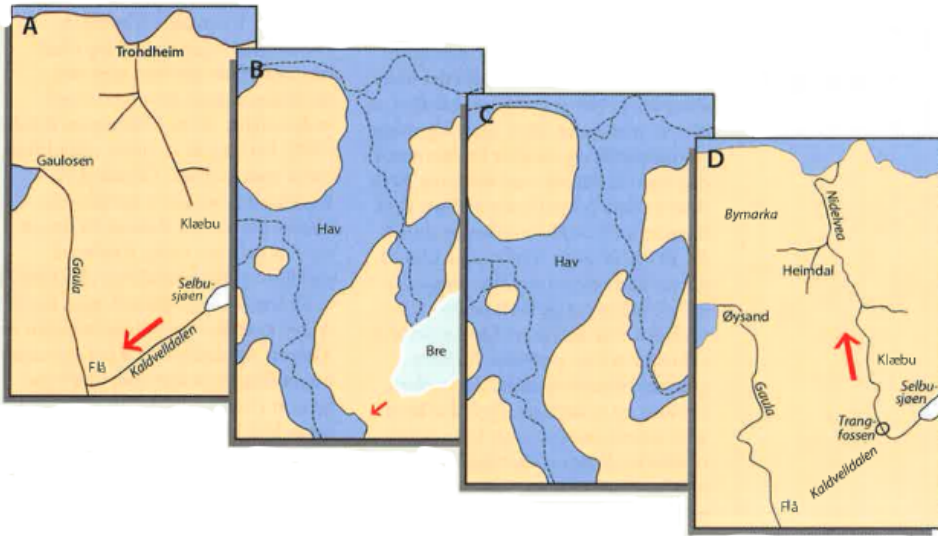


Figur 2.2: Oversiktsbilde over midtbyen (Norgeskart). Modifisert med stedsnavn av forfatter

Da isen smeltet var landet presset ned på grunn av overliggende vekt. Da Trondheim ble isfri, lå byen derfor under dagens havnivå. På det høyeste lå havnivået 175 meter over dagens havnivå. Trykket fra isen forsvant og landet begynte å heve seg. Dette er en sakte prosess som fremdeles pågår. Da isen fjernet seg, var denne prosessen raskere enn havnivåstigning på grunn av smeltevann. Dette resulterte i et synkende havnivå gjennom hele etter-istiden og en forflytning av strandlinjen ned til dagens havnivå (Reite et al., 1999). For litt over 11 000 år siden førte dette til at Selbusjøen ble avsnørt fra havet som en egen innsjø (Sveian et al., 2007). Nidelva har utspring fra Selbusjøen. Før vannet fant vei gjennom Trangfossen mot Trondheim, antas det at Selbusjøen i tiden før siste istid hadde et lavere avløp vestover gjennom Kaldvellidalen mot Flå i Gauldalen. Da isen trakk seg tilbake etter siste istid, ble tykke løsmasser og israndavsetninger avsatt i dalen som dannet en effektiv demning. Dermed var laveste utløp for elva gjennom trangfossen (Reite et al., 1999). Dette er illustrert i figur 2.3.

Midtbyen i Trondheim består av materiale avsatt ved utløpet til Nidelva. Dette utløpet har flyttet seg kontinuerlig ettersom havnivået har gått ned som følge av landheving.

I fjorddaler med avsatte løsmasser vil elven senke sitt løp og grave seg ned i dalbunnen til et dyp som styres av havnivået. Dalbunnene lå derfor på et høyere nivå etter istiden enn de gjør i dag. Etter hvert som elvene gravde, fraktet de med seg store mengder sand og slam nedover dalene og avsatte de på et stadig lavere nivå. Der hvor elven til ulike tider munnet ut i fjorden ble det avsatt et sanddelta (Reite et al., 1999). Dette har ført til at eldre deltaer ligger høyere enn dagens havnivå. Der det fremdeles går store elveløp på samme sted som etter isavsmeltingen, finnes slike deltaavsetninger i flere nivåer nedover elveløpet, noe som reflekterer landhevingen. Det avsatte deltaet ble etter



Figur 2.3: Selbusjøens avløp før og etter istiden (Reite et al., 1999)

en viss tid gjennomskåret av elva (Erikstad et al., 2009). Det ble dels gravd bort av elva, dels liggende igjen som nesten horisontale sandavsetninger (Reite et al., 1999).

For 3300 år siden gikk Nidelva i en omtrentlig rett linje og munnet ut i fjorden omtrent der Elgeseter bru ligger i dag. Vest for utløpet lå det tørt land med sandsletter høyere enn dagens terreng. Dette slettelandskapet, kalt "Høge Øya", ble i ettertid gravd vekk av elva (Sveian et al., 2007). For 3500 til 2500 år siden endret havnivået seg fra 20 til 12 meter høyere enn dagens nivå. Nidelva gravde og planerte elvesletter og bygde ut sanddeltaer i dette høydeintervallet fra Elgeseter og Øya fram til Kalvskinnnet og domkirkeområdet (Reite et al., 1999). Evemunningen og strandlinjen flyttet seg nordover ved at havnivået sank, slik at stadig mer land ble tørrlagt i Midtbyen (Sveian et al., 2007). I løpet av de siste 2500 år avsatte Nidelva mye sand i Midtbyen, Ila og Lademoen. Sand ble ført østover og vestover fra elvemunningen på grunn av bølgevasking og strøm i strandsonen og avsatt oppå tykke, eldre leiravsetninger. Strandforskyvningen førte til at stadig lavereliggende deltaavsetninger ble avsatt. Tykkelsen på sandavsetningene varierer. Den høyestliggende, og dermed eldste, deltaavsetningen i Midtbyen ble dannet i strandkanten for ca. 2500 år siden ved Erkebisppegården/Nidarosdomen til Kalvskinnnet, 12-14 meter over dagens havnivå (Reite et al., 1999). Nidelva har hele tiden gravd på vestbredden av Øya og laget en stadig større sving mot Ila. I løpet av et par tusen år gravde elva bort hele "Høge Øya". Under denne prosessen formet elva i sin innersving et nytt, lavere landskap som i dag kalles Øya. Landhevingen løftet dalbunnen slik at elva gravde seg ut i yttersvingene og la igjen sand og grus på nye, lave elveører i innersvingen. Dalbunnen ble dermed senket, og elva ble mer og mer svingete. Derfor ble den yngste delen av det nye terrenget på Øya liggende 10-12 meter lavere enn områdene nærmest St. Olavs hospital, der elva gikk for ca. 3000 år siden (Sveian et al., 2007). Figur 2.4 viser

hvordan Nidelva har bygd opp og formet Midtbyen.



Figur 2.4: Nidelvas utvikling fra 3300 til 1000 år siden (Sveian et al., 2007)

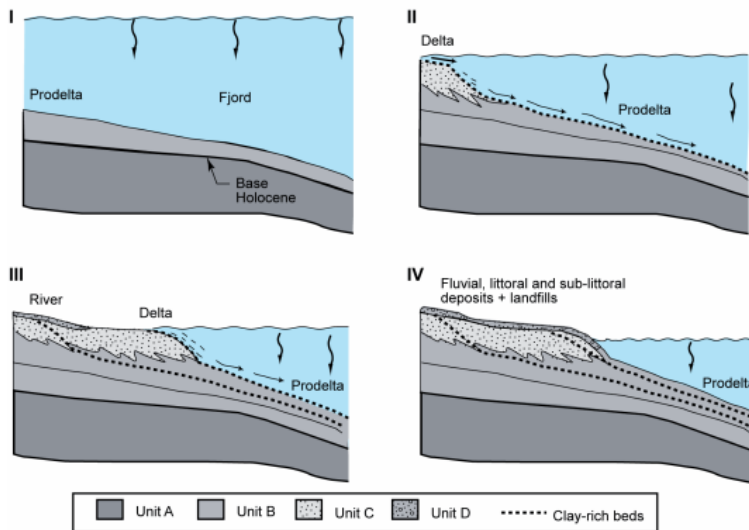
Bilde A viser forholdene for 3300 år siden. Elva graver i vestre bredd omtrent ved St. Olavs hospital. Havnivået er 16 meter over dagens havnivå og hele Midtbyen er fjordbunn. Bilde B viser området for 2600 år siden. Havnivået er 13 meter over dagens havnivå og Kalvskinnet begynner å bli tørt land. Dette er den første antydningen til Midtbyen. "Høge Øya" er redusert som resultat av elveerosjon. Bilde C viser området for 2000 år siden. Mer av Midtbyen blir tørt land og elvesvingen går lengre mot vest. En liten del av "Høge øya" eksisterer fortsatt. Strandlinjen ligger 10 meter over dagens havnivå. Bilde D viser området for 1000 år siden. Her er nesten hele Midtbyen blitt tørt land og elvesvingen går nesten like langt vest mot Ila som i dag. "Høge øya" er erodert bort (Sveian et al., 2007).

På denne måten er Midtbyen en deltaavsetning avsatt der hvor utløpet av Nidelva har eksistert til en hver tid. Avsetningen er også påvirket av et kontinuerlig endret elveløp som har meandret gjennom tidligere elveavsatt materiale etterhvert som landet har hevet seg.

Deltaer bygges ut i sedimentasjonsbasseng, slik som innsjøer og havområder. Deltaet kan deles inn i tre hoveddeler, deltatopp/deltaslette, deltafront og prodelta. Deltasletten er flaten deltaet danner i overflaten av vannbassenget. Deltafronten er det området hvor bølgene bryter mot deltaet. Videre ut fra deltaet følger prodeltaet som er den delen av deltaet som er lengst vekk fra elveutløpet (Bjørlykke, 1984). Klassiske delta, slik som

Gilbert-type delta, er den vanligste deltatypen i Norge. Dette er delta som er dominert av bunntransport av sand og grus og med en bratt deltafront (Miljødirektoratet, 2007). Leire og silt ført med elva kan holdes i suspensjon i stillestående vann og kan derfor transporteres langt bort fra elvemunningen. Sand vil derimot avsettes med en gang elva møter havet, på grunn av avtakende hastighet. Mye av sanden avsettes i skråstilte lag langs skråningen utenfor elvemunningen. Etterhvert som mer sand avsettes forflytter skråningen seg utover. De skråstilte lagene som avsettes langs deltaskråningen, representerer deltafronten og kalles *foreset avsetninger*. Det finere materialet avsettes utenfor deltaskråningen hvor det danner svakt viklede eller horisontale lag. Disse avsetningene representerer prodeltaet og kalles *bottomset avsetninger* (Kullerud, 2006). Utformingen av et delta kan fremstilles som en kamp mellom den fluviale utbyggingen av deltaet og erosjonen av deltaet av marine destruktive krefter. Det skiller dermed mellom konstruktive deltaer og destruktive deltaer. Konstruktive deltaer bygger seg langt ut i bassenget og består i hovedsak av fluviale sedimenter. Destruktive deltaer bygger seg ikke langt ut i bassenget og består av en større del marine sedimenter. Konstruktive deltaer kalles ofte for elvedominert, og de destruktive deltaer deles opp i to endeledd - bølgedominert og tidevannsdominert. De fleste elver har deltaer som faller et sted mellom disse tre ytterleddene (Bjørlykke, 1984).

L'Heureux et al. (2010) har delt stratigrafien av Midtbyen inn i fire enheter (A-D) i sin studie av undersjøiske skred langs kystlinjen til Trondheim. Figur 2.5 viser hvordan disse ble avsatt ved synkende havnivå og variasjoner i utløpet til Nidelva. Fra bunn til topp representerer disse: glasiomarine avsetninger (A), marine og prodelta-avsetninger (B), deltafront-avsetninger (C) og fluviale og strandlinje-avsetninger (D).



Figur 2.5: Generalisert modell av deltautviklingen ved Nidelvas utløp ved synkende havnivå og endret beliggenhet på elvemunningen (L'Heureux et al., 2010)

Fra geotekniske målinger er det kjent at enhet A består av leire og silt, med stedvis tynne sandlag. Enheten ligger direkte på berggrunnen. Enheten tolkes som glasiomarine sedimenter. Enhet B avsatt over dagens havnivå er opp til 25 meter tykk og består av silt til siltig sand og stedvis leirrike lag. På seismiske målinger gjort vinkelrett på kysten, heller enhet B 2-7 ° mot fjorden. Enheten er avsatt i prodelta-miljøet og er forstyrret av perioder med rask avsetning av leirrike lag fra turbidittstrømmer fra store kvikkleireskred langs Nidelva. Enhet C består av velsortert siltig sand til grov sand. En utgraving i forbindelse med veibygging ved Ila og Skansen viste skrå og parallelle lag med helning på 12-20 ° mot fjorden. Vest i Midtbyen antyder informasjon fra boringer at enheten har en tykkelse på 15-20 meter. Leirrike lag kan også finnes i dette laget. Enheten består i hovedsak av sand og grus og tolkes som deltafront-avsetninger. Enhet D består av velsortert sand og grus med tynne leirige siltlag og trefragmenter. Boringer har vist at enheten er i gjennomsnitt 2-3 meter tykk. Enheten tolkes som strandavsetninger på en bølgepåvirket deltafront (L'Heureux et al., 2010). Dette laget er i stor grad påvirket av menneskeaktivitet og det kan dermed finnes fyllmasser ved denne dybden over hele Midtbyen.

Leiravsetningene under deltaavsetningene består av leire avsatt i havet. Da landet hevet seg, ble denne avsetningen flere steder eksponert for ferskvann fra nedbør og grunnvann og dannet kvikkleire. Denne avsetningen finnes i hele Trondheim helt opp til marin grense. Det er denne avsetningen som har ført til flere leirras i Trondheimsområdet. Flere av disse eldre rasene er kartlagt og rasavsetninger er flere steder observert i dybden av sandavsetningene i Midtbyen. En gang for nesten 2000 år siden gikk det ras som la igjen et leirlag oppå elvegrusen ved Erkebispegården ved Nidarosdomen. Fra omtrent samme tid stammer trolig et lag av rasleire ved St.Olavs hospital (NGU, 2006). Leirskredene kan føre flak av leire langt vekk fra kildeområdet og på denne måten tilføre enda mer heterogenitet i grunnen.

2.3 Hydrogeologi

Læren om hvordan vannet oppfører og beveger seg i grunnen kalles hydrogeologi. I dette kapittelet skal jeg gå igjennom viktige aspekter ved grunnvann og grunnvannsstrømming. Hydrogeologi er et stort fagfelt som det er skrevet mye om. I dette kapittelet vil lærebøkene til Fetter (2001), Brattli (2009) og Hiscock and Bense (2014) i stor grad benyttes som kilder.

2.3.1 Hydrogeologiske parametre

Det er mange egenskaper ved løsmassene som vil påvirke hvordan grunnvannet beveger seg. Nedenfor gjennomgås noen av de viktigste: porøsitet og effektiv porøsitet, hydraulisk konduktivitet, spesifikk lagring og homogenitet.

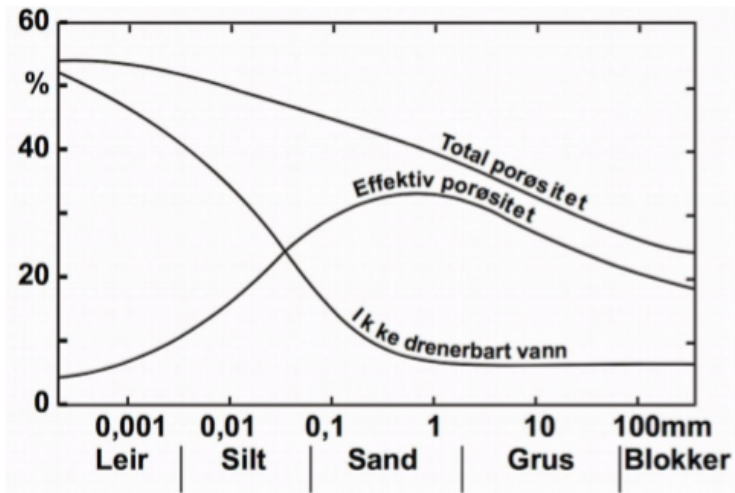
Porøsitet

Porøsiteten i løsmasser er prosentandelen av det totale volumet som består av hulrom (Hiscock and Bense, 2014). Porøsiteten avhenger av løsmassenes sorteringsgrad, kornstørrelse, kornform, pakningsgrad og orientering av kornene (Brattli, 2009). Porøsiteten kan økes av planterøtter og andre sprekker og kanaler i løsmassene, skapt av insekter, dyr eller menneskelig aktivitet. Disse kanalene kan skape foretrukkede strømningsveier i løsmassen (Pepper et al., 2011b).

Hvis en mettet løsmasse dreneres ved gravitasjon, vil ikke alt vannet den inneholder slippes ut. Volumet som dreneres er det drenerbare porevolumet, og volumet som holdes tilbake er den spesifikke rentensjonen. Porøsiteten er lik summen av disse (Cheremisinoff, 1997c). Det drenerbare porevolumet kalles også *Effektiv porøsitet* og er porøsiteten som er tilgjengelig for væskestrøm. Effektiv porøsitet ekskluderer porer som ikke er store nok til å inneholde vannmolekyler, porer som er avstengt og vannet i porer som er adhesivt bundet og dermed ikke drenerbart (Brattli, 2009).

Vannet som ikke er drenerbart, representerer jordartens *spesifikke rentensjon*. På grunn av overflatespenningen til vann vil vannmolekyler feste seg til partikkeloverflater. Når jordarten er drenert, vil den gjenværende vannfilmen rundt partiklene være så tynn at overflatespenningen balanserer ut gravitasjonen (Fetter, 2001). Dette er fordi porevannsuget (trykkforskjellen mellom atmosfæretrykket i poreluften og trykket ved kontaktflaten mot mineralet, som holder vannfilmene rundt kornpartiklene fast) øker når vannfilmene rundt partiklene avtar. Trykket er mindre ved mineraloverflaten enn i poreluften på grunn av overflatetensjon mellom kornene og vannmolekylene (Brattli, 2009). Spesifikk rentensjon øker, og effektiv porøsitet minker, med minkende kornstørrelse (Cheremisinoff, 1997c).

Figur 2.6 viser forholdet mellom total porøsitet, effektiv porøsitet, spesifikk rentensjon og kornstørrelse.



Figur 2.6: Forhold mellom total porøsitet, effektiv porøsitet og ikke drenerbart vann for ulike løsmasser (Brattli, 2009).

Selv om den gjennomsnittlige porestørrelsen i velsortert leire er mindre enn i velsortert sand, er det mange flere porer og porøsiteten er dermed større. Vannet er likevel mer adhesivt bundet til kornene, og den effektive porøsiteten er dermed mindre (Pepper et al., 2011b).

Hydraulisk konduktivitet

Hydraulisk konduktivitet [m/s], K , er et mål på hvor lett en væske strømmer gjennom løsmassene og er en viktig parameter for grunnvannsstrømning i akviferer (Lovanh et al., 2000). Den kan fremstilles matematisk med ligningen (Hiscock and Bense, 2014):

$$K = \frac{k\rho g}{\mu} \quad (2.1)$$

hvor k er permeabiliteten [m^2], ρ er tettheten på væsken, g er gravitasjonsakselerasjonen og μ er viskositet.

Permeabiliteten i løsmasser beskriver løsmassens strømmingsegenskaper, og er avhengig av porøsiteten til løsmassene, størrelsen på porene og hvor godt porene er koblet sammen. Løst pakket og godt sortert grus og sand har relativt stor kornstørrelse med mange store og sammenhengende hulrom og dermed god permeabilitet. Silt og leire har derimot liten kornstørrelse og kornene er gjerne pakket tett sammen noe som gir dårlig permeabilitet. Usortert materiale vil også gi dårlig permeabilitet fordi de små jordpartiklene fyller ut hulrommene mellom de store kornene (NGU, 2018). I tillegg til

løsmassenes strømningssegenskaper, er den hydrauliske konduktiviteten også avhengig av væskens strømningssegenskaper. En seig væske, slik som tjære, har høy viskositet, og vil bevege seg saktere enn en tyntflytende væske med lavere viskositet, slik som vann, og vil dermed gi lavere hydraulisk konduktivitet (Fetter, 2001).

Lagring

Når grunnvannsspeilet i en mettet akvifer endres, vil vann enten lagres eller frigis. Lagringskoeffisienten, S [-], er volumet vann som lagres eller frigis fra lagring per enhetsareal per enhetsendring av vannspeilet (Duffield, 2019). Spesifikk lagring (S_s) er mengden vann per enhetsvolum som lagres eller frigis på grunn av kompresjon av mineralskjelettet og porevannet per enhetsendring av grunnvannsstanden. I lukkede akviferer vil alt vann som frigis fra lagring være et resultat av kompressibiliteten, $[S_s]$ for hele tykkelsen av akviferen. For åpne akviferer derimot, vil vann som frigis fra lagring skyldes drenering av porerommene, og dermed det drenerbare porevolumet eller *specific yield* [S_y]. Lagringen er summen av S_y og S_s for hele tykkelsen av akviferen, men S_y er flere ordner større enn S_s (Fetter, 2001).

Homogenitet

Akviferer som har en tilnærmet uniform hydraulisk konduktivitet er kalt homogene og de som har en varierende er heterogene. Hydraulisk konduktivitet kan også variere i x-, y- og z-retning og da er akviferen anisotrop. Hvis den er uniform i alle retninger, som er sjeldent, er den isotrop. Det faktum at sedimentære lag er avsatt som horisontale enheter er grunnen til at den hydrauliske konduktiviteten generelt er større i horisontal retning enn vertikal retning (Cheremisinoff, 1997c). Linser eller lommer av andre fraksjoner skaper et heterogent miljø. For eksempel vil linser eller lommer av leire avsatt i et grovere materiale føre til at vann i større grad beveger seg gjennom det grove materialet og rundt leirelommene (Pepper et al., 2011b).

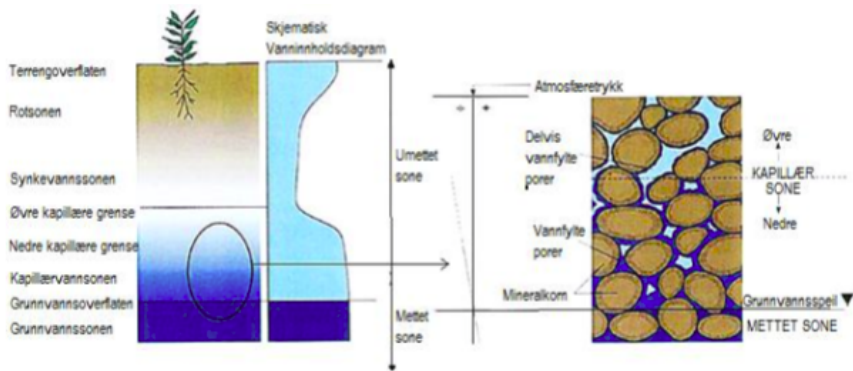
2.3.2 Generelt om grunnvann

Vann i grunnen er en kritisk ressurs for mennesker, både direkte ved konsumering og indirekte ved at det er nødvendig for at planter skal kunne vokse. Vann er også viktig for transporten og skjebnen til forurensninger i grunnen (Pepper et al., 2011c). Kun en liten del av verdens vannlager er tilgjengelig for mennesker som ferskvann. Av det tilgjengelige ferskvannet utgjør grunnvannet 98 prosent. Vannet befinner seg i havet, magasinert i isbreer, i grunnvann, overflatevann, som jordfuktighet og i atmosfæren. Vannet vil sirkulere mellom disse magasinene ved hjelp av energien fra sola. Dette kalles det hydrologiske kretsløpet (Fetter, 2001).

Umettet og mettet sone

Vann som infiltrerer jordarten kan bevege seg gjennom to soner, den umettede og den mettede sonen. Den umettede sonen ligger rett under jordoverflaten og består av pore-rom og sprekker fylt med vann og luft (AWWA, 2014). Her er vanntrykket mindre enn atmosfæretrykket. Dette skyldes at vann holdes tilbake av overflate- og kapillærkrefter som virker i mot gravitasjonskreftene. På denne måten er det lite bevegelse av vann i den umettede sonen når vanninnholdet er relativt lavt. Ved høyere vanninnhold vil noe av vannet kunne bevege seg fritt under påvirkning av gravitasjonskreftene. Når dette skjer, er bevegelsen i hovedsak vertikal (Pepper et al., 2011c). Under den umettede sonen ligger den mettede sonen hvor alle porene og sprekke-ene er fylt med vann (AWWA, 2014). Her er det hydrostatiske trykket positivt, større en atmosfæretrykket, på grunn av overliggende vannsøyle. Vanninnholdet er likt porøsiteten, unntatt hvis flytende organiske forurensninger er tilstede. Vannbevegelsen i den mettede sonen er generelt horisontal (Pepper et al., 2011c). Grensen mellom den umettede og mettede sonen kalles vannspeilet og defineres som den overflaten hvor det hydrostatiske trykket er lik atmosfæretrykket (Pepper et al., 2011b). Det frie bevegelige vannet i den mettede sonen er grunnvannet. Nydannelse av grunnvann skjer ved perkolering av vann fra jordoverflaten gjennom umettede sone (AWWA, 2014).

Figur 2.7 viser inndelingen av den umettede sonen med teoretisk vanninnhold ned til vannspeilet.



Figur 2.7: Inndeling av den umettede sonen (Brattli, 2009)

Den øverste delen av den umettede sonen kalles rotsonen. Dette er sonen hvor røtter til planter kan trekke til seg fuktigheten i jorden (Fetter, 2001). I rotsonen foregår viktige kjemiske og biologiske omsetningsprosesser som har stor betydning for den kjemiske sammensetningen av grunnvannet (Brattli, 2009). Videre vil vann dras nedover til den intermediære sonen på grunn av gravitasjonen (Fetter, 2001). Her vil vann forekomme i form av vannhinner som mer eller mindre er bundet til mineralpartiklene og som vann i mikroporer. Overskuddsvannet som ikke bindes til partiklene, perkolerer under påvirkning av gravitasjonskraften ned mot grunnvannsspeilet. Porene i den interme-

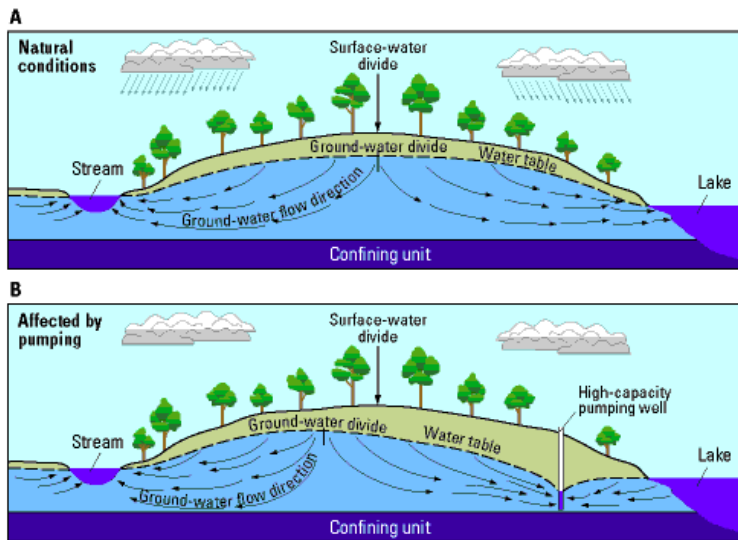
diære sonen er delvis luftfylte (Brattli, 2009). Vannet beveger seg gjennom den intermediaære sonen til kapillærsonen. I kapillærsonen fylles porene med vann slik at metningen nærmer seg 100 prosent nært grunnvannsspeilet (Fetter, 2001). Kapillærsonen strekker seg fra grunnvannsoverflaten og opp til nivået for vannets høyeste kapillære stigning i den aktuelle jordarten (Brattli, 2009). Tykkelsen på denne sonen er en funksjon av kornfordelingen og kan variere fra noen få centimeter i grovkornete løsmasser til noen meter i finkornige jordarter (Pepper et al., 2011c).

Akvifer

Enheter av geologisk materiale vil ha ulik permeabilitet og deles derfor inn etter begrepene akviferer, akvitarder og akvikluder. En akvifer er et lag eller en lagdelt sekvens av geologisk materiale som inneholder og kan lede store mengder vann under en ordinær hydraulisk gradient. I løsmasser finner en ofte gode akviferer i avsetninger av sand og grus. En akvitard er en geologisk formasjon med lavere permeabilitet. Vannføringen kan ha en betydning for den regionale grunnvannsstrømmen, men kan ikke lede store nok mengder vann til at det er økonomisk utnyttbart. Dette inkluderer avsetninger av silt og sandige leirer. En akviklude er en geologisk enhet med så lav permeabilitet at den ikke kan overføre betydningsfulle mengder vann og den kan fungere som en barriere til en regional grunnvannsstrøm. Dette kan inkludere avsetninger med store mengder leire (Hiscock and Bense, 2014). Vann kan være i akviferer under to ulike forhold, åpen og lukket. En åpen akvifer har en åpen vannoverflate som stiger og synker i respons til forskjellen mellom innstrømning og utstrømning. En lukket akvifer er over- og underlagt av akvitarder eller akvikluder, slik at vannet er under nok press til å stige over det overliggende laget hvis det blir perforert. Vannivået i åpne akviferer refereres til som vannspeilet, mens det i lukkede akviferer refereres til som en piezometriske overflate (Cheremisinoff, 1997c).

Vannspeilets beliggenhet

Det geologiske rammeverket, sammen med topografien, har en stor påvirkning på beliggenheten til vannspeilet og tykkelsen på den umettede sonen. Generelt vil vannspeilet være flatere i avsetninger av permeabel sand og grus. I avsetninger med mer finstoff vil derimot vannspeilet i større grad være påvirket av topografien (Cheremisinoff, 1997a). Grunnvannsspeilet følger generelt topografien og kommer frem i dagen i forsenkninger, elver, innsjøer og ved havnivå. Et grunnvannetsskille er grensen hvor vann strømmer til to motsatte retninger, representert ved lokalt maksimum for trykkehøyden. Det vil ikke alltid sammenfalle med dreneringsområdet på overflaten. De kan være påvirket av andre forhold, som for eksempel pumping av vann fra brønner (Brattli, 2009). Figur 2.8 viser hvordan vannspeilet og grunnvannsskillet påvirkes av disse forholdene.



Figur 2.8: Generalisert beliggenhet av grunnvannspeil under (A) naturlige forhold og (B) påvirkning av pumping (Grannemann et al., 2000)

Grunnvannsnivået vil også variere som funksjon av klimatiske forhold. Ved et fuktigere klima er det typisk at grunnvannet mater elver, mens i tørrere områder kan grunnvannsnivået ligge langt under bakken og dermed bli matet av elver og bekker. Størrelsen på grunnvannsnivåets fluktuasjoner er avhengig av mektigheten og den vertikale hydrauliske ledningsevnen i den umettede sonen. I mer grovkornige sedimenter er responsen rask i grunnvannsmagasinet. Er den umettede sonen tykk og mindre permeabel, er responsen i grunnvannsmagasinet ofte forsinket. I områder med mer grovkornige sedimenter kan man få en lokal heving av grunnvannspeilet og det kan dannes en sideveis grunnvannsstrømning fra den lokale hevingen mot tilgrensende områder. Etter hvert vil grunnvannsnivået innstille seg i samsvar med terrengoverflaten og grunnvannet vil strømme mot lavere terreng. Utslaget i grunnvannsmagasinet vil også avhenge av størrelsen på magasinet. Større magasin vil få et mindre utslag enn mindre magasin (Brattli, 2009)

Grunnvannspeilet kan kartlegges ved nedsetting av rørbrønner. Vannstanden i rørbrønnene representerer grunnvannspeilet. Ekvipotensialkart er en grafisk fremstilling av beliggenheten til vannspeilet hvor grunnvannsnivået er representert ved koter (Brattli, 2009). Kartene indikerer i hvilken retning grunnvannet strømmer, og gir et estimat på hydraulisk gradient som igjen kontrollerer strømningshastigheten. De lages ved at vannstandsmålinger plottes på et kart, og konturlinjer trekkes mellom dem (Cheremisinoff, 1997c). Siden grunnvannstanden varierer over tid som funksjon av klimatiske variasjoner, er det viktig at målingene fortas i peilebrønner på samme tidspunkt og på samme dyp (Brattli, 2009).

Vannbalansen

De ulike prosessene som fører vann inn og ut av grunnvannssystemet utgjør det som kalles vannbalansen. Vannbalansen sier at innstrømning av vann til et reservoar minus utstrømningen fra samme reservoar er lik endring i magasinert vann i reservoaret (Brattli, 2009).

Innstrømning av vann til akviferen kan skje fra flere kilder. Hovedkilden er direkte infiltrasjon fra nedbør. Om vannspeilet ligger under en elv, vil akviferen også kunne mates ved infiltrasjon fra elva. Vann kan også nå akviferen gjennom antropogene inn- grep slik som lekkasje fra vann- og avløpsledninger (Cheremisinoff, 1997c). Mengden vann som kan infiltrere fra nedbøren, avhenger av nedbørens intensitet og varighet, terrengets helning og vegetasjon og jordartens permeabilitet og jordfuktighet. Bakken kan også være lukket av frost, bebygd eller asfaltert slik at vann hindres i å infiltrere. Vann som ikke infiltrerer ned i grunnen vil renne av som overflateavrenning og fordampes på grunn av evapotranspirasjonen (Brattli, 2009). Mesteparten av infiltrasjon av grunnvann skjer på våren og høsten. Etter disse periodene vil vannivået minke i respons til utstrømning. Utstrømningen skjer i hovedsak til elver og havet, men pumping og menneskelige uttak av grunnvannet kan også bidra (Cheremisinoff, 1997c). Ved vurdering av vannbalansen i en akvifer, er det viktig at beregning av innstrømmende og utstrømmende vannmengder skjer over samme tidsrom (Brattli, 2009).

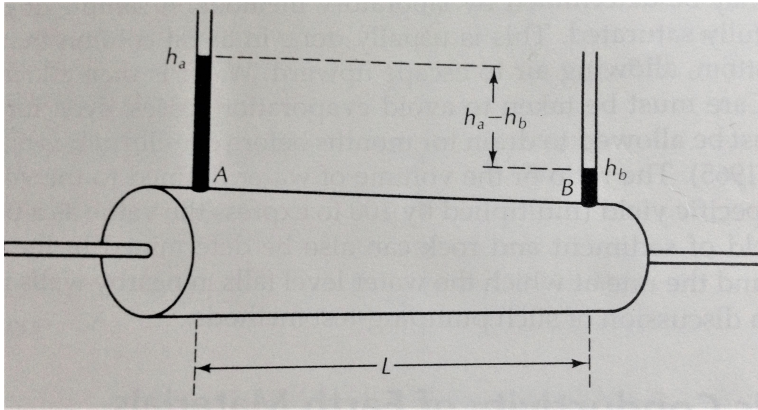
2.3.3 Grunnvannsstrømning

Grunnvannsstrømmen bestemmes generelt av den hydrauliske konduktiviteten og grunnvannspeiles helning. Vannet strømmer fra høyere til lavere trykk i de åpne hulrommene mellom kornene i løsmassene på grunn av gravitasjon (NGU, 2018). I stor grad vil det være akviferens rammeverk som kontrollerer bevegelsen av grunnvannet og forurensningene. Den hydrauliske konduktiviteten er svært viktig. Vannet strømmer lettere gjennom permeable soner. Permeable soner er ofte separert av lag med finkornet materiale slik som leire og silt. Selv om lekkasjer gjennom slike akvitarter er vanlig, vil både vann og forurensning i større grad forbli i de permeable sonene, heller enn å bevege seg gjennom enheter med lav permeabilitet (Cheremisinoff, 1997a).

Den hydrauliske gradienten er helningen på vannspeilet. Den defineres som endringen i vannstand per enhetslengde langs retningen av maksimal trykkhøydereduksjon. Den bestemmes ved å måle vannivået i flere brønner. Vannivået i brønnen, vanligvis uttrykt som meter over havet, er den totale trykkhøyden (h_t), og er summen av potensiell trykkhøyde (z) og trykkbetinget trykkhøyde (h_p). Den hydrauliske gradienten er den drivende kraften som forårsaker at grunnvann beveger seg i retningen av maksimal reduksjon i total trykkhøyde (Cheremisinoff, 1997c).

Henry Darcy formulerte en viktig lov i 1856 som beskriver oppførselen til grunnvannsstrøm i vannmettet, porøst materiale (Hiscock and Bense, 2014). Gjennom sine studier fant han ut at strømningsraten til vann gjennom det porøse materialet (Q) er proporsjonal med forskjellen i trykkhøyden til vannet i hver ende av et sandfylt rør

$(h_A - h_B)$ og invers proporsjonal med lengden av røret (L). Han fant også ut at mengden strømning er proporsjonal med den hydrauliske konduktiviteten og tverrsnittarealet som vannet strømmer igjennom (A) (Fetter (2001), Hiscock and Bense (2014)). Figur 2.9 illustrerer eksperimentet. Vann føres inn under trykk ved punkt A og strømmer igjennom røret til punkt B. Trykkehøyden kan måles ved begge punktene.



Figur 2.9: Darcys eksperiment (Fetter, 2001)

Basert på denne informasjonen utformet han Darcys lov (Hiscock and Bense, 2014):

$$Q = -KA \frac{dh}{dl} \quad (2.2)$$

hvor dh/dl representerer den hydrauliske gradient, i . Det negative fortegnet indikerer strømning i en retning av minkende trykkehøyde/vannstand. K representerer den hydrauliske konduktivitet av det porøse materialet. Dermed kan loven skrives (Hiscock and Bense, 2014):

$$Q = -KiA \quad (2.3)$$

Basert på Darcys lov kan darcyhastigheten (også kalt spesifikk fluks) bestemmes. Darcyhastigheten er definert som (Fetter, 2001):

$$v = \frac{Q}{A} = -K \frac{dh}{dl} = -Ki \quad (2.4)$$

Dette er den tilsynelatende hastigheten på vannstrømmen, og representerer hastigheten vannet vil beveges med gjennom en akvifer, om akviferen var helt åpen. I virkeligheten strømmer vannet gjennom porene til det geologiske materialet. På denne måten er det åpne arealet som vannet strømmer gjennom mye mindre. Dette styres av den

effektive porøsiteten. For å finne den faktiske hastigheten som vannet strømmer gjennom det porøse materialet med, må derfor strømningsraten (Q) deles på den effektive porøsiteten (n_e). Resultatet blir *seepage velocity* eller gjennomsnittlig lineær hastighet som representerer den gjennomsnittlige hastigheten som vannet beveger seg mellom to punkt (Fetter, 2001):

$$u = \frac{Q}{n_e A} = -\frac{K dh}{n_e dl} \quad (2.5)$$

Pumpebrønner

I urbane strøk er ofte vannspeilet periodisk påvirket av pumping i brønner (Cheremisinoff, 1997a). Når en brønn pumpes vil vannivået i nærheten av brønnen senkes for å oppnå en gradient som driver vannet mot utløpspunktet. Gradienten blir brattere inn mot brønnen fordi strømmen samles fra alle retningene og arealet fra hvor strømmingen skjer blir mindre Cheremisinoff (1997c). Dette resulterer i en senkningstrakt av vannspeilet rundt brønnen. Senkningstrakten endrer både den hydrauliske gradienten og hastigheten på grunnvannsstrømmingen, og fører til en strømning inn mot brønnen (Cheremisinoff, 1997a). Den spesifikke kapasiteten til pumpebrønnen er forholdet mellom mengden vann brønnen kan pumpe ut per tidsenhet og forskjellen mellom vannivået før pumping og etter pumping. Denne indikerer hvor mye vann brønnen vil produsere per meter senkning (Cheremisinoff, 1997c)

Empiriske formler for beregning av hydraulisk konduktivitet

Empiriske metoder basert på kornfordelingsanalyser kan brukes til å estimere verdier for hydraulisk konduktivitet. Ligningene er utviklet basert på et begrenset antall prøver og inneholder derfor en viss usikkerhet. Resultatet er dermed en tilnærming til K (Duffield, 2019). Disse formlene baserer seg på d_{10} som er den sikteåpningen som 10% av materialet passerer, og d_{60} som er den sikteåpning som 60% av materialet passerer (Statens vegvesen, 2014). Hazens formel og Gustafsons formel benyttes vanligvis i Skandinavia (Tømmerdal, 2017).

Hazens formel med temperaturkorrigerings for beregning av hydraulisk konduktivitet kan uttrykkes ved (Tømmerdal, 2017):

$$K = 0,01157 \times d_{10}^2 \times (0,7 + 0,03 \times T) \quad (2.6)$$

hvor T er temperaturen og $0,01157$ er den mest brukte verdien for *Hazens empiriske konstant* i Skandinavisk litteratur.

Hazens formel gjelder for løsmasser med effektiv kornstørrelse i intervallet $0,1 < d_{10} < 3$ mm, og hvor graderingstallet, $C_u < 5$ (Tømmerdal, 2017). Gustafson utviklet en formel basert på et stort antall prøver hvor kornfordelingsanalyser ble sammenlignet med resultater fra pumpeprøver. Formelen er (Svensson, 2014):

$$K = E(C_u) \left(\frac{d_{10}}{1000} \right)^2 \quad (2.7)$$

hvor $E(C_u)$ beskrives med formelen:

$$E(C_u) = 10,2 \times 10^6 \times \frac{e^3}{1+e} \times \frac{1}{g(c_u)^2} \quad (2.8)$$

hvor e representerer poretalet og beskrives med formelen:

$$e = 0,8 \times \frac{1}{2 \ln(C_u)} - \frac{1}{C_u^2 - 1} \quad (2.9)$$

og funksjonen $g(C_u)$ er gitt ved:

$$g(C_u) = \frac{1,3}{\log C_u} \times \frac{C_u^2 - 1}{C_u^{1,8}} \quad (2.10)$$

Graderingstallet C_u er gitt ved:

$$C_u = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (2.11)$$

Forholdet mellom poretalet, e , og porøsiteten, n , beskrives med formelen (Statens vegvesen, 2014):

$$e = \frac{n}{100 - n} \quad (2.12)$$

Formelen stemmer best for løsmasser hvor graderingstallet C_u ligger i intervallet $2,5 < C_u < 15$, og er beregnet basert på en vanntemperatur på 10°C (Tømmerdal, 2017).

2.4 Kulltjærens egenskaper

De fysiokjemiske egenskapene til forurensningen påvirker både transport og oppførsel i grunnen. Egenskapene kontrolleres i stor grad av molekylstrukturen. Mobiliteten til kjemikaliet vil også til dels kontrolleres av fasen den opptrer i, hvor gasser er mest mobile og solide stoffer minst mobile. Kulltjære oppfører seg som en viskøs væske og kan dermed bevege seg i porøst medium. Denne fasen kan fungere som en langtids kilde til forurensning ved at molekylene i NAPL-fasen overføres til andre faser. I kulltjære vil mange komponenter som normalt opptrer som fast fase, være oppløst i den organiske NAPL. Dette gjelder blant annet naftalen og antrasen (Pepper et al., 2011*d*).

I dette kapittelet gjennomgås to grupper av forbindelser som alltid er tilstede i kulltjæren, PAH og BTEX. Først vil egenskaper som har betydning for oppførselen til forurensninger i miljøet gjennomgås.

2.4.1 Egenskaper som har stor betydning for giftighet og spredning

Vannløselighet

Overføringen av molekyler fra en fase til vann kalles oppløsning. Hvor lett denne prosessen skjer beskrives av vannløseligheten. Løseligheten til organiske forbindelser avhenger av i hvilken grad vann- og forurensningsmolekyler påvirker hverandre. Dette styres i stor grad av hovedregelen "likt løser likt" (Pepper et al., 2011*a*).

Vann er en polar væske på grunn av oksygenatomets evne til å tiltrekke seg elektroner bort fra de to hydrogenatomene. Oksygen får en negativ ladning og hydrogenatomene får positive ladninger. Kationer vil tiltrekkes oksygenatomet og anioner vil tiltrekkes hydrogenatomene. Dette gjør at ioniserte og polare stoffer har en relativt stor løselighet i vann (Walker et al., 2012). På motsatt side vil det kreve mye energi for vann å løse upolare organiske forbindelser. Dette skjer fordi tilstedeværelsen av det upolare molekylet krever at hydrogenbindinger mellom vannmolekylene brytes, og at det til gjengjeld ikke kan dannes noen foretrukne bindinger mellom vannmolekylene og de upolare molekylene. Dermed er løseligheten for upolare forbindelser liten. Siden oppløsning krever at bindinger mellom molekylene brytes, vil løseligheten til organiske forbindelser også avhenge av fasen forbindelsene opptrer i. Det kreves mer energi å bryte bindinger i forbindelser i solid form enn i flytende form (Pepper et al., 2011*a*).

Løseligheten avhenger av temperatur. For mange organiske forbindelser vil løseligheten øke med økende temperatur. Tilstedeværelsen av andre forbindelser kan påvirke løseligheten til organiske forurensninger. For eksempel vil tilstedeværelsen av alkohol øke mengden forurensning i løsning (Pepper et al., 2011*a*).

Fordelingskoeffisient

Fordelingskoeffisienter gir informasjon om fordeling av en forbindelse mellom to faser. De representerer forholdet mellom konsentrasjonene i de to fasene når systemet er i likevekt. En viktig fordelingskoeffisient er K_d -parameteren som beskriver fordeling av forurensningen mellom det porøse materialet og vann (Pepper et al., 2011*d*).

Mange av forbindelsene i kulltjære er upolare og har lav affinitet for vannfasen. De vil heller gå mot faseoverganger, slik som vannoverflaten eller overflaten på partikler. På grunn av sterk affinitet for upolare faser, fordeles de ut av vannfasen og bindes til organisk materiale i partikkelfraksjonen. K_d -parameteren er dermed avhengig av organisk karbon-vann fordelingskoeffisienten, K_{oc} og fraksjonen av organisk karbon i løsmassene, f_{oc} . Den kan uttrykkes som (Ruus et al., 2015):

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc} \quad (2.13)$$

Octanol-vann fordelingskoeffisienten (K_{ow}) er et mål for hvor hydrofob en forbindelse er. Dette er en koeffisient som ofte måles i laboratorium ved at kjemikaliet blandes med en løsning av vann og oktanol til systemet når likevekt (Mitra and Roy, 2011).

Forholdet mellom K_{oc} og K_{ow} kan uttrykkes ved ligningen (Lovanh et al., 2000):

$$\log K_{oc} = 1.01 \times (\log K_{ow}) - 0.72$$

Damptrykk

Damptrykket beskriver evnen en væske eller et fast stoff har til å fordampe, altså hvor flyktig stoffet er. Det defineres som trykket stoffets damp utøver på sin egen overflate ved likevekt (Walker et al., 2012). På en måte kan man tenke på damptrykket som komponentens løselighet i luft (Pepper et al., 2011*d*). Ved økende temperatur vil den kinetiske energien til molekylene på overflaten til stoffet øke og dermed også damptrykket (Walker et al., 2012).

2.4.2 Komponenter i kultjære

Kultjære består som sagt av mange komponenter; organiske stoffer, slik som PAH, BTEX og oljeforbindelser, og uorganiske stoffer, slik som tungmetaller og cyanid.

I dette kapittelet vil jeg fokusere på PAH og BTEX på grunn av den høye konsentrasjonen av disse forbindelsene i kultjære, og på grunn av det store spennet av egenskaper til de ulike komponentene i disse gruppene. Dette er også forurensninger som potensielt er giftige for mennesker og som er persistente i miljøet.

PAH

Aromatiske hydrokarboner er bygd opp av benzenringer (Fetter, 1999c). En benzenring er bygd opp av seks karbonatomer knyttet sammen i en ring, og et hydrogenatom knyttet til hvert sitt karbonatom (Uggerud, 2018). To eller flere benzenringer kan gå sammen og dele karbonatomer, og kalles da for polyaromatiske hydrokarboner (PAH). Naftalen er den enkleste PAH og består av to benzenringer (Fetter, 1999c). Mange PAHer har giftige, mutagene og kreftfremkallende egenskaper. PAHer har stor løselighet i fett og vil derfor distribueres rundt i kroppen og særlig i kroppsfett (Abdel-Shafy and Mansour, 2016). PAH finnes i kultjærer og kreosot, og dannes også ved ufullstendig forbrenning av fossilt brennsel (Fetter, 1999c).

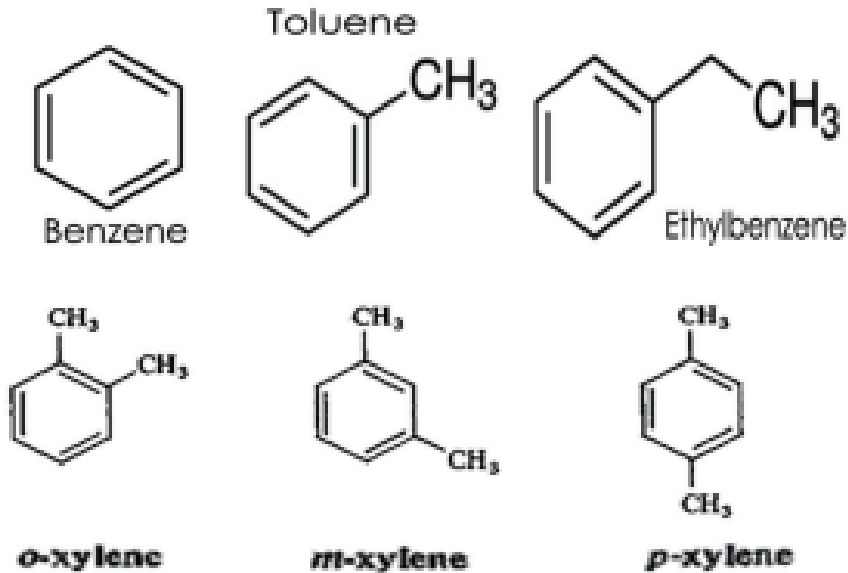
PAHer er hydrofobe, det vil si at de har en større løselighet i organiske løsemidler enn i vann (Abdel-Shafy and Mansour, 2016). PAH har dermed en tendens til å felles ut av vannfasen og resultatet er en liten konsentrasjon i vann. Vannløseligheten minker med økende molekylvekt, altså antall benzenringer. Ofte vil PAHer med fire eller flere benzenringer dominere i den faste fasen, mens vannfasen domineres av PAHer med 2 eller 3 benzenringer (Kafilzadeh, 2015).

Sammen med lav vannløselighet er den generelle karakteristikken til PAHer høyt smelte- og kokepunkt og lavt damptrykk. På lik linje med vannløseligheten vil også damptrykket minke med økende molekylvekt. Naftalen har dermed det høyeste damptrykket. På den andre siden vil økende molekylvekt føre til en større motstand mot nedbrytning (Abdel-Shafy and Mansour, 2016). PAHer med høyere molekylvekt er mindre mobile, men vil eksistere lengre i miljøet på grunn av deres motstandsevne mot nedbrytning (Kafilzadeh, 2015). Mobiliteten avhenger i stor grad av hvor stor partikkelaffinitet forbindelsen har. Dette uttrykkes ved K_d , hvor en høyere verdi antyder en større affinitet for partikkelfasen. Naftalen, som har lavest molekylvekt, har laveste K_d og er derfor den mest mobile PAH-forbindelsen (Ruus et al., 2015).

BTEX

Monoaromatiske hydrokarboner (BTEX) er en gruppe hydrokarboner som består av benzen, toluen, etylbenzen og xylen. Dette er en vanlig forurensning i grunnvannet og andre vannressurser. Den enkleste forbindelsen er benzen som består av en benzenring. Toulén, etylbenzen og de tre isomerene av xylen er bygd opp av benzenringer

substituert med metyl-grupper (Fayemiwo et al., 2017). Figur 2.10 viser strukturen til de ulike forbindelsene.



Figur 2.10: Struktur av forbindelser i BTEX (Fayemiwo et al., 2017)

BTEX er relativt upolare forbindelser. Av disse er benzen den mest polare forbindelsen (Mitra and Roy, 2011). Til tross for deres hydrofobe natur kan de løses i vann på grunn av relativt lave K_{OW} -verdier (Fayemiwo et al., 2017). Av forbindelsene er benzen den mest mobile forbindelsen som har høyest vannløselighet og lavest K_{OW} -verdi. Tabell 2.1 oppsummerer kjemiske egenskaper til de ulike forbindelsene.

Forbindelse	Molvekt [g/mol]	Vannløselighet [mg/l]	Damptrykk [Pa]	Log KOW
Benzen	78.1	1780	12700	2.13
Toluen	92.1	515	3800	2.69
Xylener	106.2	185	1170	3.15
Etylbenzen	106.2	160	1270	3.15

Tabell 2.1: Kjemiske egenskaper til BTEX-forbindelser ved 25°C (Chesnaux, 2008)

Benzen er forbindelsen med høyest damptrykk og kan dermed gå til luftfasen fra vann og jordoverflater. Den er også den giftigste av komponentene i BTEX. Den vil ikke akkumuleres i planter eller dyr, men omdannes til metabolitter i leveren og beinmargen. Noen av de giftige effektene som benzen har er koblet til disse metabolittene (Navratil and Minarik, 2011).

2.5 Kulttjærens oppførsel i jord og vann

Bevegelsen av kulttjære og videre forurensning fra denne kilden ved tidligere gassverks-tomter, er nøye studert på grunn av trusselen slike stoffer har på miljøet og den potensielle giftigheten for mennesker og dyreliv. Wehrer et al. (2011) har oppsummert mye av forskningen på området. Denne kilden blir i stor grad benyttet i dette kapitlet.

Kulttjærekomponenter kan være oppløst i vann, tilstede som gass i luftfasen, adsorbert på jordpartikler eller i tjærefasen (Chesnaux, 2008). Prosesser som påvirker oppførselen og transporten av forurensningsforbindelser i grunnvannet ved utslipp av tjære til miljøet, inkluderer oppløsning av komponenter fra forurensningskilden, sorpsjon, fordamping og biologisk nedbrytning. Oppløste stoffer i grunnvannet transporteres ved adveksjon, dispersjon og diffusjon. De fysiske prosessene kan tynne ut forurensningen, men vil ikke kunne fjerne den fra miljøet. Biologisk nedbrytning er den eneste naturlige prosessen som permanent fjerner forurensning fra miljøet (Schirmer and Butler, 2004).

I dette kapitlet vil de prosessene i miljøet som påvirker kulttjære, gjennomgås. Den kombinerte effekten av disse prosessene bestemmer hvor persistent forurensningen er i miljøet og hvor stor mulighet kjemikaliet har å forurense grunnvannet. Komponenter som transporteres lett (høy vannløselighet og liten K_d) og som ikke brytes ned i stor grad, har generelt et større potensial til å forurense (Pepper et al., 2011*d*). Transportmekanismer av oppløste stoffer i grunnvannet blir omtalt i kapittel 2.6.

2.5.1 Rensende effekter i umettet sone

Som beskrevet i kapittel 2.3.2 er det store forskjeller mellom umettet og mettet sone. Dette skyldes i stor grad vanninnholdet og derav kreftene som virker i de ulike sonene.

Forurensninger som infiltrerer umettet sone vil møte på et porøst medium delvis mettet med vann. Dette gjør at kapillærkreftene er større her enn under mettede forhold. Dette fenomenet er en funksjon av heterogeniteter, intensitet av nedbør og fuktighetshistorie, og har konsekvenser for oppholdstiden i umettet sone (Wehrer et al., 2011). Strømningen i umettet sone kan deles inn i tre hovedtyper: statisk (ingen strøm), stabil strøm og ustabil (diffus) strøm. Ved statisk strøm er alle krefter i balanse og vannet vil stå i ro. Vannet kan karakteriseres som den spesifikke rentensjon. Stabil strøm drives av et kontinuerlig væsketrykk. En forutsetning for dette er at det over lang tid har vært en sterk tilførsel av vann. Statisk strøm kan matematisk beskrives ved Darcys ligning, på samme måte som grunnvannsstrømmen i mettet sone. Statisk og stabil strøm er to ytterpunkter i det vi finner i naturen. Som regel vil strømmen i umettet sone være ustabil der kreftene som virker på strømmen er dynamiske (Truex et al., 2015).

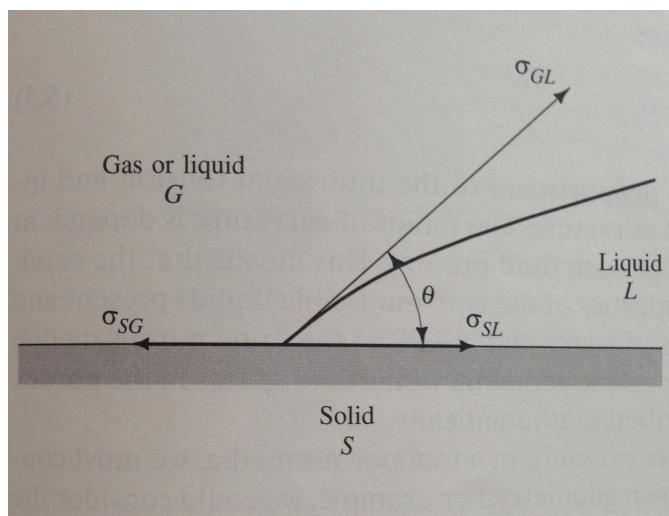
Den umettede sonen kan ha en rensende effekt på forurensninger og kan holde komponenter tilbake fra å nå grunnvannet. Jo større tykkelsen på sonen er, jo mer rensing har mulighet til å skje (Cheremisinoff, 1997*a*). På grunn av varierende vanninnhold, kan den umettede sonen ha en filtrerende effekt på forurensning som transporteres med vannet gjennom det porøse materialet. I umettet sone er de minste porene i hovedsak

fylt opp av vann og de største porene fylt med luft. Når vann strømmer nedover i umettet sone vil det gå inn i de største porene som ikke er fylt med vann. Samtidig antas det at forurensningen som strømmer med vannet vil distribueres jevnt over alle porene. Vannet har dermed en tendens til å strømme foran forurensningen det originalt inneholdt. På denne måten har den mettede sonen en uttynnede effekt hvor noe av forurensningen blir holdt igjen i de minste porene mens vannet strømmer videre nedover i de større porene (Truex et al., 2015). Den rensede effekten skyldes også at komponenter i kulltjæren sorberes til organisk materiale og brytes ned av mikrober. Dette blir nærmere omtalt i henholdsvis kapittel 2.5.4 og 2.5.7. Nedover i umettet sone er det en minkende gradient av oksygentilgang, samt innholdet av organisk karbon og næringsstoffer. Dette gjør at mikrobiell aktivitet og mangfold minker med dybden, sammen med en reduksjon i organisk karbon og næringsinnhold (Wehrer et al., 2011).

2.5.2 Bevegelse

Kulltjære entrer miljøet som NAPL og spres horisontalt og vertikalt (Wehrer et al., 2011). Bevegelsen til NAPL er avhengig av tetthet, viskositet og overflatespenning til væsken (Fetter, 1999b). Bevegelsen styres av ulike krefter, i hovedsak gravitasjonen, kapillærkrefter og viskøse krefter. Forholdet mellom disse er avgjørende for hvordan tjæren beveger seg (Wehrer et al., 2011). Kulltjære ble ofte slippet ut i umettet sone. Mengde tjære som når vannspeilet avhenger av mengden som er involvert, karakteristikken av tjæren, kjemiske og biologiske prosesser i den umettede sonen og karakteristikker av jordmaterialet. Generelt vil mer permeable jordmaterialer tillate en større mengde tjære å nå grunnvannet (Cheremisinoff, 1997b).

Hvilken fase som fukter løsmassene har stor betydning for spredningen av tjæren (Cheremisinoff, 1997b). Vann i kontakt med en solid partikkelfase, en ikke-blandbar væske eller en gass, har en grenseflateenergi. Denne energien er et resultat av forskjellen i graden av tiltrekning mellom molekylene på overflaten til væsken sammenlignet med graden av tiltrekning mellom molekylene på overflaten av den andre fasen. Dette kalles grenseflatespenning. Figur 2.11 viser grenseflatespenningen mellom to væsker, G og L, og en solid overflate, S. Grenseflatespenningen angis med σ . Vinkelen som dannes mellom de to væskene er indikert ved θ .



Figur 2.11: Grenseflatespenning mellom en solid overflate, en fuktende væske, L, og en ikke-fuktende væske, G (Fetter, 1999b)

Ligning 2.14 gir forholdet mellom θ og grenseflatespenningen for de tre grenseflatene: væske G/solid fase, væske L/solid fase og væske G/væske L (Fetter, 1999b).

$$\cos \theta = \frac{\sigma_{SG} - \sigma_{SL}}{\sigma_{GL}} \quad (2.14)$$

Generelt vil en av væskene spres utover og fukte den solide overflaten. Om θ er mindre enn 90° , vil væske L være fuktende fase. Hvis θ er større enn 90° , vil væske G være fuktende fase. Dette betyr at om to væsker er tilstede og konkurrerer om en overflate, vil den ene dominere og dekke den solide overflaten (Fetter, 1999b).

I et tjæreforurenset miljø med luft, vann og NAPL, kan vann eller NAPL være fuktende faser. Det er store forskjeller mellom systemer preget av hver av disse. Den fuktende og den ikke-fuktende fase vil okkupere ulike deler av poreåpningene. Den fuktende fase vil ligge som en film på kornene i løsmassen og okkupere de mindre porene. Den ikke-fuktende fasen vil kun finnes i de større porene. Om jordmassene er fuktet av vann, vil dråper av tjære kunne fanges i porene, og på den måten gjøres immobile (Wehrer et al., 2011). Væskene konkurrerer om deler av porene de kan strømme igjennom, og på denne måten er permeabiliteten mindre for hver av væskene enn løsmassenes permeabilitet. Dette kalles den relative permeabiliteten. I et vannfuktet system er *Residual wetting-fluid saturation* grensen hvor vanninnholdet er så lite at vannet holdes igjen ved kapillærkrefter, og NAPL kan strømme igjennom porene. Dette skyldes at NAPL erstatter vann i porerommet, slik at vannmengden reduseres og kapillærtrykket blir mer negativt. På samme måte vil den ikke-fuktende fase bli immobil når vanninnholdet er stort og kapillærtrykket nærmer seg null, kalt *residual nonwetting-fluid saturation*. Ved denne grensen strømmer vann, men ikke NAPL (Fetter, 1999b).

Ofte er løsmassene fuktet av vann. Tjæren kan imidlertid være fuktende fase om løsmassene er helt tørre og særlig om kornene er dekket av organisk materiale som gjør at løsmassene i seg selv er hydrofobe. Tjæren inneholder også ofte asfalten som har en amfilisk struktur. Asfalten består av polyaromatiske hydrokarboner med alifatiske sidekjeder. Molekylene har basiske egenskaper og ved lav pH i vannfasen kan de dermed protonere og reagere med negativt ladete overflater. Under disse forutsetningene har kulltjæren lav grenseflatespenning mot vann og kan dermed fukte den solide fasen (Wehrer et al., 2011).

Generelt beveger kulltjære seg nedover i bakken på grunn av gravitasjonen. Kapillærkreftene kan både motvirke og hjelpe denne nedadgående bevegelsen. I umettet sone vil vanninnholdet og dermed kapillærkreftene variere gjennom hele sonen. I møte med finkornige lag kan kapillærkreftene motvirke bevegelsen nedover. Økende kapillærkrefter trekker tjæren inn i laget og sprer den horisontalt (Wehrer et al., 2011). Permeabiliteten til laget vil kunne påvirke spredningen (Cheremisinoff, 1997b). Om permeabiliteten er for lav til at tjæren kan bevege seg gjennom løsmassen, vil tjærefasen kunne spres på toppen av laget. I løsmasser med stort vanninnhold, slik som i mettet sone eller i finere løsmasser hvor kapillærkreftene fører til et høyere vanninnhold, kan vanntrykket hindre tjæren i å bevege seg inn i laget. Tjæren kan samles ved grensen til laget, og det er først når trykket fra tjæren er høyt nok til å overvinne vanntrykket, at tjæren kan bevege seg inn i laget. Dette kan skje i overgangen mellom umettet og mettet sone, hvor fraksjoner av tjæren kan spres lateralt på vannspeilet (Wehrer et al., 2011). LNAPL vil spres lateralt langs vann-luft grenseflaten, mens de tyngre vil fortsette å bevege seg nedover i den mettede sonen (Cheremisinoff, 1997b). I ulike soner kan tjæren ha lettere for å bevege seg nedover. I vertikale soner av silt kan kapillærkreftene trekke tjæren nedover. Andre foretrukkede spredningsveier kan være sprekker eller hull skapt av røtter (Wehrer et al., 2011).

Viskositeten til kulltjære vil øke med økende tid som tjæren har vært eksponert i miljøet. Dette blir av mange forklart ved at de mest hydrofile komponentene og de med lavest molekylvekt blir tatt ut av tjærefasen enten ved fordampning eller oppløsning i vann. Denne prosessen starter i grenseflaten til tjæren (Wehrer et al., 2011). Forbindelser med lav molekylvekt kan i stor grad være tilstede i tjæren selv etter tiår med forvitring. Grenseflaten mellom vann og tjæren kan bestå av komponenter med høyere molekylvekt og kan på denne måten danne en barriere som beskytter forbindelser med lav molekylvekt fra å løses ut fra tjæren (Scherr et al., 2016). Over lang tid kan det påvirke hele fasen slik at hele viskositeten blir påvirket og bevegelsen til tjæren kan bli saktere og til og med stoppe helt opp (Wehrer et al., 2011).

Selv om bevegelsen av tjæren stopper opp etter en tid, vil fremdeles en del av tjæren være tilstede i det porøse materialet (Wehrer et al., 2011). Materialet som er immobilisert i den umettede sonen kan forbli der om den ikke fjernes fysisk, kjemisk eller biologisk (Cheremisinoff, 1997b). Forurensninger kan løses ut fra denne kilden og transporteres med porevannet eller gassfasen. Det er antatt at den viktigste transporten av kulltjærekomponenter er oppløst i porevannet og ikke ved tjærefasebevegelse (Wehrer et al., 2011).

2.5.3 Utløsning av komponenter fra tjæreforurenset jord

Tjæreforurensningen vil vanligvis fordeles som dråper eller dammer i løsmassene ved kildeområdet (Schirmer and Butler, 2004). Mekanismer som styrer hvor mye av forbindelsene som slippes ut fra den solide fasen, inkluderer utløsning fra den organiske tjærefasen og desorpsjon fra jordpartiklene (Wehrer et al., 2011). Avhengig av de individuelle komponentenes vannløselighet og sammensetningen til kulltjæren, vil individuelle komponenter løses ut til sigevannet eller det strømmende grunnvannet (Schirmer and Butler, 2004). Om tjæren ligger i umettet sone, vil utløste forbindelser kunne bevege seg med porevannet og potensielt nå mettet sone slik at grunnvannet forurenses. Om dette skjer, samt hvor lang tid det vil ta, avhenger flere faktorer. Dette inkluderer mengden infiltrasjon til grunnvannet, egenskapene til løsmassen, tykkelsen på umettet sone, konsentrasjon av forbindelsene og deres fysiokjemiske egenskaper. Om tjæren ligger i kontakt med grunnvannsspeilet eller i grunnvannet blir veien kortere for utløste komponenter (Pepper et al., 2011*d*).

Ved en termodynamisk likevekt vil fordelingen av en organisk komponent mellom porevann og tjærefasen beskrives med Raoult's lov (Schirmer and Butler, 2004):

$$C_i = x_i C^w \quad (2.15)$$

Hvor C_i er konsentrasjonen av komponent i i vannfasen, x_i er den molare fraksjonen i den organiske fasen og C^w er vannløselighet til komponenten i sin rene form.

Loven sier at konsentrasjonen i vann for hver komponent er proporsjonal med mengden av komponenten i tjæren. Når molfraksjonen er 1, altså en væske med kun en komponent, vil vannkonsentrasjonen være lik vannløseligheten til komponenten. Dette er derimot ikke tilfellet i en blanding med flere komponenter. Vannkonsentrasjonen påvirkes av at forbindelsene konkurrerer med hverandre for å løses ut i vannet (Pepper et al., 2011*a*). Aldring av tjærefasen resulterer i at de mest løselige og flyktige komponentene fjernes fra tjæren. Dette påvirker den molare fraksjonen for hver komponent, som igjen påvirker fordelingen i vannfasen. Konsentrasjonen av de mest løselige komponentene minker og konsentrasjonen av de mindre løselige komponentene øker. Dette kan øke fordelingskoeffisienten til tjærefasen (Wehrer et al., 2011).

Raoult's lov har vist seg å gi nøyaktige resultater for et system bestående av en vannfase og en tjærefase. Den har imidlertid vist seg å gi en større usikkerhet i forsøk med forurenset jord og vann. Dette kan skyldes en unøyaktig estimering av andelen kulltjære av den totale mengden organisk materiale i jorden. Løseligheten av komponenter fra kulltjæren kan også bli forsterket ved tilstedeværelsen av polare hydrokarboner eller overflateaktive stoffer i vann. Raoult's lov følger idealiserte forhold, og dette er sjeldent i naturen. Likevel kan den gi en pekepinn på forholdene for oppløsning (Wehrer et al., 2011).

2.5.4 Sorpsjon

Sorpsjon er en prosess som i stor grad påvirker forurensninger i miljøet. Det er definert som prosessen hvor et stoff fester seg til et annet stoff, altså tilknytningen av forureningsmolekyler til partiklene i det porøse materialet. Så lenge jordpartiklene er immobile, vil også de forureningsmolekylene være immobile når de er sorbert på kornene. På denne måten vil forurensning som har en tendens til å sorberes, bevege seg saktere enn vannbevegelsen (Pepper et al., 2011*d*).

For hydrofobiske organiske stoffer er sorpsjon en av de viktigste reaksjonene som påvirker spredningen av forurensningen (Miller and Weber, 1986). Sorpsjon innebærer absorpsjon og adsorpsjon. Absorpsjon resulterer i en penetreringen av forbindelsen inn i sorbenten, mens adsorpsjon fører til at komponenten bindes til overflaten av sorbenten (Wehrer et al., 2011). Sorpsjonsmekanismene for upolare organiske forurensninger i et porøst materiale er anderledes enn de for polare organiske eller uorganiske forurensninger. Disse styres i hovedsak av bindinger med leirmineraler og hydroksider på grunn av forskjell i ladninger. Upolare organiske forurensninger vil primært påvirkes av organisk materiale assosiert med partiklene i løsmassen. Det organiske materialet er ofte mindre polart enn vann og tilfører et foretrukket miljø for upolare organiske forbindelser (Pepper et al., 2011*a*). Evnen upolare organiske forurensninger har til å sorberes til jordmaterialet er gitt av fordelingskoeffisienten, K_d , som beskrevet i kapittel 2.4.1.

Sorpsjon kan beskrives av sorpsjonsisotermer. Disse beskriver forholdet mellom konsentrasjonen av forurensningen i sorbert tilstand og konsentrasjonen i vannfasen (Pepper et al., 2011*a*). Absorpsjon av upolare organiske forbindelser på organisk materiale i et system med NAPL, resulterer i et lineært forhold mellom konsentrasjonen i vann og konsentrasjon i organisk fase (Wehrer et al., 2011). Lineært isoterm er beskrevet av ligningen (Pepper et al., 2011*a*):

$$S = K_d C_w \quad (2.16)$$

Hvor S er konsentrasjonen av forurensningen sorbert til løsmassen [$\mu\text{g}/\text{g}$], K_d er fordelingskoeffisienten [mL/g] og C_w er konsentrasjonen av samme forbindelse i vannfasen [$\mu\text{g}/\text{mL}$].

En lineær isoterm antyder at for alle konsentrasjoner av forurensningen som er oppløst i vann, vil det alltid være en proporsjonal mengde sorbert. Isotermer forutsetter at det er en likevekt mellom sorbenten og vannfasen. Forskning har vist at raten av sorpsjon for mange upolare organiske forurensninger går veldig sakte. Den lave raten skyldes ofte en sakte diffusjon av forureningsmolekylene inn i løsmasser. Det kan også ta lang tid for forureningsmolekylet å bevege seg fra overflaten til innsiden av det organiske materialet. Dette kan føre til at det tar lang tid før systemet når likevekt (Pepper et al., 2011*a*).

Det er beviser på at ikke-lineær sorpsjon kan spille en rolle ved tidligere gassverksomter. Dette kan skyldes ulike varmeforstyrrede karbonholdige geosorbenter (CG) som kan være tilstede ved slike områder, i tillegg til organisk materiale og NAPL. Disse består

av sot og kullpartikler med mye større sorpsjonskapasitet enn annet organisk materiale. Sorpsjon til disse dominerer ved lave konsentrasjoner, mens konsentrasjoner til amorft organisk materiale dominerer ved høyere konsentrasjoner. Interaksjoner mellom upolare forbindelser og CG er tenkt kontrollert blant annet av uspesifikke Van der Waals-bindinger. I tillegg til sorpsjonsmekanismer av upolare komponenter, vil polare og ioniserte komponenter fra tjæren binde seg ved permanente dipoler, ion-dipol, kovalente bindinger, ionebyttereaksjoner og hydrogenbindinger. Dette resulterer i at ikke-lineære isotermer også kan observeres (Wehrer et al., 2011).

2.5.5 Transport av stoffer tilrettelagt av kolloider

Forurensning i vannsystemer kan være påvirket av kolloidalt materiale (Buffle and Leppard, 1995). Kolloider er små partikler fordelt i et stoff, ofte i størrelsesordenen mellom en nanometer og en mikrometer (Helseth and Ore, 2018). Kolloidale partikler kan, på samme måte som de større partiklene, adsorbere komponenter fra tjæra. Kolloidene kan mobiliseres med vannet som infiltrerer den umettede sonen, og eventuelt videre med grunnvannsstrømmen i mettet sone. På denne måten kan de øke transporten av forurensning i grunnvannet (Corapcioglu and Jiang, 1993). De foretrukne mobile sorbentene av hydrofobiske komponenter er oppløste organiske makromolekyler og organiske kolloider. Mobile uorganiske partikler med organisk belegg kan også være en betydelig bærer (Wehrer et al., 2011). Retardering ved at forurensede stoffer sorberes til immobile partikler, kan motvirkes om forholdene legger til rette for mobilisering av partiklene, for eksempel stor tilførsel av vann eller vibrasjoner i bakken (Corapcioglu and Jiang, 1993).

Transporten av forurensning på kolloidalt materiale er derfor avhengig av egenskapene og oppførselen til de kolloidale partiklene. Størrelsen på kolloider er som regel mindre enn porene i det porøse materialet som vannet strømmer igjennom. Dette tillater kolloider å bevege seg over lange distanser. Likevel kan de immobiliseres ved at de adsorberes til den solide fase eller ved at de koagulerer og danner større aggregater (Buffle and Leppard, 1995). Kolloidal oppførsel er fundamentalt forskjellig fra den oppløste fraksjonen og avhenger i stor grad av overflateegenskapene til partiklene, samt kjemien i løsningen og dynamikken til vannfasen (Wehrer et al., 2011). Interaksjonen mellom partikler med samme tegn på overflateladning, forklares av DLVO-teorien. Den sier at stabiliteten til kolloidene bestemmes av balansen mellom elektrostatiske frastøtende krefter, og tiltrekkende van der Waals-krefter (Ghosh, 2012). Ionestyrke, pH og valensen til ioner i løsningen er styrende DLVO-krefter (Wehrer et al., 2011). Faktorer som påvirker kolloidstabilitet og dermed påvirker mobiliteten er pH, redokspotensialet, saltinnhold og hardhet og innholdet av oppløst organisk karbon (OC). Faktorer som øker kolloid stabilitet, og dermed er mobiliserende, er tilstedeværelsen av oppløst organisk karbon og økt pH. Faktorer som minker stabiliteten, inkluderer en økning i saltinnhold og vannets totale hardhet (Degueudre et al., 2000).

2.5.6 Gassfase

Fordamping involverer overføringen av væske eller en fast fase til en gassfase (Pepper et al., 2011*d*). Mange komponenter i kultjære har et høyt damptrykk og kan dermed fordampe og bevege seg som gassfase (Wehrer et al., 2011). Fordamping kan være en viktig masseoverføring når forurensning i ren fase er til stede i den umettede sonen, slik at molekyler fordampes inn i jordluften. Molekyler som er oppløst i vann kan også fordampe, men dette skiller fra vanlig fordampning i engelsk litteratur og kalles *volatilization*. Dette styres til en viss grad av damptrykket, men også av løseligheten i vann. Dette er en viktig prosess for transport av flyktige forbindelser i den umettede sonen (Pepper et al., 2011*d*).

Under ideelle forhold vil fordamping av komponenter fra blandinger av hydrokarboner i fri fase følge Raoult's lov, og *volatilization* fra porevann følge Henrys lov (Wehrer et al., 2011).

Raoult's lov sier at hver komponent i NAPL vil fordampe med et damptrykk likt molfraksjonen av komponenten multiplisert med damptrykket til komponenten. Loven er gitt med ligningen (Fetter, 1999*b*):

$$P_a = x_a P_a^n \quad (2.17)$$

hvor P_a er damptrykket til en komponent i NAPL-fasen, x_a er molfraksjonen av komponenten i NAPL-fasen, og P_a^n er damptrykket til komponenten ren form.

I hvilken grad oppløste komponenter av NAPL i porevannet fordampes, avhenger av relativt damptrykk og løseligheten i vann. Henrys lov sier at mengden oppløst gass i en væske er proporsjonal med damptrykket over væsken. Proporsjonalitetskonstanten mellom disse kalles Henrys konstant [$\text{atm}/(\text{mol}/\text{m}^3)$] og er gitt ved ligningen (Fetter, 1999*c*):

$$H = \frac{P}{C_{gw}} \quad (2.18)$$

hvor P er damptrykket [atm] og C_{gw} er konsentrasjonen av forurensningen i vannet [mol/m^3]

Henrys lov relaterer likevektskonsentrasjoner i vann og luft ved (Provoost et al., 2011):

$$C_{sa} = H' \times C_{gw} \quad (2.19)$$

hvor C_{sa} er konsentrasjonen av forurensningen i jordluften [$\mu\text{g}/\text{L}$], H' er dimensjonsløs Henrys konstant for forurensningen [molar konsentrasjon i gass/molar konsentrasjon i vann] og C_{gw} er konsentrasjonen av forurensningen i vannet [$\mu\text{g}/\text{L}$] (Provoost et al., 2011).

Sammenhengen mellom H og H' er beskrevet med ligningen (Katyal and Morrison, 2007):

$$H' = \frac{H}{RT} \quad (2.20)$$

hvor R er gasskonstanten ($8.20575 \times 10^{-5} [atm \times m^3 / mol \text{ } ^\circ K]$) og T er temperaturen [$^\circ K$].

Gassfasen kan stige oppover og vil dermed kunne påvirke mennesker (Wehrer et al., 2011). Porøsiteten, strukturen og vanninnholdet i den umettede sonen er av stor betydning for hvor mye av de flyktige komponentene som luftes ut av jordmassene og opp i atmosfæren (Pepper et al., 2011*b*).

2.5.7 Biologisk nedbrytning

Kultjærekomponenter kan gjennomgå biologisk nedbrytning, men hvordan og hvor raskt dette skjer varierer sterkt på grunn av et stort spekter av mikrobielle arter, egenskaper til forbindelsene og forholdene i løsmassene (Wehrer et al., 2011). For at mikrobielle populasjoner skal kunne vokse, kreves organiske substrater, elektronakseptorer, næringsstoffer og passende temperatur og pH. De organiske forurensningene fungerer som en energikilde for mikrobene ved at hydrokarbonene oksideres (Knudsen, 2003). Dette gjør at mengden av original forurensning reduseres. Dette er vanligvis et positivt resultat som fører til en redusert mengde av forurensende stoffer i miljøet. I noen tilfeller kan det være negativt ved at de nedbrutte stoffene er mer giftige enn utgangspunktet (Pepper et al., 2011*d*).

En organisk forurensning brytes som sagt ned ved at den oksideres, den fungerer som en elektrondonor. For at dette skal skje må det være et tilgjengelig stoff, for eksempel oksygen, nitrat, jern og sulfat, som reduseres og fungerer som en elektronakseptor (Schirmer and Butler, 2004). En energisk foretrukket reaksjon fås ved å koble en elektrondonor sammen med en elektronakseptor med høyt redokspotensial. Mikroorganismer bruker elektronakseptorer som gir høyest energiendring gjennom respirasjon. Siden mikroorganismer med mer effektiv metabolisme vokser fortere og derfor vil dominere over mindre effektive, vil de bestemme redoksforholdene og graden av biologisk nedbrytning i det miljøet. Dette fører til et mønster hvor foretrukne elektronakseptorer forbrukes en etter en i en sekvens, og dermed fører til en romlig sonering av aerobisk og ulike anaerobiske prosesser i den forurensede akviferen (Knudsen, 2003). Tilførsel av en forurensning som fungerer som en elektrondonor inn i miljøet kan føre til en nedgang i foretrukket elektronakseptor av nedbrytende mikroorganismer, slik at den blir brukt opp (for eksempel oksygen). Om nedbrytningen da fortsetter vil avhenge av tilgjengeligheten av alternative elektronakseptorer og muligheten den mikrobielle populasjonen har til å nyttiggjøre seg av dem (Schirmer and Butler, 2004).

Forholdene i løsmassene varierer gjennom den umettede og mettede sone. Dette har stor betydning for tilgjengelige elektronakseptorer. I nærheten av atmosfæren fungerer oksygen som elektronakseptor. Dette kalles aerob respirasjon (Aarnes, 2019).

Mikrobiell nedbrytning av mange organiske komponenter i jord skjer av aerobe mikrober, og innholdet av oksygen er dermed en viktig begrensende faktor. Grovere jordarter med større poreåpninger gir en raskere tilførsel av luft enn finere løsmasser. I mettet sone er alle porene fylt med vann og oksygeninnholdet er lavt. Når oksygeninnholdet blir lavt vil anaerobe mikroorganismer styre nedbrytningen av organisk materiale (Pepper et al., 2011b). Forholdene blir dermed mer reduserende nedover i umettet sone og mettet sone og derfor vil identiteten til de primære elektronakseptorene endres (Knudsen, 2003). Jorden får et minkende redokspotensial nedover profilet, hvor mikroorganismer først forbruker nitrat ($NO_3^- \rightarrow N_2/N_2O$), deretter mangan ($Mn^{4+} \rightarrow Mn^{2+}$), jern ($Fe^{3+} \rightarrow Fe^{2+}$), sulfat ($SO_4^{2-} \rightarrow H_2S$), og til slutt karbondioksid ($CO_2 \rightarrow CH_4$) som elektronakseptor (Aarnes, 2019). Likevel vil dette mønsteret som går fra oksygen og nitrat til prosesser med lavere redokspotensial representere et ideelt tilfelle. På grunn av variasjoner i parametere fra sted til sted, vil denne idealiserte oppførselen kunne forstyrres. På grunn av enten tilgjengelighet eller konkurranse fra andre elektronakseptorer, kan systemet hoppe over noen elektronakseptorer og fortsette direkte til andre (Knudsen, 2003).

For at mikrober skal kunne bryte ned en forbindelse, må den være tilgjengelig for å tas opp i mikrobene. Forbindelsene er biologisk tilgjengelig når de enten er oppløst eller i gassfasen. Stoffer sorbert til jordpartikler kan ikke lett brytes ned fordi de er separert fra enzymer som brukes av mikrobene ved nedbrytning. Tilgjengeligheten til organiske forurensninger er avhengig av molekylvekt og molekylstruktur (Abdel-Shafy and Mansour, 2016). Det er observert i mange tilfeller at forbindelser med lav molekylvekt brytes ned raskest og at aerobisk nedbrytning er mer effektiv enn anaerobisk nedbrytning. Monosykliske hydrokarboner brytes generelt raskere ned sammenlignet med polyaromatiske hydrokarboner. PAHer brytes ned saktere med økende antall aromatiske ringer. Under aerobiske forhold vil PAHer med opp til 5 ringer kunne bli brukt som karbon og energikilde. Nedbrytning av PAHer større enn 4 ringer er ikke blitt observert under anaerobiske forhold (Wehrer et al., 2011).

I komplekse blandinger slik som kultjære vil tilstedeværelsen av et mangfold av komponenter enten kunne hemme eller forsterke graden av nedbrytning (Schirmer and Butler, 2004). Ofte vil nedbrytningen av forbindelser med høy molekylvekt stimuleres ved tilstedeværelsen av mer nedbrytbare komponenter. Dette kan skje gjennom induksjon av en enzymisk vei som tillater mikroorganismene å bruke de tyngre forbindelsene som energikilde (Wehrer et al., 2011). Mikrobielle populasjoner kan foretrekke enkelte kjemikalier, slik at andre kjemikalier først blir brutt ned når disse er borte. Dette kan skje på grunn av at en mikrobiell populasjon utkonkurrerer en annen for de tilgjengelige elektronakseptorene. Giftige nivåer av et kjemikalie kan også hemme nedbrytningen av et annet kjemikalie (Schirmer and Butler, 2004).

Alle biologiske prosesser avhenger av et optimalt forhold av miljøparametere slik som temperatur, pH, fuktighet og tilgjengelighet av næringsstoffer. Økt temperatur vil vanligvis øke nedbrytningsraten av hydrokarboner inntil et maksimum er nådd ved 30-40 °C. En pH nær nøytral er funnet optimalt for mikrobiell nedbrytning. Studier tyder på at pH-verdier fra 5 til 9 utgjør liten endring i antallet mikrobepopulasjoner og utnyttelsen av tjærekomponenter. Hemming av nedbrytning skjer særlig om pH endrer seg

mye på kort tid. Mikrobiell aktivitet avhenger av fuktighet. Under tørre forhold vil nedbrytningen kunne stoppe. Under mettede forhold vil oksygentilførsel være begrenset, som igjen påvirker nedbrytningen. Studier har vist at ideelt vanninnhold for mikrobiell nedbrytning i tjæreforurensset jord er 60-70%. Tilførsel av uorganiske næringsstoffer slik som nitrogen og fosfor har vist seg å ha en positiv effekt på nedbrytningen. Det samme har vegetasjon på grunn av tilførsel av organisk karbon ved røttene til plantene (Wehrer et al., 2011).

Nedbrytningskinetikk

Etter en tid vil en forurensningsforbindelse i miljøet bli brutt ned ved en spesifikk rate (Aronson and Howard, 1997). Ratekonstanter for biologisk nedbrytning kan bestemmes i felt eller laboratorium, og beskriver raten som forbindelsen brytes ned (Lovanh et al., 2000). Denne raten avhenger av tilgjengelighet og konsentrasjon av forurensningen (Aronson and Howard, 1997).

Monod-ligningen ble utviklet for å beskrive vekst av en populasjon mikrober i tilstedeværelse av en karbonkilde. Denne ligningen sier at ved lave konsentrasjoner av substratet er den mikrobielle populasjonen liten. Med økende substratkonsentrasjon vil den mikrobielle populasjonen vokse inntil en maksimum vekstrate er nådd. Ligningen er gitt ved (Aronson and Howard, 1997):

$$\mu = \frac{\mu_{max}S}{K_s + S} \quad (2.21)$$

hvor μ er vekstraten til mikrobene, S er substratkonsentrasjonen, μ_{max} er maksimum vekstrate av mikrobene og K_s er en konstat definert som verdien av S hvor $\mu = 0.5\mu_{max}$.

Ligningen inneholder nulte, første og blandede ordens kinetikk (Knudsen, 2003).

Nulte ordens ratekonstant kalkuleres når substratkonsentrasjonen er veldig stor ($C > K_s$) slik at nedbrytning av substrat ikke påvirker raten av nedbrytning (Aronson and Howard, 1997).

Første ordens ratekonstant brukes som en tilnærming til nedbrytningskinetikk hvor det ikke er en vekst av mikrobiell populasjon og lav konsentrasjon av substratet til stede ($C < K_s$). Over tid vil både konsentrasjon av substrat og raten av nedbrytning minke proporsjonalt til hverandre. På denne måten er raten av nedbrytning, i motsetning til nulte ratekonstant, avhengig av substratkonsentrasjonen (Aronson and Howard, 1997). Første ordens ratekonstant beskrives matematisk med (Lovanh et al., 2000):

$$\frac{dC}{dt} = -\lambda C \quad (2.22)$$

Under ideelle forhold (blandet system med ingen innstrømning eller utstrømning av masse) kan denne integreres til (Lovanh et al., 2000):

$$\frac{C}{C_0} = e^{-\lambda t} \quad (2.23)$$

hvor λ er første ordens ratekonstant [1/dag], C_0 er opprinnelig konsentrasjon av forurensningen og C er konsentrasjon av forurensningen etter tiden, t .

Første ordens kinetikk er ofte passende til å beskrive kinetikken av biologisk nedbrytning i akviferer. Dette skyldes i hovedsak at det porøse materialet begrenser masseoverføringen når forurensningen diffuserer fra grunnvannet inn i mikroorganismene som i hovedsak er festet på akvifermaterialet (Lovanh et al., 2000).

2.6 Spredning av forurensning i grunnvann

Transport via vann er en viktig rute hvor forurensninger blir spredt utover og videre bort fra området som i utgangspunktet var påvirket. Grunnvann blir påvirket av forurensninger ved en saktere rate enn overflatevann. Forurensningen beveger seg også saktere som et resultat av den sakte grunnvannsbevegelsen. Selv om kilden til forurensningen fjernes, kan det ta lang tid før en forurensning som har nådd systemet, vil gå ut av systemet igjen (Fifield and Haines, 2000). I stor grad er det selve akviferen, og da særlig den hydrauliske konduktiviteten, som kontrollerer bevegelsen av grunnvannet og forurensningen. Både vann og forurensninger har en tendens til å holde seg i permeable soner (Cheremisinoff, 1997*a*)

Forbindelsene som løses ut av tjæren vil på grunn av ulike mekanismer transporteres gjennom akviferen. Disse mekanismene innebærer adveksjon, dispersjon og diffusjon. Transporten av komponentene vil kunne bli påvirket av innholdet av organisk materiale i akviferen og retarderes ved at komponentene sorberes. De utløste forbindelsene vil bevege seg med ulik hastighet. Dette vil skape en rekke overlappende forurensningsplumer av oppløste komponenter fra forurensningskilden (Schirmer and Butler, 2004).

I dette kapitlet vil jeg se nærmere på hver av mekanismene som styrer massespredningen av oppløste komponenter i grunnvannet og den samlede effekten av disse.

2.6.1 Adveksjon

All forurensning oppløst i grunnvann vil transporteres med vannstrømmen. Adveksjon er generelt den viktigste prosessen som transporterer forurensning i miljøet. Transport av forurensning ved adveksjon er proporsjonal med hastigheten på bevegelsen av vannet. For å anta spredning ved adveksjon i et punkt, må en ha kunnskap om retningen og hastigheten på strømmingen i det punktet (Pepper et al., 2011*d*).

Siden adveksjon skjer på grunn av strømmende grunnvann, gjelder Darcys lov ved beregning av advektiv fluks. Advektiv fluks er produktet av strømningshastigheten til

vann fra Darcys lov (v), se ligning 2.4, og vannkonsentrasjonen (C). Ligningen for endimensjonal massefluks på grunn av adveksjon (F_x) er gitt av ligningen (Fetter, 1999a):

$$F_x = v \times C \quad (2.24)$$

2.6.2 Dispersjon og diffusjon

Mens adveksjon fører til at plumen beveger seg med strømningsretningen til grunnvannet, vil dispersjon og diffusjon føre til at plumen øker i størrelse langs spredningsretningen og spres ytterligere utover (Pepper et al., 2011*d*). Dispersjon tillater en oppløst plum å bli tynnet ut av grunnvannet. I tillegg vil dispersjon blande plumen med uforurenset grunnvann og tilføre næringsstoffer og elektronakseptorer (Lovanh et al., 2000).

I hydrogeologi kalles dispersjon tradisjonelt hydrodynamisk dispersjon som inkluderer molekylær diffusjon og mekanisk dispersjon (Lovanh et al., 2000).

Mekanisk dispersjon gjør at partikler spres i andre retninger i tillegg til hovedretningen av strømmingen. Det er forårsaket av en sammenblanding av strømningslinjer på grunn av forskjeller i fart gjennom kornene i løsmassen. Dette skyldes irregulære porerom og kanaler (Cheremisinoff, 1997*c*). Væsken beveger seg med ulike hastigheter gjennom ulike deler av porene. Langs veggene av porene vil friksjonen påvirke hastigheten til væskestrømmen. Strømmen er derfor raskere i midten av en pore. Dette fører også til at væskestrømmen er raskere i større porer enn i mindre porer (Pepper et al., 2011*d*).

Molekylær diffusjon skjer på grunn av konsentrasjonsgradienter i den oppløste plumen (Lovanh et al., 2000). Det er et resultat av tilfeldig bevegelse av individuelle molekyler. Hvert molekyl vibrerer og beveges på grunn av individuell kinetisk energi. Molekylet kan på hvilket som helt tidspunkt bevege seg i hvilken som helst retning. Resultatet av dette er at molekylene vil spres fra regioner med høyere konsentrasjon, altså større antall molekyler, til regioner med lavere konsentrasjon, færre molekyler. Påvirkningen av molekylær diffusjon til den samlede transporten og spredningen av forurensning er generelt liten. Det blir som regel betydningsfull i områder hvor adveksjonen er liten, slik som i finkornige enheter i den mettede sonen (Pepper et al., 2011*d*).

I tre dimensjoner vil koeffisienten for mekanisk dispersjon (D') ha tre komponenter i hver retning (x , y , z) som antas er proporsjonal til gjennomsnittlig lineær grunnvannshastighet, u , fra ligning 2.5 (Bjerg, 2008):

$$D'_x = \alpha_x u \quad (2.25)$$

$$D'_y = \alpha_y u \quad (2.26)$$

$$D'_z = \alpha_z u \quad (2.27)$$

hvor α_x , α_y og α_z er henholdsvis longitudinal dispersivitet, horisontal dispersivitet og vertikal dispersivitet. Den longitudinale dispersiviteten er spredningen i strømningsretningen. Den vil øke med tiden og spredningsdistansen i et gitt eksperiment (Bjerg, 2008).

Dispersjonen av en forurensning i en heterogen akvifer er en kompleks prosess og skyldes i hovedsak variasjoner i grunnvannshastighet på ulike skala på grunn av variasjoner i hydraulisk konduktivitet (Lovanh et al., 2000). Utfordringen er å identifisere realistiske dispersivitetsverdier for å kunne beskrive spredningen av forurensningen nøyaktig (Bjerg, 2008). Uten detaljert kunnskap om disse variasjonene vil nøyaktige kalkuleringer være vanskelig, og ofte må grove estimer brukes. Den horisontale dispersiviteten (α_y) settes ofte som 30% av den longitudinale dispersiviteten, og den vertikale dispersiviteten (α_z) kan settes som 5% av den longitudinale dispersiviteten (Lovanh et al., 2000).

2.6.3 Retardasjonskoeffisient

Retardasjonskoeffisienten beskriver i hvilken grad bevegelsen av oppløste forurensninger kan hindres på grunn av sorpsjon til akvifermatriksen. Graden av retardasjon avhenger av både akviferens og forurensningens egenskaper. Retardasjonsfaktoren er forholdet mellom gjennomsnittlig lineær grunnvannsstrømningshastighet (u) og gjennomsnittlig hastighet av bevegelsen til forbindelsene (v_c) (Lovanh et al., 2000). Ved antakelse om lineær likevekt for sorpsjon vil retardasjonskoeffisienten gis ved (Waterloo Hydrogeologic, 2019a):

$$R = \frac{u}{v_c} = 1 + \frac{\rho_b K_d}{n_e} \quad (2.28)$$

Hvor ρ_b er bulk tettheten til akvifer materialet, K_d er fordelingskoeffisienten og n_e er effektiv porøsitet.

Denne ligningen viser at ved økende sorpsjon (økende K_d) øker også retardasjonsfaktoren. Når forurensningen ikke sorberes til jorden, er retardasjonsfaktoren lik 1. Dette betyr at forurensningen vil bevege seg ved samme hastighet som gjennomsnittlig hastighet på væsken. Om R er lik 2 vil forurensningen bevege seg ved en effektiv hastighet som er halvparten av den væsken har. Forurensninger som har en lav retardasjonsfaktor (< 10) er ansett som relativt mobile. Motsatt, vil forurensninger som har en svært stor retardasjonsfaktor (> 1000) bevege seg veldig sakte sammenlignet med væskestrømmen, og dermed ha en mindre utstrekning enn de mer mobile (Pepper et al., 2011d).

2.6.4 Adveksjon-dispersjonsligning

Den generelle adveksjon-dispersjonsligningen som beskriver transport og skjebne til forurensningsforbindelse k , i et tredimensjonal, transient grunnvannsstrømningssystem

tem er (Zheng and Wang, 1999):

$$\frac{\delta(\theta C^k)}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta x_i} (\theta D_{ij} \frac{\delta C^k}{\delta x_j}) - \frac{\delta}{\delta x_i} (\theta u C^k) + q_s C_s^k + \sum R_n \quad (2.29)$$

hvor θ er porositeten, C_k er oppløst konsentrasjon av forbindelse k [mg/l], t er tiden [s], x_i, j er avstanden lang respektive akser [m], D_{ij} er hydrodynamisk dispersjonskoeffisient [$m^2 s^{-1}$], u er lineær strømningshastighet [ms^{-1}], q_s er volumetrisk strømningsrater per enhetsvolum av akviferen som representerer kilder (positiv) og avløp (negativ) [s^{-1}], C_s^k er konsentrasjon til forbindelse k fra kilde eller til avløp [mg/l] og $\sum R_n$ er kjemiske reaksjonsligninger.

Første ledd av ligningens høyre del beskriver dispersjon, andre ledd beskriver adveksjon, tredje ledd beskriver avløp og kilder til oppløste komponenter og siste ledd beskriver kjemiske reaksjoner, for eksempel ligning 2.28 for lineær sorpsjon (Waterloo Hydrogeologic, 2019a).

2.7 Modellering

En modell er en forenklet representasjon av den komplekse, virkelige verden, og er dermed begrenset av underliggende forenklinger, tilnærminger og usikkerheter (Anderson et al., 2015). Grunnvannsmodellering er en metode for å representere et grunnvannssystem. Dette kan gjøres for å undersøke responsen i et grunnvannssystem under ulike forhold, eller for å forutse systemets oppførsel frem i tid (Baalousha, 2011).

En hydrogeologisk modell sammenstiller feltinformasjon fra modelleringsområdet. Dette krever en mengde spesifikk hydrogeologisk informasjon og analyser, samt hydrogeologisk kunnskap og forståelse. Grunnvannssystemer er som regel ikke tilgjengelig for observasjon, og gode feltmålinger er derfor nødvendig for å kunne forstå systemet (Anderson et al., 2015).

Arbeidet med å organisere alt av data inn i en modell kan i seg selv være en nyttig prosess. Det hjelper modelløren å se svakheter og feil i tidligere antakelser, og prosesser som ikke tidligere ble tatt i betraktning. Modelleringsprosessen blir en øving i å tenke over hvordan et system fungerer (Anderson et al., 2015).

En grunnvannsmodell er aldri unik. Flere ulike kombinasjoner av data-input kan produsere resultater som samsvarer med feltobservasjoner. Dette gjør at det alltid vil være mer enn en mulig rimelig modell. En modell kan dermed ikke love et riktig svar. Om modellen er riktig konstruert kan den likevel love at det riktige svaret ligger innenfor rimelige usikkerhetsgrenser. Usikkerhet i grunnvannsmodeller skyldes mange faktorer relatert til det å representere grunnvannsprosessene. En kilde til usikkerhet er "ukjent ukjente". Dette er forhold vi ikke vet at vi ikke kjenner til. Dette kan inkludere uventede hydrogeologiske forhold, slik som heterogeniteter i grunnen, og uforutsigbare fremtidige hendelser, slik som nedsetting av pumpebrønner eller intenst nedbør (Anderson et al., 2015).

Et viktig begrep ved grunnvannsmodellering er *grensebetingelser*. Grensebetingelser representerer kilder og avløp i grunnvannssystemet, samt områder hvor vannet ikke strømmer ut av systemet. Foretrukne grenser er fysiske grenser som er lett å identifisere. Dette kan være impermeable grenser, slik som berggrunn, og overflatevann, slik som innsjøer og elver. Hydrauliske grenser, slik som grunnvannsskiller, kan endre beliggenhet ved varierende forhold i området, og er dermed mindre foretrukne i en modell. Hvis et grunnvannssystem er stresset kan grensebetingelser endres med tiden. Det kan dermed være lurt å sjekke grensebetingelsene gjennom simuleringen (Baalousha, 2011).

De fleste grunnvannsproblem vil løses av den numeriske modellen, utviklet fra den konseptuelle modellen.

2.7.1 Konseptuell modell

Den konseptuelle modellen er en beskrivende representasjon av grunnvannssystemet (Baalousha, 2011). Den forenkler og oppsummerer det som er kjent om hydrogeologien i et område, og representerer tidligere og nåværende tilstand av grunnvannssystemet. Modellen er basert på feltinformasjon og tilgjengelig kunnskap fra lignende områder (Anderson et al., 2015), og innebærer en tolkning av de geologiske og hydrologiske forholdene (Baalousha, 2011). Den konseptuelle modellen inkluderer både det geologiske rammeverket og det hydrologiske systemet (Anderson et al., 2015).

Den konseptuelle modellen bør inkludere informasjon om løsmasser og stratigrafi med tilhørende hydrogeologiske egenskaper, kilder og avløp og feltbaserte estimater av komponentene i vannbalansen (Anderson et al., 2015). Dette krever rikelig med prøvetaking og målinger, og studering av stratigrafiske logger og geologiske kart (Lovanh et al., 2000).

Generelt vil en konseptuell modell som gjenspeiler feltsituasjonen i størst mulig grad, gi en numerisk modell som produserer mer nøyaktige resultater. Praktisk er det ønskelig å forenkler den konseptuelle modellen til å inkludere kun de prosesser som er viktige for formålet med modelleringen, men som likevel er kompleks nok til å representere relevant oppførsel til hele systemet. Alle konseptuelle modeller er usikre på grunn av modellørens manglende evne til å kunne representere kompleksiteten til naturen. Felldata som den konseptuelle modellen er basert på er alltid ufullstendig og gir kun en tilnærmet beskrivelse av ekte hydrogeologiske forhold (Anderson et al., 2015).

2.7.2 Numerisk modell

En numerisk modell er den matematiske representasjonen av et grunnvannssystem (Anderson et al., 2015). Den numeriske modellen er basert på prinsippet til vannbalansen. Mengden vann som strømmer inn i systemet er lik mengden som strømmer ut av systemet. Sammen med Darcys lov danner dette den styrende ligning for grunnvannsstrømning (Baalousha, 2011).

Den generelle grunnvannsstrømningsligningen som styrer tredimensjonal stabil grunnvannsstrøm i isotrop, homogent porøst materiale er (Baalousha, 2011):

$$\frac{\delta^2 h}{\delta x^2} + \frac{\delta^2 h}{\delta y^2} + \frac{\delta^2 h}{\delta z^2} = 0 \quad (2.30)$$

hvor h er hydraulisk trykkehøyde. Ligningen kalles også Laplace ligning. Løsning av ligning 2.30 krever kunnskap om grensebetingelsene for å oppnå en unik løsning. Grensebetingelsene definerer området hvor denne ligningen er gyldig (Baalousha, 2011).

Den numeriske modellen inneholder definerte koder som løser ligningen som beskriver grunnvannsprosessen. Koden er verktøyet som løser modellen (Anderson et al., 2015). Dette innebærer løsninger til et sett av ligninger for trykkehøyde ved skjæringspunktene i et rutenett. Den mest brukte metoden er *finite difference*-metoden (Baalousha, 2011). Denne gir en løsning for både stabil og transient grunnvannsstrøm i tre dimensjoner i et heterogent materiale med komplekse grensebetingelser (Anderson et al., 2015).

Den generelle ligningen for grunnvannsstrømning i transient, heterogen og anisotrope forhold er gitt ved (Baalousha, 2011):

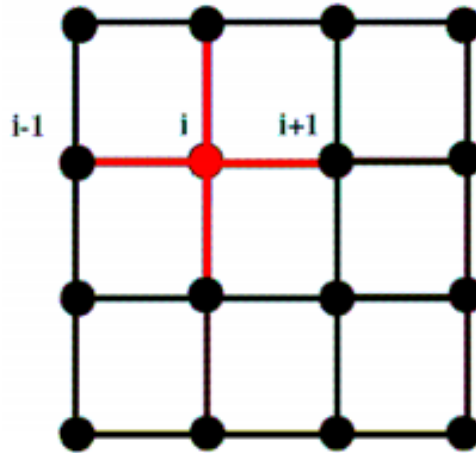
$$\frac{\delta}{\delta x} (K_x \frac{\delta h}{\delta x}) + \frac{\delta}{\delta y} (K_y \frac{\delta h}{\delta y} + \frac{\delta}{\delta z} (K_z \frac{\delta h}{\delta z})) = S_s \frac{\delta h}{\delta t} - W \quad (2.31)$$

hvor K_x , K_y og K_z er hydraulisk konduktivitet i x-, y- og z-retning, W representerer kilder og avløp, S_s er spesifikk lagring og h er hydraulisk trykkehøyde (vannspeilet i åpne akviferer).

Løsning av en endimensjonal utgave av ligning 2.31 for h ved bruk av *finite-difference* gir (Baalousha, 2011):

$$\frac{\delta^2 h}{\delta x^2} = \frac{\delta}{\delta x} (\frac{\delta h}{\delta x}) = \frac{1}{\Delta x} [\frac{h_{i+1} - h_i}{\Delta x} - \frac{h_i - h_{i-1}}{\Delta x}] = \frac{h_{i-1} - 2h_i + h_{i+1}}{(\Delta x)^2} \quad (2.32)$$

hvor h_i er trykkehøyden ved skjæringspunkt i og h_{i+1} er trykkehøyden ved skjæringspunkt $i+1$, som vist av figur 2.12.



Figur 2.12: *Finite difference*-metoden (Baalousha, 2011)

2.7.3 Kalibrering

Kalibrering er et viktig steg i modelleringsprosessen. Det bidrar til legitimere den konseptuelle og den numeriske modellen (Anderson et al., 2015). Etter første kjøring av modellen, kan resultater avvike sterkt fra feltmålinger. Dette er forventet siden modellen er en forenkling av virkeligheten og basert på tilnærminger (Baalousha, 2011). Kalibrering innebærer å endre verdiene for inputparametere i modellen slik at resultater stemmer bedre overens med målinger og observasjoner i felt (Khadri and Pande, 2016). I grunnvannsstrømningsmodeller betyr dette at modellert grunnvannsstand stemmer overens med grunnvannsstand i målepunkt (Baalousha, 2011).

Kalibrering involverer å minimere *root mean square error*, eller RMSE, gitt i ligning (Baalousha, 2011):

$$RMSE = \left[\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (h_{ob} - h_{sim})^2 \right]^{1/2} \quad (2.33)$$

hvor h_{ob} og h_{sim} er henholdsvis observert og simulert grunnvannsstand i punkt i .

2.7.4 Validering

Validering av en modell innebærer å demonstrere om den kalibrerte modellen sammenfaller med feltdata som er uavhengig av data brukt i kalibreringen. Dette kan blant annet være å legge en pumpebrønn inn i modellen, for å se om det modellerte systemet reagerer likt som det virkelige grunnvannssystemet på belastningen (Anderson

et al., 2015). Kalibreringen innebærer endring av ulike parametere for å gi bedre svar mellom observerte og kalkulerede verdier. Ulike sammensetninger av verdiene for disse parameterene kan produsere samme løsning. Valideringen blir dermed en ekstra sjekk om sammensetningen av verdiene er akseptabel (Baalousha, 2011).

Begrepet "validering" blir ikke lengre brukt i like stor grad som før (Khadri and Pande, 2016). Oreskes et. al. (1994) formulerte at det er umulig å validere en numerisk modell, fordi modellen er kun en tilnærming til virkeligheten (Baalousha, 2011). Å kalle en modell validert gir et inntrykk av at modellen er korrekt. På grunn av mange usikkerheter med en modell, er dette et feil inntrykk å gi. Kriteriene for å kalle en modell validert er i tillegg subjektive. I praksis er validering samme prosess som kalibrering, hvor kalkuleringer sammenlignes med feltmålinger (Khadri and Pande, 2016).

2.7.5 Følsomhetsanalyse

Følsomhetsanalyse er en prosess i modelleringen hvor inputparametere i modellen endres over et spekter av fornuftige verdier. De relative endringene i modellresultatet, for hver endring av inputparameterne, observeres (Khadri and Pande, 2016). Følsomhetsanalyse er viktig for kalibreringen av modellen og datainnsamlingen (Baalousha, 2011). Formålet med følsomhetsanalysen er å demonstrere hvor følsom modellen er for usikkerheter i verdier for inputdata (Khadri and Pande, 2016).

I grunnvannsmodeller er det flere usikre parametere. Å håndtere alle usikkerhetene er tidkrevende. Følsomhetsanalysen indikerer hvilke parametere som har størst påvirkning på resultatet. I kalibreringsprosessen og datainnsamlingen bør det fokuseres på parameterene med størst påvirkning (Baalousha, 2011). Parametere som modellen ikke er følsom for, tillater større usikkerheter i verdier (Khadri and Pande, 2016).

KAPITTEL 3

OMRÅDEBESKRIVELSE

I forbindelse med byggingen av Akrinn, NTNU, Gunnerus gate 1 på Kalvskinnet i Trondheim, er det utført miljøtekniske grunnundersøkelser, grunnvannsmålinger og luftprøvetaking. Statsbygg er byggherre, Rambøll har utført innledende og supplerende miljøtekniske grunnundersøkelser før anleggsstart, og Norconsult har utført supplerende miljøtekniske grunnundersøkelser underveis i anleggsarbeidet, samt overvåking av grunnvannet og luftprøvetaking. Resultatene fra undersøkelsene er oppsummert i Stokkan (2015), Eggen (2016), Unsgård et al. (2017) og Eggen (2019). I dette kapitlet vil forhold som beskriver området bli omtalt, samt en oppsummering av arbeidet og undersøkelsene som er gjort på området. Figur 3.6 viser lokaliteten til det aktuelle området i Midtbyen i Trondheim.



Figur 3.1: Lokalitet til NTNU Kalvskinnet i Midtbyen i Trondheim. Bakgrunnskart er hentet fra Kartverket (2019a) og området er tegnet inn av forfatter.

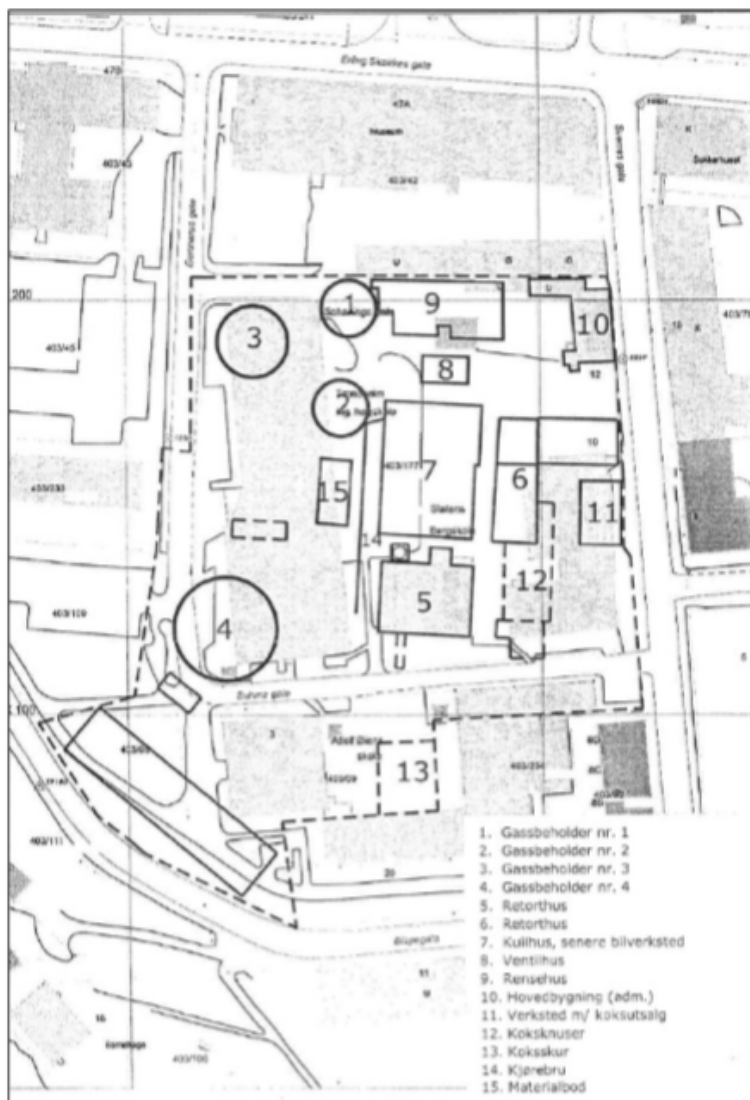
3.1 Historisk aktivitet

På tomta har det tidligere vært drevet gassverk. Driften startet i januar 1853, og gassverket ble lagt ned i januar 1917, etter at det var bygget nytt gassverk på Lade. Før etablering av gassverket var området benyttet som landbruksområde. I starten ble det levert gass til gatebelysning, etter hvert også til industri, koking og drift av gassmotorer (Neumann, 1953).

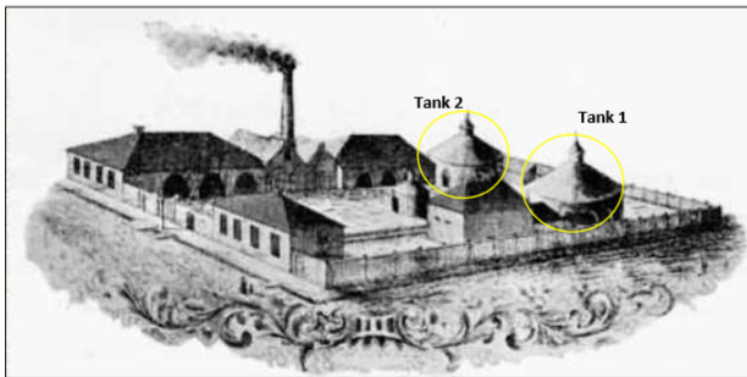
Gassen ble fremstilt ved tørdestillasjon av steinkull. Biprodukt fra produksjonen var koks, og fra rensing av gassen var biproduktene ammoniakk og tjære. Det antas at gassen videre ble tørrenset, hvor svovel og cyanid ble fjernet. Gassen ble deretter lagret i tanken. Tjæren ble lagret på fat eller i tjærekummer, muligens i en eller flere av gassbeholderene nordvest på tomta. Rensevann er sannsynligvis ført til avløp, mens rensesmasse fra tørrensingen kan ha blitt deponert på tomta. I tillegg må det regnes med at det kan ha vært betydelig lekkasjer og spill på bakken i forbindelse med gassverksdriften (Gilde, 2003).

Situasjonsplan over gassverket i ca. år 1900 er vist i Figur 3.2. Retorthusene ligger sentralt plassert. Rensehuset lå helt nord på tomta, og gasstankene lå på tomtas vestre del. Knusing og lagring av koks foregikk på sørøstre del av tomta. Denne situasjonsplanen viser gassverket ca. 50 år etter oppstart i 1853. På dette tidspunktet hadde det blitt gjennomført betydelige utvidelser av produksjonen. Illustrasjon av hvordan det gamle gassverket så ut i 1860 er vist i Figur 3.3. Ved oppstart var kun tank 1 og tank 2 oppført

(Unsgård, 2016).



Figur 3.2: Situasjonsplan for gassverket, fra ca. år 1900 (Unsgård, 2016).



Figur 3.3: Illustrasjon av gassverket fra år 1860 (Neumann, 1953)

Det har vært forskjellige aktiviteter på tomten etter nedlegging av gassverket i 1917. De fleste av de gamle bygningene fra tiden med gassverk er i dag revet. Unntaket er retorten fra 1899 (bygg 5 på Figur 3.2), renseshuset (bygg 9) og administrasjonsbygget (bygg 10) (Unsgård, 2016).

Den eldre delen av Gunnerus gate 1 ble oppført i 1930 som Trondhjem Mellomtekniske skole. Det er kjent at det i 1954 har vært drevet bilverksted i det gamle kullageret sentralt på tomta (Unsgård, 2016). Deler av tomta er utgravd i forbindelse med bygging av Trondheim Ingeniørhøgskole i 1958-59. Store mengder forurenset masse (tjære og kreosot) ble da gravd opp og kjørt til kommunens fyllplass i Fredlydalen. Bygningen stod ferdig oppført i 1962. I 1992 ble det oppført et mellombygg med ny hovedtrapp for å knytte den eldre delen (1930) og den nyere delen (1959) sammen. I 2002 ble det gravd vekk forurensete masser i forbindelse med bygging av tilbygg til retorthuset. De forurensete massene ble da levert til Norsk gjenvinnings anlegg på Lundamo. Figur 3.4 viser flyfoto over området fra 1937, 1986 og 2003.



Figur 3.4: Flyfoto over området fra (f.v.) 1937, 1986 og 2003. Tank 2 er markert med gult omriss. Utbyggingen av Gunnerus gate 1 er markert med rødt omriss (FINN, 2019).

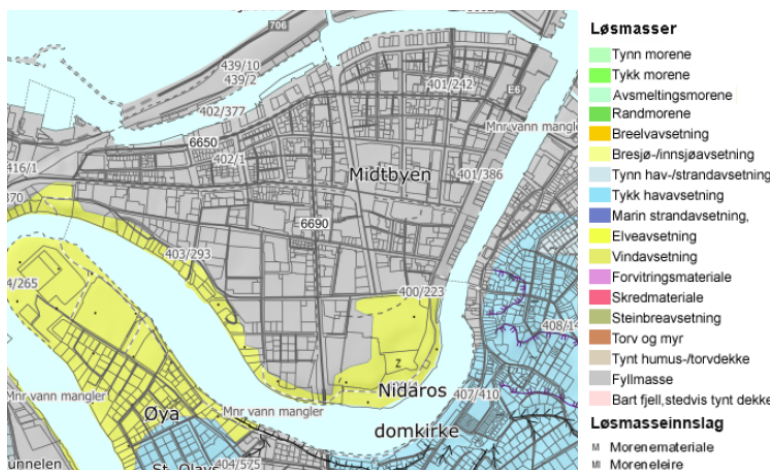
3.2 Naturlige forhold ved området

Området ligger i Trondheim sentrum på Kalvskinnnet, på eiendom 403/177. Omkringliggende områder er bebyggt. Terrenget på tomten er flatt og eiendommen ligger på kote 13-14. Tomten har hovedsakelig asfaltdekke. Nærmeste resipient er Nidelva som ligger ca. 100-150 meter sørvest for tomten. Trondheimsfjorden ligger ca. 400 meter nordvest for gassverkstomten.

Spunt til nytt bygg går ned til kote -1. Siden bygget når ned til under grunnvannspeilet, er det i kjelleren bygget en pumpekum som pumper bort grunnvann som siver inn mot kjelleren. Vannet dreneres inn mot en kum og når vannivå i kummen når et visst nivå, starter pumpen. Vannet pumpes ut av bygget og føres videre til oppsamling av overflatevann.

3.2.1 Løsmasser

Kvartærgeologisk kart angir fyllmasser for hele tiltaksområdet, se figur 2.2.1. Den kvartærgeologiske kartleggingen er imidlertid overfladisk, dvs. den angir hvilke løsmasser som er registrert i overflaten, og ikke andre mulige løsmasser som forekommer i lag i dybden. Som beskrevet i Kapittel 2.2.1 er Midtbyen i Trondheim dannet av løsmasser avsatt av Nidelva. Fyllmassene er dermed tilført over gamle elveavsetninger, slik at en også kan forvente å finne elveavsatt materiale under fyllmassene. I tidligere undersøkelser (Gilde (2003) og Taftø (2010)) innenfor tiltaksområdet er det registrert fyllmasser over sand- og grusmasser med enkelte steiner i de øvre 3 m. Fyllmassenes mektighet varierer mellom 1 og 2,5 m.



Figur 3.5: Løsmassekart over Midtbyen. Fyllmasser er markert med grå farge og elveavsetning markert med gul farge (NGU, 2019).

3.2.2 Grunnvannstrømning

Det er gjort målinger av grunnvannstanden gjennom hele utbyggingsperioden frem til november 2018. Målingene er utført i nedsatte observasjonsbrønner, MB1-MB7 og MB9-MB11. Målingene viser at grunnvannsstanden på tomta er relativt stabil og ligger ca. på kote 3,5-4. Disse målingene viser også en hydraulisk gradient mot nordvest som tyder på at grunnvannet i området strømmer mot Trondheimsfjorden.

Kalvskinnet og utbyggingen på HiST ligger tett ved Nidelva, og det er uavklart hvordan grunnvannsmagasinet kommuniserer med elva. Det er følgelig muligheter for at grunnvannstrømmen kan variere med vannføring i Nidelva, nedbørmengder og med tidevannsvariasjoner (Eggen, 2016).

I forbindelse med nedsettingen av brønn (MB8) mot Nidelva sør for tomten, ble det påvist finere og mindre vannførende masser. Grunnvannsnivået ble ikke registrert i denne brønnen, og den inngår dermed ikke i overvåkingen av grunnvannet. En helsevurdering ble utført, og det ble vurdert liten risiko for spredning av forurensning i retning mot Nidelva. Kildeområdet for de forurensede massene ligger nordvest på lokaliteten og spredning mot nordvest er foreløpig kartlagt med målinger i brønnene nedstrøms (Unsgård, 2016).

3.3 NTNU og nytt teknologibygget/Akrinn

3.3.1 Gravearbeid og gjenliggende forurensede masser

På Kalvskinnet i Midtbyen i Trondheim er det etablert et nytt bygg, kalt Akrinn, i tilknytning til NTNU. Byggingen av Akrinn skjedde i perioden 2014-2016.

I forbindelse med planlegging av utbyggingen, ble det gjennomført innledende miljøtekniske grunnundersøkelser på eiendommen i 2003, og supplerende undersøkelser i 2010. Det ble dokumentert høy forurensning av hovedsakelig olje, PAH, BTEX, tungmetaller og cyanid i løsmassene. Forurensningen lå hovedsakelig i de øverste meterne av eiendommen, men i nordvestre del av eiendommen ble det avdekket høy forurensning av PAH-forbindelser ned til 8,5 m under daværende terreng (Eggen, 2019).

Terrenginngrepet omfattet etablering av spunt som omkranser et areal på ca. 3800 m² og utgraving av forurensede masser innenfor og delvis utenfor spuntvegg (Unsgård et al., 2017). Gravearbeidet ble utført mellom juli og november 2014. Spuntveggen for nybygg er etablert ned til kote -1. Innenfor spuntveggen er forurenset masse gravd vekk ned til 8 m under terreng (kote 3,3) (Eggen, 2016). Figur 3.6 viser beliggenhet til spunt.



Figur 3.6: Oversikt over gassverktomta, på Kalvskinnet i Trondheim. Sort linje viser spuntvegg. De blå punktene viser grunnvannsbrønnene MB1-MB6. De grå sirklene er lokalisering av tidligere tanker fra den tiden det var gassverk på eiendommen (Eggen, 2016)

Under gravearbeidene ble det påtruffet rester av to tanker som viste seg å inneholde svært tjæreforurensede løsmasser. Tankene lå slik til at de ikke var tilgjengelig for total utgraving. Tank 1 lå delvis innenfor spunt til byggegropa til Akrinn og delvis utenfor. De delene av tanken som lå nord for spuntveggen kunne ikke fjernes grunnet ustabilitet til nærliggende bygg i nord. I tank 2 ble det observert fri fase tjære. Tank 2 lå delvis under bygg (Gunnerus gate 1) og delvis utenfor bygget, og det viste seg ved utgraving at fundamentene til bygget var murt tvers gjennom tanken. De delene av tanken som lå utenfor bygg ble gravd vekk, mens del av tanken under bygget ble vurdert umulig å grave vekk uten betydelige sikringstiltak, for å unngå setningsskader på bygget (Eggen, 2019).

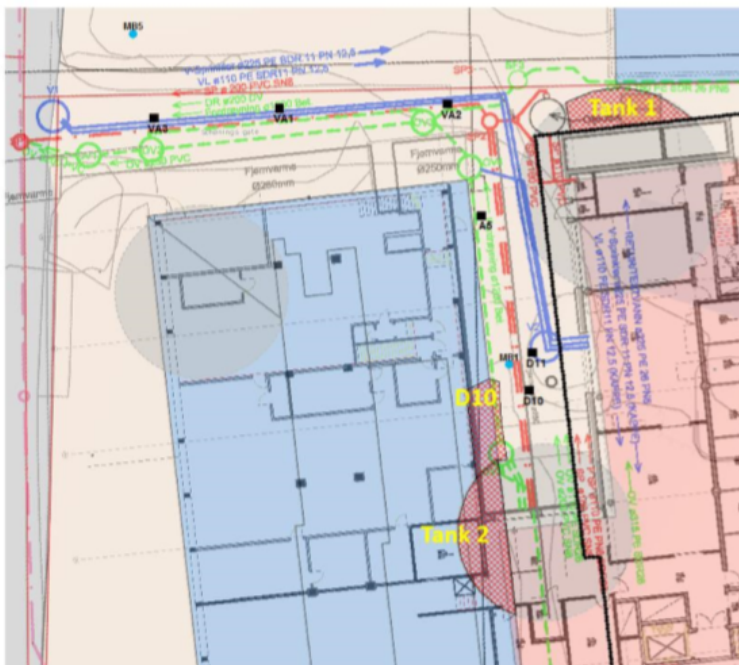
Høsten 2015 ble det gjort gravearbeider i forbindelse med etablering av VA-trase mellom spunt og Gunnerus gate 1. Bunnen av VA-traseen ligger 3,5 meter under terrenget (kote 9,5). Det ble prøvetatt og fjernet masse ned til 1,5 meter under bunnen av VA-traseen for å sikre at masser i grøftetraseen ikke overskrider akseptabel forurensningsgrad. I et prøvepunkt ble det funnet masser med forurensningsgrad farlig avfall. Det ble gravd så dypt som forsvarlig med hensyn på stabilitet av tilgrensede bygg og spuntvegg, men deler av denne forurensningen ligger igjen da det var uforsvarlig å grave vekk alt med tanke på stabilitet til bygg (Eggen, 2016).

Det gjenstår noen kjente lokaliteter med sterkt forurenset masse (farlig avfall) som ble vurdert umulig å grave vekk. Disse lokalitetene er presentert i Tabell 3.1, hvor det er gjort en estimering av utstrekningen av forurensningene. Figur 3.7 viser beliggenheten til lokalitetene på tomten skravert med rødt. Estimeringen i Tabell 3.1 er et grovt anslag.

Forurensningen som ligger under Gunnerus gate 1 er ikke avgrenset horisontalt da det ikke har vært mulig å ta prøver under bygg (Eggen, 2016). Forurensningssituasjonen ved tank 3 og tank 4 er usikker da disse tankene ikke har blitt møtt på under byggearbeidet og ligger under eksisterende bygg. Tank 4 er av nyere dato enn tankene 1 og 2. Det er ukjent om denne tanken kan ha blitt benyttet til annet enn lagring av gass. Vaktmesteren i Gunnerus gate 1 har informert om at det er påtruffet rester av tank 4 ved tidligere graving i området. Tank 4 ble trolig revet i forbindelse med byggearbeidene. Det er ikke kjent hva som har skjedd med rivningsmassene, eller hvilke typer masser som er benyttet til igjenfylling av tanken under terrengnivå (Unsgård, 2016). Tank 3 er ikke observert, og det er usikkert om denne tanken eksisterer per dags dato.

Lokalitet	Areal [m ²]	Vertikal tykkelse av forurensning [m]	Anslått volum [m ³]	Dyp av forurensning [kote]
Prøvepunkt D10	11	1	11	5,5-6,5
Tank 1	17	4,5	77	7-11,5
Tank 2	25	1	25	ca. 6

Tabell 3.1: Estimert over gjennliggende forurenset masse etter gravearbeid



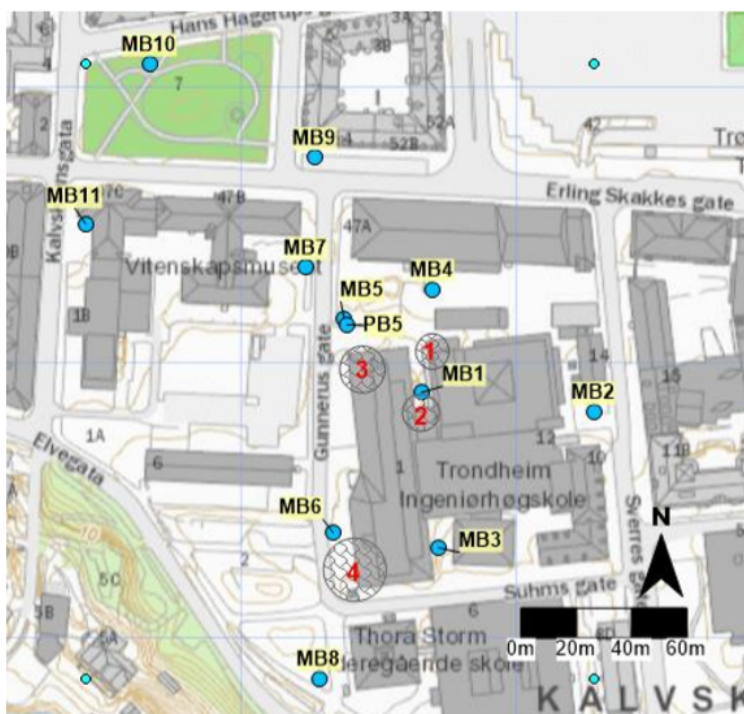
Figur 3.7: Oversikt over gjennliggende forurensete masser, skravert med rødt

Det er etablert tett dekke over VA-traseen, som befinner seg i kildeområdet for gjen-

liggende forurensning, for å hindre infiltrasjon av nedbør mellom Gunnerus gate 1 og Akrinn (Eggen, 2016).

3.3.2 Grunnvannsovervåking

Grunnvannet ved byggeprosa har blitt overvåket siden juli 2014. I første omgang ble tre brønner etablert (MB1, MB2 og MB3). I 2015 ble tre nye brønner etablert (MB4, MB5 og MB6), våren 2016 ble det etablert to brønner (MB7 og MB8) og vinteren 2018 ble det etablert tre brønner (MB9, MB10, MB11). Lokaliseringen av brønnene og tankene fra gassverket fremgår av kartet i Figur 3.8, der brønnene er vist som blå prikker (MB1-MB11) og tankene er vist som sirkler, markert med røde tall. Koordinater, samt høyde til topp og bunn av brønnene, ligger i vedlegg A.



Figur 3.8: Oversikt over grunnvannsbrønner (Eggen, 2019)

Etter at brønnene ble etablert, har de blitt prøvetatt jevnlig. Dette gjelder ikke MB8. I denne brønnen ble det observert tette masser, og grunnvannsspeilet ble ikke observert. Fra våren 2015 og fram til desember 2016 har det vært utført månedlig prøvetaking av samtlige brønner fortløpende fra de ble etablert (unntatt ved forhold som har gjort brønnene utilgjengelig for prøvetaking). I 2017 og 2018 er tre eksisterende brønner

(MB1, MB5 og MB7) samt de tre nyetablerte brønnene (MB9, MB10 og MB11) prøvetatt med kvartalsvis intervall (Eggen, 2019).

Det framgår tydelig fra grunnvannsovervåkingen på HiST, at grunnvannet på eien-
dommen har vært uakseptabelt forurenset av PAH-forbindelser, BTEX, tungmetaller og
olje. Forurensningen stammer trolig fra området omkring miljøbrønn MB1, da det er
påvist svært høye konsentrasjoner av PAH-forbindelser, olje, BTEX, cyanid og tungme-
taller i grunnvannsprøver fra denne brønnen. Dette stemmer godt overens med at det
her er påvist høye forurensninger i umettet sone og at denne brønnen ligger nært tank
2. Det antas at selve grunnvannssonen i dette området over tid har blitt kraftig foruren-
set på grunn av søl og lekkasjer fra tanker fra den tiden gassverket var i drift. Over tid
har forurensningene blitt transportert ned i grunnvannssonen. Dette ligger trolig som
en aktiv kilde til videre grunnvannsfurensning ut av området (Eggen, 2016).

Resultatene fra grunnvannsmålingene er presentert i rapportene (Norconsult):

- RIM10: oppsummerer resultater fra grunnvannsovervåking gjort i perioden juli 2014 til januar 2016 (Eggen, 2016)
- RIM14: oppsummerer resultater fra grunnvannsovervåking gjort i perioden mars 2016 til desember 2016 (Unsgård et al., 2017)
- RIM02: oppsummerer resultater fra grunnvannsovervåking gjort i perioden juli 2017 til desember 2018 (Eggen, 2019)

Videre i dette kapittelet gjennomgås hovedtrekkene i forurensningssituasjonen i grunnvannet som fremgår av resultatene i rapportene.

Juli 2014 - januar 2016

Prøvetaking og analyser viser at grunnvannet er sterkt forurenset av PAH, olje, BTEX, cyanid og tungmetaller. Det er målt høyest forurensning i brønn MB1. Det er også påvist høy forurensning i brønn MB5. Periodevis er det målt høye konsentrasjoner av PAH i brønnene MB3 og MB6.

Sammenligning av vannprøver fra juli og november 2014, henholdsvis før/etter at størsteparten av forurensningskilden er fjernet, viser at det totalt sett er mye høyere forurensning i vannet i november sammenlignet med juli. Årsaken er at gravingen og stagboringen i området har påvirket grunnvannet og mobilisert lette komponenter. I november utgjorde over 90 % av det målte PAH-innholdet naftalen og acenaften. Res-
terende, tyngre PAH komponenter viser enkeltvis mellom 2 - 15 % reduksjon siden juli. Det samme gjelder BTEX, hvor sum BTEX har økt med 129 ganger fra målingene i juli, hvor bensen topper med nesten 300 ganger forhøyede konsentrasjoner i november.

Mars 2016 - desember 2016

Flyktige forbindelser, som naftalen og benzen, er påvist i høye nivåer i brønn MB7. Re-
sultatene viser at tyngre forbindelser, tyngre PAH'er og alifatiske forbindelser C16-C35,

derimot er lite mobile, ved at disse ikke er påvist i MB7. MB1 har ikke like høye verdier som målinger viste i 2014 og 2015. Dette tyder på at innholdet av forurensning i grunnvannet ved kildeområdet har en synkende trend.

Juli 2016 - desember 2018

Analyseresultatene fra grunnvannsovervåkingen viser at det er varierende, men relativt høye konsentrasjoner av de organiske forurensningene PAH og BTEX i grunnvannsprøvene tett ved kilden (brønn MB1, MB5 og MB7). Konsentrasjonene er imidlertid mye lavere enn hva som tidligere har vært påvist i disse brønnene, og det ser ut til å være en synkende trend for omtrent samtlige parametere i grunnvannsprøvene. I brønnene MB9, MB10 og MB11 har det ikke vært påvist noen forurensning over deteksjonsgrensen til laboratoriet.

I MB1 inneholder grunnvannet både lette, medium og tunge PAH-er. Ved tre av prøvetakingene er det overvekt av de letteste PAH-ene (naftalen og acenaftylen), men alle typer av PAH-er er tilstede ved hver prøvetaking. I MB5 er det hovedvekt av lette og medium tunge PAH-er i grunnvannet. Det er ikke påvist noen av de tyngre PAH-ene over deteksjonsgrensen. I MB7 er det kun påvist lettere PAH-er, med hovedvekt av naftalen og acenaftylen. Det er ikke påvist noen av de medium eller tunge PAH-ene over deteksjonsgrensen.

Det er påvist varierende innhold av BTEX-forbindelser i de tre brønnene som ligger nærmest kildeområdet (tank 2). Generelt har konsentrasjonen av BTEX sunket i den perioden det har pågått overvåking av grunnvannet.

3.3.3 Luftprøvetaking

Flere av forbindelsene som er målt i umettet og mettet sone er flyktige. Det er derfor utført målinger av PAH, BTEX, olje og HCN (hydrogencyanid) i inneluft i bygg over kildeområdet (Gunnerus gate 1) og i bygg nedstrøms kildeområdet.

I 2016 ble det utført gassmålinger av PAH, BTEX, olje og cyanid inne i Gunnerus gate 1. Gassmålingene viser at det ble påvist BTEX, naftalen og bifenyl. Verdiene er imidlertid langt under grenseverdiene for arbeidsmiljø. Det ble ikke påvist hydrogencyanid eller olje i målingene. Ut fra utførte målinger ble det vurdert at inntrengningen av gasser er veldig liten og det konkluderes med at gjenliggende forurensning i mettet og umettet sone ikke utgjør noen helseskade for folk som oppholder seg inne i Gunnerus gate 1 (Eggen, 2016).

I 2017-2018 ble det også utført luftmålinger i to stasjoner nedstrøms MB5 og MB7, i Erling Skakkes gate 47a og 47b. Målingene viste utslag for naftalen i begge målestasjonene. Nivåene er langt lavere enn grenseverdien for arbeidsmiljø. Det ble ikke påvist noen av de andre parametere det ble målt for. Selv om naftalenkonsentrasjonene er lave, antyder prøvene at noe gass er tilstede i byggene hvor det ble målt. Det er derimot uklart om gassen kommer fra fordampning fra forurenset grunnvann eller om den kan

tilskrives andre forhold, for eksempel laboratoriearbeid inne i byggene hvor målingene ble gjort (Eggen, 2019).

KAPITTEL 4

DATAGRUNNLAG OG METODE

I dette kapittelet vil innsamling og bearbeiding av data til input i grunnvannsmodellen gjennomgås, samt hele modelleringsprosessen. For ordens skyld vil alt av data som legges inn i modellen presenteres her.

4.1 Prøvetakingsrunder 2018/2019

I forbindelse med arbeidet med denne masteroppgaven ble det utført vannprøvetaking i august og november 2018. I tillegg ble vannstandsmålinger fra alle tilgjengelige brønner utført i mars 2019. Dette ble gjort for å få grunnvannsstanden fra alle brønnene til samme tid. Dette er viktig fordi grunnvannet varierer med klimatiske betingelser.

Grunnvannsprøvetakingen har blitt utført i henhold til NS-ISO 5667-11:2009: Vannundersøkelse – Prøvetaking – Del 11: Veiledning i prøvetaking av grunnvann. All grunnvannsprøvetaking er utført med bruk av HDPE (*High-density polyethylene*) bailere. En bailer er en sylindere som føres ned under vannspeilet og fylles opp med vann. En kule i bunnen av sylinderen hindrer vann i å renne ut når baileren heves fra brønnen. Det har blitt benyttet én bailer pr brønn, og bailerne er kastet i etterkant for å unngå kontaminering av prøvene. Brønnene har først blitt lenset 1-3 x brønnvolum før selve prøvene ble tatt. Dette ble gjort for å få en representativ prøve fra akviferen. For hver brønn ble det fylt opp to glassflasker og en plastflaske. Prøvene i glassflasken ble brukt til å analysere for organiske miljøgifter, mens prøven i plastflasken ble brukt til å analysere for tungmetaller. Der vannet har vært synlig forurenset ble lensevannet samlet opp i tank og levert til Trondheim Retura som farlig avfall, sammen med prøvetakingsutstyret. Figur 4.1 viser hvordan grunnvannsprøvetakingen ble utført.



Figur 4.1: Et eksempel på grunnvannsprøvetaking i en av observasjonsbrønnene på området med bailer. Foto: Gro Eggen, august 2018

I felt har temperatur, pH og elektrisk ledningsevne blitt målt i vannprøvene med bruk av håndholdt multimetersensor. I tillegg har vannstanden i brønnene blitt målt ved hver prøvetaking for å vurdere strømningsretning for grunnvannet. Vannstandmålinger ble utført ved bruk av et målebånd med en sensor i enden. Sensoren piper i kontakt med vann. Målebåndet ble ført ned i brønnen, og antall meter under terreng ble notert.

Figur 4.2 viser et oversiktsbilde av måling med multimetersensor og prøveemballasje.



Figur 4.2: Oversiktsbilde av multimetersensor og prøveemballasje. Foto: Kaja Olsen Ørnes, august 2018.

Prøvene ble innsendt til ALS Laboratory Group for akkreditert analyse av 8 tungmetaller, PCB7, PAH16, BTEX, olje (THC) og suspendert stoff (SS). Hos laboratoriet har prøvene blitt dekantert (før organisk analyse) og filtrert (før metallanalyse).

Prosjektet som denne masteroppgaven er en del av har pågått siden 2014. Brønnene er prøvtatt jevnlig etterhvert som de er blitt etablert. Overvåkning av grunnvannet ble avsluttet november 2018. Prøvetaking utført før oppstart av arbeid med denne oppgaven, er utført på samme måte som beskrevet over.

Alle analyseresultater og vannstandsmålinger utført før og under arbeid med denne oppgaven, er lagt ved i henholdsvis vedlegg B og C.

Ved prøvetakingsrunden august 2018 ble det observert fri fase tjære i MB1. Dette er vist i figur 4.3, hvor bailer brukt til prøvetaking i MB1 er tilgriset av tjære. Dette tyder på at tjæren fra tank 2 har beveget seg gjennom umettet sone og nå ligger som en kilde til forurensning ved vannspeilet. Mengde av, og konsentrasjon, i denne kilden er ikke

kjent. Det antas at selve prøvetakingsmetoden er årsaken til akkumulering av tjæren i brønnen. Når brønnene lensens skapes en grunnvannsstrøm inn mot brønnene. Denne strømmen kan ha mobilisert tjærefasen og dratt den inn i MB1 (RIM).



Figur 4.3: Prøvetaking i MB1 august 2018 da fri fase ble observert i brønnen. Ser av bildet at bailer er tilgriset av tjære. Foto: Gro Eggen, august 2018.

Ved prøvetakingsrunden i august 2018 ble det opplyst av driftstekniker ved Statsbygg, Tore Haagensli, at det finnes en pumpekum i kjelleren i det nye bygget. Etterhvert som grunnvann siver inn mot kjelleren, dreneres det til kummen. Ved en viss vannstand starter pumpen, og pumper ut vannet via en ledning til overvannsnettet. Ved befaring i kjelleren til Akrinn, 1. mars 2019, ble trykkehøyden målt til 11 meter (Haagensli, 2019a). Det ble opplyst om at pumpen ble etablert i januar 2015. Ved avlesning av pumpen 4. mars 2019 var driftstid på 113 timer (Haagensli, 2019b). Dette ble, sammen med trykkkurve til pumpen, brukt til å regne ut kapasitet til pumpen. Trykkkurven til pumpen ligger vedlagt i vedlegg D.

4.2 Modellering

4.2.1 Visual MODFLOW Flex

I denne oppgaven er programvaren Visual MODFLOW Flex 5.0 brukt. Visual MODFLOW Flex er utviklet av Waterloo Hydrogeologic's og er industristandarden for simulering av grunnvannsstrømning og forurensningstransport (Waterloo Hydrogeologic, 2019*b*). Visual MODFLOW Flex gir verktøy for å bygge opp en tredimensjonal konseptuell og numerisk modell ved bruk av rå GIS-data (Waterloo Hydrogeologic, 2019*a*). I den konseptuelle modellen deles jorden inn i lag og strukturer basert på egenskaper til løsmassene og akviferen (Nolan et al., 2014). I tillegg krever modellen grensebetingelser. Oppbygging av konseptuell modell før området deles inn i celler gir en mulighet til å tolke grunnvannssystemet, før modellen konverteres til den numeriske modellen (Waterloo Hydrogeologic, 2019*a*). Den konseptuelle modellen gjøres om til et grid bestående av et gitt antall celler før den oversettes til en numerisk modell. Hver celle tilegnes fysiske egenskaper slik som hydraulisk konduktivitet, lagringskapasitet og initielle grunnvannsnivåer. Avhengig av betingelser og koder satt av brukeren, løser programvaren et sett med ligninger for hver celle (Vasstein, 2014). Feltobservasjoner brukes til å kalibrere modellen. Resultatet fra strømningsmodellen er et ekvipotensialkart som viser strømningsretning og hydraulisk gradient. Denne strømningsmodellen danner basisen til transportmodellen (Nolan et al., 2014). Transportmodellen viser spredningen av oppløste forbindelser med grunnvannet som koter, hvor hver kote representerer en konsentrasjon.

Programvaren tilbyr bruk av ulike koder for løsning av et sett differensialligninger som beskriver to- og tredimensjonal strømning og transport. Disse kodene er oppsummert i tabell 4.1.

Flow	Transport
MODFLOW-2000	MT3DMS
MODFLOW-2005	RT3D
MODFLOW-LGR	
MODFLOW-NWT	
MODFLOW-USG	
MODFLOW-SURFACT	MODFLOW-SURFACT
SEAWAT	SEAWAT

Tabell 4.1: Tilgjengelige koder i Visual MODFLOW Flex (Waterloo Hydrogeologic, 2019*a*)

Grunnvannsstrømning

MODFLOW ble utviklet av USGS i 1984 som en simuleringskode for ren grunnvannsstrømning. I senere tid er koden utviklet og flere versjoner er gitt ut, dette inkluderer MODFLOW-2000 og MODFLOW-2005. MODFLOW er akseptert som industristandard

for modellering av grunnvannsstrømning i Nord-Amerika og Europa. Spesifikke aspekter ved strømningssystemet er simulert av disse kodene ved bruk av uavhengige modulprogramerte komponenter kalt "pakker". Moduldesignet ble utvidet i MODFLOW-2000 til å inkludere "prosesser", som er deler av koden som løser hovedligninger eller et sett med relaterte ligninger, og som består av et sett underliggende "pakker". Delen av koden som løser grunnvannsstrømningstiligningen, er grunnvannsstrømningprosessen (GWF). GWF er fremdeles kjerneprosessen som andre MODFLOW-simuleringer er basert på. Hovedendringene i MODFLOW-2005 fra MODFLOW-2000 er tilnærmingen for å håndtere internt data (USGS, 2019).

MODFLOW løser grunnvannsstrømningstiligningen ved *finite difference*-metoden, som beskrevet i kapittel 2.7.2.

For at modellen skal kunne løse strømningssimulering krever kodene en initiell gjetting for grunnvannsstanden i modellen. En god antakelse her kan redusere tiden modellen bruker på å kjøre (Waterloo Hydrogeologic, 2019a)

Transportsimulering

Ulike koder for transport kan brukes sammen med MODFLOW. Disse inkluderer MT3DMS og RT3D. MT3DMS er en transportmodell for simulering av adveksjon, dispersjon og kjemiske reaksjoner for forurensninger i et grunnvannssystem. Det løser for generell adveksjon-dispersjonstiligning gitt i 2.29, etter at en strømningssimulering er anskaffet fra grunnvannsstrømningmodellen. RT3D er en modifisert versjon av MT3DMS, og begge er basert på en felles kjernekode. Hovedforskjellen er at MT3DMS tilbyr en mer avansert sorpsjonsmodellering, mens RT3D tilbyr en avansert simulering for mer komplekse biokjemiske reaksjoner (Waterloo Hydrogeologic, 2019a).

I mange tilfeller er de historiske forholdene ved modellområdet ukjent, og forurensningskilden har blitt fjernet. I slike tilfeller er grunnvannsforurensningen fremdeles tilstede, og transportsimulering må kjøres fremover i tid med start fra eksisterende forhold for å forutsi påvirkningen nedstrøms. Initiell konsentrasjon satt i modellen definerer eksisterende forhold for hver kjemikalie ved starten av simuleringsperioden (Waterloo Hydrogeologic, 2019a).

I en transportmodell må reaksjoner som styrer transporten spesifiseres. Dette gjelder spesifisering av en retardasjonsmodell og en reaksjon. Ved lineær sorpsjonsisoterm krever modellen verdier for distribusjonskoeffisienten, K_d [$1/(kg/m^3)$]. Denne verdien brukes sammen med buktetthet [kg/l] og effektiv porøsitet [-] i modellen til å regne ut retardasjonskoeffisienten [-] til hver kjemikalie etter ligning 2.28 (Waterloo Hydrogeologic, 2019a).

Retardasjonskoeffisienten brukes sammen med gjennomsnittlig lineær grunnvannsstrømningshastighet til å beregne strømningshastigheten til kjemikalier i grunnvannet. Den retarderte grunnvannsstrømningshastigheten brukes til kalkulere advektiv transport til hver kjemikalie (Waterloo Hydrogeologic, 2019a).

I tillegg til adveksjon, vil dispersjon og diffusjon påvirke transporten av kjemikaliene. MT3DMS kalkulerer dispersjonskoeffisienten ved bruk av verdier for longitudinal dispersivitet for hver celle, forholdet mellom horisontal og longitudinal dispersivitet for hvert lag, forholdet mellom vertikal og longitudinal dispersivitet for hvert lag og molekylær diffusjonskoeffisient for hvert lag (Waterloo Hydrogeologic, 2019a).

Ved valg av første ordnes biologisk nedbrytning som reaksjon, krever modellen verdier for første ordens nedbrytningsratekoeffisient [1/dag] (Waterloo Hydrogeologic, 2019a).

4.2.2 Definerings av modell

Modellområdet omfatter hele Midtbyen i Trondheim, se figur 4.4. Koordinatsystemet som er satt i modellen er EUREF89 UTM32. Lisens til programvaren er gjort tilgjengelig fra NTNU. Tilgjengelig brukermanual er beregnet på versjon 6.1, men da funksjonene til versjon 5.0 og 6.1 stort sett er lik, har denne blitt brukt som veiledning i løpet av modelleringsprosessen (Waterloo Hydrogeologic, 2019a).



Figur 4.4: Oversiktsbilde av hele modellområdet. NTNU/den tidligere gassverkstomten er markert med rød firkant. Nord er opp. Bakgrunnsbilde er hentet fra Kartverket (2019a).

Ved starten av modelleringen ble det reflektert over hvilke prosesser i modellområdet som påvirker grunnvannsstrømningen. Dette dannet grunnlaget for hvilke data som måtte samles. Løsmassene i området og tilhørende egenskaper vil i stor grad påvirke hvordan grunnvannet strømmer. En grundig gjennomgang av avsetningshistorien til Midtbyen, se kapittel 2.2.1, var nødvendig for å få en forståelse for hvordan løsmassene er bygd opp, og for å gjøre en bedre tolkning av borelogger fra Midtbyen.

Nidelva, kanalen og Trondheimsfjorden ble valgt som naturlige grenser som i stor grad påvirker hvordan grunnvannet strømmer. Grunnvannspeilet i Midtbyen ligger

høyere enn havnivået, og havnivået styrer vannstanden i kanalen og Nidelva innenfor modellområdet. Grunnvannet strømmer dermed ut i Nidelva, kanalen og havet. Det er også andre kjente påvirkninger på grunnvannsstrømningen. Dette gjelder spunt og pumpekum ved Akrinn. Spunten rundt byggegroppen til Akrinn går ned til under grunnvannsnivå (kote -1). Grunnvannet vil dermed strømme rundt og under denne. Pumpekummen i kjelleren til Akrinn vil kunne påvirke grunnvannsstrømningen ved at vann strømmer inn mot denne.

En forståelse av vannbalansen er også viktig. Generelt vil nedbør føre til nydannelse av grunnvann ved infiltrasjon. Midtbyen i stor grad bebygd og asfaltert, og mye av nedbøren som treffer bakken vil dermed renne av og samles i overvannsledninger. Infiltrasjon fra nedbør er begrenset til parker og andre åpne områder. I store byer, slik som Trondheim, leveres det store mengder vann til befolkningen gjennom et utbygd vannledningsnett. En andel av denne vannmengden vil gå tapt langs ledningsnettet på grunn av lekkasjer. Dette kan bidra til nydannelse av grunnvannet. I tillegg kan det også være lekkasjer langs avløps- og overvannsledninger.

Ved transport av forurensninger vil egenskaper ved kjemikaliene påvirke hvordan de ulike komponentene spres med grunnvannet. En god forståelse av forurensningen, egenskaper til forbindelsene og prosesser i naturen som påvirker spredningen, samt gjennomgang av en god del litteratur, ga grunnlaget for bestemmelse av hvilke komponenter som skulle modelleres, og kjemiske transportparametere for disse.

Ved starten av oppgaven ble ulike forhold ved forurensningssituasjonen ved Akrinn vurdert. Området har vært heterogent forurenset fra aktiviteter ved kullgassverket. All kartlagt og tilgjengelig forurensning ble gravd vekk ved etableringen av Akrinn. Det ble observert forhøyede verdier i grunnvannet etter avsluttet gravearbeid. Modellen kan ikke simulere effektene gravearbeidet har hatt på mobilisering av tjæreforbindelsene. Det ble derfor besluttet at forurensningssituasjonen etter avsluttet gravearbeid skulle ligge til grunn for transportmodellen. Startdato til modellen ble satt til 01.11.2014, dato da den første målingen ble tatt etter avsluttet gravearbeid.

Den kartlagte forurensningen som ikke har vært tilgjengelig for utgraving, er beskyttet fra påvirkning av infiltrerende nedbør ved at det er etablert tett dekke over disse kildene. Kildene som eksisterer i umettet sone antas dermed å ikke lengre være en tydelig kilde for forurensning av grunnvannet. Etter denne betraktningen gjenstår en potensiell kilde, fri fase tjære som har migrert ned til grunnvannsspeilet. Denne kilden er ikke kartlagt eller prøvetatt. Den er kun observert i MB1. Med bakgrunn i dette, samt at høyeste konsentrasjoner av komponentene er målt i MB1, antas området rundt MB1/tank 2 som kildeområdet til grunnvannsforurensningen. Det er viktig å huske på at forurensningssituasjonen observert i grunnvannet også kan ha blitt påvirket av andre kilder, og at den er et resultat av forurensningssituasjonen ved området i lang tid før gravearbeidet. Gjennom overvåkingen av grunnvannet har det vært en tydelig trend i avtakende konsentrasjoner i tiden etter gravearbeidet. Siste målinger gjort i november 2018 viser akseptable verdier av komponenter som løses ut i grunnvannet. Det virker som at den gjenliggende kilden har stabilisert seg. Etter gravearbeidet var konsentrasjonen av mange komponenter, særlig naftalen og benzen, høy i MB1. Den-

ne plumen har vært av bekymring, særlig med tanke på nærliggende resipienter. Med bakgrunn i manglende informasjon om mengde av og konsentrasjon i tjæren som ligger rundt MB1, ble dermed formålet med denne oppgaven å modellere spredningen av forurensningsplum mobilisert under gravearbeidet. Modellert spredningsmønster for oppløst plum kan også bidra til kunnskap om hvordan komponenter oppløst i senere tid kan bevege seg. Denne plumen er høyest observert konsentrasjon, og er dermed et ytterpunkt i bidraget fra gassverkstomta. Konsekvensen av spredningen av denne er dermed ytterste konsekvens, og informasjon fra en modell kan dermed være nyttig for å se hva slags betydning dette har på det nærliggende miljøet. Hadde fri fase tjære observert i MB1 blitt valgt som modelleringsobjekt, hadde det ikke vært mulig å legge inn påvirkningen fra byggearbeidet inn i modellen. Da hadde heller ikke de høye konsentrasjonene observert nedstrøms kilden kommet frem av modellen. Selv om et aspekt ved forurensningssituasjonen er modellert, er det viktig å huske på at målte konsentrasjoner er et resultat av alle forhold ved gassverkstomta.

Kjøring av modellen ble gjort med strømningskoden MODFLOW-2000 og transportkoden MD3DMS. De valgte komponentene for modelleringen er naftalen og benzen. Dette er fordi disse komponentene er de mest vannløselige av PAH og BTEX som har lavest K_d -verdi i tjæren, og dermed har et potensial til å nå lengst vekk fra kildeområdet. Dette er også giftige komponenter som kan ha en påvirkning på livet i miljøet. Siden adsorpsjon, dispersjon og sorpsjon i stor grad kontrollerer spredningen av disse komponentene, ble MD3DMS brukt.

Med bakgrunn i teorien om spredning av komponenter fra kulltjære, ble lineær sorpsjonsisoterm valgt som retardasjonsmodell og første ordens biologisk nedbrytning valgt som reaksjon.

Grunnvannsmodellen ble kjørt som en statisk modell. Dette ble gjort av praktiske årsaker og er en forenkling av virkeligheten. Tidevannet styrer havnivået og vannstanden i kanalen og elva, og kan dermed også påvirke strømmingen av grunnvannet. I tillegg vil klimatiske faktorer påvirke grunnvannsnivået, samt menneskelige aktiviteter slik som etablering av pumpebrønner. Transportmodellen kjøres som en transient modell for å se hvordan komponentene oppløst i grunnvannet spres med tiden. Transportmodellen er basert på grunnvannsstrømningsmodellen.

Initiell grunnvannsstand ble i utgangspunktet satt til høyeste punkt i terrenget, 40 moh. Dette er fordi modellen ikke kan kjøre strømming i celler nedenfra og opp, slik at en lavt satt initiell grunnvannsstand kan føre til mange tørre celler i modellen. Det er bedre å starte høyere enn antatt, slik at satt vannstand kan strømme nedover i cellene til det nivået modellen har beregnet.

4.2.3 Eksisterende data

Ved boring av brønnene for grunnvannsovervåkning ble stratigrafien observert. Dette er dokumentert for MB1, MB5, MB7, MB8, MB9, MB10 og MB11. Borelogger ligger vedlagt i vedlegg E. Det ble ikke hentet ut prøver til kornfordelingsanalyse under brønnetableringen. Løsmassebeskrivelsen er dermed basert på visuell bedømmelse av massene. En del nødvendig datainformasjon til modelleringen er hentet fra andre kilder.

Modellområdet omfatter hele Midtbyen. Dermed har ikke boringene utført rundt Akrinn vært tilstrekkelige for å danne et bilde av hele stratigrafien i modellen. I den forbindelse ble det hentet ut geotekniske rapporter i området rundt tomten, Nidelva og området nordvest for tomta mot fjorden. Grunnen til at disse områdene ble studert nærmere, var antakelsen om at spredningen i hovedsak vil foregå nært tomten og mot nordvest. Løsmasser øst/nordøst for området vil antakeligvis ikke ha stor påvirkning på forurensningstransporten i modellen, og er dermed ikke kartlagt. Det antas også at avsetningene her vil samsvare med områdene i nord/nordøst, siden alle områdene er deler av deltaavsetninger fra Nidelva. Midtbyen har vært påvirket av avsetninger fra leirras fra kvikkleireområder. Leireavsetninger som ikke er kartlagt kan nok påvirke grunnvannsstrømningen lokalt. Dermed kan slike avsetninger i hele Midtbyen som ikke er lagt inn i modellen, føre til en usikkerhet i simuleringen. Det antas likevel at denne påvirkningen er lokal og dermed ikke påvirker spredningen av oppløste komponenter ved gassverkstomta, siden heterogeniteter i de områdene som ikke er kartlagt ligger langt unna forurensningskilden.

Geoteknisk data ble hentet fra Trondheim kommune sin grunnforholddatabase (Trondheim kommune, 2019). Mange av boringene som er registrert i grunnforholddatabasen har ikke tilhørende rapporter tilgjengelig for offentligheten. I den forbindelse ble Rambøll i Trondheim kontaktet. Rambøll har utført mange av de geotekniske boringene i Midtbyen. Med tillatelse fra geotekniker Bjørnar Kristiansen ble borelogger og kornfordelingsanalyser fra aktuelle rapporter hentet ut (Kristiansen, 2019). Siden geoteknisk informasjon utført av Rambøll ikke er offentlig informasjon, kan det ikke publiseres i denne oppgaven. Geotekniske data fra Trondheim kommune er offentlig via Trondheim kommunes grunnforholddatabase, og brønndata fra Norconsult ligger i vedlegg E. Tabell 4.2 oppsummerer alle boringer som har dannet grunnlag for tolkning av stratigrafien, samt tilhørende rapportnummer og om det er tatt ut prøver og utført kornfordelingsanalyser ved aktuelle boring.

Figur 4.5 viser beliggenheten til boringene som har dannet grunnlag for tolkning av stratigrafien.

Kilde	Rapport	Navn i rapport	Navn	Siktekurve
Norconsult		MB1	MB1	
		MB5	MB5	Ja
		MB7	MB7	
		MB8	MB8	
		MB9	MB9	
		MB10	MB10	
		MB11	MB11	
Trondheim kommunes grunnforholddatabase	R1117 Prins Cars Bastion	Boring 4	PCB4	
	R675 Avskjærende ledning Nidareidgrenaderen	Boring 1	NG1	Ja
	R0675-2 Avskjærende ledning Nidareid grenaderen	Boring 2	N2	
	R1418 Nidareid erosjonssikring	P2	Ne2	
	R0890-3 Lillegata pumpestasjon	P165	P165	
Rambøll	R1134 Nidareid	Boring 1	LP1	Ja
	6120519 Thora Storm VGS	Boring 1	Thora1	
		Boring 5	Thora5	
	00885 Kalvskinnsgata	Boring 1	Kalv1	
		Boring 5	Kalv5	
	00622 Kongens gate 85-87	Boring 1	Kgt85-87h1	
	6050304-1 Hospitalløkkan	Boring 3	Hosp3	Ja
		Boring 6	Hosp6	Ja
	01724 Kongens gt. 89	Boring 1	Kgt89h1	
	01738 Trondhjems hospital	Boring 1	TH1	
		Boring 3	TH3	
	00129 T.E.V Adm-bygg	Boring 1	TEV1	Ja
		Boring 2	TEV2	Ja
	04101 P-hus, Sandgata	Boring 1	PS1	
		Boring 3	PS3	
		Boring 8	PS8	
	11991 Statens hus	Boring 3	SH3	Ja
		Boring 4	SH4	Ja
		Boring 5	SH5	Ja
	6090000Y HiST, nybygg Kalvskinnnet	M07	Ram7	
	M09	Ram9		
	M19	Ram19		

Tabell 4.2: oppsummering av alle boringer som har dannet grunnlag for tolkning av stratigrafien med tilhørende rapportnummer.



Figur 4.5: Oversiktsbilde over beliggenhet av borelogger brukt til inndeling av stratigrafi. Bakgrunnsbilde er hentet fra Kartverket (2019a) og punkt er plottet basert på koordinater til boringer.

Topografisk overflate er hentet som digital terrengmodell (DTM) 1 m, UTM 32, fra nasjonal høydemodell (Kartverket, 2019b). Gjennomsnittlig årsnedbør ble hentet fra NVE, MET, Kartverket (2019). Dette er en karttjeneste som viser snø-, vær- og vannforhold og klima for Norge. Det er et samarbeid mellom NVE, met.no og Kartverket. Normal årsnedbør for normalperioden 1971-2000 er 750-1000 mm for Midtbyen i Trondheim.

Det antas at lekkasjer fra vannledninger i bakken gir et stort bidrag til fornyelse av grunnvann. Trond Ellefsen, driftsleder for vann-nett i Trondheim kommune, opplyste ved mailutveksling 14.04.2019 at det leveres i snitt 3500 m^3 drikkevann per døgn til Midtbyen, inkludert lekkasjer. Bydriften antar et tap på 10-15% i Midtbyen (Ellefsen, 2019).

En rekke parametere som er nødvendige for modellen ble hentet fra litteraturen. Dette ble gjort fordi det ikke var utført målinger som var nødvendig for beregning av disse i forbindelse med prosjektet. Disse innebærer K_{oc} , f_{oc} , første ordens nedbrytningskoeffisient, spesifikk lagring, bulk tetthet og longitudinal dispersivitet. Alle disse parametrene er stedsspesifikke, og bruk av teoretiske verdier utgjør dermed en betydelig usikkerhet. Etter gjennomgang av kilder ble verdier for K_{oc} for naftalen hentet fra Arp et al. (2014) og for benzen hentet fra Vik et al. (1999). Dette er standardverdier fra Miljødirektoratet. Innhold av organisk materiale er svært stedsspesifikk og kan også variere stort innenfor korte avstander i ulike lag. Dette er dermed en vanskelig verdi å anslå. Teoretisk verdi for innhold av organisk materiale i fluviale deltaavsetninger, ble hentet fra Lovanh et al. (2000). Første ordens nedbrytningskoeffisient er ikke nødvendigvis en konstant, men en koeffisient som varierer i tid og rom ved at mikrobielle popula-

sjoner endres på grunn av endringer i miljøet og tilgjengelig substrat. Det observeres ofte et stort spekter av første ordens nedbrytningskoeffisient for samme forbindelse fra sted til sted (Lovanh et al., 2000). Denne koeffisienten bør dermed i utgangspunktet ikke hentes fra litteraturen, men på grunn av manglende data ble dette gjort i denne oppgaven. Dette kan medføre både en overestimering og underestimering av den faktiske raten på biologisk nedbrytning. Anbefalte konservative verdier for biologisk nedbrytning av organiske forbindelser i grunnvann som er utarbeidet for *British Columbia Ministry of Environment*, ble brukt i denne oppgaven (Tindal, 2011). I åpne akviferer vil spesifikk lagring som regel være mye mindre enn drenerbart porevolum, siden gravitasjonen i stor grad styrer drenering av løsmassene. Spesifikk lagring ble hentet fra Duffield (2019) for løs sand og tettpakket sand. Bulktetthet for sand og silt ble hentet fra Waterloo Hydrogeologic (2019a) side 581, hvor gjennomsnittlige hydrauliske egenskaper for løsmasser basert på 2128 jordprøver er oppgitt. Longitudinal dispersivitet ble hentet fra Bjerg (2008), hvor en rekke verdier for dispersivitet er hentet fra ulike studier av ulike typer akviferer. Verdien brukt i denne oppgaven er basert på en tracertest utført av Adams and Gelhar (1991) for en heterogen sand- og grusakvifer på 200 meter skala. Dette er forhold som stemmer godt overens med forholdene i modellområdet.

I forbindelse med prosjektet ble det utført en pumpetest i MB4. Dokumentasjonen av denne testen er begrenset, men hydrogeolog Joseph Allen (Norconsult) som var tilstede under testen, opplyste om kapasitet og senkning av vannspeilet i akviferen rundt MB4. Det ble også opplyst at det var tilnærmet likevekt ved utføring av testen (Allen, 2019).

Data for Nidelva ble hentet fra rapport nr. R0910 fra Trondheim kommunes grunnforholddatabase (Trondheim kommune, 2019). Dette er den eneste boringen som er gjort i Nidelva, og vil dermed være bestemmende for egenskaper satt for hele Nidelva i modellen.

4.2.4 Bearbeiding av eksisterende data

Data fra prøvetaking

Vannstandsmålingene fra prøvetakingene ble regnet om fra *meter under terreng* til *meter over havet*, ved å trekke målt vannstand fra innmålt brønntopp til hver brønn.

Ved måling av vannstand utført 1. mars 2019 var ikke brønn MB3 tilgjengelig for prøvetaking. For å få best mulig kalibrering kreves det flest mulige observasjoner. Basert på trend i vannstand mellom målinger gjort før arbeid med denne oppgaven og vannstandsmålinger utført 1. mars 2019, ble en tilnærmet verdi for vannstand i MB3 antatt. Det er en viss usikkerhet knyttet til denne verdien. Verdien ble satt til 3,19 moh.

Inndeling i hydrostratigrafiske enheter

Hydrostratigrafiske enheter er løsmasser delt inn slik at hydrauliske egenskaper er tilnærmet lik innenfor hver enhet. Hydrauliske egenskaper varierer stort som et resultat av heterogeniteter i grunnen, men kan også variere innfor samme lag. Denne inndelingen er dermed en forenkling som skiller seg fra virkeligheten, og kan dermed medføre en del usikkerhet i en modell.

Borelogger fra området ble i stor grad forenklet for at hele Midtbyen skulle kunne deles inn i løsmasselag. Midtbyen er en fluvial deltaavsetning. Typisk for slike avsetninger er sandmasser med mange tynne skrålag av ulik fraksjon. Informasjon fra borelogger gir kun et nålestikkbilde av hvordan lagdelingen er. Siden boringene er spredt utover et stort område, er ikke informasjonen tilstrekkelig til å kunne se et mønster i de tynne lagene. Dermed ble disse sett bort fra ved inndelingen av stratigrafi for innlegging i modellen. Generelt viser boreloggene sand av ulike fraksjoner i de øverste meterene. I dybden blir massene mer finkorning og består av siltig sand og silt. Den hydrauliske konduktiviteten varierer ikke mye i de ulike sandfraksjonene. Dermed ble alle sandfraksjonene regnet som det øvre laget i modellen. De siltige massene i dybden ble regnet som det nedre laget.

Bunnen av akviferen er ikke kartlagt. Det er stor usikkerhet rundt tykkelsen av løsmassene i Midtbyen. Basert på tilgjengelige geotekniske data, velges bunnen av akviferen til dybden på den dypeste boringen, -16,3 moh. Boreloggene viser finere masser i dybden. I tillegg vil trykket fra overliggende løsmasser øke med dybden. Dermed vil løsmassene under denne dybden antakelig ha liten permeabilitet og dermed ikke påvirke strømningsmønsteret som styrer spredningen av forurensningen. Boringer som stopper før denne dybden, er modifisert ved å forlenge nederste registrerte løsmasser til denne dybden. Dette gjelder ikke i boringer hvor det kun er registrert sand. I disse boringene er bunn av boring satt som bunn av sandlaget, og forlengelsen er satt som siltig sand.

I enkelte boringer (MB9, MB10 og MB11) ble det observert leirige masser. Disse ble tolket som heterogeniteter og er dermed ikke inkludert i hovedinndelingen av lagene.

Slike heterogeniteter i løsmassene er antatt å eksistere i hele Midtbyen på grunn av rasavsetninger utløst i kvikkleireområder, se kapittel 2.2.1. Slike heterogeniteter kan ha en påvirkning på strømningsbildet til grunnvannet. Dette kan også inkludere mer grusige masser som kan skyldes sideelver eller bølgeaktivitet. Heterogenitetene med kjent lokalitet ble lagt inn senere i modelleringen.

Ved inndeling av løsmassene i Midtbyen til hydrostratigrafiske enheter, er det gjort en del antakelser og forenklinger. Usikkerheter i inndelingen skyldes at skrålag i avsetningene er sett bort fra, begrenset antall boringer, antatt forlengelse av boring nedover i grunnen og bunn på akvifer, er satt basert på dypeste boring. Likevel stemmer inndelingen av stratigrafien overens med den teoretiske avsetningshistorien til Midtbyen. Sandmassene kan tolkes som delta-frontavsetninger, og de mer siltige løsmassene i dybden kan tolkes som prodelta-avsetninger, se kapittel 2.2.1.

Hydraulisk konduktivitet

d_{10} og d_{60} fra kornfordelingsanalyser er brukt til å estimere hydraulisk konduktivitet. Hydraulisk konduktivitet ble estimert ved bruk av formelen som er utviklet av Gustafson, ligning 2.7-2.10. Denne metoden for utregning av hydraulisk konduktivitet ble brukt fordi den håndterer et større spekter av verdier for graderingstallet, C_u , enn Hazens formel. Prøvene hentet fra løsmassene i Midtbyen er til dels relativt usorterte og har dermed stor variasjon i graderingstallet. Kornfordelingsanalyser er hentet fra geotekniske rapporter, se tabell 4.2. Tabell 4.3 viser alle utregnede verdier basert på tilgjengelige kornfordelingsanalyser. Beregnet hydraulisk konduktivitet i sandlaget er generelt høyere enn verdiene i sandig silt. Siden noen prøver er tatt av tynne lag innenfor hvert "hovedlag", kan den hydraulisk konduktivitet innenfor hvert hovedlag variere en del. For eksempel er det tatt prøver av en sand-fraksjon i det sandige silt-laget som fraviker fra de andre verdiene i laget. Disse blir derfor sett bort fra ved tildeling av hydraulisk konduktivitet til dette laget i modellen. De utregnede verdiene utgjør grunnlaget for bestemmelse av hydraulisk konduktivitet for hvert lag. Ved tildeling av hydraulisk konduktivitet i modellen, blir dybde og løsmasstype til prøvene tatt med i betraktning.

Nidelva

Basert på en borelogg fra rapport R0910 (Trondheim kommune, 2019), ble tykkelse på elvesedimentene bestemt, og d_{10} og d_{60} for prøven ved denne dybden, hentet fra kornfordelingsanalyse. Ved bruk av Gustafsons formel ble hydraulisk konduktivitet for massene beregnet. Profil av Nidelva i rapporten ble brukt til å finne dybden av elva. Bredden på elva ble målt ved hjelp av kartverktøyet til Kartverket (Kartverket, 2019a). Bredden varierer noe langs Nidelva i hele modellområdet, og en gjennomsnittlig verdi ble satt som bredden til hele elva i modellen. Vannstanden i elva i hele modellområdet påvirkes av tidevannet. Siden grunnvannsmodellen er statisk, ble vannstand i elva satt til havnivået, normalnull 2000.

Boring	Lab. nr.	Dybde [mut]	Løsmasse	d10	d60	Hovedlag	K
SH3	3	8.2-9.0	Sand	0.13	0.5	Sand	0.000258
SH5	20	8.2-9.0	Sand	0.075	0.3		0.0000847
Hosp6	23	6.5-7.5	Grusig sand	0.28	1.8		0.000958
	25	8.5-9.5	Sand	0.11	0.28		0.0002
LP1	3	2.0-3.0	Grusig sand	0.2	0.6		0.000653
	5	4.0-5.0	Grusig sand	0.12	0.6		0.0001985
SH3	7	24.2-25.0	Silt	0.002	0.04	Siltig sand	2.49E-08
SH4	16	11.0-11.8	Silt	0.002	0.055		2.037E-08
TEV1	11	6.0-6.75	Siltig sand	0.014	0.12		2.049E-06
	13	8.0-9.0	Siltig sand	0.006	0.08		2.89E-07
	17	12.0-13.0	Sandig silt	0.003	0.075		4.86E-08
TEV2	25	6.0-7.0	Siltig sand	0.03	0.16		0.000012
	29	10.0-12.0	Siltig sand	0.006	0.08		2.89E-07
Hosp3	6	7.2-8.0	Sandig leirig silt	0.0075	0.07		5.59E-07
	9	10.2-11.0	Sandig leirig silt	0.005	0.07		1.94E-07
	10	11.6-12.0	Sand	0.16	0.8		0.00035
	12	13.2-14.0	Sandig leirig silt	0.0075	0.06		6.10E-07
	15	16.6-17.0	Sand	0.15	0.35		0.000379
	18	19.2-20.0	Siltig sand	0.03	0.09		0.000015
MB5		13.5-15.5	Siltig sand	0.07	0.5		0.000056
NG1	7	8.5-9.0	Sandig leirig silt	0.003	0.075		4.86E-08

Tabell 4.3: Utregnet hydraulisk konduktivitet for boringer i Midtbyen basert på kornfordelings-analyser og Gustafsons empiriske formel

Vannbalanse

Informasjon om årsnedbør og lekkasje fra vannledninger ble brukt til å estimere gjennomsnittlig infiltrasjon. Store deler av Midtbyen er asfaltert eller bebygde. Store deler av nedbøren som treffer Midtbyen vil dermed renne av på overflaten og føres til overflatevannledninger. Ved grøntområder, slik som parker og plener, vil vannet kunne infiltrere ned til grunnvannet. Det antas at 10% av nedbøren som treffer Midtbyen infiltrerer ned i grunnen. Basert på tall fra Trondheim bydrift (Ellefsen, 2019), settes vanntap fra drikkevannsforsyning til 15%. I tillegg vil det kunne forekomme lekkasjer på avløpsledninger og overflatevannledninger.

Beregning av pumperaten til pumpekummen ble basert på tall fra vaktmester ved Statsbygg ((Haagensli, 2019b), (Haagensli, 2019a)). Basert på oppgitt løftehøyde på 11 meter ble kapasitet til pumpen lest av trykkurven til pumpen (ligger i vedlegg D). Kapasiteten til pumpen ble lest av til 12 l/s. Dette betyr at pumpen har pumpet 4 881 600 liter vann i løpet av tiden den har vært i drift (113 timer). Dette innebærer at pumpen i snitt har pumpet 0,037 l/s fra den ble etablert (januar 2015) til avlesing av pumpen ble gjort (mars 2019). Gjennomsnittlig pumperate ble beregnet på grunn av at strømningsmodellen er statisk. I virkeligheten er pumpen nivåstyrt, og vil kun pumpe vann ut av kummen når vannet når et bestemt nivå.

Parametere

Total porøsitet ble beregnet ved hjelp av Gustafsons formell. Representative verdier fra sand-laget (Hosp6, 8,5-9,0 mut.) og siltig sand-laget (Hosp3, 19,2-20,0 mut.) d_{10} og d_{60} ble brukt til å beregne poretallet fra ligning 2.9. Forholdet mellom poretall og porøsitet, gitt av ligning 2.12, ble brukt til å beregne porøsiteten i hvert lag. Effektiv porøsitet ble anslått basert på utregnet porøsitet og teori om de ulike fraksjonene. I sandlaget ble effektiv porøsitet satt til litt mindre enn total porøsitet. Dette ble gjort fordi sand generelt dreneres godt, men at det kan være forhold i sandlaget som gjør at noe av vannet er adhesivt bundet. I det siltige laget ble effektiv porøsitet satt til en del mindre enn porøsiteten, siden det her er forhold som legger til rette for økt spesifikk rentensjon. *Specific yield* ble satt lik effektiv porøsitet for begge lagene, siden dette er det drenerbare vannet i åpne akviferer.

K_d -verdier ble estimert på grunnlag av standardverdier for K_{oc} for naftalen og benzen hentet fra miljødirektoratet (fra henholdsvis Vik et al. (1999) og Arp et al. (2014)) og teoretisk verdi for fraksjon av organisk materiale i fluviale avsetninger på 0,0012 (Lovanh et al., 2000) med ligning 2.4.1.

Beregninger av forholdet mellom horisontal og longitudinal dispersivitet, og vertikal og longitudinal dispersivitet, er basert på teoretiske forholdstall gitt i kapittel 4.11. I akviferer med relativt god permeabilitet, vil ikke diffusjon påvirke spredningen i stor grad. Denne antas dermed som 0 meter.

4.2.5 Input-data til modell basert på innsamlet, eksisterende og bearbeidet data

Bestemt grense mellom sand og siltig sand i hver boring ligger i vedlegg F.

Hydraulisk konduktivitet for sandlaget og det siltige sandlaget i x, y og z-retning er basert på utregninger av hydraulisk konduktivitet og er presentert i tabell 4.4. Verdier i x- og y-retning er satt lik, da det antas at konduktiviteten er uniform i horisontal retning. Basert på at de tynne lagene av ulik fraksjon kan ha en helning mot nord som et resultat av deltautbyggingen, kan det hende at den hydrauliske konduktiviteten også varierer i det horisontale planet. Denne antakelsen kan dermed føre til usikkerheter i modellen. Det antas at den hydrauliske konduktiviteten i vertikal retning er en orden mindre enn i horisontal retning. Denne antakelsen er basert på teorien om at hovedlagene består av mange tynne lag i ulike fraksjoner. Tynne lag med mer finkornet materiale vil dermed føre til en mindre evne for vannet å strømme nedover. Verdiene som er satt for lagene er kun et utgangspunkt, og blir justert gjennom modelleringsprosessen.

Lag	Kx	Ky	Kz
Sand	2E-04	2E-04	2E-05
Siltig sand	6.10E-07	6.10E-07	6.10E-08

Tabell 4.4: Beregnet hydraulisk konduktivitet satt som utgangspunkt for hvert lag i modellen.

Lagringsparametere som er definert i modellen er vist i tabell 4.5.

Parametere	Sand	Siltig sand	Kilde
Ss [m^{-1}]	4.92E-04	6.56E-04	Duffield (2019)
Sy	0,18	0,12	Antatt
Effektiv porøsitet	0,18	0,12	Antatt
Porøsitet	0,22	0,21	Beregnet
Bulketthet [kg/m^3]	1490	1280	Waterloo Hydrogeologic (2019a), side 581

Tabell 4.5: Lagringsparametere satt i modellen.

Input-data for Nidelva er presentert i tabell 4.6.

Vannstand [moh]	Elvebunn [moh]	Elvebredde [m]	Tykkelse på elvesediment [m]	Kz til elvesediment [m/s]
0	-1	100	2.35	4.35E-04

Tabell 4.6: Input-data til modellen for grensebetingelsen Nidelva.

Bidrag fra nedbør, bidrag fra lekkasje og samlet tilførsel til grunnvannet er presentert i tabell 4.7. Verdien ble justert gjennom kalibrering av modellen.

Bidrag fra nedbør [mm/år]	Bidrag fra lekkasje [mm/år]	Recharge [mm/år]
80	186	266

Tabell 4.7: Input-data til modellen for nydannelse av grunnvannet.

Målinger av vannkonsentrasjon for naftalen og benzen som ble utført i brønnene ved Akrinn før og under arbeidet med denne oppgaven, utgjør datagrunnlaget for kalibreringen av transportmodellen. Disse målingene ligger i vedlegg B. Vannstandsmålinger utført mars 2019 utgjør datagrunnlag for kalibrering av strømningsmodellen og er presentert i tabell 4.8.

Brønn	Vannstand [moh]	Kilde
MB1	2.82	Observervert 1. mars 2019
MB2	3.09	
MB4	2.68	
MB5	2.71	
MB6	2.98	
MB7	2.54	
MB9	2.61	
MB10	0.43	
MB11	2.45	
MB3	3.19	

Tabell 4.8: Vannstandsmålinger utført mars 2019 i tilgjengelige observasjonsbrønner. MB3 er antatt basert på trend i vannstand i de andre brønnene med tiden.

Pumpetesten som ble utført av Norconsult i 2016 er grunnlaget for videre testing av modellen. Informasjon fra pumpetesten er presentert i tabell 4.9.

Brønn	Kapasitet [l/s]	Senkning [m]	Permeabilitet
MB4	0.3	0.9	Dårlig

Tabell 4.9: Informasjon fra pumpetesten utført av Norconsult i 2016.

Parametere for kjemiske egenskaper for naftalen og benzen til input i modellen, er presentert i tabell 4.10. K_d -verdi for naftalen og benzen blir endret gjennom kalibreringen.

Parameter	Naftalen	Bensen	Kilde
K_d [l/mg]	1.62E-06	6.84E-08	Beregnet
Nedbrytningskoeffisient [dag^{-1}]	0.002	0.0018	Tindal (2011)

Tabell 4.10: Parametere for kjemiske egenskaper for naftalen og benzen til input i modellen.

Dispersjonsparametere til input i modellen er presentert i tabell 4.11. Forholdstallene ble justert gjennom kalibrering av transportmodellen.

Parametere	Verdi	Kilde
Longitudinal dispersivitet [m]	7.5	Bjerg (2008)
Horisontal/longitudinal	0.3	Beregnet
Vertikal/longitudinal	0.05	Beregnet
Diffusjon [m]	0	Antatt

Tabell 4.11: Dispersjonsparametere til input i modellen.

4.2.6 Konseptuell modell

Den konseptuelle modellen er basert på alle tilgjengelige felldata fra området. Stegene i oppbyggingen av den konseptuelle modellen er: definere modelleringsmål, legge inn dataobjekter, definere modellområde, definere modellstrukturen, definere egenskaps-soner, definere grenseverdier, velge grid og konvertere til numerisk modell. Alle figurene videre i dette kapittelet er hentet fra modelleringsarbeidet i Visual MODFLOW Flex, utført i forbindelse med denne masteroppgaven.

Importering av data

I den konseptuelle modellen ble felldata og data fra eksisterende kilder lagt inn som GIS-data og brønn-data. Det er viktig at alle data som legges inn har samme koordinat-system som definert i modellen.

GIS-data:

I Visual MODFLOW flex kan GIS-data blant annet legges inn som punkt, polylinje, polygon og overflate. Punkt, polylinje og polygon legges vanligvis inn som shape-filer. Overflate legges inn som grid-filer, raster-filer eller DEM-filer. Punkt representerer lokaliteter i rommet (x,y,z) . Dette kan inkludere overflatehøyder og brønntopper. Denne informasjonen kommer ofte fra boringer. Polylinje-data kan brukes til å tilegne egenskaper til lineære grensebetingelser, slik som elver. Polygoner kan brukes til å definere geometri og egenskaper til horisontale grensebetingelser, slik som infiltrasjon, og til å definere geometri og egenskaper til egenskapsoner, slik som blant annet heterogeniteter i lagene. Overflatedata består av et ordnet rutenett av interpolerte verdier ved bestemte intervaller, som representerer romlig distribusjon av en gitt egenskap. I Visual MODFLOW Flex kan overflatedata brukes til å definere lag i den konseptuelle modellen og til å definere romlig distribusjon av grensebetingelser og egenskapsoner (Waterloo Hydrogeologic, 2019a).

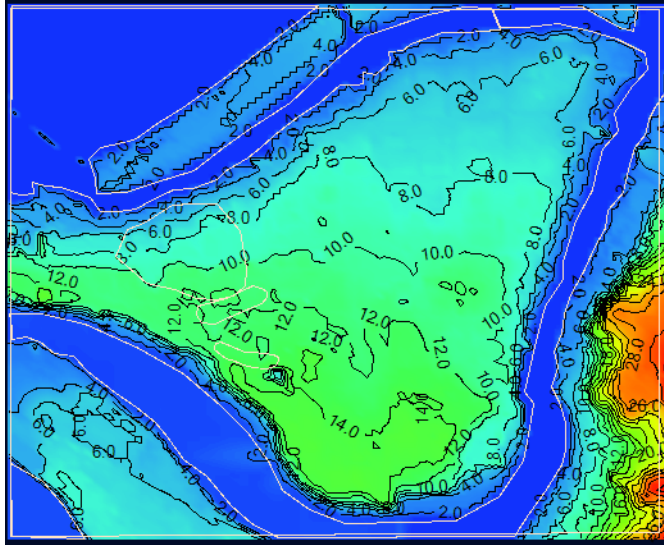
Visual MODFLOW Flex har en 2D-visning hvor tegneverktøy tillater produksjon av egne polygoner, polylinjer og punktobjekter. Denne funksjonen kan brukes til å tegne inn områder for grensebetingelser og egenskapsoner. Importert eller tegnet punkt-data kan interpoleres til overflater. Interpoleringsområdet kan manuelt defineres ved å bruke et polygon (Waterloo Hydrogeologic, 2019a).

Terrengdata ble lagt inn som overflatedata. Spunten rundt byggegropen ble lagt inn som et polygon. Punkter rundt polygonet ble plottet inn med en dybde -1 (dybde av spunt). Disse punktene ble deretter interpolert til overflaten av bunnen til spunten.

Terrengkartet dannet grunnlaget for inntegning av polylinjer av Nidelva, kanalen og havet. Polygon av modellområdet ble også definert. Ved boring av brønnene ble det observert finere masser i sandlagene i tre brønner: MB8, MB9 og MB11. Det ble også observert grovere sand i området nord for MB9 og MB11. Disse fravikene fra hovedinndelingen av lagene er heterogeniteter og vil påvirke strømningsmønsteret. Disse sone-ene ble derfor tegnet inn som polygoner for å kunne tilegnes andre verdier for hydraulisk

konduktivitet enn omkringliggende masser. Sonene ble tegnet inn som polygoner rundt brønnene de ble omservert i. MB8 ligger i nærheten av MB3 og MB6. Polygon ble derfor tegnet i området ved disse brønnene. Siden brønndata kun viser stedsspesifikke data, er utstrekningen til heterogenitetene ukjent, og inntegning av polygonene er en antakelse.

Figur 4.6 viser importert høydekart med inntegnede polygoner og polylinjer.



Figur 4.6: Terrengdata med inntegnede polygoner og polylinjer. Polygoner og polylinjer er markert med gul strek.

Brønn-data:

I Visual MODFLOW kan ulike type brønndata importeres. De ulike typene data inkluderer: brønnlokaltet, brønner med observert vannstand og konsentrasjoner, brønner med pumpedata og brønner med informasjon om stratigrafi. Brønndata importeres i Visual MODFLOW Flex som excel-fil (Waterloo Hydrogeologic, 2019a). All brønndata som importeres krever x-, y- og z-koordinater til hver brønn, samt filterlengde og dybde av brønnen.

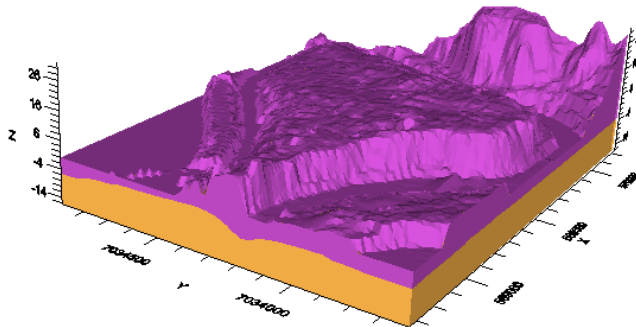
Forenklete borelogger basert på geotekniske rapporter hentet fra Trondheim kommunes grunnforholddatabase og fra Rambøll, sammen med observasjoner under boringene av brønnene i forbindelse med overvåkingen av grunnvannet ved Akrinn, ble importert til Visual MODFLOW Flex. Denne informasjonen bestod av dybden til punkt langs brønnen hvor løsmassegrense skjærer med brønnen, og type løsmasse. Løsmassegrensene i brønnene ble gjort om til punkt-data og punkt ble brukt til å interpolere grenseflatene mellom lagene.

Basert på utregnet kapasitet, ble pumpekum i Gunnerus gate 1 lagt inn. Observasjonsbrønner med målt vannstand fra mars 2019 og målte konsentrasjoner av benzen

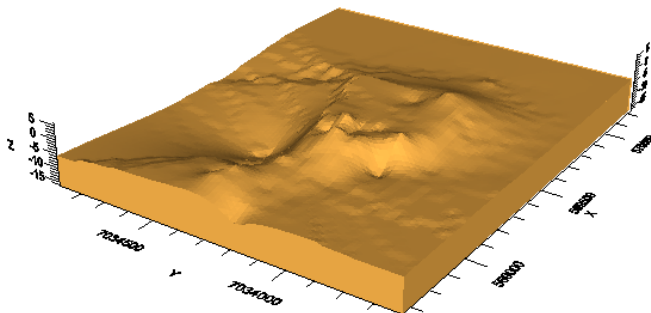
og naftalen for hele perioden ble importert inn.

Grensebetingelser og egenskapsjoner

Terrengdata, overflaten mellom løsmasselagene og bunn av akvifer ble brukt til å definere og strukturere den konseptuelle modellen innenfor polygonet av modellområdet. Figur 4.7 og 4.8 viser løsmasselagene i den konseptuelle modellen. Lilla lag representerer sandlaget, og oransje lag representerer sandig silt.



Figur 4.7: Løsmasselagene i den konseptuelle modellen. Lilla lag representerer sandlaget, og oransje lag representerer sandig silt.



Figur 4.8: Nederste lag i den konseptuelle modellen. Laget består av siltig sand.

Egenskaper ble definert for hvert lag i modellen. Egenskapene inkluderer lagringsparametere og hydraulisk konduktivitet, fra henholdsvis tabell 4.5 og tabell 4.4.

Grensebetingelsene i modellen ble satt for Nidelva, kanalen og fjorden, spunten, pumpekummen og infiltrasjonen. Nidelva, kanalen og fjorden utgjør grensebetingelser

rundt Midtbyen. En liten del av Midtbyen i vest er ikke definert. Dette regnes som en *no-flow boundary*. Dette betyr at det ikke vil foregå betydelig strømming av grunnvannet inn eller ut av systemet ved denne grensen. Dette er den smaleste delen av Midtbyen med nidelva i sør og havet i nord. Det antas dermed at strømmingen går parallelt med denne grensen mot havet i nord og Nidelva i sør.

Nidelva defineres som en *river boundary*. Informasjon fra tabell 4.6 ble brukt til å definere denne grensebetingelsen for inntegnet polylinje av Nidelva.

Kanal og hav defineres som *constant head boundary*. Havet og kanalen påvirkes av tidevannet. I modellen ble dette forenklet til en statisk grense. Dermed ble disse grensene betegnet som konstant vannstand til 0 moh, normalnull 2000.

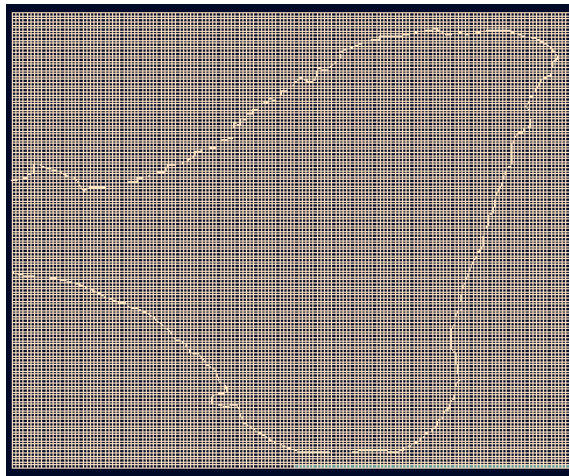
Spunt defineres som en *wall boundary*. Toppen av spunten ble definert med overflaten av terrengnivået og bunnen av spunten ble definert med overflaten til bunnen av spunten. I virkeligheten er spunten en 14 mm tykk vegg med ingen hydraulisk ledningsevne. Visual MODFLOW Flex har problemer med store endringer i hydraulisk konduktivitet over korte avstander. Tykkelsen til veggen ble dermed økt til 0,14 m og den hydrauliske konduktiviteten ble satt til 1×10^{-07} m/s.

Pumpekummen defineres som *well boundary* basert på utregnet gjennomsnittlig kapasitet til pumpen.

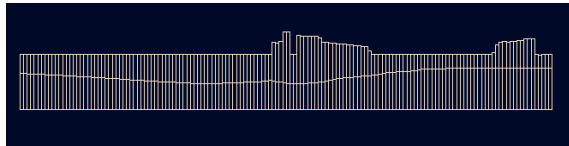
Infiltrasjon defineres som *recharge boundary* og ble definert for hele modellområdet, basert på verdi i tabell 4.7.

Definering av grid og konvertering til numerisk modell

Grid ble definert som *finite difference grid* med 150 rader og 150 kolloner. Vertikal grid ble definert som *deformed grid*. Gridet følger terrenget, grenseflaten mellom lagene og bunnen av akviferen. Figur 4.9 viser horisontalt grid. Polygon markerer Midtbyen. Figur 4.10 viser vertikalt grid definert i den konseptuelle modellen.



Figur 4.9: Horskiontalt grid definert i modellen.

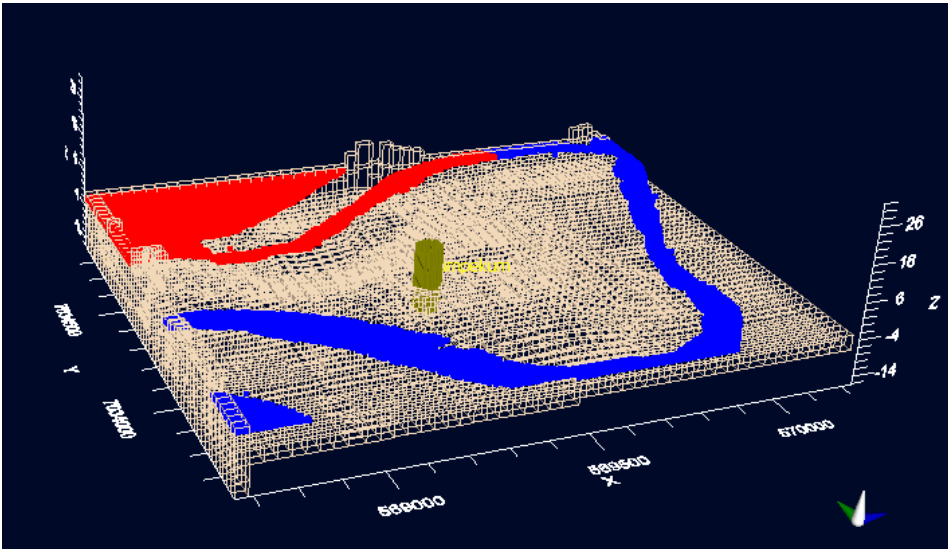


Figur 4.10: Vertikalt grid definert i modellen.

4.2.7 Numerisk modell

Grunnvannsstrømning

Figur 4.11 viser den numeriske modellen oversatt fra den konseptuelle modellen. Terrenget i figuren viser grenseflaten mellom sand og sandig silt for å visualisere grensebetingelsene. Blå celler representerer Nidelva og røde celler representerer kanalen og havet. Spunten er også vist.



Figur 4.11: Konseptuell modell oversatt til numerisk modell. Overflaten av rutenettet representerer grenseflaten mellom sand og sandig silt.

I den numeriske modellen kan grensebetingelser og egenskapsener som opprinnelig er satt i den konseptuelle modellen, redigeres. Ved første kjøring av modellen ble verdiene som var satt i den konseptuelle modell, beholdt.

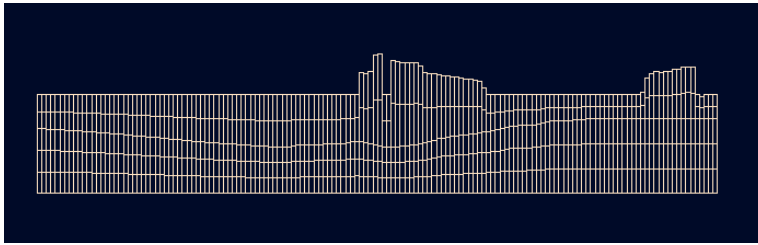
Observasjonsbrønnene for vannstandsmålingene ble lagt inn i modellen.

Ved første kjøring av modellen ville ikke modellen konvergere. Dette er ikke et uvanlig problem og skyldes ofte at modellen har problemer med en eller flere verdier satt i modellen. Utfordringen blir dermed å finne ut hva feilen skyldes. Figur 4.12 viser feilmelding ved forsøk på kjøring av modellen.

```
Warning: FAILED TO MEET SOLVER CONVERGENCE CRITERIA IN TIME STEP 1 OF STRESS PERIOD 1
For more details please refer to the .LST file: C:\Users\Finn\Documents\Visual MODFLOW Flex
\Projects\Masteroppgave_final\Masteroppgave_fina16_data\MODFLOW\Numeriskgrid_Final1\Run\MODFLOW-
2005\konseptuellmodell_Final1.lst.
```

Figur 4.12: Feilmelding i Visual MODFLOW Flex etter første kjøring av modellen.

Visual MODFLOW Flex sliter med å kjøre modeller hvor det er store forskjeller i hydraulisk konduktivitet over korte avstander. I den konseptuelle modellen ble derfor det vertikale grid definert på nytt for å få en jevnere gradient av hydraulisk konduktivitet nedover i modellen. Sandlaget ble delt inn i to lag og det siltige sand-laget ble delt inn i tre lag. Dette fører til en ny inndeling hvor opprinnelig lag 1 og lag 2 videre vil refereres til som sand-lag og siltig sand-lag, mens den nye inndelingen refereres til som lag 1, 2, 3, 4 og 5. Det nye vertikale grid er vist i figur 4.13.



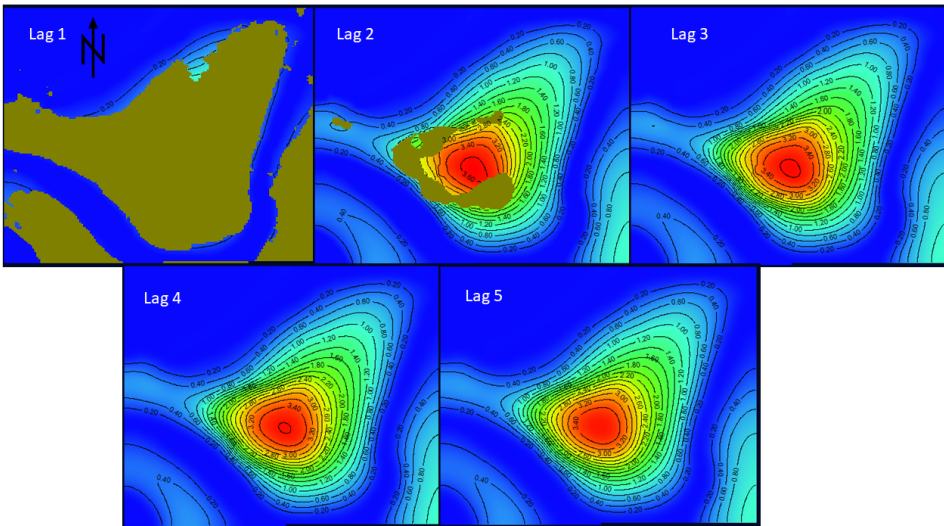
Figur 4.13: Ny inndeling av vertikalt grid.

Basert på utregnet hydraulisk konduktivitet, tabell 4.3, ble verdier satt for hvert lag. Det ble tatt utgangspunkt i ytterpunktene i utregnet hydraulisk konduktivitet for sand og sandig silt, og satt verdier innenfor disse ytterpunktene. Hydraulisk konduktivitet for lag 1 > lag 2 > lag 3 > lag 4 > lag 5. Dermed minker den hydrauliske konduktiviteten gradvis nedover profilet. Dette ble gjort for at modellen skulle kunne konvergere, og med antakelse om at kornstørrelsen minker nedover i hele profilet. Dette kan være et fravik fra virkeligheten, siden ytterpunktene i hydraulisk konduktivitet kan skyldes prøver tatt i de tynne lagene med ulik fraksjon enn hovedlaget. Tabell 4.12 viser nye verdier for hydraulisk konduktivitet for lagene i x-, y- og z-retning.

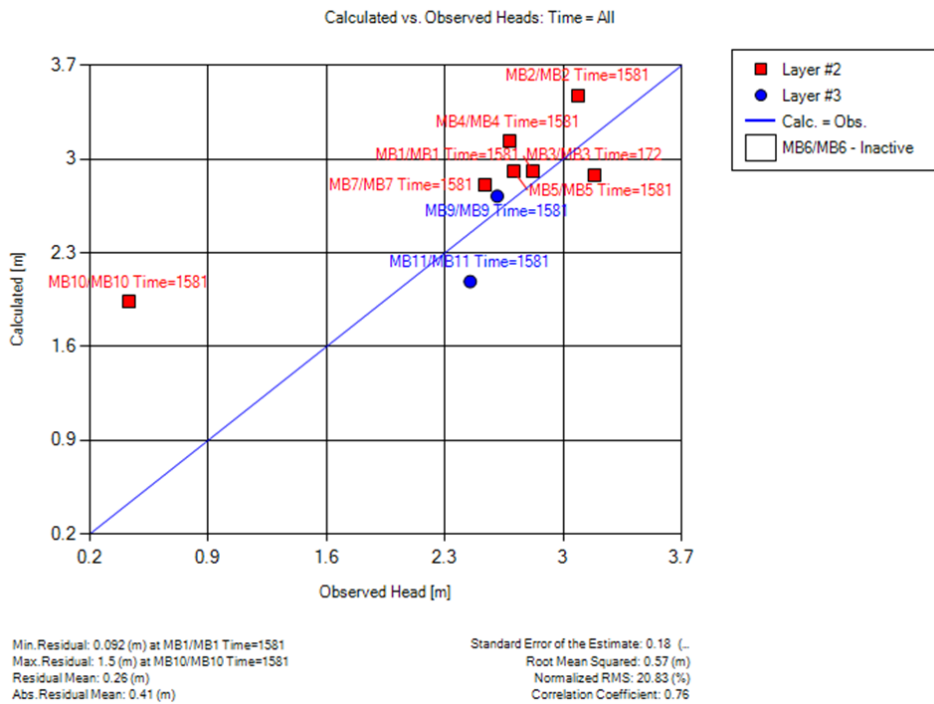
Lag	Kx	Ky	Kz
1	4.05E-04	4.05E-04	4.05E-05
2	6.00E-05	6.00E-05	6.00E-06
3	9.00E-06	9.00E-06	9.00E-07
4	3.00E-06	3.00E-06	3.00E-07
5	6.11E-07	6.11E-07	6.11E-08

Tabell 4.12: Verdier for hydraulisk konduktivitet for ny laginndeling i modellen.

Etter ny inndeling av lag konvergente modellen. Figur 4.14 og figur 4.15 viser henholdsvis første resultat og tilhørende kalibreringskurve. Kalibreringskurven viser sammenligning mellom kalkulerte og målte vannstander i observasjonsbrønnene ved gassverkstomten.



Figur 4.14: Resultat fra første kjøring av grunnvannsstrømningsmodellen.



Figur 4.15: Kalibreringskurve for første resultat fra modellen.

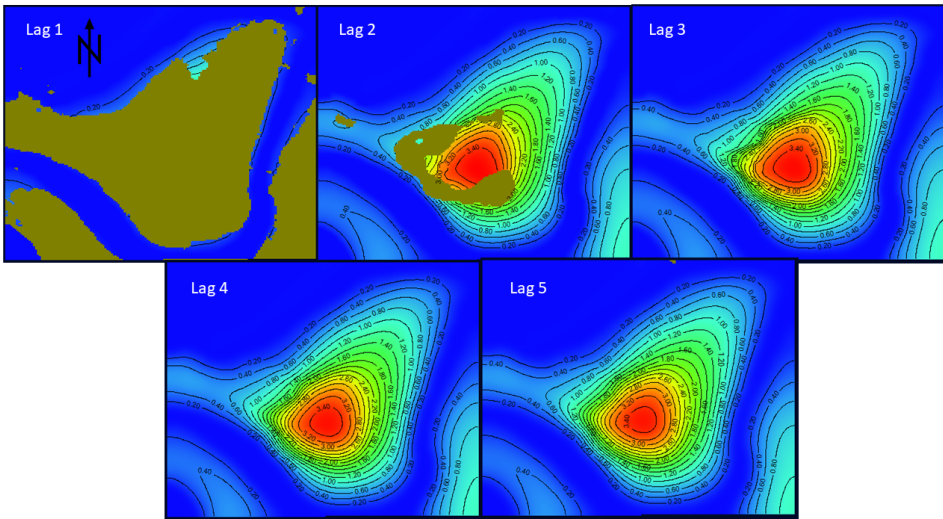
Kalibreringskurven viser et større avvik mellom kalkulerte og observerte verdier for MB10. Kalkulert verdi for MB10 er høyere enn observert verdi. I tillegg er MB6 inaktiv. Dette skyldes at cellene for denne brønnen er tørre i modellen. Tørre celler indikerer at grunnvannsstanden ikke når opp til høyden til de aktuelle cellene.

Ved målinger tatt av vannstand, se tabell 4.8 og vedlegg C, ble det observert en stor hydraulisk gradient i nordvest mellom MB9 og MB11 (nærmere forurensningsområdet) og MB10 (lengre mot nordvest). Denne gradienten antas å skyldes leirmassene som ligger høyere opp i profilet i MB9 og MB11 og grovere masser mer mot nord. For at modellen skulle vise denne gradienten, ble det definert nye egenskapsone basert på inntegnede polygon, med lavere hydraulisk konduktivitet rundt MB9 og MB11 i lag 3 og 4, og med høyere hydraulisk konduktivitet nord for disse brønnene i lag 2 og 3. Basert på observasjon av finere masser ved boring av brønn MB8, ble en ny egenskapsone definert basert på inntegnet polygon rundt MB3 og MB6 med lavere hydraulisk konduktivitet i lag 2 og 3. Disse heterogenitetene ble lagt inn i modellen for å oppnå bedre resultater for MB10 og MB6. Tabell 4.13 viser verdier for hydraulisk konduktivitet for hver egenskapsone i x-, y- og z-retning.

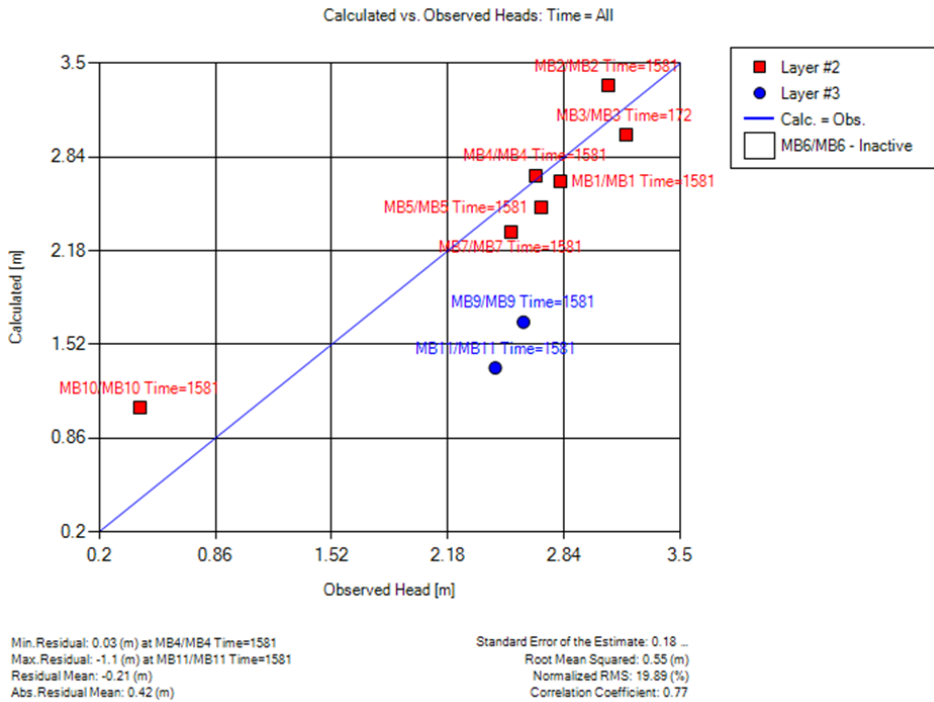
Egenskapsone	Kx	Ky	Kz
Lag 1	0.000405	0.000405	4.05E-05
Lag 2	6.00E-05	6.00E-05	6.00E-06
Lag 3	9.00E-06	9.00E-06	9.00E-07
Lag 4	3.00E-06	3.00E-06	3.00E-07
Lag 5	6.11E-07	6.11E-07	6.11E-08
Polygon MB10 (lag 2 og 3)	2.50E-04	2.50E-04	2.50E-05
Polygon MB9 og MB11 (lag 3 og 4)	9.00E-06	9.00E-06	9.00E-07
Polygon MB3 og MB6 (lag 2 og 3)	6.00E-05	6.00E-05	6.00E-06

Tabell 4.13: Hydraulisk konduktivitet for alle lag og heterogeniteter i modellen.

Figur 4.16 og figur 4.17 viser henholdsvis resultat fra modelleringen og tilhørende kalibreringskurve.



Figur 4.16: Resultat fra modellering etter definering av heterogeniteter i løsmassene i modellområdet.



Figur 4.17: Kalibreringskurve for resultater etter innlegging av heterogeniteter i modellen.

Kalibreringskurven viser en forbedring for kalkulerte verdier i MB10. Noe dårligere verdier oppnås for MB9 og MB11. MB6 er fremdeles inaktiv. For å kalibrere modellen ble input-verdier i modellen endret. Det viste seg at endring av hydraulisk konduktivitet og *recharge* har størst effekt på grunnvannsstanden i modellen. Verdier for hydraulisk konduktivitet og *recharge* ble justert for å oppnå samsvar med observert vannstand. *Recharge* ble justert på grunnlag av usikkerhet i beregningen av *recharge*, basert på teoretiske verdier for andelen bidrag fra nedbør og lekkasje fra vannledninger, samt sannsynligheten for bidrag fra andre kilder, slik som lekkasje fra avløpsledninger og overflatevannledninger. *Recharge* ble justert til 288 mm/år. Hydraulisk konduktivitet i lagene, samt beliggenhet av og hydraulisk konduktivitet i egenskapsoner basert på polygonene, ble justert for å oppnå best mulig samsvar mellom kalkulert og observert vannstand. Beste resultat ble oppnådd med verdier for hydraulisk konduktivitet gitt i tabell 4.14 og polygon rundt MB10 i lag 2 og 3, polygon rundt MB9 og MB11 i lag 3 og 4 og polygon rundt MB3 og MB6 i lag 3.

Egenskapsone	Kx	Ky	Kz
Lag 1	0.000409	0.000409	4.09E-05
Lag 2	4.16E-05	4.16E-05	4.16E-06
Lag 3	8.24E-06	8.24E-06	8.24E-07
Lag 4	1.06E-06	1.06E-06	1.06E-07
Lag 5	5.00E-07	5.00E-07	5.00E-08
Polygon MB10 (lag 2 og 3)	0.00015	0.00015	1.50E-05
Polygon MB9 og MB11 (lag 3)	1.80E-06	1.80E-06	1.80E-07
Polygon MB9 og MB11 (lag 4)	1.65E-07	1.65E-07	1.65E-08
Polygon MB3 og MB6 (lag 3)	3.00E-06	3.00E-06	3.00E-07

Tabell 4.14: Justerte verdier for hydraulisk konduktivitet i x-, y- og z-retning for alle lag og heterogeniteter i modellen.

Resultat og kalibreringskurve er presentert i henholdsvis figur 5.1 og 5.2.

En ekstra kalibrering eller testing av modellen (*validering*) ble utført, basert på data fra pumpetest i MB4 utført av Norconsult i 2016, se tabell 4.9. Dette ble gjort for å se om modellen reagerer tilnærmet likt systemet i virkeligheten, på et slikt stress. Resultat fra grunnvannsstrømningsmodell med pumpetest er presentert i figur 5.4 og vannspeil i modellen med pumpebrønn sammenlignet med vannspeil i original modell er vist i figur 5.5.

Gjennom følsomhetsanalyse ble ulike verdier justert for å se hvilken effekt parametrene har på systemet. Dette gir en indikator på hvilke parametre modellen er følsom for. En liten endring i en slik parameter fører til stor endring i modellen. Disse verdiene bør dermed være mest mulig lik forholdene i virkeligheten.

Transport

Dispersjonsparametere, K_d -verdier, nedbrytningskoeffisient og initiell konsentrasjon rundt MB1 ble lagt inn i modellen. Kjemiske egenskaper til naftalen og benzen ble satt som vist i tabell 4.10. Dispersjonsverdier ble definert i modellen som angitt i tabell 4.11. Alle transport-verdier ble satt, basert på teoretiske verdier. Dette skyldes manglende målinger i felt. Dette medfører en betydelig usikkerhet, siden disse verdiene er steds-spesifikke og avhenger av forhold i akviferen.

Initiell konsentrasjon av komponentene ble definert i fire celler rundt MB1. Høyeste målte konsentrasjon i MB1 ble valgt for hver forbindelse, for å studere den ytterste konsekvensen fra spredningen. For naftalen er dette 19,4 mg/l, målt 01.02.2015, og for benzen er dette 9,09 mg/l, målt 01.01.2015. Initiell konsentrasjon ble satt etter at startdato for modellen (01.11.2014) ble definert. Startdato kan ikke endres etter at den er satt i starten av modelleringen. Grunnvannsmodellen er statisk, så dette vil ikke ha stor betydning for tolking av resultater. Selv om høyeste konsentrasjon er målt relativt kort etter startdato valgt i modellen, kan det være greit å ta dette med i betraktning ved studering av plumen etter en viss tid.

Observasjonsbrønner med observert konsentrasjon for benzen og naftalen fra alle prøvetakingsrundene ble lagt inn i modellen før hver kjøring. Disse brukes i kalibrering av modellen.

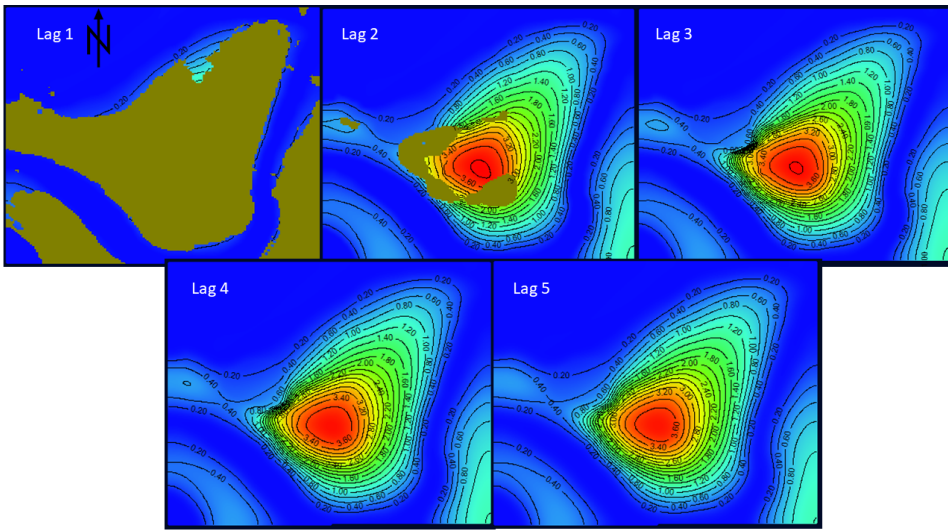
Kalibrering ble gjort ved å endre på K_d -verdier og dispersjonsparametere. De kjemiske egenskapene ble endret uten å få ønsket effekt, og ble dermed beholdt som opprinnelige verdi. Kalibrering har vist seg å være utfordrende for transportmodellen. En lavere K_d -verdi gir brattere gradient på kalibreringskurven, plumen transporteres raskere til og bort fra en observasjonsbrønn. Endring av forholdstallet mellom horisontal og longitudinal dispersivitet fra lavere til høyere verdi, fører til at plumen spres lengre ut på tvers av strømningsretningen. Et høyere forholdstall gir for noen brønner en bedre kalibrering, mens for andre brønner en dårligere kalibrering. Endring av de ulike parametere har også vært vanskelig fordi mange er hentet fra litteraturen og har få holdpunkter fra selve området. Det har dermed vært vanskelig å vurdere hvilke verdier som er innenfor. Målingene i observasjonsbrønnene måler hele forurensningssituasjonen ved gassverkstomten: bidrag fra kjente og eventuelt ukjente gjenværende kilder, samt bidrag fra forurensning som har eksister i flere tiår før den ble fjernet. Dermed har det vært vanskelig å vurdere i hvilken grad de ulike målingene representerer aspektet ved forurensningen som er modellert. På grunn av dette er to versjoner av transportmodellen sett på videre, transportmodell 1 med K_d basert på $f_{oc} = 0,0012$ og transportmodell 2 basert på $f_{oc} = 0,0009$ (begge hentet fra intervall for innhold av organisk materiale for fluvialt delta (Lovanh et al., 2000)), med henholdsvis horisontal/longitudinal dispersivitet 0,3 og 0,6. Modellene er vist i henholdsvis figur 5.6-5.12 og 5.13-5.18.

KAPITTEL 5

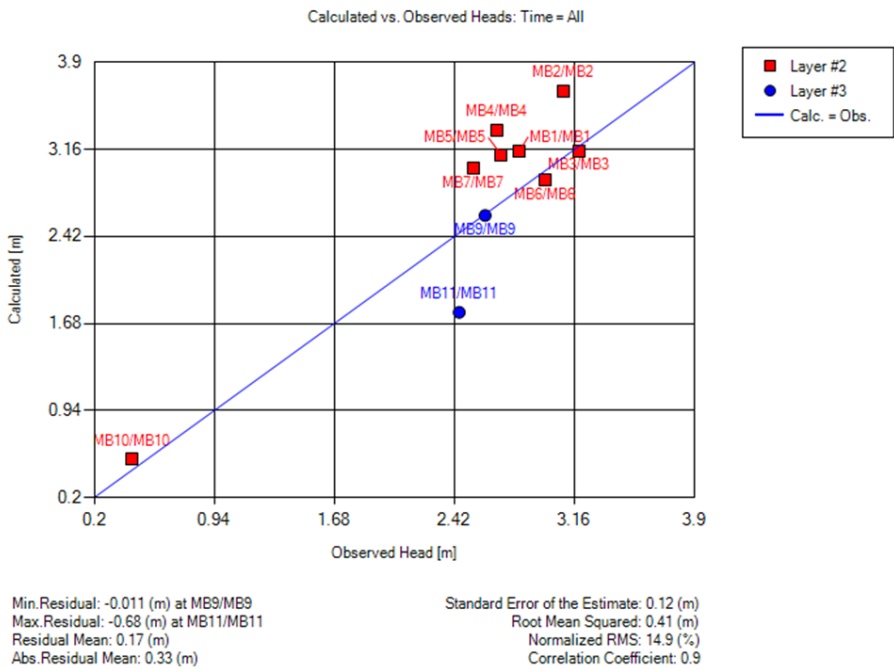
RESULTATER

5.1 Grunnvannsstrømningsmodell

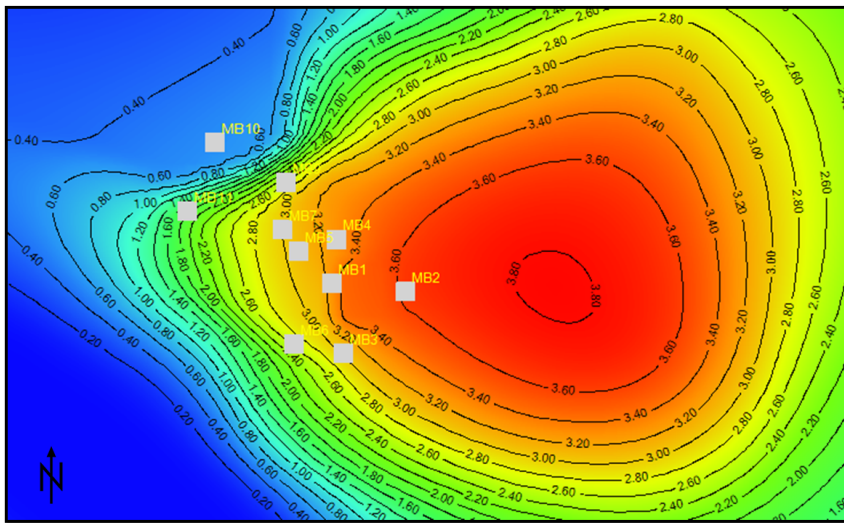
Kalibrert grunnvannsstrømningsmodell er presentert i figur 5.1 og tilhørende kalibreringskurve er presentert i figur 5.2. Et nærbilde av modellen med posisjon av observasjonsbrønnene, er presentert i figur 5.3. Observasjonsbrønnene er brukt som referansepunkter i resultatene fra transportmodellene. Alle resultater er hentet ut fra Visual MODFLOW Flex.



Figur 5.1: Resultat fra grunnvannsstrømningsmodell i alle lag i modellen. Figurene viser kalkulert grunnvannsstand. Brune områder representerer tørre celler. Modellområdet er ca. 1,6 km bredt i virkeligheten.



Figur 5.2: Kalibreringskurve til grunnvannsstrømningsmodellen som viser sammenligning av kalkulerte og observerte grunnvannsstander, mars 2019 i observasjonsbrønnene.

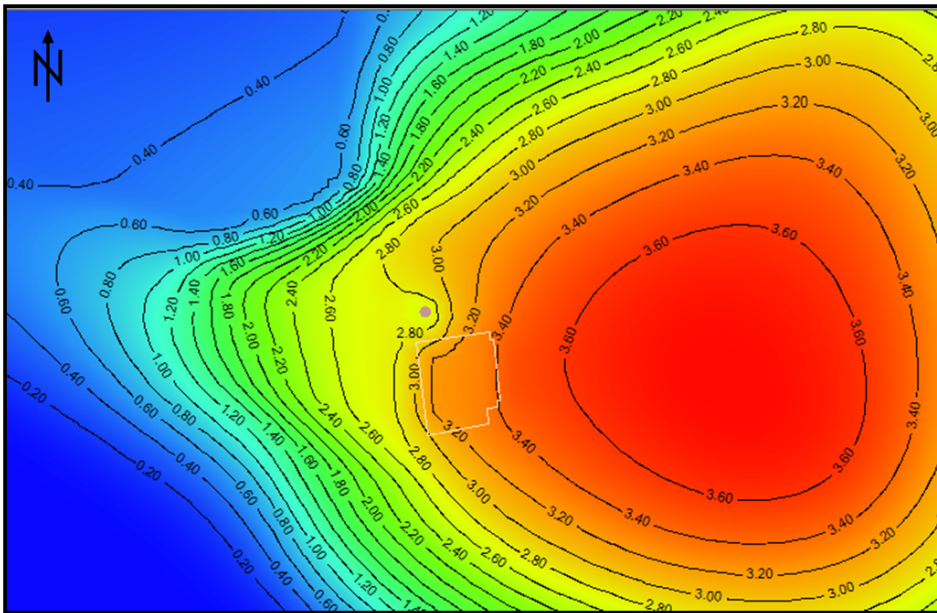


Figur 5.3: Nærbilde av grunnvannsstrømningsmodell. Grå firkanter viser plassering av observasjonsbrønnene. Mellom MB1 og MB10 er det 155 meter.

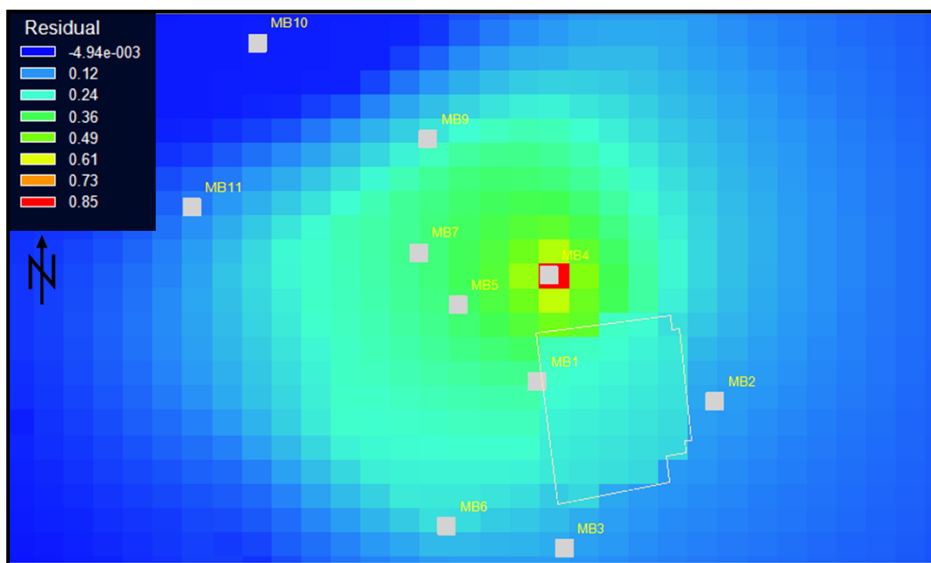
Modellen viser hvordan grunnvannet strømmer mot Nidelva, kanalen og havet. Dette gjør at hele Midtbyen består av flere grunnvannsskiller som strekker seg fra litt sørvest av midten av sentrum, hvor vannstanden er høyest, og ned mot omkringliggende overflatevann. Særlig to grunnvannsskiller er tydelige. Det ene går fra midten av Midtbyen mot nordøst. Vannet på den ene siden av dette skillet strømmer mot nordvest og vannet på den andre siden strømmer mot nordøst. Det andre går mot nordvest gjennom området som er studert i denne oppgaven. Strømningen på hver side av skillet går mot sørvest og nordøst. Rett nordøst for dette skillet er det en bratt grunnvannsgradient fra MB9 og MB11 nordvest mot MB10.

Kalibreringskurven viser godt samsvar mellom kalkulerte og observerte verdier for MB3, MB6, MB9 og MB10. Minste forskjell er for MB9 hvor kalkulert verdi er 0,011 meter mindre enn observerte. Den største forskjellen mellom kalkulert og observert vannstand er for MB11, hvor kalkulerte verdi er 0,68 meter mindre enn observert verdi. MB2, MB4, MB5 og MB7 har høyere kalkulert verdi enn observert vannstand. Gjennomsnittlig forskjell mellom kalkulert og observert vannstand er 0,17 meter. Normalisert RMS (root mean square) er 14,9%. Denne verdien bør være så liten som mulig. Verdien er ikke uakseptabel høy, men kan indikere svakheter med modellen. Tilgjengelig data til kalibrering har vært begrenset i denne oppgaven. Med bakgrunn i dette, er denne kalibreringen det beste som har vært mulig å oppnå.

Resultater fra valideringen er presentert i figur 5.4 og 5.5. Figur 5.4 viser hvordan systemet reagerer på pumpetesten. Pumpebrønnen er markert med brunt punkt. Figuren viser hvordan vannstanden senkes rundt brønnen. Figur 5.5 viser vannstanden før pumpetest sammenlignet med vannstanden under pumpetest.



Figur 5.4: Grunnvannssystemets reaksjon på pumpetest i MB4. Pumpebrønn er markert med brunt punkt. Spunt er markert med polygon.



Figur 5.5: Grunnvannsstaden før pumpetest, sammenlignet med grunnvannsstand under pumpetest.

Rød celle i og rundt MB4 indikerer en senkning av grunnvannsspeilet på 0,85 meter. Dette stemmer relativt godt overens med observasjoner i felt under pumpetesten, se tabell 4.9. Dette betyr at grunnvannssystemet i modellen reagerer relativt likt grunnvannssystemet i virkeligheten på stress, og at modellen kan være en relativt god representasjon.

Gjennom følsomhetsanalysen kom det tydelig frem at hydraulisk konduktivitet er en følsom parameter. Små endringer i denne parameteren fører til at modellen reagerer. Deretter fører endringer av *recharge* til at modellen reagerer. Endring av lagringsparameterene påvirker ikke systemet i stor grad. Opprinnelige lagringsparametere fra litteraturen, gitt i tabell 4.5, beholdes derfor i modellen. Siden hydraulisk konduktivitet er en følsom parameter, bør denne være mest mulig lik de faktiske forholdene. Disse verdiene er basert på mange prøver og tilhørende kornfordelingskurver. Datagrunnlaget for disse verdiene er dermed godt. Visse antakelser er tatt ved tildeling av hydraulisk konduktivitet til de ulike lagene. Hydraulisk konduktivitet kan også variere i virkeligheten innenfor hvert lag. Det kan dermed være en del usikkerhet knyttet til hydraulisk konduktivitet.

5.2 Transportmodell

Det har vært visse usikkerheter i valg av verdier for kjemiske parametere og transportparametere. Observasjonene er i tillegg et samlet resultat av hele forurensningssituasjonen, og er dermed ikke helt representativt for aspektet ved situasjonen som det fokuseres på i modellen. Dermed er to versjoner av transportmodellen valg ut. Disse kalles for *transportmodell 1* og *transportmodell 2*.

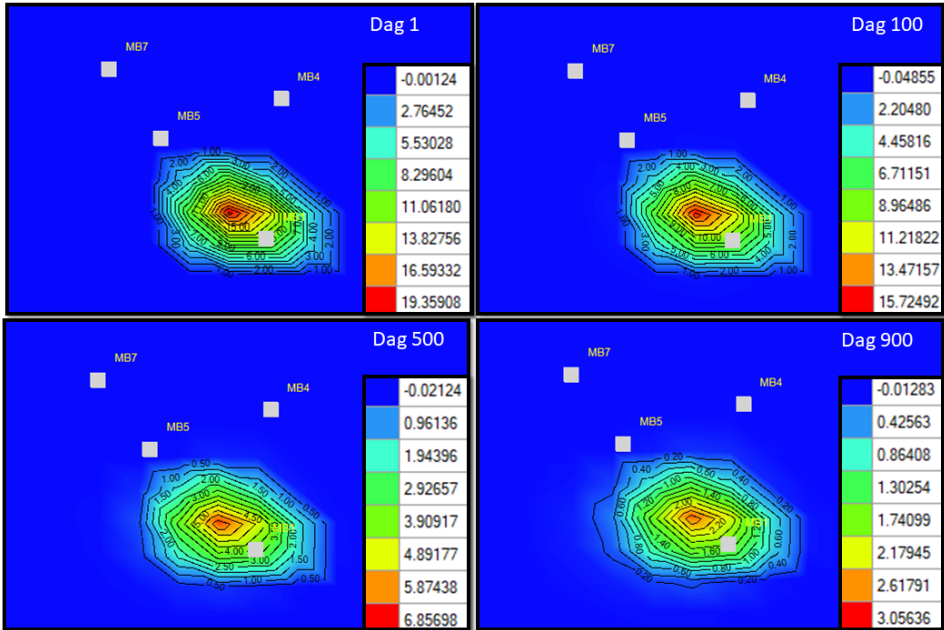
Kartene viser hvordan plumen beveger seg utover og transporteres, ved hjelp av koter. Konsentrasjonene angis med farger, og hver kote representerer samme konsentrasjon. Hver figur har en tilhørende tegnforklaring hvor konsentrasjonen til hver farge er angitt i mg/l. Alle figurene er orientert slik at nord er oppover. Observasjonsbrønner markert i transportmodellene brukes som referansepunkt for hvordan plumen spres.

5.2.1 Transportmodell 1

Transportmodell 1 er basert på f_{oc} -verdi på 0,0012. Dette gir K_d -verdier for naftalen og benzen som gitt i tabell 4.10. Dispersjonsparameterene i modellen er gitt i tabell 4.11. Spredning av oppløst plum foregår i hovedsak i lag 2, 3 og 4. Spredningsmønsteret i disse lagene er likt. Konsentrasjonen i lag 2 er litt mindre enn konsentrasjonen i lag 3. Figurer over spredningen av plum i dette laget ligger i vedlegg G. I lag 4 er konsentrasjonen betydelig lavere enn i lag 3 og er derfor ikke av stor interesse. I lag 1 foregår det ikke transport siden det meste av dette laget består av tørre celler.

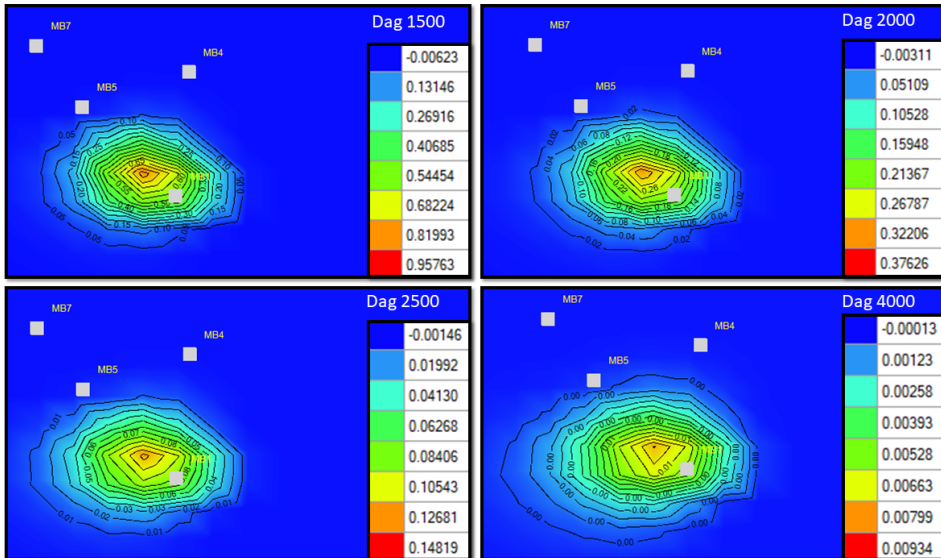
I lag 3 er den oppløste konsentrasjonen høyest, og dermed av størst interesse. Transporten i dette laget er presentert i figurene 5.6-5.9 for naftalen og figur 5.10-5.12 for benzen.

Figur 5.6 viser hvordan plum av oppløst naftalen transporteres fra kildeområdet ved MB1 mellom 1-900 dager etter modellstart. Plumen spres ikke mye ut fra kildeområdet i løpet av denne tiden, men uttynnes og brytes ned betraktelig. Ved dag 900 er høyeste konsentrasjon omtrentlig 3 mg/l, sammenlignet med 19,35 mg/l ved dag 1.



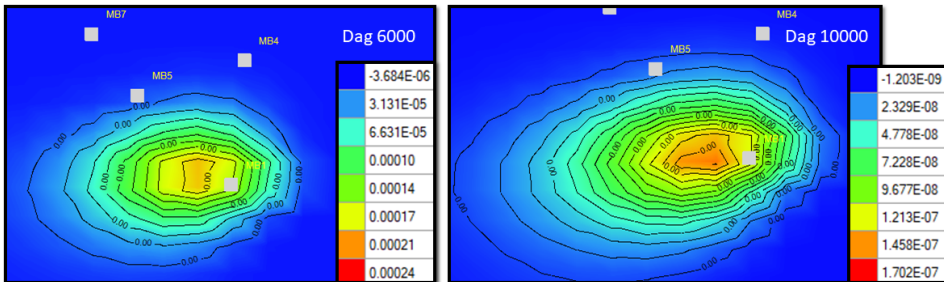
Figur 5.6: Bevegelse av plum av oppløst naftalen mellom 1-900 dager etter modellstart i transportmodell 1.

Figur 5.7 viser videre spredning av plumen. Ved dag 1500 har plumen blitt ytterligere tynnet ut og brutt ned, og høyeste konsentrasjon er 0,95 mg/l. Fremdeles har ikke plumen beveget seg betydelig vekk fra kildeområdet. Ved dag 4000 har plumen beveget seg et stykke mot vest og bredd seg litt utover mot nord. Ved denne tiden er konsentrasjonen betydelig lavere, med 0,008 mg/l som høyeste konsentrasjon.



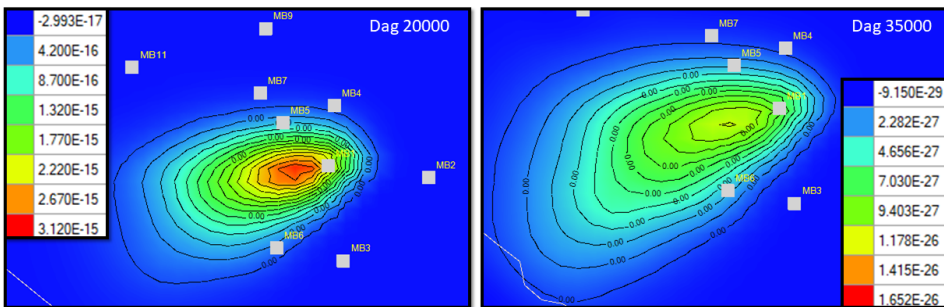
Figur 5.7: Bevegelse av plum av oppløst naftalen mellom 1500-4000 dager etter modellstart i transportmodell 1.

Figur 5.8 viser hvordan plumen har beveget seg lengre mot vest innen dag 6000 etter modellstart. Denne bevegelsen fortsetter, og ved dag 10000 har plumen bredd seg ut over et større område fra kildeområdet, i hovedsak i strømningsretningen mot sørvest mot Nidelva. Plumen er likevel svært uttynnet og brutt ned ved dette tidspunktet. Ved dag 10000 er høyeste konsentrasjon $1,45 \times 10^{-7}$ mg/l. Plumen har bredd seg ut slik at den har nådd MB5, men likevel i svært lav konsentrasjon, ca. $2,3 \times 10^{-8}$ mg/l.



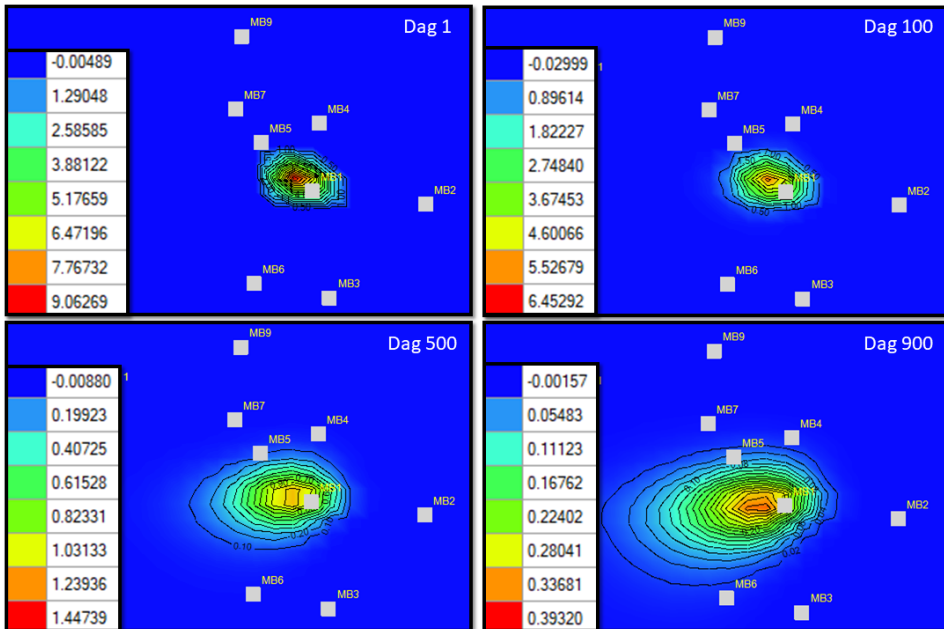
Figur 5.8: Bevegelse av plum av oppløst naftalen mellom 6000-10000 dager etter modellstart i transportmodell 1.

Figur 5.9 viser hvordan plumen fortsetter å bevege seg mot sørvest til Nidelva. 35000 dager (ca. 95 år) etter transportstart, når plumen Nidelva. Plumen er likevel ytterligere tynnet ut og brutt ned, og den vil påvirke elva i ubetydelig grad. Konsentrasjonen som når Nidelva er ca. $2,3 \times 10^{-27}$ mg/l. Videre der plumen fortsetter å transporteres mot Nidelva, vil den fortsette å tynnes ut.



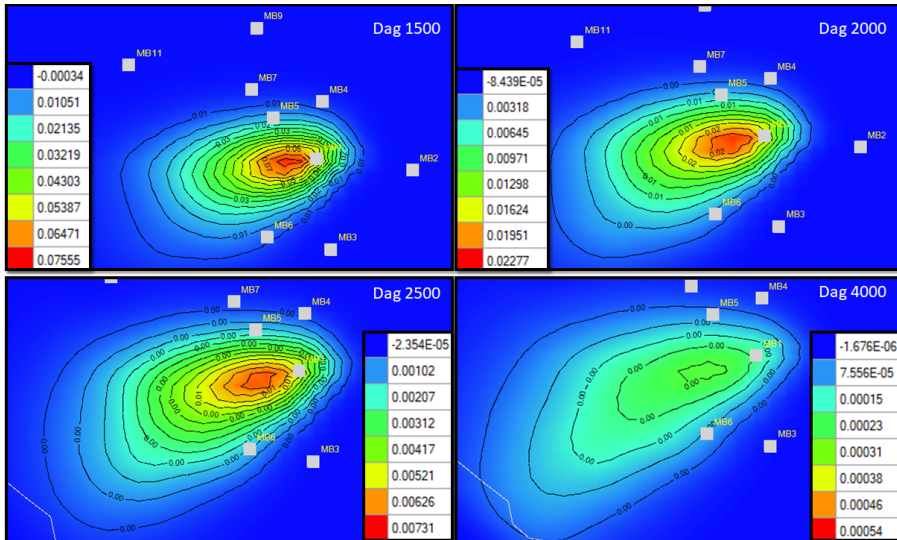
Figur 5.9: Bevegelse av plum av oppløst naftalen mellom 20000-35000 dager etter modellstart i transportmodell 1. Hvit linje representerer Nidelva.

Figur 5.10 viser hvordan plumen av oppløst benzen spres med grunnvannet fra kildeområdet i tiden mellom 1 og 900 dager etter modellstart. Benzen spres raskere med grunnvannet enn naftalen. Dette skyldes at benzen har en lavere fordelingskoeffisient enn naftalen. Ved dag 500 etter modellstart har plumen nådd MB5, og etter 900 dager nærmer den seg både MB4 og MB6. Plumen spres på samme måte som naftalen mot sørvest med grunnvannsstrømmen. I løpet av de 900 første dagene uttynnes konsentrasjonen og plumen brytes ned, slik at høyeste konsentrasjon reduseres fra 9 mg/l til 0,39 mg/l. Konsentrasjonen som når MB5 fra dag 500 til dag 900 er 0,20 til 0,055 mg/l.



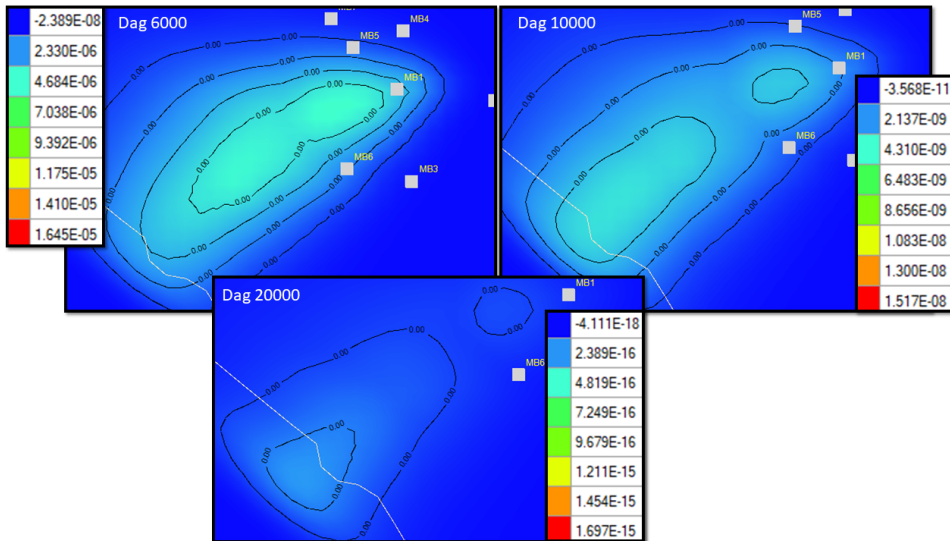
Figur 5.10: Bevegelse av plum av oppløst benzen mellom 1-900 dager etter modellstart i transportmodell 1.

Figur 5.11 viser hvordan plumen av benzen spres ytterligere 1500-4000 dager (4-11 år) etter modellstart. Spredningsretningen er mot sørvest, men plumen brer seg også litt utover mot nord og vest. Konsentrasjonen reduseres kontinuerlig på grunn av uttynning og biologisk nedbrytning. 4000 dager etter modellstart har plumen nådd Nidelva. Likevel er dette i svært lav konsentrasjon, $7,55 \times 10^{-5}$ mg/l.



Figur 5.11: Bevegelse av plum av oppløst benzen mellom 1500-4000 dager etter modellstart i transportmodell 1. Hvit linje representerer Nidelva.

Figur 5.12 viser at plumen fortsetter å bevege seg mot Nidelva i tiden 6000-20000 dager etter modellstart. Den fortsetter å tynnes ut, og konsentrasjonene som når Nidelva er svært lave.

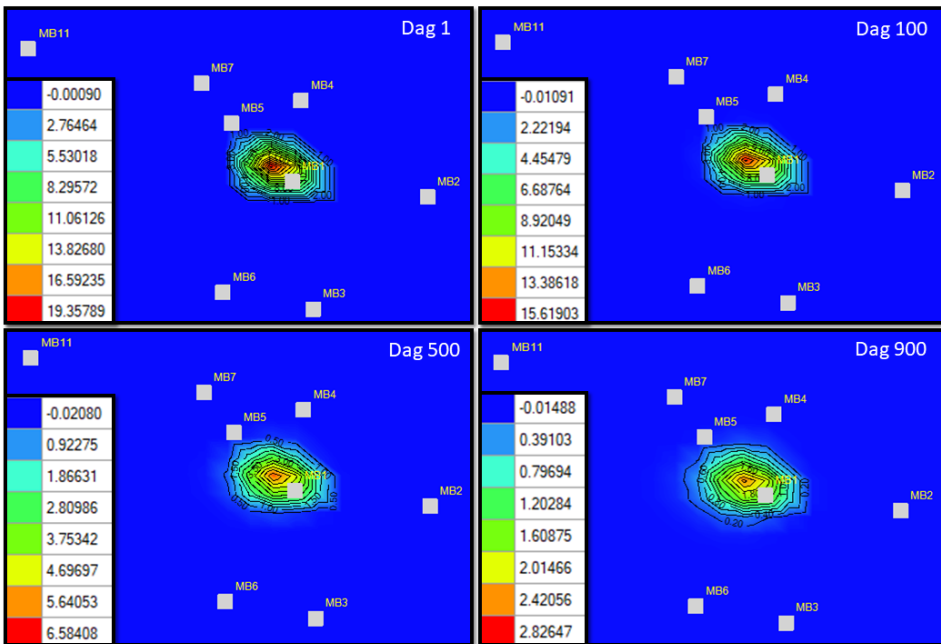


Figur 5.12: Bevegelse av plum av oppløst benzen mellom 6000-20000 dager etter modellstart i transportmodell 1. Hvit linje representerer Nidelva.

5.2.2 Transportmodell 2

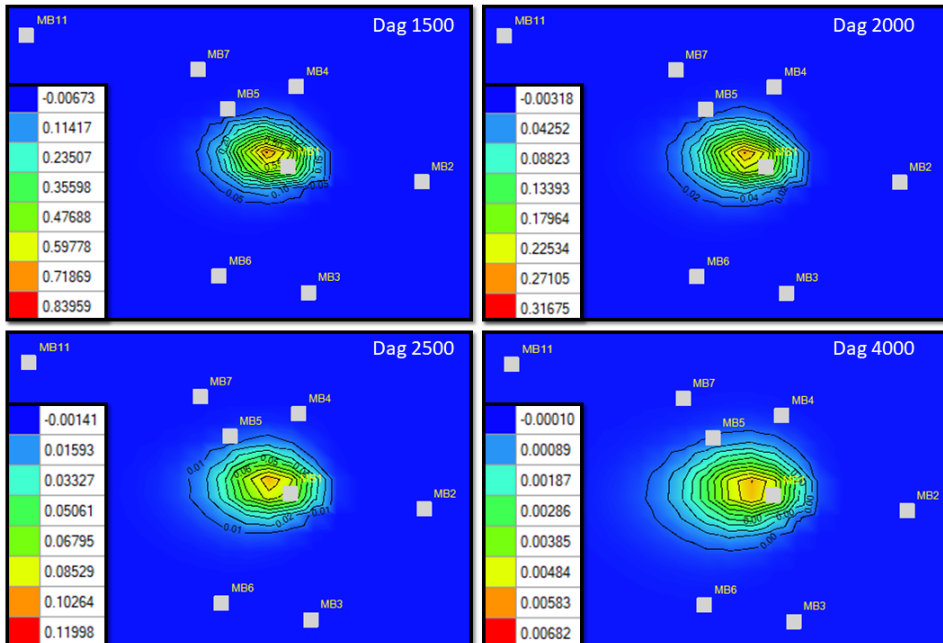
Transportmodell 2 er basert på f_{oc} -verdi på 0,0009. Dette gir K_d -verdier for naftalen og benzen på henholdsvis $1,21 \times 10^{-6}$ og $5,13 \times 10^{-8}$ l/mg. Dispersjonsparameterene i modellen er gitt i tabell 4.11, men forholdstallet mellom horisontal og longitudinal dispersivitet er økt til 0,6. Dette er et høyere tall en det som er anbefalt. Denne verdien er satt for å oppnå en bedre overensstemmelse mellom kalkulerete og observerte konsentrasjoner i MB5 og MB7 nordvest for kildeområdet. Spredningen i lag 3 er presentert i figurene 5.13-5.15 for naftalen og figur 5.16-5.18 for benzen. Spredning i lag 2 er vist i figurer i vedlegg G.

På samme måte som for transportmodell 1, beveger plumen av naftalen seg svært lite de første 900 dagene. Dette er vist i figur 5.13. På denne tiden brytes plumen ned og tynnes ut. Høyeste konsentrasjon ved dag 1 etter modellstart er 19,3 mg/l, sammenlignet med høyeste konsentrasjon ved dag 900 på 2,4 mg/l.



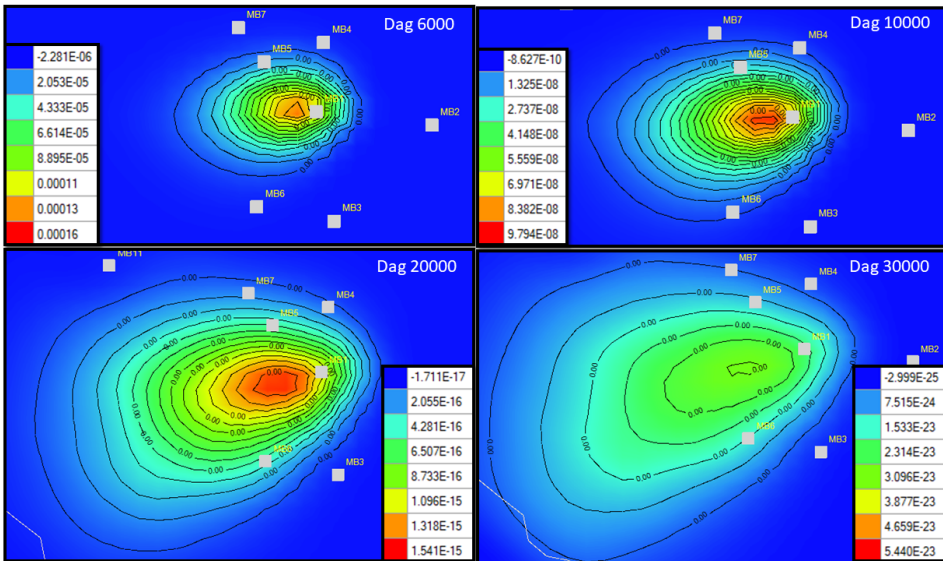
Figur 5.13: Bevegelse av plum av oppløst naftalen mellom 1-900 dager etter modellstart i transportmodell 2.

Figur 5.14 viser bevegelsen til plumen 1500 til 4000 dager etter modellstart. Plumen av oppløst naftalen har beveget seg videre med grunnvannsstrømmen. Det er tydelig at den spres mer mot nord og sør, enn plumen i transportmodell 1, noe som skyldes et større forholdstall mellom horisontal og longitudinal dispersivitet i transportmodell 2. Plumen brer seg altså mer ut på tvers av hovedretningen som er mot sørvest. Plumen fortsetter å tynnes ut og brytes ned, og etter 4000 dager er høyeste konsentrasjon i plumen 0,005 mg/l.



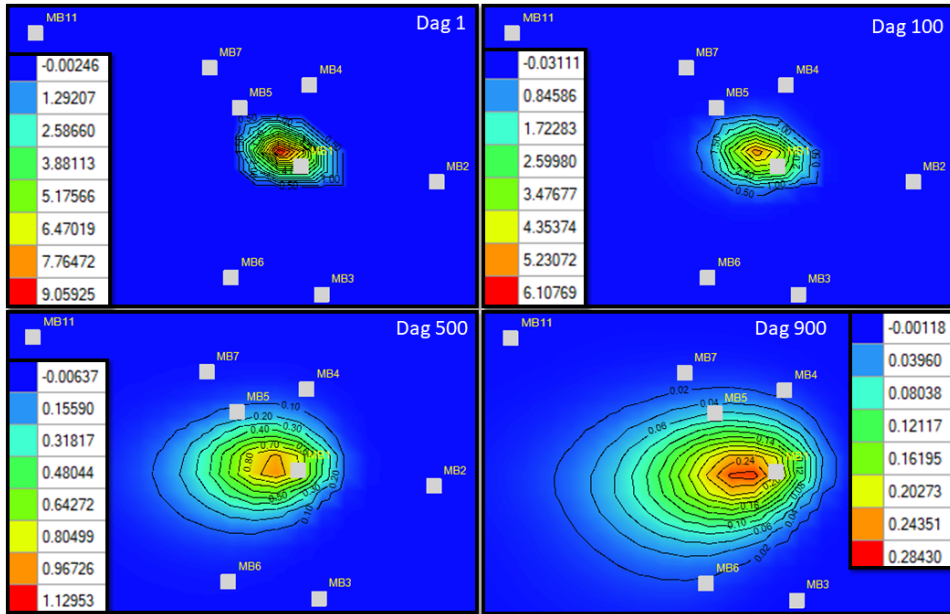
Figur 5.14: Bevegelse av plum av oppløst naftalen mellom 1500-4000 dager etter modellstart i transportmodell 2.

Bevegelsen som foregår 6000 til 30000 dager etter modellstart er vist i figur 5.15. I løpet av denne tiden beveger oppløst plum av naftalen seg i hovedsak mot sørvest og når Nidelva etter 30000 dager. Den fortsetter også å bre seg mot nord og sør, og påvirker MB5, MB7 og MB6 i større grad enn oppløst plum av naftalen i transportmodell 1. På samme måte som i transportmodell 1, vil plumen tynnes ut og brytes ned, og vil derfor ha svært lave konsentrasjoner når den når Nidelva. Når plumen når Nidelva er konsentrasjonen $7,5 \times 10^{-24}$ mg/l.



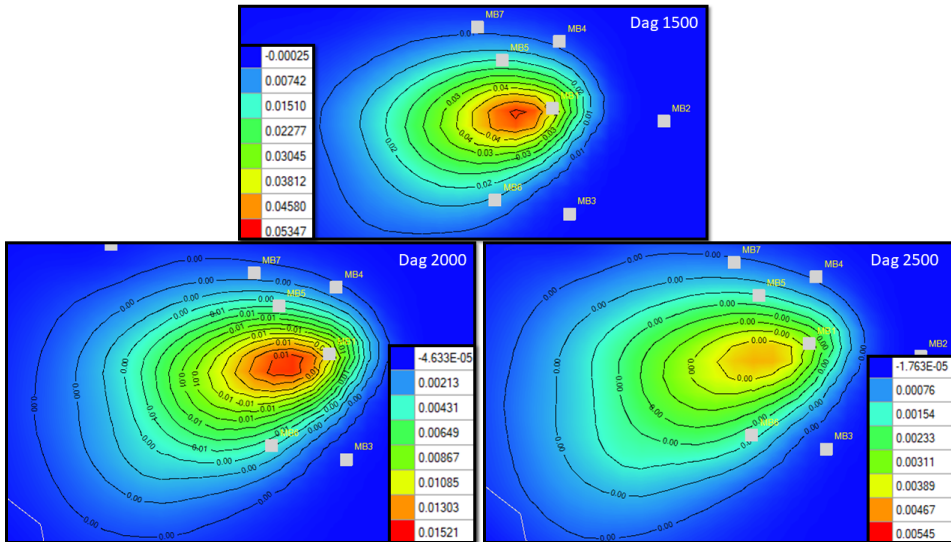
Figur 5.15: Bevegelse av plum av oppløst naftalen mellom 6000-40000 dager etter modellstart i transportmodell 2. Hvit linje representerer Nidelva.

I løpet av 1 til 900 dager beveger plum av oppløst benzen seg fra kildeområdet i hovedsak mot vest/sørvest, men den brer seg også i en større grad mot nord og sør enn plumen i transportmodell 1. Dette vises i figur 5.16. Dette gjør at plumen i denne modellen påvirker omkringliggende brønner, særlig MB5 i større grad. Plumen tynnes ut og brytes ned på ferden, og høyeste konsentrasjon reduseres fra 9 mg/l etter 1 dag til 0,28 mg/l etter 900 dager.



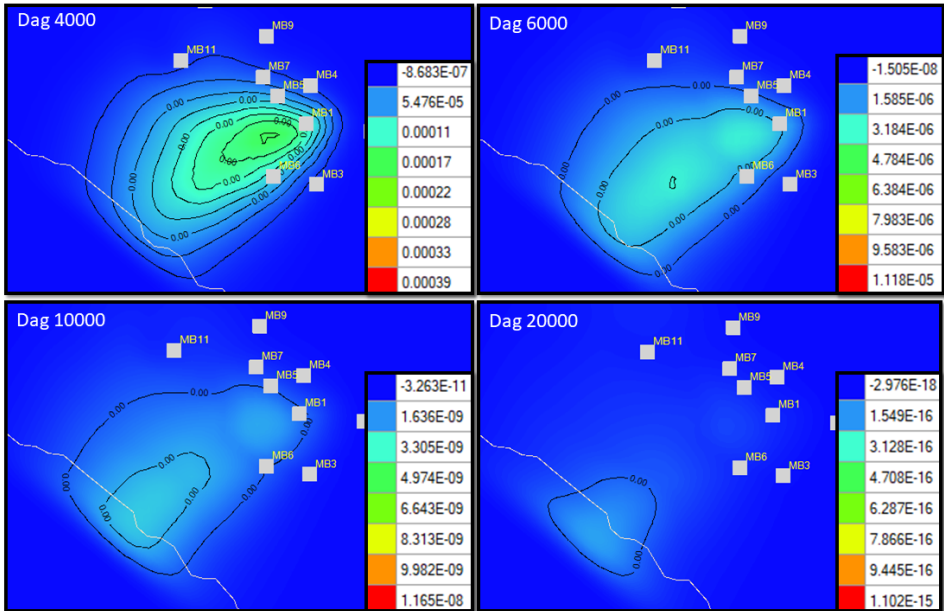
Figur 5.16: Bevegelse av plum av oppløst benzen mellom 1-900 dager etter modellstart i transportmodell 2.

Bevegelsen fortsetter mot Nidelva 1500 til 2500 dager etter modellstart, som vist i figur 5.17. Plumen fortsetter å bre seg ut på tvers av strømningsretningen til omkringliggende brønner, MB5, MB7, MB4 og MB6. Plumen tynnes kontinuerlig ut og høyeste konsentrasjon reduseres fra 0,05 mg/l etter 1500 dager til 0,004 mg/l etter 2500 dager. Etter 2500 dager nærmer plumen seg Nidelva.



Figur 5.17: Bevegelse av plum av oppløst benzen mellom 1500-2500 dager etter modellstart i transportmodell 2. Hvit linje representerer Nidelva.

Etter 4000 dager har plumen nådd Nidelva, som vist i figur 5.18. Dette er imidlertid i svært små konsentrasjoner, $5,46 \times 10^{-5}$ mg/l. I løpet av 6000 til 20000 dager har plumen blitt transportert vekk fra kildeområdet og observasjonsbrønnene, samtidig som den tynnes ut og brytes ned ytterligere. Konsentrasjonene som når Nidelva blir derfor lavere med tiden.



Figur 5.18: Bevegelse av plum av oppløst benzen mellom 4000-20000 dager etter modellstart i transportmodell 2. Hvit linje representerer Nidelva.

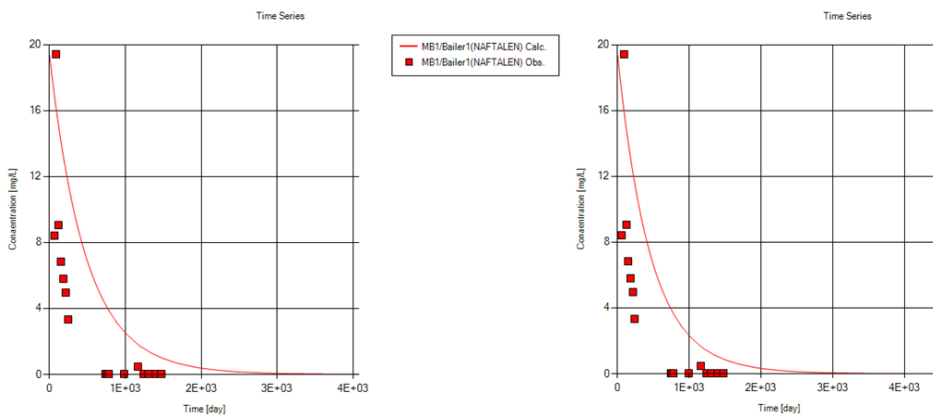
Transportmodellene viser en generell spredning mot sørvest til Nidelva for plum av oppløst naftalen og benzen. Benzen transporteres raskere enn naftalen og vil derfor nå Nidelva først og med høyere konsentrasjon enn naftalen. Likevel vil plumene uttynnes og brytes ned betydelig før de når resipienten. Transportmodell 1 og 2 viser generelt samme trend, men plum i transportmodell 2 vil ha en bredere form og dermed påvirke omkringliggende observasjonsbrønner i større grad enn plum i transportmodell 1.

5.2.3 Tidsserier

Figurene i dette kapittelet representerer kalibreringskurvene for transportmodellene. Kalibreringskurvene kalles *tidsserier* og representerer observerte konsentrasjoner som punkter og kalkulerede verdier som en sammenhengende strek for hele tidsrommet som er valgt i kjøringen av modellen. X-aksen representerer tiden i dager etter start av modellen og y-aksen representerer konsentrasjonen i mg/l. I hver figur sammenlignes kalibreringskurven til hver forbindelse i hver observasjonsbrønn med henholdsvis transportmodell 1 og transportmodell 2. Bildet til venstre i hver figur gjelder for transportmodell 1, og bilder til høyre i hver figur gjelder for transportmodell 2.

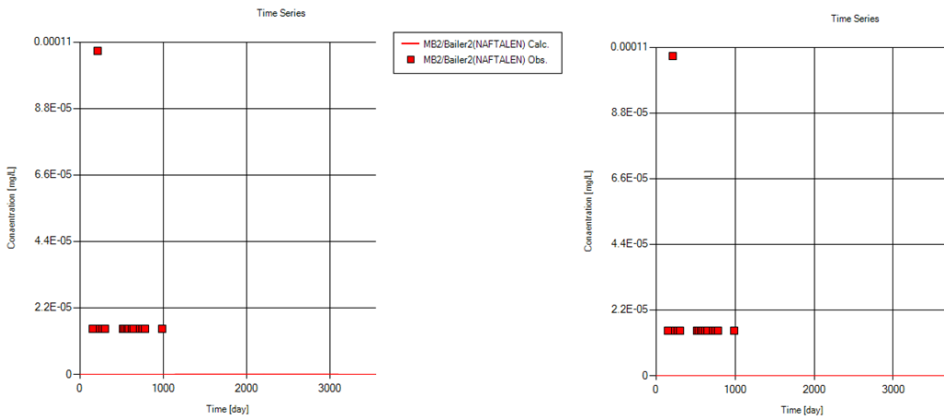
Konsentrasjonene for alle målingene i MB9-MB11 er analysert som konsentrasjoner under laboratoriets deteksjonsgrense for naftalen og benzen. For ordens skyld er konsentrasjonen i disse brønnene satt til konsentrasjonen som representerer halv deteksjonsgrense, men dette er en unøyaktighet siden det er usikkert i hvilken konsentrasjon benzen og naftalen er tilstede under denne grensen. At stoffet er under deteksjonsgrensen betyr at det kan være tilstede i løsningen, men i så små konsentrasjoner at det ikke er mulig å tallfeste i laboratoriet. Dette gjelder også enkelte målinger i de andre observasjonsbrønnene, og kommenteres nærmere for hver figur. Selv om denne metoden ikke er helt nøyaktig vil det likevel gi et estimat av hva som kan forventes å være tilstede i vannløsningen og dermed kunne sammenlignes med det som kalkuleres i modellen.

I MB1 viser kalkulerede konsentrasjoner av naftalen en lignende trend som observerte verdier, som vist i figur 5.19. Målte konsentrasjoner synker med tiden, og det samme gjør kalkulerede verdier. De målte konsentrasjonene avtar litt raskere enn de observerte verdiene. Dette sees av kurven for kalkulerede verdier som har en slakere gradient enn de observerte verdiene. I transportmodell 2 er dette til en viss grad forbedret ved at K_d -verdi for naftalen er redusert.



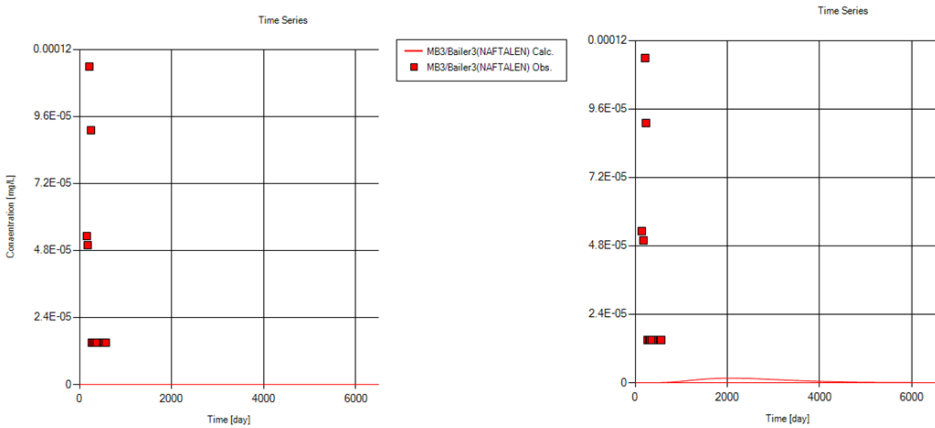
Figur 5.19: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB1. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.

Modellert plum av naftalen vil ikke nå MB2 i følge modellen. Dette vises i figur 5.20. Kalkulerte verdier er 0 mg/l for hele tidsperioden i denne brønnen. Målte konsentrasjoner i denne brønnen ligger stabilt på rundt $1,5 \times 10^{-5}$ mg/l. Denne konsentrasjonen representerer halv deteksjonsgrense. Et avvik fra denne trenden gjelder en måling som nærmer seg 0,00011 mg/l midt i måleserien. En endring av K_d -verdi og horisontal/longitudinal dispersivitet i transportmodell 2 har ingen påvirkning på kalkulerte verdier.



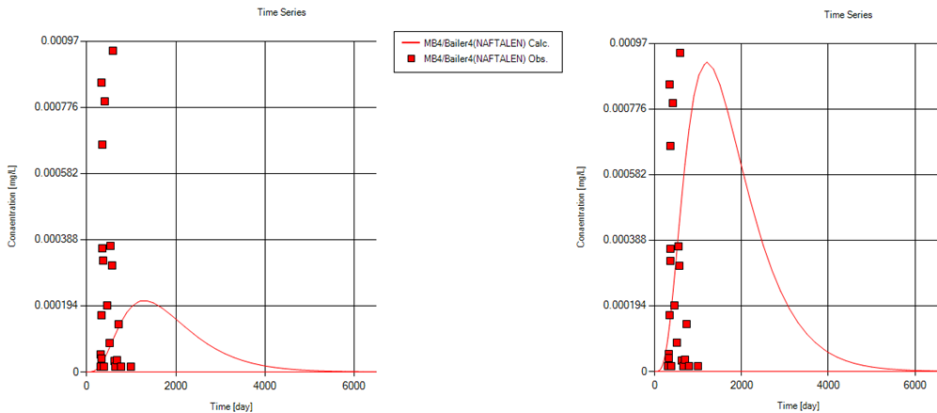
Figur 5.20: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB2. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.

Kalkulerte konsentrasjoner sammenlignet med målte konsentrasjoner av naftalen i MB3 er presentert i figur 5.21. Transportmodell 1 viser at plum av naftalen ikke påvirker MB3. Transportmodell 2 viser en liten økning i konsentrasjon i MB3 etter ca. 1000 dager. Denne lille økningen forsvinner etter 4000 dager. Økningen er mindre enn konsentrasjonene som er målt i brønnen. Målinger utført i denne brønnen viser at konsentrasjonen gradvis øker før den minker litt og deretter når en topp i konsentrasjonen før den raskt minker igjen og stabiliserer seg ved litt over 1 mg/l.



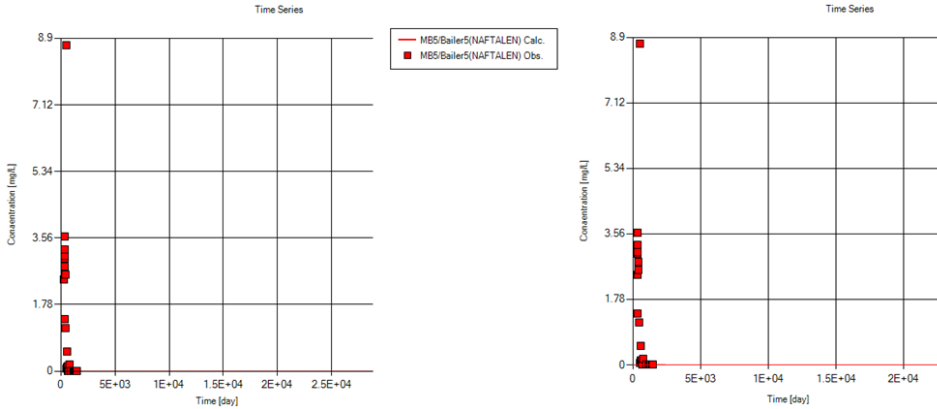
Figur 5.21: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB3. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.

Målte konsentrasjoner sammenlignet med kalkulererte konsentrasjoner av naftalen i MB4 er vist i figur 5.22. Målingene viser ingen tydelig trend. Måleserien viser at konsentrasjonen varierer mye fra store til små verdier over korte tidsrom. Generelt viser trenden at konsentrasjonen stiger og synker kontinuerlig før det stabiliserer seg på lave konsentrasjoner ca. 640 dager etter modellstart (august 2016). Dette skiller seg i stor grad fra en modellert plum som gradvis stiger til en topp og deretter synker. De modellerte konsentrasjonene nærmer seg null først etter 5000 dager. Transportmodell 2 stemmer bedre overens med målte konsentrasjoner og viser en konsentrasjonstopp som er tilnærmet lik høyeste målte konsentrasjon. Denne toppen er kalkulert ved et senere tidspunkt i modellen enn konsentrasjonstoppen i måleserien.



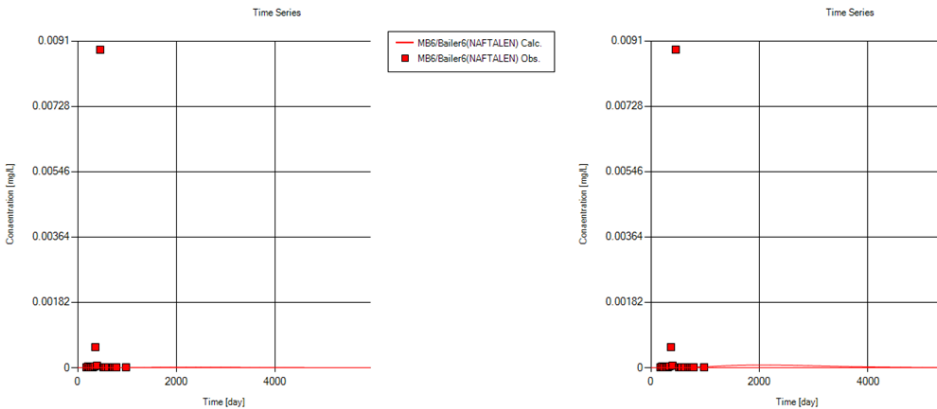
Figur 5.22: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB4. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.

Kalibreringskurve for MB5 viser at plum av naftalen ikke når denne brønnen, som vist i figur 5.23. Dette gjelder både i transportmodell 1 og transportmodell 2. Målte verdier viser en topp i konsentrasjonen på ca. 8,9 mg/l som veldig raskt synker ned mot 0 mg/l.



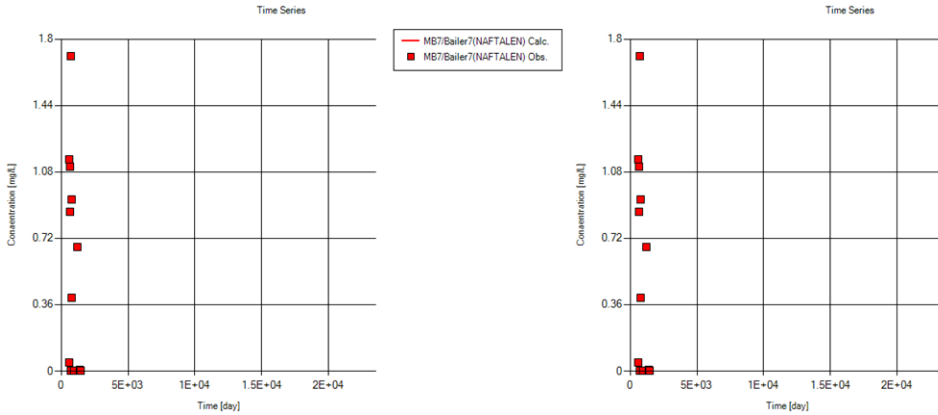
Figur 5.23: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB5. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.

Modellerte konsentrasjoner sammenlignet med målte konsentrasjoner av naftalen i MB6 er presentert i figur 5.24. Målte verdier i MB6 viser en generell trend med konsentrasjoner nært 0 mg/l. En måling skiller seg ut og viser konsentrasjon nær 0,0091 mg/l. Modellerte verdier for denne brønnen for naftalen stemmer overens med trend nært 0 mg/l. Dette gjelder både for transportmodell 1 og transportmodell 2.



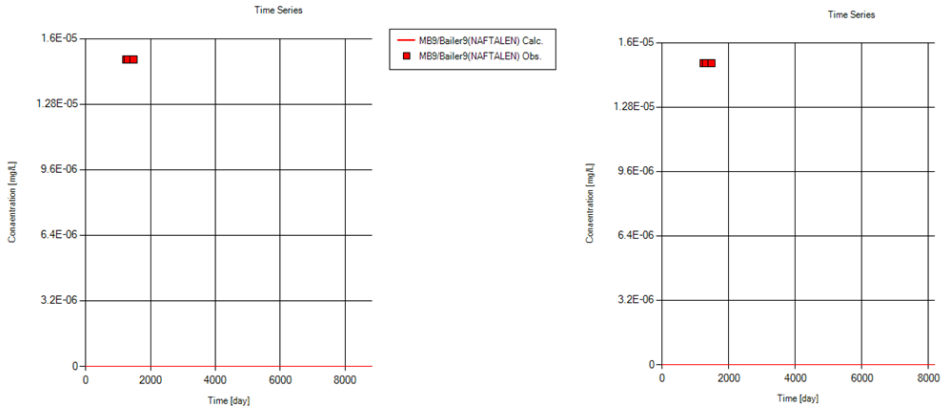
Figur 5.24: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB6. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.

På samme måte som målte konsentrasjoner i MB5 og MB4, er målte konsentrasjoner i MB7 preget av variasjoner av konsentrasjon over korte tidsrom. Verken transportmodell 1 eller transportmodell 2 viser en påvirkning fra oppløst naftalen i denne brønnen, som vist i figur 5.25.

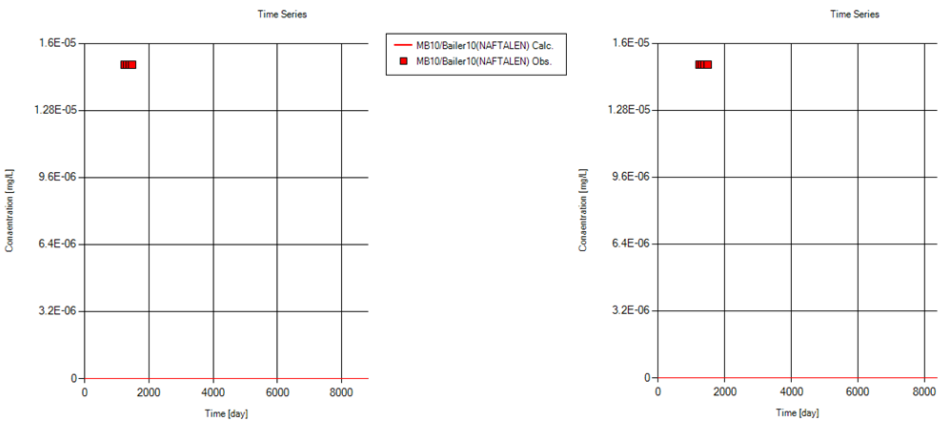


Figur 5.25: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB7. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.

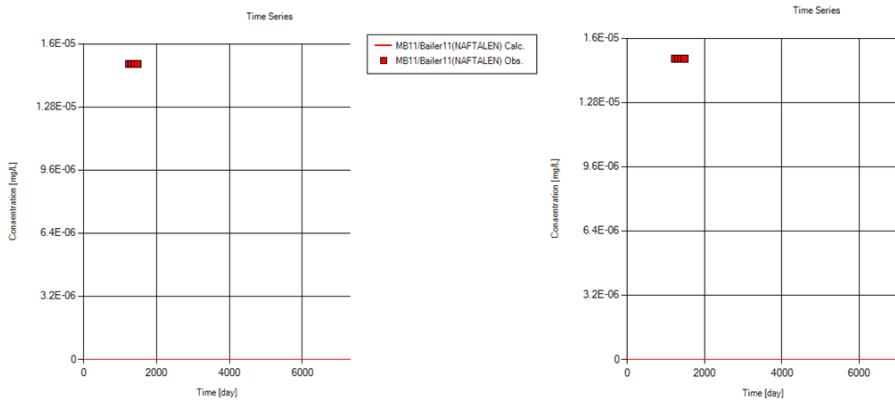
Sammenligning mellom målte og kalkulte verdier for naftalen i MB9, MB10 og MB11 i henholdsvis figur 5.26, 5.27 og 5.28, viser samme trend. Målte verdier viser konsentrasjoner under deteksjonsgrense for disse brønnene. Modellert plum av oppløst naftalen transporteres ikke til disse brønnene. Den tynnes ut og brytes ned i så stor grad at konsentrasjoner som eventuelt når brønnene i transportmodell 2, er så lave at de er tilnærmet 0.



Figur 5.26: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB9. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.

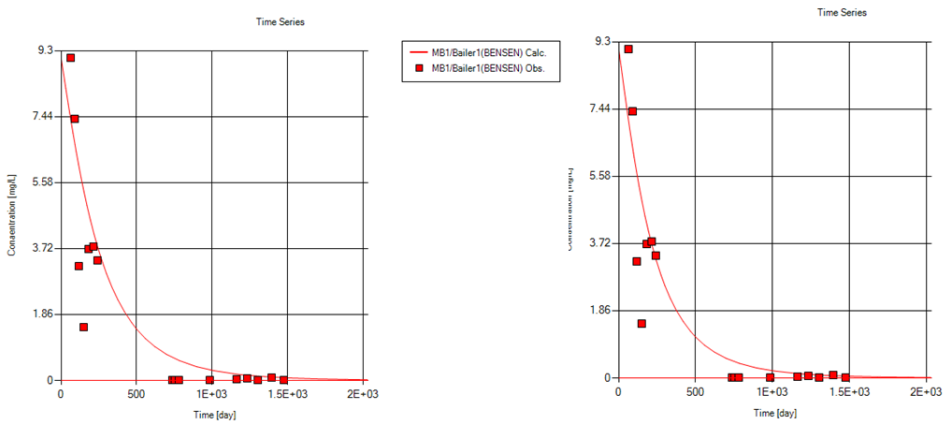


Figur 5.27: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB10. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.



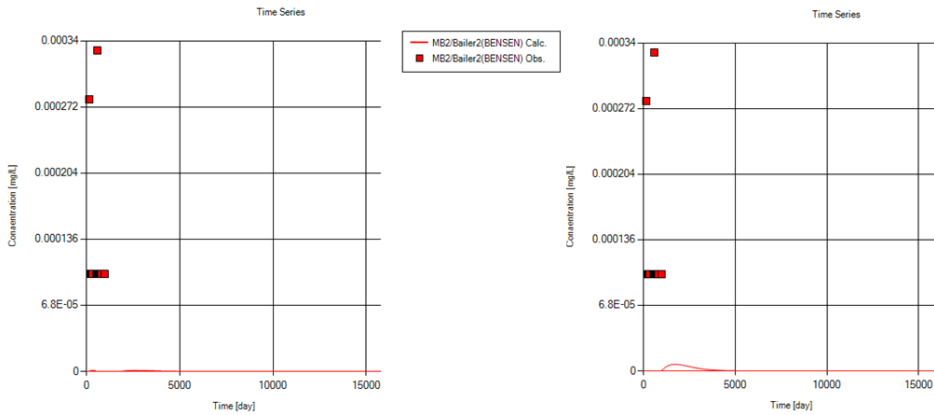
Figur 5.28: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for naftalen i MB11. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.

Figur 5.29 viser kalkulerede konsentrasjoner sammenlignet med målte konsentrasjoner av benzen i MB1. Målte konsentrasjoner av benzen viser en generell avtakende trend med tiden i MB1. De kalkulerede konsentrasjonene minker tilnærmet målte konsentrasjonene med tiden. Modellen representerer derfor relativt godt hvordan oppløst benzen transporteres bort fra MB1.



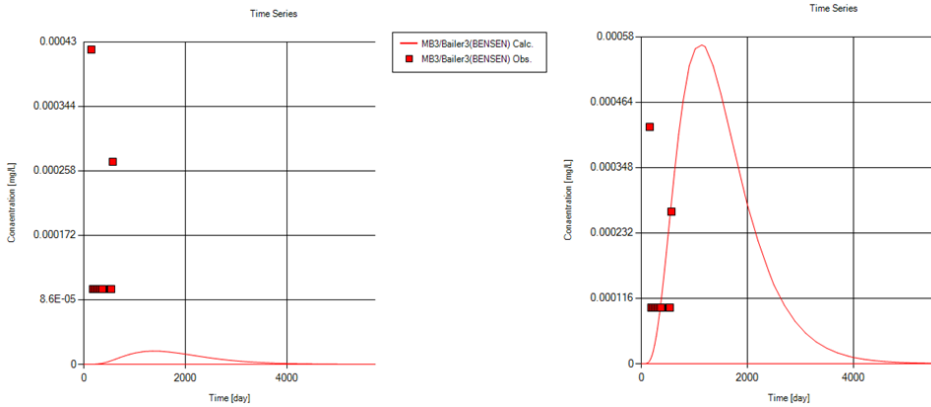
Figur 5.29: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB1. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.

Målte konsentrasjoner er generelt høyere enn kalkuleerte verdier for benzen i MB2, som vist i figur 5.30. Transportmodell 2 viser en liten økning ca. ved samme tid som høyeste konsentrasjon er målt i brønnen. Kalkulert verdi er dog mye mindre. Høyeste målte konsentrasjon nærmer seg 0,00034 mg/l, mens høyeste kalkuleerte konsentrasjon er tilnærmet $1,7 \times 10^{-5}$ mg/l. De fleste målingene i denne brønnen ligger på 0,0001 mg/l som representerer halv deteksjonsgrense for benzen, og modellert konsentrasjon er enda lavere enn denne verdien.



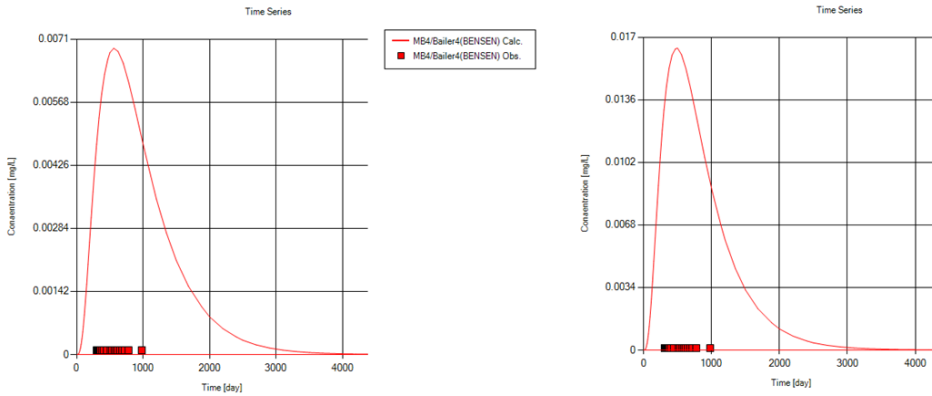
Figur 5.30: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB2. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.

For MB3 er forskjellen mellom transportmodell 1 og transportmodell 2 stor. Dette vises i figur 5.31. Transportmodell 1 viser en mye lavere konsentrasjon enn det som er målt i brønnen. Transportmodell 2 stemmer bedre overens, men har til gjengjeld kalkulererte verdier som er en del høyere enn observerte konsentrasjoner. Siste måling i brønnen viser en økende trend.



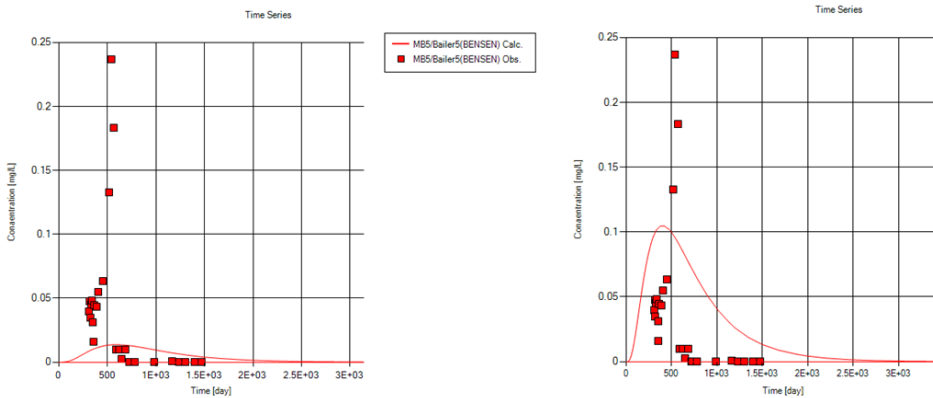
Figur 5.31: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB3. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.

Både transportmodell 1 og transportmodell 2 viser en trend for kalkulerter verdier av oppløst benzen i MB4 som skiller seg sterkt fra de målte verdiene. Dette er presentert i figur 5.32. De målte verdiene er stabilt nær 0 hele måleperioden. Transportmodell 1 viser at plumen påvirker brønnen med høyeste konsentrasjon nært 0,0071 mg/l, mens transportmodell 2 viser høyeste konsentrasjon nær 0,017 mg/l. Kalkulerter høyeste verdi er innenfor tidsrommet for måleserien.



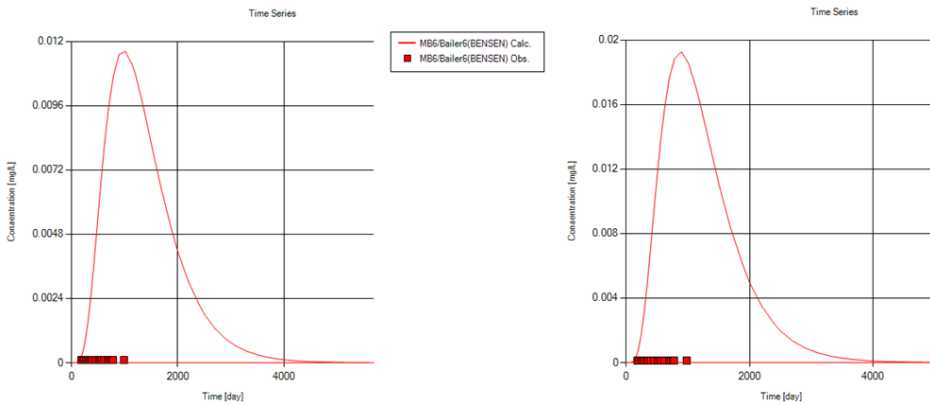
Figur 5.32: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB4. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.

Transportmodell 2 viser bedre sammenfall mellom kalkulte konsentrasjoner og målte konsentrasjoner enn transportmodell 1, som vist i figur 5.33. Høyeste målte konsentrasjon er fortsatt høyere enn høyeste kalkulte konsentrasjon i transportmodell 2, men de sammenfaller i tid rundt dag 500 etter modellstart. Høyeste målte konsentrasjon ligger på rundt 0,23 mg/l, mens høyeste kalkulte konsentrasjon ligger rundt 0,1 mg/l.



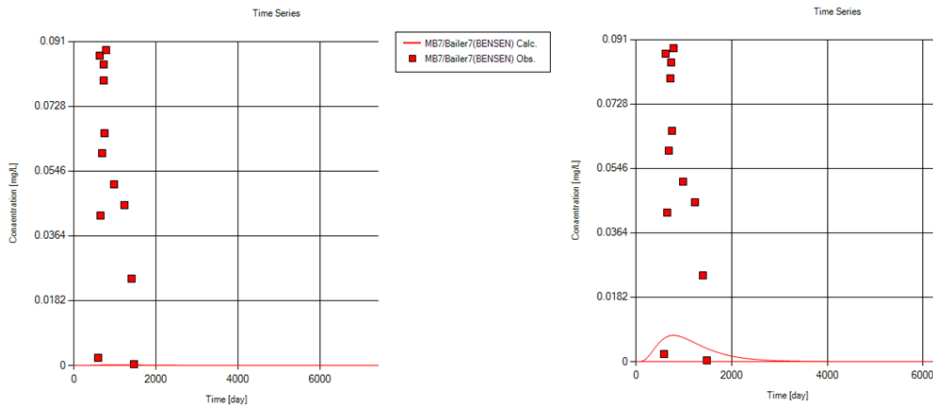
Figur 5.33: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB5. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.

Sammenligning mellom kalkulerte og målte verdier i MB6 viser generelt samme trend som kalibreringskurven for benzen i MB4. Modellerte verdier er høyere i transportmodell 2 enn i transportmodell 1, og observerte verdier ligger stabilt på konsentrasjon nær 0 mg/l. Målte konsentrasjoner er under deteksjonsgrensen. Høyeste konsentrasjoner i modellen er innenfor tiden av måleperioden, og er opp mot 0,02 mg/l. Dette vises i figur 5.34.



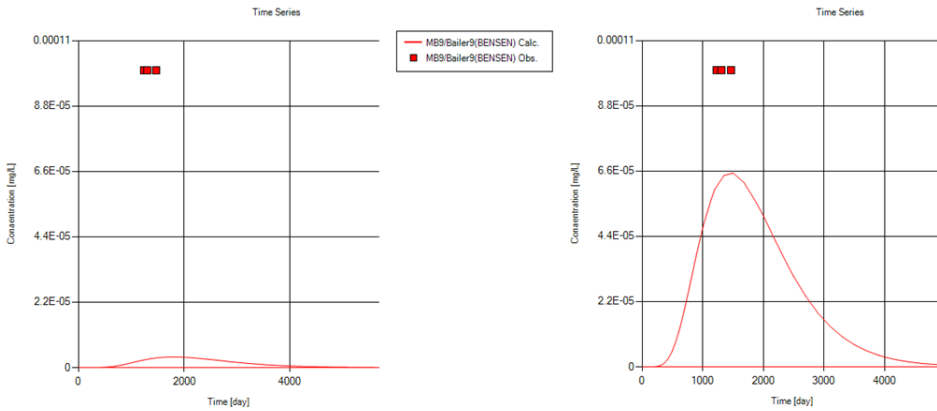
Figur 5.34: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB6. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.

Av figur 5.35 viser kalibreringskurver at oppløst plum av benzen ikke påvirker målinger i MB7 i like stor grad som i virkeligheten. Transportmodell 2 viser en viss forbedring med en liten topp i kalkulert konsentrasjon som sammenfaller med topp i målt konsentrasjon, selv om denne er en del mindre. Høyeste målte konsentrasjon er 0,088 mg/l og høyeste modellerte konsentrasjon er rundt 0,009 mg/l.

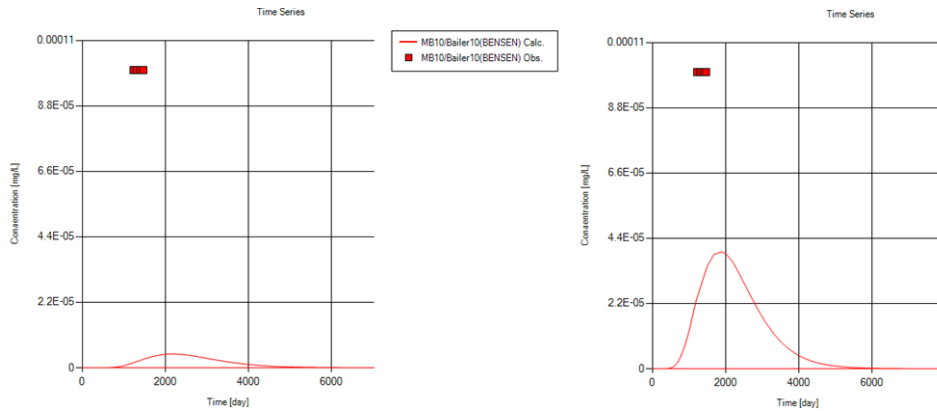


Figur 5.35: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB7. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.

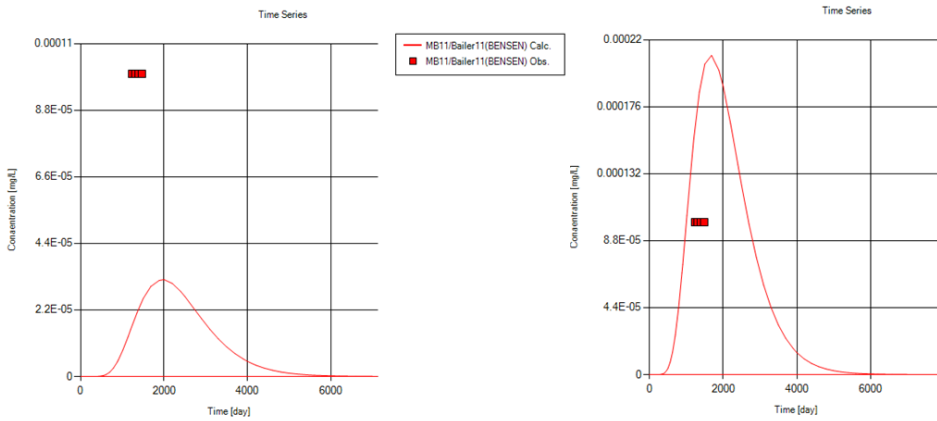
Kalibreringskurver for MB9, MB10 og MB11, vist i henholdsvis figur 5.36, 5.37 og 5.38, viser en forbedring mellom observerte og kalkulte verdier i transportmodell 2 sammenlignet med transportmodell 1. Høyeste kalkulte verdi for benzen i MB9 og MB10 er en del mindre enn høyeste observerte verdi, og høyeste kalkulte verdi i MB11 er en del høyere enn høyeste observerte verdi. Det er viktig å huske at målte verdier i disse brønnene er målt som under deteksjonsgrense av laboratorium. Topp av kalkulert konsentrasjon sammenfaller med når målingene er gjort.



Figur 5.36: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB9. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.



Figur 5.37: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB10. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.



Figur 5.38: Sammenligning av observert og modellert konsentrasjon med tiden for benzen i MB11. Målinger av konsentrasjon er markert som punkter og modellert konsentrasjon er markert som en sammenhengende linje.

KAPITTEL 6

DISKUSJON

6.1 Grunnvannsstrømningsmodell

Resultater fra grunnvannsstrømningsmodellen viser at vannstanden er høyest litt mot sørvest, i midten av Midtbyen, og at vannet strømmer ned og ut mot Nidelva, kanalen og havet. To grunnvannsskiller er tydelige. Det ene går fra midten av Midtbyen mot nordøst hvor vannet på den ene siden av skillet strømmer mot nord-nordvest, og vannet på den andre siden strømmer mot nordøst. Det andre grunnvannsskillet går fra høyeste kalkulerte vannstand mot nordvest. Dette grunnvannsskillet går rett gjennom området som er studert i denne oppgaven. Observasjonsbrønnene er plassert på begge sider av dette grunnvannsskillet. Beliggenheten til grunnvannsskillet kan ha stor påvirkning på transporten av oppløste forbindelser fra gassverkstomten. På den ene siden av dette grunnvannsskillet går vannet mot sørvest ned mot Nidelva og på den andre siden går vannet mot nordøst. Figur 5.1 viser grunnvannsstrømningen og grunnvannsskilleene. Om grunnvannsskillet ligger nordvest for kildeområdet, vil oppløste tjæreforbindelser transporteres med grunnvannsstrømmen mot sørvest. Ligger det derimot sørvest for kildeområdet, vil forurensningen transporteres med grunnvannsstrømmen mot nordvest. At forurensningen i større grad transporteres mot nordvest, enn nordøst i dette tilfellet, skyldes leirige heterogeniteter i grunnen ved MB9 og MB11 som skaper en bratt hydraulisk gradient mot nordvest. I modellen ligger denne heterogeniteten nordøst for grunnvannsskillet.

Grunnvannsmodellen styres i stor grad av grensebetingelsene og lagdelingen med tilhørende hydrauliske egenskaper som er lagt inn i modellen.

Havet, kanalen og Nidelva er viktige grensebetingelser, hvor grunnvannet strømmer ut av systemet. Vannstanden i disse styres i virkeligheten av tidevannet og varierer derfor kontinuerlig i løpet av døgnet. Vannstand i Nidelva kan også variere som et

resultat av variasjoner i nedbørsmengder og smeltevann. I modellen er grensene satt som statiske og de har en vannstand som tilsvarer normalnull 2000. Siden de naturlige svingningene i vannstand i disse grensene ikke er satt i modellen, kan dette føre til usikkerheter. En høyere vannstand i overflatevannet fører til en lavere hydraulisk gradient for grunnvannet som strømmer ut, mens en lavere vannstand fører til en brattere hydraulisk gradient. Det er antatt i modellen at gjennomsnittlig effekt av denne variasjonen tilsvarer normalnull 2000, som er grensen vannstanden varierer rundt.

Det er kjent at løsmassene i Midtbyen er svært anisotrope og heterogene. Dette skyldes i stor grad at Midtbyen er en deltaavsetning med skrålag av ulike fraksjoner. Disse skrålagene er ikke lagt inn i modellen på grunn av vanskeligheten ved å kartlegge disse. Lag med tynne fraksjoner er observert i borelogger fra Midtbyen, men det er ikke funnet noen klar sammenheng mellom disse skrålagene mellom boringene. Dette skyldes at boringer brukt i inndeling av stratigrafi er spredt utover et stort område, noe som gjør det vanskelig å vite om tynne lag observert i en boring er samme tynne lag observert i en annen boring. Det er også kjent at området er preget av heterogeniteter bestående av leiravsetninger fra rasaktivitet og grusavsetninger som kan skyldes sideelver og bølgeaktivitet. Heterogeniteter observert i borelogger i datagrunnlaget i denne oppgaven er lagt inn i modellen. Det kan også eksistere andre heterogeniteter i området som ikke er kartlagt og som påvirker strømningsmønsteret i virkeligheten. Heterogeniteter av finere fraksjoner kan heve grunnvannsspeilet lokalt. Den hydrauliske konduktiviteten som er satt for hvert lag og hver heterogenitet i modellen, er basert på et utvalg kornfordelingsanalyser av prøver hentet fra løsmassene i Midtbyen. Disse verdiene er justert i kalibreringen. I virkeligheten representerer utregnede verdier for hydraulisk konduktivitet, en estimert hydraulisk konduktivitet for kun den prøven som er analysert. I et område preget av tynne lag av varierende fraksjoner kan den beregnede verdi gjelde et spesifikt lag og dermed ikke være spesifikk for et større område. Dette er tatt hensyn til i tildeling av hydraulisk konduktivitet til hvert lag i modellen, men det medfører en viss usikkerhet å tildele en verdi for et stort område når det i virkeligheten vil variere innenfor dette området.

Disse usikkerhetene kan ha stor innvirkning på beliggenheten av grunnvannsskillet som går gjennom tomten og dermed også transporten av oppløste tjærekomponenter fra gassverkstomta. Dette vannskillet vil nok i stor grad styres av vannføringen i Nidelva, infiltrasjon og nydannelse av grunnvannet, heterogeniteter og hydrauliske egenskaper til løsmassene.

Grunnvannsstrømningsmodellen er grunnlaget for transportmodellen. Den er derfor styrende for spredningsbildet av oppløste komponenter.

6.2 Transportmodell

I arbeidet med denne oppgaven ble det ikke funnet forskningsartikler som beskriver modellering av spredning av organiske forurensninger i en fluvial deltaavsetning. Modellering er svært stedsavhengig. Det er dermed ikke funnet tidligere modellering som

kan sammenlignes med modelleringen som er utført i denne oppgaven.

Problemstillingen i denne oppgaven har vært å modellere spredning av oppløste kulltjærekomponenter i grunnvannet mobilisert under gravearbeid i 2014 ved den tidligere gassverkstomten ved Kalvskinnet. Lettere tjærekomponenter transporteres lengst vekk fra kildeområdet med grunnvannet. Spredning av naftalen og benzen ble derfor simulert. Et viktig spørsmål relatert til dette er om disse komponentene vil nå nærliggende resipienter. Nidelva og Trondheimsfjorden er aktuelle resipienter. Kildeområdet til forurensning i modellen er området rundt MB1. I denne brønnen er det gjennom hele måleperioden observert de høyeste konsentrasjonene. Denne brønnen befinner seg rett ved tank 2 hvor det under gravearbeidet ble observert flytende kulltjære. Ved feltarbeidet i august 2018 ble fri fase tjære observert i MB1. Dette området regnes som den største kilden til grunnvannsforurensning fra området.

Det er utviklet to transportmodeller for området. Dette skyldes usikkerhet i valg av transportparametere og forsøk på å kalibrere modellen best mulig etter målte konsentrasjoner i observasjonsbrønnene. Begge transportmodellene viser samme hovedretning for transport av oppløste komponenter fra området rundt MB1. Dette skyldes at transporten i hovedsak styres av grunnvannsstrømningen fra kildeområdet ved adveksjon. Denne retningen er mot sørvest til Nidelva. Forskjellen mellom transportmodellene er hvor mye plumen av hver komponent brer seg ut på tvers av strømningsretningen. Transportmodell 2 gir en mer utbredt plum enn transportmodell 1 på grunn av høyere forholdstall mellom horisontal og longitudinal dispersivitet, og vil dermed i større grad påvirke brønnene sørøst og nordvest for kildeområdet. I transportmodellen er distribusjonskoeffisienten for hver komponent justert litt ned. Dette gjør at bevegelsen av de oppløste plumene går litt raskere på grunn mindre retardasjon. Denne effekten er liten. Bevegelsen av oppløst naftalen går noe saktere enn benzen. Dette skyldes at naftalen har en større evne til å adsorberes til organisk materiale, noe som gjør at konsentrasjonsgradienten som observeres i de ulike brønnene generelt er brattere for benzen enn for naftalen. Benzen ankommer brønnene raskere, og transporteres raskere vekk igjen. Et resultat av dette er også at plumen av oppløst av naftalen i større grad tynnes ut og brytes ned før den transporteres langt vekk fra kildeområdet.

6.2.1 Tidsserier

Målingene utført i felt skiller seg generelt fra de kalkulerte verdiene. Målingene i mange av brønnene varierer mye innenfor korte tidsrom. En ser ikke en gradvis øking og deretter minking av konsentrasjon som de modellerte konsentrasjonene viser i hver brønn. Dette illustrerer tydelig hvordan en modell er en idealisert representasjon av virkeligheten. Den virkelige verden påvirkes av mange faktorer, hvor mange av disse og tilhørende effekt, er vanskelig å peke ut. Variasjon i målinger kan skyldes naturlige forhold som påvirker hvor mye av de oppløste komponentene som sorberes på grunn av variasjon i innhold av organisk materiale, varierende infiltrasjon som mobiliserer komponentene, klimatiske forhold og en uoversiktlig forurensningssituasjon på tomten. De modellerte verdiene følger et tydelig mønster hvor angitt initiell konsentrasjon spres fra kildeområdet til brønnene i området, og vekk fra disse igjen. Samtidig gjennomgår plumen en

konstant nedbrytningsrate og uttynning, basert på satte parametere i modellen. Dette gir en gradvis økning i konsentrasjon til den når en topp, før den gradvis synker igjen ettersom de oppløste komponentene transporteres vekk fra brønnen og tynnes ut og brytes ned.

Generelt sammenfaller transportmodell 2 best med observasjonene i felt. På grunn av et høyere forholdstall mellom horisontal og longitudinal dispersivitet gir denne modellen høyere konsentrasjoner i omkringliggende brønner på grunn av en større spredning på tvers av transportretningen. Observasjonsbrønnene er plassert ut på siden av modellert spredningsretning for å observere spredning nordvest, nordøst, sørvest og sør for tomten. Ingen brønner er plassert i hovedretningen for spredningen som er resultatet fra modellen.

Høyeste målte konsentrasjoner etter gravearbeidet er målt i MB1. Det antas derfor at MB1 er plassert rett ved kildeområdet. Både naftalen og benzen har kalkulerte verdier som stemmer godt overens med målte konsentrasjoner i MB1. Komponenter har blitt oppløst i området rundt MB1 under gravearbeidet. I etterkant av arbeidet har forholdene stabilisert seg og utløsning av komponenter fra gjenliggende forurensning har blitt betydelig mindre med tiden. De målte verdiene viser at de oppløste komponentene mobilisert under gravearbeidet transporteres vekk fra brønnen med grunnvannet, samt tynnes ut og brytes ned. Målte konsentrasjoner i MB1 blir dermed gradvis lavere med tiden. Dette gjenspeiles også i resultatene fra transportmodellene. Dette er en pekepinn på at kjemiske parametere satt i modellen er akseptable. Det er noen avvik som skyldes at konsentrasjonene i virkeligheten varierer og ikke følger idealiserte forhold.

Tidsserien for MB2 viser at observerte verdier er høyere enn kalkulerte verdier for både naftalen og benzen i MB2. Målte konsentrasjoner i denne brønnen er generelt under deteksjonsgrensen til både naftalen og benzen. Nøyaktig konsentrasjon under deteksjonsgrensen er ikke kjent. Konsentrasjonene som eventuelt er tilstede i disse brønnene skyldes derfor mest sannsynligvis bakgrunnsverdier som ikke er lagt inn i modellen ved denne brønnen, som et resultat av at tomten har vært forurenset i lang tid. Dette stemmer overens med modellen hvor spredningen fra kildeområdet ikke går mot øst-sørøst mot MB2. Målt vannstand er større i området rundt MB2 enn i MB1. Siden vann strømmer fra høyere til lavere trykk, vil dermed ikke oppløste komponenter fra MB1 kunne nå MB2. Noen målinger viser små økninger i konsentrasjon i denne brønnen. Det er dermed tenkelig at det er andre kilder ved gassverkstomta som bidrar til de verdiene som observeres i MB2.

Målinger i MB4 viser ikke samme mønster for konsentrasjoner av naftalen og benzen. Naftalen er målt i observasjonsbrønnen opp til en konsentrasjon på 0,00097 mg/l. Det er observert store variasjoner i målingene av naftalen som kan skyldes ubestemte, naturlige forhold, samt at området er preget av en kompleks forurensningssituasjon. Målinger i MB4 viser konsentrasjoner av benzen under deteksjonsgrensen. De modellerte konsentrasjonene for naftalen stemmer bedre overens med målingene enn de modellerte konsentrasjonene for benzen i denne brønnen. I modellen er oppløst benzen mer tilstede i denne brønnen enn i virkeligheten. Det er usikkert hva denne forskjellen skyldes. I modellen har oppløste komponenter generelt samme spredningsmøns-

ter, men ulike kjemiske egenskaper påvirker hastigheten komponentene spres med i dette mønsteret, og graden de brytes ned. Det kan dermed tenkes at konsentrasjonen av naftalen som måles i denne brønnen skyldes andre kilder enn plumen med oppløste tjæreforbindelser mobilisert fra området rundt MB1. I transportmodell 2 er konsentrasjonene av naftalen nær de målte konsentrasjonene. Om konsentrasjonene av naftalen i MB4 skyldes andre kilder ved tomten, gir transportmodell 2 en overestimering av konsentrasjonene som skyldes den modellerte plumen. Dette vises av sammenligningen mellom observert og kalkulert konsentrasjon av benzen i MB4, hvor modellerte konsentrasjoner er høyere enn målte konsentrasjoner. Konsentrasjonene er ikke høye, men det kan være en indikator på at modellen ikke er nøyaktig. Dette viser også utfordringen med kalibreringen. Transportmodell 2 viser en bedre overensstemmelse med målte konsentrasjoner i flere brønner, men i denne brønnen gir den derimot en overestimering av konsentrasjonene.

Utenom MB1, er målte konsentrasjoner generelt høyere i MB5 og MB7 enn i resten av brønnene. De kalkulerte konsentrasjonene av naftalen og benzen i disse brønnene er lavere enn de observerte. Kalkulerte konsentrasjoner av naftalen er tilnærmet null i denne brønnen. Målte konsentrasjoner av naftalen er på det høyeste 8,72 mg/l i MB5 og 1,71 mg/l i MB7. Dette er det største avviket som observeres i kalibreringskurvene til modellen, og er dermed den viktigste indikasjon på at spredningen av plumen går mer mot nordvest enn det som kommer frem av modellen. Høyeste konsentrasjon i MB5 og MB7 av naftalen observeres raskt etter avslutning av gravearbeidet. Om denne konsentrasjonen skyldes naftalen mobilisert under og etter gravearbeidet fra MB1, betyr dette at naftalen transporteres veldig raskt til og bort fra disse brønnene. Dette betyr at naftalen retarderes i mindre grad i virkeligheten enn i modellen. Dette virker rart i og med at faktorer som påvirker retardasjonen er satt, basert på anbefalte konservative verdier i modellen. Det kan dermed også tenkes at andre kilder kan påvirke disse brønnene, samt konsentrasjoner som var tilstede før modellstart. Om konsentrasjoner har vært tilstede i disse brønnene før modellstart, indikerer dette også at spredningen går mer mot nordvest. Det observeres en bedre overensstemmelse for benzen i transportmodell 2. Likevel er modellerte konsentrasjoner en del mindre enn målte konsentrasjoner for benzen i MB5 og MB7. På samme måte som naftalen kan de målte konsentrasjonene skyldes andre kilder av forurensning ved gassverkstomten. Avvikene i MB5 og MB7 mellom målte og modellerte konsentrasjoner vil bli diskutert nærmere i kapittel 6.2.3.

MB3 og MB6 ligger sør for kildeområdet. MB6 ligger mer mot sørvest og dermed nærmere den modellerte plumen. De målte konsentrasjonene av naftalen er generelt høyere i MB6 enn i MB3. Dette stemmer overens med modellerte konsentrasjoner. Naftalen beveger seg sakte og vil tynnes ut i større grad før plumen når MB3. De målte konsentrasjonene av naftalen er høyere enn de kalkulerte i denne brønnen, men det er likevel snakk om veldig lave konsentrasjoner. Dette tyder dermed ikke på et stort avvik. Målte konsentrasjoner av benzen er noe lavere i MB6 enn i MB3. Dette kan tyde på at MB3 tilføres oppløste komponenter som transporteres mer mot sør, eventuelt fra andre kilder ved gassverkstomta. I MB3 er målte konsentrasjoner av benzen høyere enn kalkulerte konsentrasjoner, mens i MB6 er konsentrasjonen av benzen en del overestimert. En bedre overensstemmelse med MB3 går dermed på bekostning i MB6, siden

modellert plum må transporteres via MB6 for å nå MB3. Dette kan være en indikator på at verdiene som observeres i disse brønnene skyldes andre kilder enn plumen med oppløst forurensning fra området ved MB1.

MB9, MB10 og MB11: For MB9-MB11, brønnene som er lengst unna kildeområdet i nordvest, er målte konsentrasjoner under laboratoriets deteksjonsgrense. Dette betyr at komponentene er tilstede, men i svært lave konsentrasjoner. Det kan tenkes at dette er naturlige bakgrunnsverdier i grunnvannet, og at brønnene dermed ikke påvirkes av oppløste forbindelser fra kildeområdet ved MB1. Denne tolkningen stemmer overens med at det ikke er kalkulerte konsentrasjoner av naftalen i disse brønnene, modellerte konsentrasjoner er tilnærmet 0 mg/l. Lettflyktige forbindelser fortynnes og brytes ned ved mikrobiell aktivitet, slik at de ikke kan spores i disse brønnene i stor grad. Dette kommer tydelig frem i modellen. Det samme vil mest sannsynlig være tilfellet i virkeligheten. Mobilisert plum av oppløst benzen påvirker disse brønnene i modellen, dog i liten grad, med konsentrasjoner under deteksjonsgrensen. Lave konsentrasjoner i disse brønnene kan tyde på at spredningen i virkeligheten stemmer med modellert spredning og går mer i retning av Nidelva. Om forurensningen går mer mot nordvest, betyr lave konsentrasjoner at nedbrytning og uttynning i virkeligheten påvirker forurensningen i så stor grad at kun minimale konsentrasjoner vil nå brønnene lengre mot nordvest. Forurensningen har vært tilstede i lang tid, og om forurensningen kunne nådd disse brønnene ville dette vært vist med målbare konsentrasjoner. Det kan dermed forventes at den virkelige situasjonen med tanke på nedbrytning og uttynning er enda bedre enn det som lagt inn i modellen. Det er verdt å merke seg at store deler av boreloggene i MB9 og MB11 og nederste del av boreloggen i MB10, er registrert som leirige masser. Vann strømmer i større grad gjennom permeable soner. Det kan tenkes at oppløste forurensninger i grunnvannet kan transporteres rundt denne leireavsetningen, og dermed ikke måles i disse brønnene. Dette er et aspekt som kompliserer tolkningen av spredningsretningen.

Målinger gjort i felt i mange av observasjonsbrønnene varierer mye og målte konsentrasjoner går opp og ned over korte tidsrom. Dette kan studeres nærmere i figurer i vedlegg H. Disse variasjonene kan skyldes forhold i grunnen som mobiliserer eller retarderer forbindelser, og som det ikke er mulig å få inn i en modell. Det kan også skyldes den komplekse forurensningssituasjonen i området og at forurensninger har vært tilstede i lang tid før gravearbeid og fjerning av forurenset masse startet. En modellert plum vil ikke vise slike variasjoner. Plumen vil, basert på transportparametere som er bestemt i modellen, bevege seg med grunnvannsstrømmen og gradvis ankomme en brønn før den gradvis beveger seg vekk fra samme brønn, tynnes ut og brytes ned. Dermed observeres avvik i stort sett alle modellerte konsentrasjoner fra det som er målt. Dette har gjort kalibrering av transportmodellen utfordrende.

Endring av forholdstallet mellom horisontal og longitudinal dispersivitet fra 0,3 i transportmodell 1 til 0,6 i transportmodell 2 har ført til en forbedring mellom observerte og kalkulerte verdier i MB5 og MB7, men en større ulikhet i MB4 og MB6 for benzen. En sammenligning mellom transportmodell 1 og transportmodell 2 tyder på at transportmodell 2 er den beste representasjonen for området. Forskjellene mellom modellene er ikke veldig store, og begge viser en hovedretning av spredning som følger den

generelle strømningsretningen til grunnvannet ved området mot sørvest.

6.2.2 Påvirkning på nærliggende resipient

Transport av oppløste komponenter mot sørvest er av bekymring med tanke på påvirkning av Nidelva. Begge plumene når Nidelva, men dette tar lang tid. I transportmodell 2 tar dette 30000 dager (82 år) for naftalen og 4000 dager (11 år) for benzen. På ferden mot Nidelva gjennomgår plum av oppløst naftalen og benzen betydelig uttynning og biologisk nedbrytning. Konsentrasjonene av benzen som når Nidelva er $5,46 \times 10^{-5}$ mg/l og konsentrasjon av naftalen $7,5 \times 10^{-24}$ mg/l. Konsentrasjonen av naftalen er praktisk talt 0 mg/l. Konsentrasjonen av benzen som når Nidelva er noe høyere enn konsentrasjonen av naftalen, men er fremdeles svært lav. Konsentrasjonene er under deteksjonsgrense, som er 0,00003 mg/l og 0,0002 mg/l for henholdsvis naftalen og benzen. Deteksjonsgrensen er igjen veldig mye lavere enn grenseverdiene for disse komponentene i vann. På denne måten vil påvirkningen av Nidelva være ubetydelig.

Selv om spredningsmønsteret i modellen skulle avvike fra spredningsmønsteret i virkeligheten, er dette verdifull informasjon. Modellen viser hvordan konsentrasjonene minker lenger vekk fra kildeområdet. Høye konsentrasjoner av oppløste komponenter vil dermed ikke spres langt før de uttynnes og brytes ned betraktelig. De vil dermed ikke påvirke miljøet og nærliggende resipienter i stor grad. Verdier valgt for distribusjonskoeffisient og biologisk nedbrytning i modellen er konservative. I virkeligheten kan også fordamping prege oppløste flyktige komponenter. Det er dermed tenkelig at den virkelige situasjonen er enda bedre enn den modellerte, med tanke på reduksjon av konsentrasjon av komponentene. Modellen viser at komponenter ikke spres med grunnvannet mot Trondheimsfjorden. Om spredningen i virkeligheten går mer mot nordvest, viser målinger i MB9-MB11 at uttynning og nedbrytning er så stor at konsentrasjonene i disse brønnene ikke er målbare. Dermed vil ikke komponentene kunne spores i grunnvannet nært fjorden. Dette vil også være tilfelle selv om oppløste forurensninger transporteres gjennom sandavsetningene og rundt leireavsetningen som observeres i MB9, MB11 og i nederste del av MB10.

Med tiden har det vært en generell nedgang i målte konsentrasjoner i alle brønnene. Dette gjelder også MB1, som er nærmest antatt kildeområde til grunnvannsfurensning. Dette tyder på at fri fase tjære under grunnvannspeilet, observert i MB1, har stabilisert seg og løser ut betydelig mindre mengde komponenter enn under og rett etter gravearbeidet. Forurensningen er svært gammel, og det kan dermed tenkes at store deler av de mobile komponentene er løst ut og at gjenliggende forurensning har en større fraksjon tyngre komponenter. Disse løses ikke ut i like stor grad og holder seg helst i den organiske fasen. Dette stemmer overens med Raoult lov, omtalt i kapittel 2.5.3, som sier at konsentrasjonen i vann for hver komponent er proporsjonal med mengden av komponenten i tjæren. For gjenliggende forurensede masser i umettet sone, antas det at påvirkningen på grunnvannet har blitt betydelig redusert etter at store mengder masser ble fjernet, samt tiltak for å hindre infiltrasjon med tett dekke ble iverksatt. Av vannstandsmålinger tatt i perioden 2015-2019 observeres det en generell grunnvannssenkning. Det kan dermed også tenkes at grunnvannet er i mindre kontakt med de foruren-

sele massene i umettet sone, slik at tilførsel av forurensning blir mindre. Dette betyr videre at modellerte konsentrasjoner er ytterste konsekvens med tanke på påvirkning av omkringliggende miljø. En videre påvirkning fra gjenliggende forurensning vil i enda mindre grad påvirke miljøet, og transporteres enda kortere enn forurensningen som er modellert i denne oppgaven, før den uttynnes og nedbrytes betraktelig. Gjenliggende forurensning vil dermed ikke være en fare for miljøet og nærliggende resipienter.

Analysemetodene er basert på filtrering og dekantering av vannprøvene for analyse. Komponenter som eventuelt sorberes til partikler og føres med grunnvannsstrømmen, blir derfor ikke målt. Dette kan være en mulig kilde som fører forurensning ut av området og som ikke er tatt med i modellen. Det må nevnes at området i stor grad er ryddet og beskyttet fra påvirkning av infiltrasjon av nedbør. Dermed antas det at denne kilden til spredning er betydelig redusert.

6.2.3 Antatt spredningsretning sammenlignet med modellert spredningsretning

Som beskrevet tidligere i dette kapittelet er modellert spredningsretning mot sørvest. Forventet spredningsretning før modelleringen var antatt mot nordvest.

I 2016 ble det gjort en vurdering av Norconsult om forurensning fra gassverkstomten oppløst i grunnvannet kan spres mot Nidelva (Unsgård, 2016). I denne vurderingen ble det konkludert med at spredningen av forurensning fra gassverkstomta ikke vil påvirke Nidelva, og i hovedsak gå mot nordvest i retning av MB9, MB10 og MB11, mot Trondheimsfjorden. Målinger i observasjonbrønnene nordvest for tank 1 og 2 viser høyere konsentrasjoner enn i de andre brønnene på tomten, og dette var bakgrunnen for at spredningsretningen fra området ble vurdert mot nordvest. Lave målinger i MB3 og MB6 støttet denne vurderingen. I spredningsvurderingen ble også spredning fra eventuell forurensning i tank 4, sør på tomten, vurdert. Brønn MB8 ble satt ned for å vurdere en eventuell spredning mot sør. I MB8 ble det observert finere, mindre vannførende masser og ingen grunnvannsspeil. Det ble vurdert at de finere massene hindrer en kommunikasjon mellom grunnvann ved tomten og Nidelva. Dette vil dermed hindre en spredning av forurensning i sør mot Nidelva. En spredning mot sørvest ble ikke vurdert. Spredningsvurderingen var basert på en geoteknisk boring i MB8, sør for tomten mot Nidelva. Modellen er basert på flere geotekniske målinger langs hele elva i området rundt gassverkstomta. I disse boringene ble permeable masser observert. Det kan tenkes at det ligger en heterogenitet sør for området, men at denne ikke påvirker grunnvannsstrømmen eller spredningen mot sørvest. I modellen går dessuten hovedspredningen lenger nordvest mot elva enn plasseringen av MB8. Konklusjonen ble også tatt med bakgrunn i lave målte konsentrasjoner i MB3 og MB6 (mellom kildeområdet og Nidelva). Disse brønnene er også plassert lenger mot sørøst enn spredningsretningen i modellen. Det eksisterer ingen observasjonsbrønner i modellert spredningsretning fra forurensningskilden.

Det kan argumenteres for og imot både modellert og antatt spredningsretning.

Modellen sammenstiller alle kjente forhold ved gassverkstomten. Modellen er kalibrert slik at modellert vannstand er akseptabel sammenlignet med målt vannstand i observasjonsbrønnene. Dette er i seg selv en sterk argumentasjon for at modellen kan representere grunnvannssystemet. En modell inneholder likevel usikkerheter, og spørsmålet blir dermed om disse usikkerhetene påvirker i hvilken grad modellen kan stoles på. Det som har stor betydning for akkurat denne modellen er grunnvannsskillet som går tvers gjennom området som studeres. Beliggenheten av dette grunnvannsskillet er av stor betydning for spredningsretningen til oppløste konsentrasjoner i grunnvannet fra kildeområdet ved MB1.

Argument for nordvestlig spredning er i hovedsak høye målte konsentrasjoner i MB5 og MB7. Til tross for høyt satt forholdstall mellom horisontal og longitudinal dispersivitet i modellen, er kalkulerete konsentrasjoner mye lavere enn målte konsentrasjoner i disse brønnene. Avviket i MB5 og MB7 kan også tenkes skyldes andre kilder enn det som er lagt inn i modellen. I modellen er kun et aspekt ved forurensningssituasjonen studert, men det er viktig å huske at alle forhold ved tomten påvirker målte konsentrasjoner i grunnvannet. Det kan være andre kilder som ikke er kartlagt under bygg eller lenger ned mot vannspeilet.

Forurensningssituasjonen ved gassverkstomten er svært heterogen og har vært en kilde til grunnvannsforurensning også før modellstart. Observerte grunnvannskonsentrasjoner er et resultat av grunnvannsforurensning før, under og etter gravearbeidet. Høye målte konsentrasjoner i løsmassene nordvest på tomta, samt observasjon av fri fase tjære i tank 2 og fri fase tjære i MB1, var grunnlagte for at dette området ble bestemt som kildeområde. Forurensning ved tomta har vært kartlagt flere steder enn det som er lagt inn som kildeområde i modellen. Dette gjelder de nordlige delene av tomta, som i hovedsak omfatter forurensede masser i tank 1. Store deler av disse massene er fjernet, men noe utilgjengelig forurensning ligger igjen. Det kan tenkes at massene under tank 1, som ikke er blitt gravd, opp kan være en kilde til grunnvannsforurensningen. Som erfart ved MB1 kan det være kilder lenger ned mot mettet sone som ikke er blitt kartlagt på grunn av begrenset gravedybde for å bevare stabilitet til omkringliggende bygg. En eventuell kilde ved tank 1 kan ha utløst komponenter som har blitt transportert mot MB5 og MB7. I grunnvannsstrømningsmodellen går strømmingen fra området rundt tank 1 rett mot MB5 og MB7. Selv om det ikke ligger en kilde ved tank 1 som ikke er kartlagt, kan også gravearbeidet ha mobilisert komponenter fra kartlagt kilde ved tank 1. Det er dermed en sannsynlighet for at forurensede masser ved denne tanken kan ha påvirket grunnvannskjemien og observerte konsentrasjoner i brønnene. Dette kildeområdet ble ikke inkludert i modellen på grunn av at kartlagte masser i stor grad er fjernet, og etablert asfaltdekke hindrer infiltrasjon av nedbør. Det er likevel verdt å tenke på dette eventuelle kildeområdet ved tolking av resultater fra modellen.

Sammen med ideen om at andre kilder kan føre til de høye konsentrasjonene, som er observert i MB5 og MB7, kan en sørvestlig spredning argumenteres for på grunn av lave konsentrasjoner observert i MB9, MB10 og MB11. En spredning mot nordvest burde ha nådd disse brønnene. Lave konsentrasjoner kan også forklares med betydelig uttynning og mikrobiell aktivitet. I dette tilfellet må uttynning og biologisk nedbrytning være mye større i virkeligheten enn i modellen. Dette er forsåvidt positivt for omkring-

liggende miljø. En annen forklaring på lave observerte konsentrasjoner kan skyldes at brønnene er plassert i leirige masser. Oppløste forurensninger kan dermed transporteres med grunnvannet rundt heterogeniteten gjennom mer permeable masser. Lave konsentrasjoner i MB9, MB10 og MB11 kan dermed forklares på flere måter, og kan derfor ikke bekrefte en spredning mot sørvest.

Påvirkning av geologi på grunnvannsstrømning og spredningsmønster

Det er laget to transportmodeller med ulike forhold mellom horisontal og longitudinal dispersivitet. Grunnen til dette skyldes usikkerhet i valg av denne parameteren. En verdi på 0,6 gir bedre overensstemmelse mellom modellerte og observerte konsentrasjoner for benzen i MB5 og MB7. Likevel er denne verdien svært høy sammenlignet med anbefalt verdi på 0,3 (Lovanh et al., 2000). Modell med horisontal/longitudinal dispersivitet på 0,3 viser samme hovedretning på spredning, men har en tynnere plum og påvirker ikke MB5 og MB7 i like stor grad.

Orienteringen av skrålagene i området ved Akrinn er ukjent, men det antas at de går mot nord/nordøst basert på beliggenheten av utløpet til Nidelva fra tiden løsmassene ble avsatt, som beskrevet i kapittel 2.2.1. Skrålagene skaper anisotrope forhold i løsmassene som kan påvirke strømmingen og spredningen av forurensningen. Mot fallretning til skrålag kan horisontal hydraulisk konduktivitet være lavere på grunn av økt motstand gjennom tynne lag av finere fraksjoner. Den hydrauliske konduktiviteten kan dermed være større i horisontalplanet på tvers av fallretningen til skrålagene. En fallretning mot nordøst vil gi en større horisontal konduktivitet i nordvestlig retning. Disse skrålagene er ikke lagt inn i grunnvannsmodellen, og denne effekten vil dermed ikke vises i resultatet av modellen. Om den hydrauliske konduktiviteten er større i nordvestlig retning, som et resultat av skrålagenes orientering, kan et høyere satt forholdstall mellom horisontal og longitudinal dispersivitet i transportmodell 2 forsvares. En økt hydraulisk konduktivitet mot nordvest kan øke spredningen av oppløste komponenter i grunnvannet i denne retningen. Et høyere forholdstall mellom horisontal og longitudinal dispersivitet øker spredning på tvers av spredningsretning mot sørvest, og kan dermed gjenspeile en eventuell effekt av skrålag med fall mot nordøst.

Påvirkning av beliggenheten til grunnvannsskillet på transporten av forurensningen

Grunnvannsskillet som går gjennom det undersøkte området er tidligere beskrevet. Dette grunnvannsskillet styrer i stor grad hvordan grunnvannsstrømmingen i området er. På den ene siden av grunnvannsskillet strømmer vannet mot sørvest, og på den andre siden strømmer det mot nordøst. Leirig heterogenitet ved MB9 og MB11 danner en bratt hydraulisk gradient mot nordvest. Dermed vil strømmingen nordøst for grunnvannsskillet nært gassverkstomten i større grad gå mot nordvest.

Grunnvannsskillet har stor betydning for grunnvannsstrømmingen og dermed også spredningsretningen til oppløste komponenter fra gassverkstomten. Observasjonsbrønnene ligger fordelt rundt og nært dette vannskillet. I modellen går dette grunnvanns-

skillet rett nordøst for MB1. Dette gjør at komponentene fra MB1 transporteres med grunnvannet mot sørvest til Nidelva. Om grunnvannsskillet har en beliggenhet litt mer mot sørvest i virkeligheten vil komponenter fra MB1 i større grad transporteres mot nordvest. Dette kan forklare de høye målte konsentrasjonene i MB5 og MB7.

Det er med andre ord kun små avvik mellom modellert grunnvannsskille og virkelig grunnvannsskille, som kan føre til store avvik i transportretningen. Problemet er at beliggenheten til grunnvannsskillet i virkeligheten ikke er kjent. Ut fra høye observerte målinger i MB5 og MB7, kan det tolkes som om skillet i virkeligheten ligger sørvest for MB1.

Den virkelige beliggenheten av grunnvannsskillet vil kunne påvirkes av flere faktorer. Dette inkluderer vannføringen i Nidelva, heterogeniteter i grunnen og varierende infiltrasjon og mating av grunnvannet. I modellen er lagdelingen av løsmassene basert på et begrenset antall borer, og hydrauliske egenskaper basert på prøver fra disse boringene er tildelt store områder i modellområdet. I tillegg er utstrekningen av registrerte heterogeniteter ukjent, og eventuelt flere heterogeniteter i grunnen er ikke kartlagt og dermed ikke tatt med i modellen. I områder med leirige avsetninger kan grunnvannsspeilet ligge høyere enn i områder med mer grusige avsetninger. På denne måten påvirker heterogeniteter grunnvannsstanden, og kan dermed påvirke beliggenheten til grunnvannsskillet. Vannføringen i Nidelva er satt til statisk, men denne vil i virkeligheten variere som følge av tidevannet og vannføringen. Effekten av tidevannet vil antakelig være liten, siden vannstanden kontinuerlig endrer seg gjennom hele døgnet. Økt vannføring på grunn av smeltevann eller store nedbørmengder vil derfor kunne ha en større påvirkning. Verdiene som er satt for hele Nidelva innenfor modellområdet er basert på en geoteknisk måling fra elva, og en gjennomsnittlig vannstand lik havnivået. Dette fører til usikkerheter med tanke på faktisk vannstand og dybde i elva. En lavere vannstand i Nidelva fører til at grunnvannsskillet flytter seg lengre mot nordøst, og motsatt om vannføringen er større. Grunnvannsstanden vil påvirkes gjennom året på grunn av naturlige variasjoner i tilførsel av vann fra nedbør. I Midtbyen er store deler av overflaten bebygd og asfaltert, og det antas at vanntilførselen fra nedbør er begrenset. Likevel vil denne variasjonen kunne ha en påvirkning på grunnvannsstanden. Store mengder tilførsel til grunnvann antas å skyldes lekkasjer på vannledninger. Beliggenheten av disse er ikke kjent og dermed ikke lagt inn i modellen. Ved slike vannledninger kan det være en lokal heving av vannspeilet som påvirker beliggenheten til grunnvannsskillet. Eventuelle ukjente pumpebrønner i Midtbyen vil påvirke vannspeilet ved å skape en brattere hydraulisk gradient inn mot brønnen, og på denne måten kunne påvirke grunnvannsstrømningen og grunnvannsskillet. Det er dermed flere usikre faktorer i modellen som vil påvirke beliggenheten av grunnvannsskillet. Det antas at grunnvannsskillet beliggenhet er følsomt, og det er ikke utenkelig at disse usikkerhetene i modellen kan føre til avvik fra den virkelige beliggenheten.

6.2.4 Usikkerheter i modellen

En modell er en forenklet representasjon av den komplekse virkelige verden. Den er dermed begrenset av underliggende forenklete tilnærminger og usikkerheter (Anderson

et al., 2015). Man får dermed ikke med alle naturlige forhold som påvirker systemet. I denne modellen har det vært flere usikkerheter som i hovedsak skyldes begrenset data-grunnlag og et komplekst område. Mange av disse usikkerhetene er tidligere diskutert i dette kapittelet og i kapittel 4. Videre vil alle usikkerhetene i modellen oppsummeres.

I denne modelleringen er det en del usikkerheter knyttet opp mot inndeling av området i hydrostratigrafiske lag og tilegning av generelle hydrauliske egenskaper til en i virkeligheten kompleks løsmasseoppbygging.

Midtbyen er bygd opp over flere tusen år ved utløpet av Nidelva, og retningen og beliggenheten for utbygging av deltaet har dermed endret seg i løpet av disse årene. Samtidig har et kontinuerlig endret utløp av Nidelva ført til at elva har gravd seg ned i løsmassene og erodert i yttersvingene og avsatt i innersvingene. Området er en deltaavsetning som består av mange tynne skrålag av ulike fraksjoner. De tynne lagene kan ha påvirkning på grunnvannsstrømningen og spredningen av forurensningen. I fallretningen til skrålagene kan den hydrauliske konduktiviteten i det horisontale planet minke ved at vann møter motstand i møtet med tynne lag av finere fraksjoner. Andre prosesser, slik som bølgeaktivitet og sideelver, kan ha påvirket løsmassene ved at det stedvis kan ha blitt avsatt grovere fraksjoner. Enda et aspekt er rasaktiviteten som har preget området. Ved kvikkleireskred har leiremasser blitt dratt med elva, og leiren har blitt avsatt i sandmassene i Midtbyen. Slike store leiravsetninger i sandmassene kan påvirke grunnvannsstrømningen. Tolkning av stratigrafien og inndeling i løsmasselag er basert på 34 borelogger spredt ut over vestre del av Midtbyen. Enkelte steder er det store avstander mellom boringene. Østre del av Midtbyen er ikke studert. Det kan dermed være heterogeniteter i grunnen som ikke er kartlagt, men som påvirker grunnvannsstrømmen. Hver borelogg er i tillegg forenklet og tolket for innlegging i modellen, noe som kan gi en unøyaktighet.

I modellen er hvert lag og hver heterogenitet forenklet og tildelt en verdi for hydraulisk konduktivitet. Den komplekse avsetningshistorien til Midtbyen har nok ført til at det er en variasjon i hydraulisk konduktivitet, selv over korte avstander. Den hydrauliske konduktiviteten er basert på kornfordelingsanalyser fra geotekniske boringer. Det er usikkert hvor representative disse verdiene er for store områder. Dette er dermed en betydelig usikkerhet i modellen. Noen av boreloggene er basert på observasjoner og tolkninger. Dermed kan samme lag tolkes som forskjellige fraksjoner. Noen rapporter er gamle og området kan ha blitt påvirket av menneskelig aktivitet i ettertid.

Innhold av organisk materiale i løsmassene er en parameter det er knyttet usikkerhet til i modellen. I enkelte prøver i de geotekniske rapportene (blant annet i rapport 6120519 Thora Storm VGS) er det registrert innslag av organisk materiale. Som beskrevet i teorien i denne oppgaven, vil innholdet av organisk materiale i stor grad styre hvor mye av forurensningen som sorberes til løsmassene. Det er ikke beskrevet hvor stort dette innholdet er. Dette er dermed en parameter som er vanskelig å tallfeste og som dermed er basert på teoretiske verdier fra Lovanh et al. (2000). Det er likevel kjent at det eksisterer organisk materiale i grunnen, og at det dermed vil påvirke transporten av forurensningen. Innhold av organisk materiale er svært stedsspesifikk og vil kunne variere over korte avstander. Denne variasjonen kommer ikke frem av modellen.

En annen usikkerhet er forhold som påvirker grunnvannssystemet. I hovedsak gjelder dette at modellen er statisk, mens virkeligheten er i konstant endring. I virkeligheten endres grunnvannsnivået som resultat av klimatisk påvirkning, tidevannspåvirkning av Nidelva, kanalen og havet, vannføring i Nidelva og menneskelig påvirkning slik som anleggsarbeid eller pumping av grunnvannet. Disse variasjonene fremgår ikke av en statisk grunnvannsmoell. Dette vil, som omtalt i kapittel 6.2.3, ha en påvirkning på beliggenheten av grunnvannsskillet som går gjennom området.

Området er preget av en kompleks forurensningssituasjon. Mye av forurensningen er kartlagt og fjernet. Disse forurensningene har likevel tilført komponenter til grunnvannet i flere tiår før oppryddingen i 2014. Det gjenstår noen kjente lokaliteter med gjennliggende forurensning som ikke har vært mulig å fjerne på grunn av stabilitet til nærliggende bygg. Disse kildene kan påvirke grunnvannskjemien. Stabilitet til bygg har også hindret kartlegging av løsmassene ned mot grunnvannsspeilet. Det er observert fri fase tjære i MB1. Forurensning som har migrert ned mot grunnvannsspeilet kan også finnes andre steder på tomten. Alle disse kildene, sammen med påvirkning fra gravearbeidet, har ført til en usikkerhet i hvor mye av de målte konsentrasjonene som skyldes den oppløste plumen etter gravearbeidet.

Det er også en del usikkerhet knyttet til observasjonsbrønnene. Brønnene kan være plasser ugunstig med tanke på lagdeling. Om brønnene er plassert i et begrenset leirelag, kan de oppløste komponentene transporteres i mer permeable soner rundt dette laget og dermed ikke fanges opp av brønnen. Dette gjelder særlig i MB9 og MB11 hvor leirige masser er observert i store deler av boreprofilet. Det kan dermed være en mulighet at forurensninger transporteres lenger mot nordvest, men at dette ikke observeres i disse brønnene. Observasjonsbrønnene er også satt ut til ulik tid. Målinger er heller ikke utført i alle brønnene gjennom hele prosjektet. Dette skyldes at noen brønner er blitt lagt ned når det er observert at de ikke lenger har vært påvirket av forurensningen. Nye brønner er blitt opprettet når behovet for å drøfte nye områder/retninger har meldt seg. Dette fører til en ufullstendig oversikt over hele området gjennom hele perioden.

På grunn av manglede data har en del parametere blitt hentet fra litteraturen. Usikkerhet i valgte parametere er en konsekvens av dette. Retardasjonsfaktoren i modellen er beregnet av distribusjonskoeffisient og bulk tetthet. Begge disse parameterene er funnet i litteraturen. Dette er stedsspesifikke parametere og vil også kunne variere over et så stort området som Midtbyen er. Nedbrytningskoeffisient er svært stedsspesifikk og avhenger av flere forhold, som beskrevet i kapittel 2.5.7. Denne koeffisienten er også hentet fra litteraturen. På grunn av usikkerheter rundt denne koeffisienten er konservative verdier valgt.

Andre usikkerheter i modellen er forhold som ikke er kjent, omtalt av Anderson et al. (2015) som "ukjente ukjente". I rapport (Unsgård et al., 2017) omtales en observasjon av lekkasje på en fjernvarmeledning i området ved Akrinn i 2016 som økte temperaturen til grunnvannet i området rundt MB5. En økning i temperatur kan føre til fordampning og økt nedbrytning av tjærekomponenter i grunnvannet. Dette påvirker målte konsentrasjoner, men vil ikke vises av de modellerte konsentrasjonene. Dette indikerer at det kan være forhold i området som ikke er kjent, men som har en påvirkning på grunnvan-

net og den oppløste forurensningen. Det er ikke kjent at det er andre pumpebrønner i Midtbyen enn den som er lagt inn i modellen, og som befinner seg i kjelleren av Akrinn. Om det eksisterer flere pumpebrønner i Midtbyen, er dette en faktor som vil påvirke grunnvannssystemet.

6.2.5 Nytteverdi av modeller

Hovedretningen for spredningen av de oppløste komponentene går mot sørvest i modellen, i motsetning til antatt retning mot nordvest, basert på vannstandsmålinger og konsentrasjonsmålingene i de ulike brønnene. Dette viser hvordan en modell kan bidra til ny kunnskap når all tilgjengelig informasjon fra området samles. En grunnvannsmodell vil dermed bidra med andre perspektiver og øke refleksjonen rundt prosessene som foregår i området. Modellen bidrar også til en visualisering og forståelse av grunnvannssystemet, som andre metoder ikke kan gi. På denne måten vil en modell kunne ha en stor nytteverdi ved alle grunnvannsproblemer.

Selv om transportretningen i dette tilfellet er usikker på grunn av et grunnvannsskille midt i området sammen med en kompleks forurensningssituasjon, viser modellen tydelig hvordan komponentene tynnes ut og brytes ned av mikrobiell aktivitet. Den visualiserer også hvordan komponentene oppfører seg ulikt med bakgrunn i kjemiske parametere. Det er derfor mulig å bruke modellen til å se hvordan påvirkningen blir på omkringliggende miljø, og hvor langt plumen transporteres før den tynnes ut i så stor grad at den ikke vil være skadelig for miljøet. Parametere for biologisk nedbrytning og distribusjonskoeffisient i modellen er konservative, og modellen vil dermed bidra med et "verste fallscenario med tanke på utbredelse av plumen.

Selve arbeidet med å bygge opp en modell er nyttig for å øke forståelsen av et området og grunnvannssystemet i dette området. Oppbyggingen av modellen krever informasjon om alle forhold som påvirker grunnvannsstrømningen og transporten. Dette vil dermed bidra til kunnskap om løsmasseoppbyggingen og avsetningshistorien, alle grensebetingelser i området som påvirker strømningen, vannbalansen i området og kilder til forurensning, og hvordan alle disse forholdene henger sammen. Dette er nyttig og lærerik kunnskap.

KAPITTEL 7

KONKLUSJON

Formålet med denne oppgaven har vært å modellere spredningen av forurensningsplumen av naftalen og benzen, mobilisert under gravearbeidet fra området rundt MB1. Den modellerte plumen er basert på høyeste observerte konsentrasjon, og kan dermed vise ytterste konsekvens av påvirkning fra gassverkstomta.

Modelleringen er utført i Visual MODFLOW Flex 5.0. En konseptuell modell over området ble bygd opp av innsamlede feltdata og eksisterende data. I felt ble vannprøver fra hver brønn hentet ut og analysert for innhold av forurensning. Vannstanden i observasjonsbrønnene ble også målt. Dette ble gjort fra juli 2014 til november 2018. Informasjon om løsmasser og lagdeling ble hentet fra boring av observasjonsbrønner og geotekniske rapporter fra Trondheim kommunes grunnforholdsdatabase. Geotekniske borelogger ble forenklet og dannet grunnlaget for inndeling av stratigrafi, og prøver med tilhørende kornfordelingsanalyser dannet grunnlaget for tildeling av hydraulisk konduktivitet til egenskapsonene i modellen. På grunn av begrensede målinger, er verdier for mange parametere hentet fra litteraturen. Den numeriske modellen er basert på den konseptuelle modellen, og er kjørt med grunnvannsstrømningskoden MODFLOW-2000 og transportkoden MT3DMS.

I oppgaven ble først en grunnvannsstrømningsmodell simulert. Gjennom kalibrering ble verdier i modellen justert for at kalkulererte vannstander i modellen best mulig skulle stemme overens med målte vannstander i felt. Kalibrert modell viser at grunnvannsstanden er høyest litt sørvest for midten av Midtbyen. Grunnvannet strømmer ut i havet, kanalen og Nidelva. Midt gjennom det undersøkte området, fra høyeste vannstand mot nordvest, eksisterer det et grunnvannsskille hvor vann på den ene siden strømmer mot sørvest og på den andre siden strømmer mot nordøst.

Basert på grunnvannsstrømningsmodellen er to transportmodeller simulert. Transportmodell 1 er basert på innhold av organisk materiale, $f_{oc}=0,0012$, og et forhold mel-

lom horisontal og longitudinal dispersivitet satt til 0,3. Transportmodell 2 er basert på innhold av organisk materiale, $f_{oc}=0,0009$, og et forhold mellom horisontal og longitudinal dispersivitet satt til 0,6. Begge strømningsmodellene viser samme hovedretning for spredning. Oppløste komponenter fra en kilde ved MB1 vil transporteres med grunnvannsstrømmen i sørvestlig retning mot Nidelva. Transportmodell 2 gir en bedre overensstemmelse mellom kalkulerte og målte verdier i observasjonsbrønnene nordvest for tomten. Modellene viser hvordan mobilisert plum under gravearbeidet beveger seg relativt sakte, og i stor grad tynnes ut og brytes ned av mikrobiell aktivitet på ferden. Naftalen har en høyere K_d -verdi, og transporteres dermed saktere enn benzen. Dermed vil plumen av naftalen i større grad tynnes ut og brytes ned ved kortere transportdistanse. Både benzen og naftalen tynnes ut og brytes ned i så stor grad at det er minimale konsentrasjoner som når Nidelva. Disse konsentrasjonene er mindre enn deteksjonsgrense til komponentene i laboratorium.

Før modellering var antatt spredningsretning nordvest mot Trondheimsfjorden. Det har vært vanskelig å konkludere hvilken strømningsretning som virker mest sannsynlig. En modell vil ta høyde for alle kjente forhold ved området og på denne måten gi et mer helhetlig bilde av grunnvannssystemet sammenlignet med enkeltmålinger utført i spredte observasjonsbrønner. Eksisterende grunnvannskille på området kompliserer dette. Grunnvannsskilletts beliggenhet vil avhenge av flere faktorer, som alle er usikre i modellen. Det er argumenter for og imot antatt og modellert spredningsretning.

I observasjonsbrønnene som er plassert ut i området rundt MB1, er høyeste konsentrasjoner målt i MB5 og MB7 for både naftalen og benzen. Størst avvik mellom kalkulerte og målte konsentrasjoner gjelder for disse brønnene, hvor kalkulerte verdier er mye mindre enn observerte. Forskjellen mellom modellerte og målte konsentrasjoner i MB5 og MB7 kan være en indikasjon på at modellert spredningsretning fraviker fra spredningsretningen i virkeligheten. Dette kan skyldes at beliggenheten til grunnvannsskillet i modellen avviker fra den virkelige beliggenheten. Grunnvannsskillet går tvers gjennom området, med observasjonsbrønner spredt på begge sidene. Dette grunnvannsskillet styrer grunnvannsstrømmingen i området. Om dette skillet i virkeligheten ligger nærmere Nidelva i sørvest vil komponenter fra MB1 i større grad transporteres mot MB5 og MB7 i nordvest.

En forklaring som støtter en sørvestlig spredning, slik modellen viser, kan være at brønnene mottar oppløste forbindelser som er transportert fra andre kilder. Ved tank 1 var det observert sterkt forurensede masser. Noe forurenset masse ble liggende igjen etter gravearbeid for å ikke destabilisere nærliggende bygg. Det er ikke kjent hvordan denne forurensningen har påvirket massene lengre ned mot vannspeilet. En eventuell kilde her vil også kunne blitt påvirket av gravearbeidet og kan ha utløst komponenter til grunnvannet. I modellen strømmer grunnvannet fra området ved tank 1 direkte mot MB5 og MB7. Dermed kan disse brønnene påvirkes av andre aspekter ved forurensningssituasjonen i området som ikke er studert i modellen.

Lave målte konsentrasjoner i MB9, MB10 og MB11 støtter en sørvestlig spredning. Oppløsning av komponenter fra tomten har pågått i flere tiår, og en spredning mot nordvest burde ha vært mulig å spore i disse brønnene. Det kan hende at biologisk ned-

brytning og uttynning i virkeligheten er mye høyere enn det som er lagt inn i modellen, slik at konsentrasjon ikke er sporbar når komponentene når disse brønnene. Brønnene er dessuten satt ned i leirige masser som ansees som en heterogenitet i grunnen ved gassverkstomta. En annen forklaring er at grunnvannet strømmer lettere gjennom permeable masser og at oppløste komponenter i større grad transporteres rundt denne heterogeniteten, og derfor ikke måles.

Både en sørvestlig spredning, slik modellen viser, og en antatt nordvestlig spredning basert på grunnvannsmålinger, kan forsvares. Grunnvannskillet kompliserer det hele, og det kan dermed antas at modellert spredningsretning kan avvike fra virkeligheten. Selv om det er vanskelig å konkludere med hvilken spredningsretning som er gjeldende i området, vil modellen likevel bidra med verdifull informasjon. Modellen viser hvordan en plum av komponentene beveger seg sakte med grunnvannet og med tiden gjennomgår betydelig uttynning og nedbrytning. Plumen vil ikke transporteres langt før konsentrasjonen er betydelig redusert. Om spredningen går mot sørvest, viser modellen at Nidelva ikke blir påvirket av forurensningen fra gassverkstomta. Om plumen beveger seg mer mot nordvest vil likevel erfaringer fra modellen tilsi at plumen brytes ned og tynnes ut i så stor grad at den ikke vil transporteres langt mot nordvest før konsentrasjon er betydelig redusert. Den vil ikke kunne påvirke Trondheimsfjorden.

Den modellerte plumen viser bevegelsen av høyeste observerte konsentrasjon av naftalen og benzen. I tiden etter avsluttet gravearbeid har konsentrasjonen av alle komponentene i alle brønnene generelt hatt en nedadgående trend. Dette viser hvordan gjennliggende forurensning ved tomten har stabilisert seg. Modellert plum viser ingen betydelig negativ effekt på nærliggende miljø, og dermed vil heller ikke oppløste komponenter fra gjennliggende forurensning være en trussel for miljøet.

At modellen viste en annen spredningsretning enn først antatt, viser hvordan modellering kan gi et annet perspektiv enn enkeltmålinger. Dette har ført til lærerik refleksjon rundt grunnvannssystemet ved Kalvkinnet. Selve arbeidet med modelleringen har også vært lærerikt. Innhenting av informasjon om området og sammenstilling av dette, har bidratt til en bedre forståelse av hvilke prosesser som styrer grunnvannsstrømmingen.

7.1 Forslag til videre arbeid

Gjennom arbeidet med modellene og denne masteroppgaven har det hele tiden blitt reflektert over hva som kunne vært gjort anderledes. Dette kan være nyttig informasjon til senere grunnvannsmodellering i Midtbyen i Trondheim.

I arbeidet med inndeling av stratigrafi kunne det vært hentet ut flere geotekniske borer og kornfordelingsanalyser. Dette kunne vært gjort for å kartlegge eventuelt flere heterogeniteter i grunnen, og for å få en mer nøyaktig grense mellom lagene i modellen. Det finnes en del informasjon om kjente rasavsetninger i Trondheim. Blant annet finnes det en rasavsetning som ligger i sandavsetningene ved Erkebispegården ved Nidarosdomen. Disse avsetningene kunne vært lagt inn i modellen siden de vil ha en ef-

fekt på grunnvannsstrømningen. Effekten av skrålagene kunne vært lagt inn ved å ha ulik hydraulisk konduktivitet i x- og y-retning i horisontalplanet.

Både stratigrafien og grensebetingelsene påvirker vannstanden og dermed beliggenheten av grunnvannsskillene. Det var først etter at resultatene fra grunnvannsstrømningsmodellen var hentet ut, at det ble oppdaget at grunnvannsskillet går rett gjennom det undersøkte området. Det ble dermed reflektert i ettertid av modelleringen at en mer detaljert kartlegging av stratigrafien, og vannstanden i grensebetingelsene, kunne ført til en sikrere beliggenhet av dette skillet.

For modellering i Midtbyen er det viktig å være klar over den komplekse avsetningshistorien. Forenklinger i arbeidet kan senere vise seg å gi usikkerheter større enn det området muligens kan tolerere.

Det er flere endringer som kunne ført til en sikrere modellering, men som ikke har vært mulig i denne oppgaven på grunn av avsluttet prosjekt. Det kunne vært interessant å hatt en observasjonsbrønn vest for MB1, slik at modellert strømningsretning i større grad kunne vært bekreftet eller avkreftet.

Det kunne vært interessant å sett effekten av en konstant kilde ved vannspeilet ved observasjonsbrønn MB1/tank 2. Problemet er at utstrekningen til denne kilden og fraksjonene av de ulike komponentene i tjæren er ukjent. Ved modellering av en stasjonær kilde ville heller ikke mobilisering som er forårsaket av gravearbeidet kommet frem av modellen, og det er denne mobiliserte plumen som i størst grad har vært av interesse på grunn av høye konsentrasjoner. Det kunne også vært interessant å sett effekten av en eventuell kilde ved tank 1, men samme problem gjelder her. Konsentrasjonen etter gravearbeidet har hele tiden gått ned og stabilisert seg. Dette vises av målingene i alle brønnene, særlig i MB1, samt at tiltak er iverksatt i området for å hindre infiltrasjon.

REFERANSER

- Aarnes, H. (2019), Anaerob jord. *Store Norske Leksikon*, Tilgjengelig fra: https://snl.no/anaerob_jord. (Hentet 05. mai 2019).
- Abdel-Shafy, H. I. and Mansour, M. S. M. (2016), A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation, *Egyptian Journal of Petroleum* 25(1), s. 107–123. Tilgjengelig fra: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1110062114200237>. (Hentet: 3. desember 2018).
- Allen, J. (2019), *Mailkorrespondanse 20. mai 2019: kapasitet og observert senkning ved utført pumpetest i MB4*,.
- Anderson, M. P., Woessner, W. W. and Hunt, R. J. (2015), *Applied Groundwater Modeling - Simulation of Flow and Advective Transport*, 2. utg., Amsterdam: Elsevier.
- Aronson, D. and Howard, P. H. (1997), Anaerobic Biodegradation of Organic Chemicals in Groundwater: A Summary of Field and Laboratory Studies, *Environmental Science Center, Syracuse Research Corporation for American Petroleum Institute* . Tilgjengelig fra: https://www.researchgate.net/publication/267361811_Anaerobic_Biodegradation_of_Organic_Chemicals_in_Groundwater_A_Summary_of_Field_and_Laboratory_Studies. (Hentet 5. juni 2019).
- Arp, H. P., Ruus, A., Macken, A. and Lillicrap, A. (2014), *Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder*, (m-nummer 241) Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M241/M241.pdf>. (Hentet 16. april 2019).
- AWWA (2014), *M21 Groundwater*, 4. utg., Denver, CO: American Water Works Association.
- Baalousha, H. (2011), Fundamentals of Groundwater Modelling, i *Groundwater: Mo-*

-
- delling, *Management and Contamination*, Hauppauge, NY: Nova Science Publishers, s. 113–130.
- Birak, P. S. and Miller, C. T. (2009), Dense non-aqueous phase liquids at former manufactured gas plants: Challenges to modeling and remediation, *Journal of Contaminant Hydrology* 105(3-4), s. 81–98. Tilgjengelig fra: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169772208002155>. (Hentet: 25. november 2018).
- Bjerg, P. L. (2008), Note A5: Dispersion in aquifers. *12330 Soil and Groundwater Pollution – Processes and Remediation*. Tilgjengelig fra: <http://www.sara.env.dtu.dk/-/media/Sites/Sara/Rapporter/Risikovurdering/dispersivity%20in%20aquifers-1%201.ashx>. (Hentet: 7. juli 2019).
- Bjørlykke, K. (1984), *Lærebok i sedimentologi og petroleumsgnologi*, Bergen: Universitetsforlaget.
- Brattli, B. (2009), *Fysisk og kjemisk hydrogeologi*, 3. utg., Trondheim: Institutt for geologi og bergteknikk ved NTNU. Kompendium i TGB4205 Hydrogeologi ved NTNU.
- Brattli, B. (2015), *Ingeniørgeologi løsmasser*, 2. utg., Trondheim: Institutt for geologi og bergteknikk ved NTNU. Kompendium i TGB4185 Ingeniørgeologi GK ved NTNU.
- Buffle, J. and Leppard, G. G. (1995), Characterization of Aquatic Colloids and Macromolecules. 1. Structure and Behavior of Colloidal Material, *Environmental Science Technology* 29(9). Tilgjengelig fra: <https://pubs.acs.org/sharingguidelines>. (Hentet: 18. februar 2019).
- Cheremisinoff, N. P. (1997a), Groundwater Contamination, i *Groundwater Remediation and Treatment Technologies*, 1. utg., New York, NY: Noyes Publications, s. 127–168.
- Cheremisinoff, N. P. (1997b), Groundwater Restoration, i *Groundwater Remediation and Treatment Technologies*, 1. utg., New York, NY: Noyes Publications, s. 169–201.
- Cheremisinoff, N. P. (1997c), Principles of Hydrogeology, i *Groundwater Remediation and Treatment Technologies*, 1. utg., New York, NY: Noyes Publications, s. 85–126.
- Chesnaux, R. (2008), Analytical Closed-Form Solutions for Assessing Pumping Cycles, Times, and Costs Required for NAPL Remediation, *Environmental Geology* 55(7), s. 1381–1388. Tilgjengelig fra: <http://link.springer.com/10.1007/s00254-007-1088-9>. (Hentet: 5. desember 2018).
- Corapcioglu, M. Y. and Jiang, S. (1993), Colloid-Facilitated Groundwater Contaminant Transport, *Water Resources Research* 29(7), s. 2215–2226. Tilgjengelig fra: <http://doi.wiley.com/10.1029/93WR00404>. (Hentet 16. februar 2019).
- Degueldre, C., Triay, I., Kim, J., Vilks, P., Laaksoharju, M. and Miekeley, N. (2000), Groundwater Colloid Properties: a Global Approach, *Applied Geochemistry* 15(7), s. 1043–1051. Tilgjengelig fra: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S088329279900102X>. (Hentet: 17. februar 2019).
- Duffield, G. M. (2019), *Representative Values of Hydraulic Properties*, Tilgjengelig fra:
-

-
- http://www.aqtesolv.com/aquifer-tests/aquifer_properties.htm#Porosity. (Hentet 03. juli 2019).
- Eggen, G. (2016), *Nytt teknologibygge HiST, Kalvskinnet. Resultater fra grunnvannsovervåking, beskrivelse av gjenliggende masser og forslag til tiltak*, (dokumentnummer: 5142976-rim-10) Trondheim: Norconsult.
- Eggen, G. (2019), *Overvåking nedstrøms Akrinn 2017/2018. resultater fra grunnvannsprøvetaking*, (dokumentnummer: 5177752-rim-02) Trondheim: Norconsult.
- Ellefsen, T. (2019), *Mailkorrespondanse den 15. april 2019: Vanntap på vannledningsnett i Midtbyen*. Trondheim kommune: driftsleder vann-nett.
- Erikstad, L., Halvorsen, R., Moen, A., Thorsnes, T., Andersen, T., Blom, H. H., Elvebakk, A., Elven, R., Gaarder, G., Mortensen, P. B., Norderhaug, A., Nygaard, K. and Ødegaard, F. (2009), *Landformvariasjon (terrengformvariasjon og landformer). Naturtyper i Norge, bakgrunnsdokument 14*.
- Fayemiwo, O. M., Daramola, M. O. and Moothi, K. (2017), BTEX Compounds in Water - Future Trends and Directions for Water Treatment, *Water SA* 43(4). Tilgjengelig fra: <http://dx.doi.org/10.4314/wsa.v43i4.08> Available on website <http://www.wrc.org>. (Hentet: 3 desember 2018).
- Fetter, C. W. (1999a), Mass Transport in Saturated Media, i *Contaminant Hydrogeology*, 2. utg., Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- Fetter, C. W. (1999b), Multiphase Flow, i *Contaminant Hydrogeology*, 2. utg., Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- Fetter, C. W. (1999c), Organic Compounds in Groundwater, i *Contaminant Hydrogeology*, 2. utg., Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- Fetter, C. W. (2001), *Applied Hydrogeology*, 4. utg., Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.
- Fifield, F. and Haines, P. (2000), *Environmental Analytical Chemistry*, 2. utg., London: Blackwell Science.
- FINN (2019), *Karttjenesten til finn.no. Historiske flybilder av Midtbyen*. Tilgjengelig fra <https://kart.finn.no/>.
- Ghosh, P. (2012), DLVO Theory and Non-DLVO Forces, *NPTEL - Chemical Engineering and Interfacial Engineering*. Tilgjengelig fra: <https://nptel.ac.in/courses/103103033/module3/lecture5.pdf>. (Hentet: 7. juli 2019).
- Gilde, T. (2003), *Høgskolen i Sør-Trøndelag, nybygg Kalvskinnet - Miljøteknisk undersøkelse, forundersøkelse og registrering i forbindelse med skisseprosjekt*, (prosjektnummer: 10035, oppdragsnummer: 630166a) Trondheim: Scandiaconsult.
- Grannemann, N. G., Hunt, R. J., Nicholas, J. R., Reilly, T. E. and Winter, T. C. (2000), *Figur 5: generalisert grunnvannsstrøm under naturlige forhold og under påvirkning av pumpe*. [Digitalt foto], (rapport 00-4008) USGS. Tilgjengelig fra: <https://pubs.water.usgs.gov/WRIR/WRIR00-4008/>. (Hentet: 23. februar 2019).
-

-
- Haagensli, T. (2019a), *Befaring i kjeller til Akrinn 1. mars 2019: Trykkehøyde til pumpekum i kjelleren til Akrinn*. Statsbygg Trondheim: Driftsleder.
- Haagensli, T. (2019b), *Mailkorrespondanse 4. og 5. mars 2019: Driftstall, startdato og mål på pumpekum i kjelleren til Akrinn*. Statsbygg Trondheim: Driftsleder.
- Hatheway, A. W. (2008a), *Coal-tar Residuals and the Environmental Threat*, Tilgjengelig fra: http://www.hatheway.net/02_enviro_threat.htm. (Hentet 1. oktober 2018).
- Hatheway, A. W. (2008b), *History and Chronology of Manufactured Gas*, Tilgjengelig fra: http://www.hatheway.net/01_history.htm. (Hentet 1. oktober 2018).
- Hatheway, A. W. (2011), *Remediation of Former Manufactured Gas Plants and Other Coal-Tar Sites*, 1. utg., Boca Raton, FL: CRC Press.
- Helseth, L. E. and Ore, S. (2018), Kolloider. *Store Norske Leksikon*, <https://snl.no/kolloider>. (Hentet 15.mars 2019).
- Hiscock, K. M. and Bense, V. F. (2014), *Hydrogeology, Principles and Practice*, 2. utg., Hoboken, NJ: John Wiley Sons.
- Kafilzadeh, F. (2015), Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediments of the Soltan Abad River, Iran, *The Egyptian Journal of Aquatic Research* 41(3), s. 227–231. Tilgjengelig fra: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1687428515000540>. (Hentet: 5. desember 2018).
- Kartverket (2019a), *Karttjeneste på internett*. Tilgjengelig fra norgeskart.no.
- Kartverket (2019b), *Nedlasting av terrengdata, DTM 1m UTM32, for Midtbyen fra nasjonal høydemodell*. Tilgjengelig fra <https://hoydedata.no/LaserInnsyn/>.
- Katyal, A. and Morrison, R. D. (2007), Forensic applications of contaminant transport models in the subsurface, i *Introduction to Environmental Forensics*, 2. utg., Cambridge, MA: Academic Press, s. 514. Tilgjengelig fra: www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780123695222500129. (Hentet: 20. juni.2019).
- Khadri, S. F. R. and Pande, C. (2016), Ground water flow modeling for calibrating steady state using MODFLOW software: a case study of Mahesh River basin, India, *Modeling Earth Systems and Environment* 2(1), s. 39. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1007/s40808-015-0049-7>. (Hentet: 24. juni 2019).
- King, M. W. G. and Barker, J. F. (1999), Migration and natural fate of a coal tar creosote plume 1. Overview and plume development, *Journal of Contaminant Hydrology* 39, s. 249–279. Tilgjengelig fra: www.elsevier.com/locate/jconhyd. (Hentet: 27. november 2019).
- Knudsen, J. B. S. (2003), *Reactive transport of dissolved aromatic compounds under oxygen limiting conditions in sandy aquifer sediments*, Doktoravhandling,, Faculty of Mathematics and Natural Sciences, Universitetet i Oslo.
- Kristiansen, B. (2019), *Besøk hos Rambøll Trondheim den 1. mars 2019: Uthenting av bo-*

relogger og kornfordelingskurver fra geotekniske rapporter. Rambøll Trondheim: Avdelingsleder for Grunnboring og laboratorium.

- Kullerud, K. (2006), *Klastiske sedimenter*, Tilgjengelig fra: http://webgeology.alfaweb.no/webgeology_files/norwegian/sediment_1.html. (Hentet: 23. juni 2019).
- Lovanh, N., Zhang, Y.-K., Heathcote, R. C. and Alvarez, P. J. J. (2000), *Guidelines to Determine Site-Specific Parameters for Modeling the Fate and Transport of Mono-aromatic Hydrocarbons in Groundwater*. Tilgjengelig fra: <http://www.iowadnr.gov/portals/idnr/uploads/ust/monohydrocarbonsguide.pdf>. (Hentet: 12. mai 2019).
- L'Heureux, J.-S., Hansen, L., Longva, O., Emdal, A. and Grande, L. (2010), A multidisciplinary study of submarine landslides at the Nidelva fjord delta, Central Norway - Implications for geohazard assessment, *Norsk Geografisk Tidsskrift* 90, s. 1–20.
- Miljødirektoratet (2007), *Deltatyper*, Tilgjengelig fra: <http://elvedelta.miljodirektoratet.no/deltatyper.htm>. (Hentet: 23. juni 2019).
- Miller, C. T. and Weber, W. J. (1986), Sorption of hydrophobic organic pollutants in saturated soil systems, *Journal of Contaminant Hydrology* 1(1-2), s. 243–261. Tilgjengelig fra: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0169772286900197>. (Hentet: 7. november 2018).
- Mitra, S. and Roy, P. (2011), BTEX : A Serious Ground-water Contaminant, *Research Journal of Environmental Sciences* 5, s. 394–398. Tilgjengelig fra: <https://scialert.net/abstract/?doi=rjes.2011.394.398>. (Hentet: 04. juli 2019).
- Navratil, T. and Minarik, L. (2011), Trace elements and contaminants, *Earth System - History and Natural Variability* 8. Tilgjengelig fra: <https://www.researchgate.net/publication/292742071> (Hentet: 5. november 2018).
- Neumann, T. (1953), *Trondheim gassverk*: Trondheim: Lademoen Historielag. Tilgjengelig fra: <http://lademoenhistorielag.com/gassverket.htm>. (Hentet 27. september 2018).
- NGI (2014), Løsmasse- og flomskred, i *SKRED - skredfare og sikringstiltak*, Oslo: Universitetsforlaget, s. 77–93.
- NGU (2006), *Trondheim bygd på gammel sjøbunn*, Tilgjengelig fra: <https://forskning.no/norges-geologiske-undersokelse-partner-geoteknikk/trondheim-bygd-pa-gammel-sjobunn/1027326>. (Hentet: 19. februar 2019).
- NGU (2018), Grunnvannsstrømning, Tilgjengelig fra: <http://www.ngu.no/grunnvanninorge/alt-om-grunnvann/generelt-om-grunnvann/grunnvannsstromning>. (Hentet: 24. september 2018).
- NGU (2019), *Løsmassekart over Mitbyen*. Tilgjengelig fra <http://geo.ngu.no/kart/losmasse/>.
- Nolan, J., Watts, S. and Proctor, B. (2014), A Case Study in the Use of 3-Dimensional Ground Water Modeling and Solute Transport Engines as a Tool in Site Assessment,

-
- Environment and Pollution* 3(2), s. 57–59. Tilgjengelig fra: <http://dx.doi.org/10.5539/ep.v3n2p55>. (Hentet 16. mars 2019).
- NVE, MET, Kartverket (2019), *Karttjeneste som viser klimadata for Norge. Gjennomsnittlig årsnedbør*. Tilgjengelig fra <https://senorge.no>.
- Pedersen, B. and Lydersen, A. L. (2018), Destillasjon, *Store Norske Leksikon*, Tilgjengelig fra: <https://snl.no/destillasjon>. Hentet 2. oktober 2018.
- Pepper, I. L., Gerba, C. P. and Brusseau, M. L. (2011a), *Chemical Processes Affecting Contaminant Transport and Fate*, 2. utg., Cambridge, MA: Academic Press.
- Pepper, I. L., Gerba, C. P. and Brusseau, M. L. (2011b), Physical-chemical characteristics of soils and the subsurface, i *Environmental and Pollution Science*, 2. utg., Cambridge, MA: Academic Press.
- Pepper, I. L., Gerba, C. P. and Brusseau, M. L. (2011c), *Physical-Chemical Characteristics of Waters*, 2. utg., Cambridge, MA: Academic Press.
- Pepper, I. L., Gerba, C. P. and Brusseau, M. L. (2011d), *Physical Processes Affecting Contaminant Transport and Fate*, 2. utg., Cambridge, MA: Academic Press.
- Provoost, J., Ottoy, R., Reijnders, L., Bronders, J., Keer, I. V., Swartjes, E., Wilczek, D. and Poelmans, D. (2011), Henry's Equilibrium Partitioning between Ground Water and Soil Air: Predictions versus Observations, *Journal of Environmental Protection* 2(7), s. 873–881. Tilgjengelig fra: <http://www.SciRP.org/journal/jep>. (Hentet: 10. juli 2019).
- Reite, A. J., Sveian, H. and Erichsen, E. (1999), Trondheim, fra istid til nåtid - landskaps-historie og løsmasser, *Gråsteinen* 5, s. 10–34.
- Ruus, A., Arp, H. P., Oen, A. M. P., Grung, M. and Breedveld, G. (2015), *PAH i forurenset sediment, Utredning av egnethet av PAH-komponenter/grupperinger for vurdering av tiltaksbehov.*, (m-nummer 436) Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M436/M436.pdf>. (Hentet 17 februar 2019).
- Scherr, K. E., Vasilieva, V., Lantschbauer, W. and Nahold, M. (2016), Composition and Dissolution of a Migratory, Weathered Coal Tar Creosote DNAPL, *Frontiers in Environmental Science* 4, s. 61. Tilgjengelig fra: <http://journal.frontiersin.org/Article/10.3389/fenvs.2016.00061/abstract>. (Hentet: 20. september 2019).
- Schirmer, M. and Butler, B. J. (2004), Transport behaviour and natural attenuation of organic contaminants at spill sites, *Toxicology* 205(3), s. 173–179. Tilgjengelig fra: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0300483X04003798>. (Hentet: 18. februar 2019).
- Statens vegvesen (2014), *Håndbok R210 laboratorieundersøkelser*, Vedlegg 1 jordartsklassifisering. Tilgjengelig fra: https://www.vegvesen.no/_attachment/1183695/binary/1090660. (Hentet 17. februar 2019).
- Stokkan, T. (2015), *Notat: Gjenliggende forurensede masser utenfor spunten (byggegrop)*, (dokumentnummer: 5142976-rim-07) Trondheim: Norconsult.

-
- Sveian, H., Dahl, R. and Løvø, G. (2007), Nidelva, Trondheims hjerte, *Bli med ut 7*, s. 14–31.
- Svensson, A. (2014), *Estimation of Hydraulic Conductivity from Grain Size Analyses. A comparative study of different sampling and calculation methods focusing on Väst-länken*, Masteroppgave, Department of Civil and Environmental Engineering, Chalmers University of Technology.
- Taftø, S.-C. (2010), *Høgskolen i Sør-Trondelag (HiST). Nybygg Kalvskinnet. Miljøtekniske grunnundersøkelser med tiltaksplan*, (oppdragsnummer: 6090000y) Trondheim: Rambøll.
- Tindal, M. J. (2011), *Proposed Values of Biodegradation Rate for Organic Chemicals for Use in the British Columbia CSST Model (draft)*, s. 66. Tilgjengelig fra: https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/site-remediation/docs/reports-and-presentations/axiom_2011_proposed_degradation_values_bc_csst_model_p28.pdf. (Hentet 05. juni 2019).
- Tindall, J. A. and Kunkel, J. R. (1999), Physical properties and characteristics of soil, i *Unsaturated Zone Hydrology for Scientists and Engineers*, 1. utg., Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall and U.S. Geological Survey, s. 7–38.
- Trondheim kommune (2019), *Trondheim kommunes geotekniske rapporter fra kartløsning og karttypen grunnforhold*. Tilgjengelig fra <https://kart5.nois.no/trondheim/Content/Main.asp?layout=trondheim&time=1565726993&vwr=asv>.
- Truex, M. J., Oostrom, M. and Tartakovsky, G. D. (2015), *Evaluating Transport and Attenuation of Inorganic Contaminants in the Vadose Zone for Aqueous Waste Disposal Sites.*, (rapport rpt-dvz-afri-033) Pacific Northwest National Laboratory. Tilgjengelig fra: https://www.pnnl.gov/main/publications/external/technical_reports/PNNL-24731.pdf. (Hentet: 20. februar 2019).
- Tømmerdal, H. M. (2017), *En evaluering av empiriske formler som relaterer kornfordeling til hydraulisk konduktivitet og deres egnethet til bruk i fluviale og glasifluviale sedimenter*. masteroppgave,, Masteroppgave,, Institutt for geovitenskap og petroleum, NTNU.
- Uggerud, E. (2018), Benzen, *Store Norsk Leksikon*, Tilgjengelig fra: <https://snl.no/benzen>. (Hentet: 04. juli 2019).
- Unsgård, G. T. (2016), *Spredningsvurdering, HiST*, (dokumentnummer: 5142976-rim-12) Trondheim: Norconsult.
- Unsgård, G. T., Hauptfleisch, U. and Allen, J. (2017), *Statusrapport grunnvannsovervåking ved nytt teknologibygget for NTNU (tidligere HiST) i 2016*, (dokumentnummer: 5142976-rim-14) Trondheim: Norconsult.
- USGS (2019), *MODFLOW and Related Programs*, Tilgjengelig fra: https://www.usgs.gov/mission-areas/water-resources/science/modflow-and-related-programs?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects. (Hentet: 11. juli 2019).
-

-
- Vasstein, S. M. (2014), Numerisk modellering av hydrogeologiske forhold i tromsodalsfyllingen, tromsø, Masteroppgave,, Institutt for geovitenskap og petroleum, NTNU.
- Vik, E. A., Breedveld, G. and Farestveit, T. (1999), Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn, s.. 70. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif/publikasjoner/1629/ta1629.pdf>. (Hentet 16.april 2019).
- Walker, C. H., Sibly, R. M., Hopkin, S. P. and Peakall, D. B. (2012), *Principles of Ecotoxicology*, 4. utg.: CRC Press.
- Waterloo Hydrogeologic (2019a), *User Manual: Visual MODFLOW Flex 6.1, Integrated Conceptual Numerical Groundwater Modeling Software*, Tilgjengelig fra: https://www.waterloohydrogeologic.com/wp-content/uploads/PDFs/VisualMODFLOWFlex/VMODFlex_UsersManual.pdf. (Hentet: 11. juli 2019).
- Waterloo Hydrogeologic (2019b), *Visual MODFLOW Flex*, Tilgjengelig fra: <https://www.waterloohydrogeologic.com/visual-modflow-flex/>. (Hentet: 11. juli 2019).
- Wehrer, M., Rennert, T., Mansfeldt, T. and Totsche, K. (2011), Contaminants at Former Manufactured Gas Plants: Sources, Properties, and Processes, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*41. (Hentet 1. oktober 2018).
- Zheng, C. and Wang, P. (1999), *MT3DMS: A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion, and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems; Documentation and User's Guide*, (rapport serdp-99-1) Tilgjengelig fra: https://www.researchgate.net/publication/242586434_MT3DMS_A_Modular_Three-Dimensional_Multispecies_Transport_Model_for_Simulation_of_Advection_Dispersion_and_Chemical_Reactions_of_Contaminants_in_Groundwater_Systems_Documentation_and_User's_Guide. (Hentet: 20. juli 2019).

Vedlegg

- **Vedlegg A:** Koordinater og dybde til miljøbrønner ved Akrinn, NTNU
- **Vedlegg B:** Målte vannkonsentrasjoner fra perioden 2014-2018, for alle analyserte stoffer, i miljøbrønner ved Akrinn, NTNU
- **Vedlegg C:** Vannstandsmålingene fra perioden 2015-2019, i miljøbrønner ved Akrinn, NTNU
- **Vedlegg D:** Trykkurven til pumpekummen i kjelleren til Akrinn
- **Vedlegg E:** Borelogger for MB1, MB5, MB7, MB8, MB9, MB10 og MB1
- **Vedlegg F:** Tolket grense mellom sand og siltig sand, for innlegging i modell
- **Vedlegg G:** Transportmodell 1 og 2 i lag 2 i modellen
- **Vedlegg H:** Grafisk fremstilling av konsentrasjonsmålingene av naftalen og benzen, fra perioden 2014-2018

Vedlegg A

Brønn	Y	X	Topp av brønn [moh]	Bunn av brønn [moh]
MB1	7034089.12	569265.521	12.50	-1.5
MB2	7034082.01	569328.142	12.86	0
MB3	7034030.18	569275.12	12.06	0
MB4	7034126.53	569269.514	12.20	-0.8
MB5	7034116.01	569237.441	13.06	0
MB6	7034038.05	569233.499	13.22	0
MB7	7034134.46	569223.611	12.09	-0.9
MB8	7033985.1	569228.354	14.02	0
MB9	7034174.39	569226.833	11.94	-2
MB10	7034208.35	569166.702	11.99	-4
MB11	7034150.44	569143.465	11.98	-2

Vedlegg B

MB1

Dato	Bakgrunnsverdi	fareverdi=	Tiltaksverdi	14.07.2014	01.11.2014	01.01.2015	01.02.2015	01.03.2015	01.04.2015	01.05.2015	01.06.2015
m/p-Xylener µg/l											
Xylener* µg/l	0.2	52.5	70	25.9	1740	1870	397	1470	1160	588	1280
Sum BTEX µg/l		0		61.3	7950	15200	10800	6760	3440	6590	7110
Fraksjon C5-C6 µg/l				<5.0	<50.0	<50.0	<50.0	<50.0	<50.0	<500	<50.0
Fraksjon >C6-C8 µg/l				14.4	3150	6090	4570	644	1140	2410	2510
Fraksjon >C8-C10 µg/l				85.2	1950	2180	640	1240	1270	1030	942
Fraksjon >C10-C12 µg/l				234	1060	777	437	3320	2810	2850	2770
Fraksjon >C12-C16 µg/l				290	62.3	71.9	34.6	494	512	440	821
Fraksjon >C16-C35 µg/l				551	40	121	85	58	99	86	98
Sum C5-C35 µg/l				1170	6260	9240	5770	5760	5830	6820	7140
As (Arsen) µg/l	10	45	60	53	16.6	<1	13.3	3.16	7.82	7.85	3.86
Cd (Kadmium) µg/l	0.4	4.5	6	0.195	0.516	1.06	0.743	0.447	0.707	0.69	0.234
Cr (Krom) µg/l	1	22.5	30	78.2	64.3	1.13	7.63	7.89	11.4	1.92	9.54
Cu (Kopper) µg/l	15	56.25	75	36.9	39.8	2.06	19.3	3.85	6.23	5.46	3.8
Hg (Kvikksølv) µg/l	0.05	0.225	0.3	<0.02	0.0296	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	0.00352
Ni (Nikkel) µg/l	15	56.25	75	158	98.7	337	81.5	43.5	45	35.4	20.2
Pb (Bly) µg/l	15	56.25	75	9.58	6.24	<0.2	2.98	1.06	2.89	1.22	0.726
Zn (Sink)* µg/l	65	600	800	67.8	47.3	48.8	21.4	7.32	31.9	15.2	4.98
Cyanid-fri* µg/L	5	1125	1500	< 5	<5	12	19	7	<5	<10	<5
Cyanid-total* µg/l	10	1125	1500	< 5	34	1410	360	1550	-	<10	281
Ledningsevne mS/m									98.2	60.1	54.1
Suspendert stoff mg/l									280	235	108
pH									5.74	6.09	6.21
Dekantering											
Filtrering						Ja					

MB1

Dato	Bakgrunn sverdi	fare verdi=	Tiltaksver di	01.07.2015	09.11.2016	09.11.2016	25.11.2016	25.11.2016	20.12.2016	14.07.2017	09.01.2018
m/p-Xylener µg/l											66.6
Xylener* µg/l	0.2	52.5	70	1020	2.1	49.5	<0.3	0.76	<0.3	<0.10	92.5
Sum BTEX µg/l		0		6440	11.6	370	n.d.	2.72	n.d.	n.d.	207
Fraksjon C5-C6 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C6-C8 µg/l				2520	<5.0	120	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	45.2
Fraksjon >C8-C10 µg/l				813	<5.0	41.7	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	68.3
Fraksjon >C10-C12 µg/l				1060	19.5	173	<5.0	<5.0	<5.0	<5	403
Fraksjon >C12-C16 µg/l				201	42.1	26.8	<5.0	<5.0	<5.0	<5	77.5
Fraksjon >C16-C35 µg/l				53	30	<30	<30	<30	48	<30	107
Sum C5-C35 µg/l				4650	91.6	362	n.d.	n.d.	48	n.d.	701
As (Arsen) µg/l	10	45	60	3.92	16.9	27.4	10.3	11	6.78	2.53	3.3
Cd (Kadmium) µg/l	0.4	4.5	6	0.763	0.0216	0.0218	0.00663	0.0116	0.0064	0.025	<0.002
Cr (Krom) µg/l	1	22.5	30	1.69	0.465	0.668	0.376	0.617	0.963	0.254	0.725
Cu (Kopper) µg/l	15	56.25	75	5.84	0.824	1.23	1.69	1.62	0.871	0.641	0.555
Hg (Kvikksølv) µg/l	0.05	0.225	0.3	0.0276	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.01	<0.002
Ni (Nikkel) µg/l	15	56.25	75	18.4	92.1	65.3	65.5	44	48.5	21	20.9
Pb (Bly) µg/l	15	56.25	75	1.32	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.05	0.0437
Zn (Sink)* µg/l	65	600	800	15.4	4.49	3.24	13.5	1.78	8.91	8.06	5.21
Cyanid-fri* µg/L	5	1125	1500	<5			<5	<5	<5	<5	
Cyanid-total* µg/l	10	1125	1500	373			7	21	6	<5	
Ledningsevne mS/m				35.3	24.6	8.67	22.7	22.9	21.6	20.9	
Suspendert stoff mg/l				76	91.3	50.9	15.6	12.2	150	<5.0	77
pH				6.2	7	7.21	6.76	7.01	6.96	6.98	
Dekantering										Ja	
Filtrering					Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja

MB1

Dato	Bakgrunn		Tiltaksverdi	21.03.2018	30.05.2018	29.08.2018	14.11.2018
	sverdi	fare verdi=		Bailer	Bailer	Bailer	Bailer
PCB 28 µg/l				<0.00440	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 52 µg/l				<0.00440	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 101 µg/l				<0.00300	<0.000750	<0.000750	<0.000750
PCB 118 µg/l				<0.00440	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 138 µg/l				<0.00480	<0.00120	<0.00120	<0.00120
PCB 153 µg/l				<0.00440	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 180 µg/l				<0.00380	<0.000950	<0.000950	<0.000950
Sum PCB-7* µg/l	0.01		0.01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naftalen µg/l	0.01	52.5	70	33.8	0.212	42.6	1.1
Acenaftylen µg/l				23	0.296	83.2	0.546
Acenaften µg/l				2.63	1.45	6.4	0.805
Fluoren µg/l				8.15	4.82	24.5	1.38
Fenantren µg/l	0.003	3.75	5	4.27	0.969	18.2	1.51
Antracen µg/l	0.0007	3.75	5	1.06	1.55	5.63	0.404
Fluoranten µg/l	0.003	0.75	1	4.58	11.8	15.5	6.07
Pyren µg/l				3.36	9	9.96	3.65
Benso(a)antrac µg/l	0.0001	0.375	0.5	1.26	3.23	3.9	2.04
Krysen µg/l	0.003	0.15	0.2	0.704	2.17	2.09	1.29
Benso(b)fluorai µg/l				0.902	2.41	2.23	1.73
Benso(k)fluorai µg/l	0.0004	0.0375	0.05	0.258	0.908	0.874	0.748
Benso(a)pyren µg/l	0.0005	0.0375	0.05	0.748	2.18	1.98	1.55
Dibenso(ah)ant µg/l				0.081	0.23	0.194	0.18
Benso(ghi)pery µg/l	0.0003	0.0375	0.05	0.316	0.924	0.669	0.755
Indeno(123cd) µg/l	0.0004	0.0375	0.05	0.478	0.916	0.77	0.579
Sum PAH-16 µg/l				86	43	220	24
Bensen µg/l	0.2	22.5	30	45.7	7.91	79.1	<0.20
Toluen* µg/l	7	750	1000	139	38.3	354	<0.50
Etylbensen* µg/l	4	112.5	150	6.27	8.06	24.8	0.6
o-Xylen µg/l				24.9	21.6	78.3	0.55

MB1

Dato	Bakgrunn sverdi	fare verdi=	Tiltaksver di	21.03.2018	30.05.2018	29.08.2018	14.11.2018
m/p-Xylener µg/l				82.2	48	179	0.81
Xylener* µg/l	0.2	52.5	70			257.3	1.36
Sum BTEX µg/l		0		298	124	715	1.96
Fraksjon C5-C6 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C6-C8 µg/l				85.1	15.3	121	<5.0
Fraksjon >C8-C10 µg/l				109	46.9	224	5.6
Fraksjon >C10-C12 µg/l				197	5.4	528	9.8
Fraksjon >C12-C16 µg/l				70.2	11.4	252	8.7
Fraksjon >C16 µg/l				97.3	88.4	95.1	<30.0
Sum C5-C35 µg/l				559	167	1220	24.1
As (Arsen) µg/l	10	45	60	6.34	11.7	5.91	2.64
Cd (Kadmium) µg/l	0.4	4.5	6	0.00219	0.00439	0.0237	0.00836
Cr (Krom) µg/l	1	22.5	30	0.635	0.329	0.456	0.435
Cu (Kopper) µg/l	15	56.25	75	0.873	0.59	1.46	0.952
Hg (Kvikksølv) µg/l	0.05	0.225	0.3	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Ni (Nikkel) µg/l	15	56.25	75	18.8	26.2	27.5	17.2
Pb (Bly) µg/l	15	56.25	75	0.0273	0.0118	0.0122	0.0291
Zn (Sink)* µg/l	65	600	800	2.14	1.43	5.59	1.49
Cyanid-fri* µg/L	5	1125	1500				
Cyanid-total* µg/l	10	1125	1500				
Ledningsevne mS/m					7.4	27.6	
Suspendert sto mg/l				270	830	300	290
pH						7.1	
Dekantering				Ja	Ja	Ja	Ja
Filtrering				Ja	Ja	Ja	Ja

Farge/skriftkoding av resultatene:

verdi lavere enn bakgrunnsverdi der hvor det er utarbeidet bakgrunnsverdier

verdi mellom bakgrunnsverdi og 75 % av tiltaksverdi

verdi mellom 75 % av tiltaksverdi og tiltaksverdi

verdi over tiltaksverdi

deteksjonsgrense høyere enn bakgrunnsverdi

MB2

Dato		Bakgrunn sverdi	"fare verdi=	Tiltaksver di	01.07.2014	01.04.2015	01.06.2015	01.07.2015	01.08.2015	01.09.2015	31.03.2016	25.04.2016
					Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer
PCB 28	µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00220
PCB 52	µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00220
PCB 101	µg/l				<0.000750	<0.000750	<0.00150	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.00150
PCB 118	µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00220
PCB 138	µg/l				<0.00120	<0.00120	<0.00240	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00240
PCB 153	µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00220
PCB 180	µg/l				<0.000950	<0.000950	<0.00190	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.00190
Sum PCB-7*	µg/l	0.01		0.01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naftalen	µg/l	0.01	52.5	70	<0.030	<0.030	0.107	<0.030	<0.030	<0.030	<0.030	<0.030
Acenaftylen	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaften	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoren	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fenantren	µg/l	0.003	3.75	5	<0.020	<0.020	<0.020	0.036	0.046	<0.020	<0.020	<0.020
Antracen	µg/l	0.0007	3.75	5	<0.010	<0.010	<0.010	0.01	0.011	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoranten	µg/l	0.003	0.75	1	0.022	<0.010	0.016	0.096	0.106	<0.010	<0.010	<0.010
Pyren	µg/l				0.018	<0.010	0.014	0.082	0.09	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(a)antracen	µg/l	0.0001	0.375	0.5	<0.010	<0.010	<0.010	0.05	0.053	<0.010	<0.010	<0.010
Krysen	µg/l	0.003	0.15	0.2	<0.010	<0.010	<0.010	0.033	0.036	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(b)fluoranten	µg/l				0.011	<0.010	<0.010	0.064	0.077	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(k)fluoranten	µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	0.032	0.025	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(a)pyren	µg/l	0.0005	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	0.058	0.063	<0.010	<0.010	<0.010
Dibenso(ah)antracen	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(ghi)perylene	µg/l	0.0003	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	0.039	0.038	<0.010	<0.010	<0.010
Indeno(123cd)pyren	µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	0.032	0.043	<0.010	<0.010	<0.010
Sum PAH-16	µg/l				0.051	n.d.	0.14	0.53	0.59	n.d.	n.d.	n.d.
Bensen	µg/l	0.2	22.5	30	<0.20	0.28	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
Toluen*	µg/l	7	750	1000	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
Etylbensen*	µg/l	4	112.5	150	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
Xylener*	µg/l	0.2	52.5	70	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150
Sum BTEX	µg/l		0		n.d.	0.28	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fraksjon C5-C6	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C6-C8	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C8-C10	µg/l				21.5	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C10-C12	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	536	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C12-C16	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C16-C35	µg/l				<30	<30	<30	<30	<30	30	<30	<30
Sum C5-C35	µg/l				n.d.	n.d.	n.d.	536	n.d.	30	n.d.	n.d.

MB2

Dato	Bakgrunn sverdi	fare verdi=	Tiltaksver di	01.07.2014	01.04.2015	01.06.2015	01.07.2015	01.08.2015	01.09.2015	31.03.2016	25.04.2016
As (Arsen) µg/l	10	45	60	17.9	2.06	2.75	2.98	0.266	<0.05	0.0582	0.787
Cd (Kadmium) µg/l	0.4	4.5	6	0.0862	<0.05	0.068	0.0803	0.0107	<0.002	0.00268	0.00325
Cr (Krom) µg/l	1	22.5	30	138	25.5	50.7	53.8	2.01	0.0683	1.24	0.823
Cu (Kopper) µg/l	15	56.25	75	37.1	20.7	34.9	47.1	2.05	0.688	0.169	1.06
Hg (Kvikksølv) µg/l	0.05	0.225	0.3	<0.02	<0.02	0.00741	0.0217	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Ni (Nikkel) µg/l	15	56.25	75	107	11.8	28.7	25.5	4.15	0.843	0.293	0.11
Pb (Bly) µg/l	15	56.25	75	19.7	7.18	12.9	18.8	0.711	0.0123	0.0768	0.187
Zn (Sink)* µg/l	65	600	800	58.3	14.9	24.9	37.3	1.3	1.88	1.77	0.483
Cyanid-fri* µg/l	5	1125	1500	<5	<5	<5	<5	<5	<5	< 5	< 5
Cyanid-total* µg/l	10	1125	1500	<5	-	<5	12	6	8	<5	<5
Ledningsevne mS/m					16.9	17.1	10.7	15.9	13.1		16.3
Suspendert stoff mg/l					3370	695	3214	1679	461	208	794
pH					6.57	7.05	6.8	6.9	7		7
Dekantering					Ja						
Filtrering								Ja	Ja	Ja	Ja

MB2

Dato	Bakgrunnsverdi	"fare verdi="	Tiltaksverdi	23.05.2016	13.06.2016	15.07.2016	10.08.2016	25.10.2016	25.11.2016	20.12.2016	14.07.2017
As (Arsen) µg/l	10	45	60	0.061	0.112	0.0744	0.0684	0.0953	<0.05	0.0598	<0.3
Cd (Kadmium) µg/l	0.4	4.5	6	0.00469	<0.002	0.00452	0.00925	0.00266	<0.002	0.00658	<0.01
Cr (Krom) µg/l	1	22.5	30	1.95	1.55	0.776	0.521	2.28	1.81	0.626	0.862
Cu (Kopper) µg/l	15	56.25	75	0.492	0.627	1.08	0.598	0.423	0.98	0.772	0.861
Hg (Kvikksølv) µg/l	0.05	0.225	0.3	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.01
Ni (Nikkel) µg/l	15	56.25	75	0.381	1.13	0.737	1.99	1.44	0.994	0.862	0.881
Pb (Bly) µg/l	15	56.25	75	0.042	0.127	0.0528	0.0575	0.0972	0.0784	<0.01	0.0524
Zn (Sink)* µg/l	65	600	800	1.39	1.77	1.64	0.608	3.56	2.73	0.974	1.31
Cyanid-fri* µg/l	5	1125	1500	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	<5
Cyanid-total* µg/l	10	1125	1500	<5	<50	<5	5	5	<5	<5	<5
Ledningsevne mS/m				16.2	16	16.1	15.7	16.2	16	15.8	15.6
Suspendert s mg/l				358	441	283	627	<5.0	21	985	19.8
pH				7.1	7.1	7	6.9	7.13	6.98	7.08	6.94
Dekantering											Ja
Filtrering				Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja

Farge/skriftkoding av resultatene:

verdi lavere enn bakgrunnsverdi der hvor det er utarbeidet bakgrunnsverdier

verdi mellom bakgrunnsverdi og 75 % av tiltaksverdi

verdi mellom 75 % av tiltaksverdi og tiltaksverdi

verdi over tiltaksverdi

deteksjonsgrense høyere enn bakgrunnsverdi

MB3

Dato	Bakgrunn		Tiltaksverdi	01.07.2014	01.04.2015	01.05.2015	01.06.2015	01.07.2015	01.08.2015	01.09.2015	01.10.2015
	sverdi	fare verdi=		Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer
PCB 28	µg/l			<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 52	µg/l			<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 101	µg/l			<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750
PCB 118	µg/l			<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 138	µg/l			<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120
PCB 153	µg/l			<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 180	µg/l			<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950
Sum PCB-7*	µg/l	0.01	0.01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naftalen	µg/l	0.01	52.5	70	<0.030	0.053	0.05	0.114	0.091	<0.030	<0.030
Acenaftylen	µg/l				0.017	0.024	<0.010	0.5	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaften	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	0.11	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoren	µg/l				0.018	0.021	0.034	0.745	0.012	0.037	<0.010
Fenantren	µg/l	0.003	3.75	5	0.077	0.091	0.214	3.28	0.061	0.198	<0.020
Antracen	µg/l	0.0007	3.75	5	0.02	0.027	0.054	0.925	0.017	0.061	<0.010
Fluoranten	µg/l	0.003	0.75	1	0.145	0.133	0.462	6.87	0.144	0.461	0.01
Pyren	µg/l				0.138	0.107	0.411	6.1	0.123	0.396	<0.010
Benso(a)antracen	µg/l	0.0001	0.375	0.5	0.082	0.066	0.227	3.13	0.06	0.209	<0.010
Krysen	µg/l	0.003	0.15	0.2	0.056	0.042	0.188	2.63	0.038	0.155	<0.010
Benso(b)fluoranten	µg/l				0.14	0.069	0.205	4.22	0.085	0.282	<0.010
Benso(k)fluoranten	µg/l	0.0004	0.0375	0.05	0.049	0.028	0.154	1.7	0.031	0.093	<0.010
Benso(a)pyren	µg/l	0.0005	0.0375	0.05	0.116	0.059	0.21	3.5	0.057	0.22	<0.010
Dibenso(ah)antracen	µg/l				0.015	<0.010	0.018	0.27	<0.010	0.029	<0.010
Benso(ghi)perylene	µg/l	0.0003	0.0375	0.05	0.076	0.034	0.126	1.52	0.041	0.131	<0.010
Indeno(123cd)pyren	µg/l	0.0004	0.0375	0.05	0.092	0.031	0.113	2.17	0.029	0.159	<0.010
Sum PAH-16	µg/l				1.04	0.79	2.5	38	0.79	2.4	0.01
Bensen	µg/l	0.2	22.5	30	<0.20	0.42	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
Toluen*	µg/l	7	750	1000	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
Etylbensen*	µg/l	4	112.5	150	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
Xylener*	µg/l	0.2	52.5	70	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150
Sum BTEX	µg/l		0		<0.550	0.42	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fraksjon C5-C6	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C6-C8	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C8-C10	µg/l				20.6	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C10-C12	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	19.5	<5.0	<5.0
Fraksjon >C12-C16	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	000	<5.0	<5.0
Fraksjon >C16-C35	µg/l				<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30
Sum C5-C35	µg/l				<55	<55	<55	<55	<55	n.d.	n.d.

MB3

Dato	Bakgrunns		Tiltaksverd i	01.11.2015	31.03.2016	25.04.2016	23.05.2016
	verdi	fare verdi=		Bailer	Bailer	Bailer	Bailer
PCB 28 µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 52 µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 101 µg/l				<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750
PCB 118 µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 138 µg/l				<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120
PCB 153 µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 180 µg/l				<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950
Sum PCB-7* µg/l	0.01		0.01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naftalen µg/l	0.01	52.5	70	<0.030	<0.030	<0.030	<0.030
Acenaftalen µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaften µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoren µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fenantren µg/l	0.003	3.75	5	<0.020	<0.020	<0.020	0.105
Antracen µg/l	0.0007	3.75	5	<0.010	<0.010	<0.010	0.023
Fluoranten µg/l	0.003	0.75	1	<0.010	<0.010	<0.010	0.092
Pyren µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	0.163
Benso(a)antrace µg/l	0.0001	0.375	0.5	<0.010	<0.010	<0.010	0.018
Krysen µg/l	0.003	0.15	0.2	<0.010	<0.010	<0.010	0.028
Benso(b)fluorant µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	0.038
Benso(k)fluorant µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	0.012
Benso(a)pyren µg/l	0.0005	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Dibenso(ah)antr: µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(ghi)peryle µg/l	0.0003	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	0.017
Indeno(123cd)py µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	0.014
Sum PAH-16 µg/l				n.d.	n.d.	n.d.	0.51
Bensen µg/l	0.2	22.5	30	<0.20	<0.20	<0.20	0.27
Toluen* µg/l	7	750	1000	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
Etylbensen* µg/l	4	112.5	150	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
Xylener* µg/l	0.2	52.5	70	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150
Sum BTEX µg/l		0		n.d.	n.d.	n.d.	0.27
Fraksjon C5-C6 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C6-C8 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C8-C10 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C10-C12 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C12-C16 µg/l				<30	<30	<30	<30
Sum C5-C35 µg/l				n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

MB3

Dato	Bakgrunns verdi	"fare verdi="	Tiltaksverd i	01.11.2015	31.03.2016	25.04.2016	23.05.2016
As (Arsen) µg/l	10	45	60	<0.09	0.0808	0.656	0.0912
Cd (Kadmium) µg/l	0.4	4.5	6	0.00537	0.00991	0.00632	0.00733
Cr (Krom) µg/l	1	22.5	30	7.61	6.62	0.741	5.91
Cu (Kopper) µg/l	15	56.25	75	1.56	1.81	1.4	1.53
Hg (Kvikksølv) µg/l	0.05	0.225	0.3	<0.002	<0.002	0.00385	<0.002
Ni (Nikkel) µg/l	15	56.25	75	0.44	0.4	0.0693	0.29
Pb (Bly) µg/l	15	56.25	75	<0.01	0.0315	0.108	<0.01
Zn (Sink)* µg/l	65	600	800	0.441	1.36	0.792	0.463
Cyanid-fri* µg/l	5	1125	1500	<5	<5	<5	<5
Cyanid-total* µg/l	10	1125	1500	<5	<5	<5	<5
Ledningsevne mS/m				15.7	13.9	13.9	13.7
Suspendert stoff mg/l				228	704	1070	184
pH				7.26	7.48	7.4	7.5
Dekantering							
Filtrering				Ja	Ja	Ja	Ja

Farge/skriftkoding av resultatene:

verdi lavere enn bakgrunnsverdi der hvor det er utarbeidet bakgrunnsverdier

verdi mellom bakgrunnsverdi og 75 % av tiltaksverdi

verdi mellom 75 % av tiltaksverdi og tiltaksverdi

verdi over tiltaksverdi

deteksjonsgrense høyere enn bakgrunnsverdi

MB4

Dato	Bakgrunnsverdi	fare verdi=	Tiltaksverdi	04.09.2015	15.09.2015	21.09.2015	28.09.2015	07.10.2015	19.10.2015	26.10.2015	02.11.2015	16.11.2015	14.12.2015
					Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer
PCB 28 µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 52 µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 101 µg/l				<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750
PCB 118 µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 138 µg/l				<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120
PCB 153 µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 180 µg/l				<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950
Sum PCB-7* µg/l	0.01		0.01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naftalen µg/l	0.01	52.5	70	<0.030	0.051	0.04	0.848	0.167	0.362	0.667	0.327	<0.030	0.793
Acenaftylen µg/l				0.014	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaften µg/l				0.011	0.011	0.016	0.011	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoren µg/l				0.02	0.015	0.018	0.016	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fenantren µg/l	0.003	3.75	5	0.04	<0.020	0.022	0.024	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020
Antracen µg/l	0.0007	3.75	5	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoranten µg/l	0.003	0.75	1	0.075	0.029	0.017	0.012	0.016	<0.010	<0.010	0.012	<0.010	<0.010
Pyren µg/l				0.057	0.024	0.013	<0.010	0.014	<0.010	<0.010	0.012	<0.010	<0.010
Benso(a)antracen µg/l	0.0001	0.375	0.5	0.023	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Krysen µg/l	0.003	0.15	0.2	0.02	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(b)fluoranten µg/l				0.03	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(k)fluoranten µg/l	0.0004	0.0375	0.05	0.012	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(a)pyren µg/l	0.0005	0.0375	0.05	0.02	<0.010	<0.010	<0.010	0.012	<0.010	<0.010	0.014	<0.010	<0.010
Dibenso(ah)antracen µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(ghi)perylene µg/l	0.0003	0.0375	0.05	0.016	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Indeno(123cd)pyren µg/l	0.0004	0.0375	0.05	0.012	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Sum PAH-16 µg/l				0.35	0.13	0.13	0.91	0.21	0.36	0.67	0.37	n.d.	0.79
Bensen µg/l	0.2	22.5	30	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
Toluen* µg/l	7	750	1000	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
Etylbensen* µg/l	4	112.5	150	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
Xylener* µg/l	0.2	52.5	70	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150
Sum BTEX µg/l		0		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fraksjon C5-C6 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C6-C8 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C8-C10 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C10-C12 µg/l				18.9	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C12-C16 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	21.7	<5.0	<5.0
Fraksjon >C16-C35 µg/l				80	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30
Sum C5-C35 µg/l				98.9	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	21.7	n.d.	n.d.
As (Arsen) µg/l	10	45	60	17.7	5.58	0.191	<1	1.41	1.39	<0.5	2.21	0.178	<0.3
Cd (Kadmium) µg/l	0.4	4.5	6	0.242	0.0599	0.00658	0.0189	<0.04	<0.05	0.00674	0.0258	<0.002	<0.01
Cr (Krom) µg/l	1	22.5	30	156	70.3	0.22	2.06	1.9	14.4	0.0565	11.6	0.0827	0.0841

MB4

Dato	Bakgrunnsverdi	fare verdi=	Tiltaksverdi	04.09.2015	15.09.2015	21.09.2015	28.09.2015	07.10.2015	19.10.2015	26.10.2015	02.11.2015	16.11.2015	14.12.2015
Cu (Kopper) µg/l	15	56.25	75	195	70.4	0.718	9.01	13.1	8.12	1.74	22.8	0.486	0.552
Hg (Kvikksølv) µg/l	0.05	0.225	0.3	0.224	0.0551	<0.002	0.00528	0.0182	<0.02	<0.02	0.0367	<0.002	<0.002
Ni (Nikkel) µg/l	15	56.25	75	142	64.1	9.57	14.5	17.6	18.8	12	27.8	12.7	16.8
Pb (Bly) µg/l	15	56.25	75	48	14.5	0.0428	2.31	2.91	2.24	<0.01	4.4	<0.01	<0.05
Zn (Sink)* µg/l	65	600	800	146	58.3	3.78	5.94	23.7	9.29	3.92	35.5	0.842	3.69
Cyanid-fri* µg/L	5	1125	1500	< 5	< 5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Cyanid-total* µg/l	10		1500	48	22	29	35	32	13	24	22	26	23
Ledningsevne mS/m				82		77.1	82	82	91.3	96.8	91.3	89.9	91.2
Suspendert stoff mg/l				1080		409	104	268	89	217	250	166	251
pH				6.6		6.7	6.6	6.6	6.5	6.8	6.5	6.47	6.7
Dekantering				Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Filtrering										Ja		Ja	Ja

MB4

Dato	Bakgrunns verdi	fare verdi=	Tiltaksverdi	27.01.2016	31.03.2016	25.04.2016	23.05.2016	13.06.2016	15.07.2016	10.08.2016	20.09.2016	25.10.2016	20.12.2016	14.07.2017
				Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer
PCB 28 µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 52 µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 101 µg/l				<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.00150	<0.000750	<0.000750	<0.000750
PCB 118 µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 138 µg/l				<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00240	<0.00120	<0.00120	<0.00120
PCB 153 µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 180 µg/l				<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.00190	<0.000950	<0.000950	<0.000950
Sum PCB-7* µg/l	0.01		0.01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naftalen µg/l	0.01	52.5	70	0.195	0.085	0.37	0.313	0.942	0.031	<0.030	0.034	0.14	<0.030	<0.030
Acenaftylene µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaften µg/l				0.01	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoren µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fenantren µg/l	0.003	3.75	5	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020
Antracen µg/l	0.0007	3.75	5	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoranten µg/l	0.003	0.75	1	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Pyren µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.015
Benso(a)antrace µg/l	0.0001	0.375	0.5	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Krysen µg/l	0.003	0.15	0.2	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(b)fluorant µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(k)fluorant µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(a)pyren µg/l	0.0005	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.027
Dibenso(ah)antr: µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(ghi)peryle µg/l	0.0003	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Indeno(123cd)py µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Sum PAH-16 µg/l				0.21	0.085	0.37	0.31	0.94	0.031	n.d.	0.034	0.14	n.d.	0.015
Bensen µg/l	0.2	22.5	30	<0.20	<0.20	<0.20	0.22	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
Toluen* µg/l	7	750	1000	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	0.58	<0.50	<0.50	<0.50
Etylbensen* µg/l	4	112.5	150	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
Xylener* µg/l	0.2	52.5	70	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.3	<0.3	<0.3	<0.10
Sum BTEX µg/l		0		n.d.	n.d.	n.d.	0.22	n.d.	n.d.	n.d.	0.58	n.d.	n.d.	n.d.
Fraksjon C5-C6 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C6-C8 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C8-C10 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C10-C12 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<25
Fraksjon >C12-C16 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<25
Fraksjon >C16-C µg/l				<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<150
Sum C5-C35 µg/l				n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
As (Arsen) µg/l	10	45	60	2.18	0.278	0.585	0.167	0.211	0.246	<0.05	0.0671	0.118	0.184	0.551
Cd (Kadmium) µg/l	0.4	4.5	6	0.025	0.0142	0.00603	0.0142	0.00855	0.0558	0.0182	0.0145	0.0205	0.0129	0.0216
Cr (Krom) µg/l	1	22.5	30	0.0937	0.156	0.166	0.0882	0.311	0.355	0.0793	0.0745	0.0712	0.123	0.109

MB4

Dato	Bakgrunnsverdi	"fareverdi="	Tiltaksverdi	27.01.2016	31.03.2016	25.04.2016	23.05.2016	13.06.2016	15.07.2016	10.08.2016	20.09.2016	25.10.2016	20.12.2016	14.07.2017
Cu (Kopper) µg/l	15	56.25	75	1.38	0.132	0.258	0.901	0.879	5.29	1.44	1.35	0.966	1.65	3.02
Hg (Kvikksølv) µg/l	0.05	0.225	0.3	<0.002	<0.002	0.00308	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.01
Ni (Nikkel) µg/l	15	56.25	75	16.3	17.2	0.668	14	14.4	33.1	15.2	15.4	12.7	20.2	14.9
Pb (Bly) µg/l	15	56.25	75	<0.01	0.0241	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.05
Zn (Sink)* µg/l	65	600	800	9.6	4.6	<0.2	1.08	2.79	3.49	4.46	7.72	5.15	1.24	4.44
Cyanid-fri* µg/L	5	1125	1500	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	<5
Cyanid-total* µg/l	10		1500	33	46	61	52	<50	53	<5	79	92	78	83
Ledningsevne mS/m				88	91.3	93.7	93.5	95.4	93.6	91.2	89.5	97.3	82.2	84.7
Suspendert stoff mg/l				615	222	508	1730	321	513	573	322	5.6	2720	6900
pH				6.5	6.83	6.7	6.7	6.7	6.6	6.6	6.6	6.87	6.76	6.95
Dekantering														Ja
Filtrering				Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja

Farge/skriftkoding av resultatene:

verdi lavere enn bakgrunnsverdi der hvor det er utarbeidet bakgrunnsverdier

verdi mellom bakgrunnsverdi og 75 % av tiltaksverdi

verdi mellom 75 % av tiltaksverdi og tiltaksverdi

verdi over tiltaksverdi

deteksjonsgrense høyere enn bakgrunnsverdi

MB5

Dato	Bakgrunns verdi	fare verdi=	Tiltaksverdi	04.09.2015	15.09.2015	21.09.2015	28.09.2015	07.10.2015	19.10.2015	26.10.2015	02.11.2015	24.11.2015
Prøvetakingsmetode				Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer
PCB 28 µg/l				<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110	0.0291	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 52 µg/l				<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110	0.0118	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 101 µg/l				<0.00150	<0.000750	<0.000750	<0.000750	0.00504	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750
PCB 118 µg/l				<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110	0.00224	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 138 µg/l				<0.00240	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120
PCB 153 µg/l				<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 180 µg/l				<0.00190	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950
Sum PCB-7*	0.01		0.01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.0482	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naftalen µg/l	0.01	52.5	70	2440	2450	1400	3600	3050	3010	3070	3250	2790
Acenaftylen µg/l				74.8	126	85.8	191	139	123	155	156	166
Acenaften µg/l				9.29	16.6	14.6	19.5	19.8	16.2	16.6	16.9	15.2
Fluoren µg/l				1.6	2.05	2.42	3.35	3.85	3.01	3.83	3.66	2.88
Fenantren µg/l	0.003	3.75	5	9.49	22.5	22.6	41.5	47.4	30.1	32.1	46	33.2
Antracen µg/l	0.0007	3.75	5	0.826	2.75	3.05	4.84	5.94	2.99	3.58	6.09	3.29
Fluoranten µg/l	0.003	0.75	1	0.611	1.93	2.05	3.44	7.13	1.47	2.53	5	1.71
Pyren µg/l				0.274	0.693	0.631	1.28	2.74	0.495	0.781	1.69	0.532
Benso(a)antracen µg/l	0.0001	0.375	0.5	0.013	0.02	0.018	<0.010	0.07	<0.010	0.011	0.026	<0.010
Krysen µg/l	0.003	0.15	0.2	0.011	0.018	0.026	<0.010	0.084	<0.010	0.012	0.023	<0.010
Benso(b)fluoranten µg/l				0.017	0.018	0.02	<0.010	0.11	<0.010	0.015	0.05	<0.010
Benso(k)fluoranten µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	0.01	<0.010	0.042	<0.010	<0.010	0.012	<0.010
Benso(a)pyren µg/l	0.0005	0.0375	0.05	0.013	0.011	0.015	<0.010	0.119	<0.010	0.012	0.04	<0.010
Dibenso(ah)antracen µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.017	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(ghi)perylene µg/l	0.0003	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.073	<0.010	<0.010	0.022	<0.010
Indeno(123cd)pyren µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.066	<0.010	<0.010	0.021	<0.010
Sum PAH-16 µg/l				2500	2600	1500	3900	3300	3200	3300	3500	3000
Bensen µg/l	0.2	22.5	30	39.8	47.4	34.8	45.3	48.2	31.3	16	44.2	43.5
Toluen* µg/l	7	750	1000	28.8	35.5	32.6	18.6	39.6	35.7	15.8	42.9	32.3
Etylbensen* µg/l	4	112.5	150	11.1	22.5	21.1	5.47	21.3	19.1	6.47	37.6	23.7
o-Xylen												
m/p-Xylener												
Xylener* µg/l	0.2	52.5	70	153	216	247	71.2	229	233	48.3	279	224
Sum BTEX µg/l		0		233	321	336	140	338	319	86.6	404	323
Fraksjon C5-C6 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C6-C8 µg/l				34.6	31.7	28	19.3	59.4	13.3	6	49.3	22.6
Fraksjon >C8-C10 µg/l				244	276	302	44.7	443	488	34.4	336	283
Fraksjon >C10-C12 µg/l				518	946	<5.0	868	929	1140	1500	171	1840
Fraksjon >C12-C16 µg/l				1760	367	<5.0	185	401	132	253	1350	251
Fraksjon >C16-C35 µg/l				286	298	<30	126	465	31	160	561	<30
Sum C5-C35 µg/l				2840	1920	330	1240	2300	1800	1950	2470	2400

MB5

Dato	Bakgrunns verdi	fare verdi=	iltaksverd i	14.12.2015	27.01.2016	31.03.2016	25.04.2016	23.05.2016	13.06.2016	15.07.2016	10.08.2016	20.09.2016	17.10.2016
Prøvetakingsmetode				Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Pumpe
PCB 28 µg/l				<0.00110	<0.00330	<0.00220	<0.00220	<0.00330	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00330	
PCB 52 µg/l				<0.00110	<0.00330	<0.00220	<0.00220	<0.00330	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00330	
PCB 101 µg/l				<0.000750	<0.00225	<0.00150	<0.00150	<0.00225	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.00225	
PCB 118 µg/l				<0.00110	<0.00330	<0.00220	<0.00220	<0.00330	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00330	
PCB 138 µg/l				<0.00120	<0.00360	<0.00240	<0.00240	<0.00360	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00360	
PCB 153 µg/l				<0.00110	<0.00330	<0.00220	<0.00220	<0.00330	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00330	
PCB 180 µg/l				<0.000950	<0.00285	<0.00190	<0.00190	<0.00285	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.00285	
Sum PCB-7* µg/l	0.01		0.01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
Naftalen µg/l	0.01	52.5	70	2580	1150	8720	62.5	523	122	74.8	127	<1.29	0.041
Acenaftylen µg/l				128	73	829	4.84	61.7	23.5	11.1	21.1	4.52	0.017
Acenaften µg/l				20.6	9.95	529	4.52	26	1.94	4.91	10.3	3.99	0.587
Fluoren µg/l				3.54	29.2	1900	15.8	101	3.92	10.2	27.7	9.19	0.08
Fenantren µg/l	0.003	3.75	5	29.5	93	3410	25	149	8.73	20.8	75.2	31.8	<0.020
Antracen µg/l	0.0007	3.75	5	3	7.56	238	1.75	13.5	0.939	2.95	8.51	4.69	0.016
Fluoranten µg/l	0.003	0.75	1	1.65	7.16	233	1.77	11.3	0.698	2.07	7.69	6.86	0.499
Pyren µg/l				0.504	12.7	418	3.9	21.1	0.774	2.25	8.6	7.04	0.237
Benso(a)antracen µg/l	0.0001	0.375	0.5	<0.010	1.73	67.6	0.403	2.76	0.093	0.253	0.901	0.652	<0.010
Krysen µg/l	0.003	0.15	0.2	<0.010	2	88.2	0.454	3.21	0.106	0.293	1.35	0.76	<0.010
Benso(b)fluoranter µg/l				<0.010	2.25	98.4	0.561	2.87	0.183	0.274	1.12	0.757	<0.010
Benso(k)fluoranten µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	0.739	39.3	0.21	1.36	0.042	0.104	0.644	0.285	<0.010
Benso(a)pyren µg/l	0.0005	0.0375	0.05	<0.010	1.75	71.2	0.392	2.84	0.074	0.238	1.15	0.586	<0.010
Dibenso(ah)antrac µg/l				<0.010	0.235	9.29	0.062	0.188	0.02	0.032	0.059	0.092	<0.010
Benso(ghi)perylene µg/l	0.0003	0.0375	0.05	<0.010	1.04	50.4	0.292	1.22	0.063	0.164	0.547	0.431	<0.010
Indeno(123cd)pyre µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	0.985	42.2	0.313	1.59	0.058	0.164	0.409	0.337	<0.010
Sum PAH-16 µg/l				2800	1400	17000	120	920	160	130	290	72	1.5
Bensen µg/l	0.2	22.5	30	54.8	63.1	133	237	183	<20.0	<20.0	2.8	<20.0	<0.50
Toluen* µg/l	7	750	1000	27.6	<50.0	22.8	79.2	31.1	<50.0	<50.0	5.1	<50.0	<0.50
Etylbensen* µg/l	4	112.5	150	12.6	261	22.1	1550	21.2	53.7	90.4	17	44.7	<0.50
o-Xylen													
m/p-Xylener													
Xylener* µg/l	0.2	52.5	70	211	856	55.9	2230	77.6	121	393	106.2	679	3.16
Sum BTEX µg/l		0		306	1180	234	4090	313	175	483	126	724	3.16
Fraksjon C5-C6 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<500	<5.0	<500	<500	<50.0	<500	<5.0
Fraksjon >C6-C8 µg/l				43.1	94.8	40.4	35200	257	2010	3620	1140	2080	<5.0
Fraksjon >C8-C10 µg/l				234	6820	520	1380000	8860	205000	346000	124000	370000	12.6
Fraksjon >C10-C11 µg/l				1500	1960	4770	284	967	322	1390	13900	56800	14.7
Fraksjon >C12-C11 µg/l				150	3480	16000	534	1920	4890	9990	88100	218000	23
Fraksjon >C16-C3 µg/l				33	2840	14900	841	1650	8070	11800	95400	227000	34
Sum C5-C35 µg/l				1960	15200	36200	1420000	13700	220000	373000	323000	874000	84.3

MB5

Dato	Bakgrunns verdi	"fare verdi=	Tiltaksverdi i	25.10.2016	31.10.2016	25.11.2016	20.12.2016	14.07.2017	9.1.2018	21.03.2018	30.05.2018	29.08.2018	14.11.2018
				Bailer	Pumpe	Pumpe	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer
Prøvetakingsmetode													
PCB 28 µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00440	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 52 µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00440	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 101 µg/l				<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.00300	<0.000750	<0.000750	<0.000750
PCB 118 µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00440	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 138 µg/l				<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00480	<0.00120	<0.00120	<0.00120
PCB 153 µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00440	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 180 µg/l				<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.00380	<0.000950	<0.000950	<0.000950
Sum PCB-7* µg/l	0.01		0.01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naftalen µg/l	0.01	52.5	70	0.168	0.061	227	172	<0.030	0.034	0.057	<0.030	<0.030	<0.030
Acenaftyleen µg/l				1.04	2.08	17	13.9	<0.010	4.29	0.027	<0.010	0.013	<0.010
Acenaften µg/l				1.4	2.08	3.51	2.7	<0.010	3.72	0.115	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoren µg/l				1.5	0.832	1.46	1.64	<0.010	4.27	0.12	<0.010	0.013	<0.010
Fenantren µg/l	0.003	3.75	5	0.405	<0.020	5.09	4.69	0.036	0.577	0.18	0.025	0.022	<0.020
Antracen µg/l	0.0007	3.75	5	0.475	0.21	0.791	0.941	0.019	0.166	0.373	<0.014	0.02	<0.010
Fluoranten µg/l	0.003	0.75	1	0.639	1.03	0.312	1.04	0.392	0.118	4.56	0.021	0.17	0.029
Pyren µg/l				0.241	0.423	0.079	0.432	1.47	0.056	2.15	0.574	0.54	0.2
Benso(a)antr: µg/l	0.0001	0.375	0.5	<0.010	0.019	<0.010	0.01	0.018	<0.010	0.075	<0.010	<0.010	<0.010
Krysen µg/l	0.003	0.15	0.2	<0.010	0.016	<0.010	0.011	0.01	<0.010	0.075	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(b)fluor µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	0.013	0.026	<0.010	0.064	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(k)fluor µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.011	<0.010	0.031	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(a)pyre µg/l	0.0005	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.018	<0.010	0.056	<0.010	<0.010	<0.010
Dibenso(ah)a µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(ghi)pe µg/l	0.0003	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.02	<0.010	0.053	<0.010	<0.010	<0.010
Indeno(123cc µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.014	<0.010	0.032	<0.010	<0.010	<0.010
Sum PAH-16 µg/l				5.9	6.8	260	200	2	13	8	0.62	0.78	0.23
Bensen µg/l	0.2	22.5	30	0.32	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	0.91	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
Toluen* µg/l	7	750	1000	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	12.7	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
Etylbensen* µg/l	4	112.5	150	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	3.47	11.2	3.7	<0.10	<0.10	<0.10
o-Xylen									39.5	2.6	<0.10	<0.10	<0.10
m/p-Xylener									<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
Xylener* µg/l	0.2	52.5	70	2.74	<0.3	<0.3	<0.3	10.56	39.5			n.d.	n.d.
Sum BTEX µg/l		0		3.06	n.d.	n.d.	n.d.	14	64.3	6.3	n.d.	n.d.	n.d.
Fraksjon C5-(µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C6 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	5.8	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C8 µg/l				90	7.3	12.7	17.2	27.2	25.4	28	<5.0	<5.0	7.9
Fraksjon >C1 µg/l				41.8	57.4	<5.0	239	176	79.4	216	13.8	9.7	25
Fraksjon >C1 µg/l				67.5	33.6	16.2	582	805	37	1990	253	142	210
Fraksjon >C1 µg/l				74	<30	<30	1380	1480	<30.0	2630	448	242	320
Sum C5-C35 µg/l				273	98.3	28.9	2220	2300	148	4860	715	394	563

MB5

Dato	Bakgrunns verdi	fare verdi=	Tiltaksverd i	25.10.2016	31.10.2016	25.11.2016	20.12.2016	14.07.2017	9.1.2018	21.03.2018	30.05.2018	29.08.2018	14.11.2018
				As (Arsen) µg/l	10	45	60	2.33	1.73	0.901	1.12	0.963	0.287
Cd (Kadmium) µg/l	0.4	4.5	6	0.187	0.113	0.0959	0.165	0.0803	<0.002	0.0491	0.0662	0.0984	0.213
Cr (Krom) µg/l	1	22.5	30	0.408	0.332	0.395	0.452	0.404	2.28	0.658	0.605	0.202	0.14
Cu (Kopper) µg/l	15	56.25	75	1.22	2.51	1.65	1.43	0.881	5.7	0.879	0.726	1.06	1.61
Hg (Kvikksølv) µg/l	0.05	0.225	0.3	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.01	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Ni (Nikkel) µg/l	15	56.25	75	13.1	12.2	9.26	8.79	3.21	2.87	3.13	3.36	6.4	27.9
Pb (Bly) µg/l	15	56.25	75	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.0605	0.0534	0.0243	0.0197	<0.01	<0.01
Zn (Sink)* µg/l	65	600	800	1.88	3.09	2.8	3.74	5.33	1.63	1.11	2.83	2.6	2.65
Cyanid-fri* µg/L	5	1125	1500	<5		<5	<5	<5					
Cyanid-total* µg/l	10	1125	1500	48		50	48	54					
Ledningsevne mS/m				31	30.1	29.1	28.8	25.1		83.8	36.1		
Suspendert s mg/l				10.6	205	86.3	480	6.8	9	140	200	180	1300
pH				7.17	7.04	7.04	7.13	7.2		6.2	7.4		
Dekantering								Ja		Ja	Ja	Ja	Ja
Filtrering				Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Fenolindeks mg/l													
Jern (filtrert) mg/l													
Jern (dekante) mg/l													
Temperatur v. °C										16	25		

Farge/skriftkoding av resultatene:

verdi lavere enn bakgrunnsverdi der hvor det er utarbeidet bakgrunnsverdier

verdi mellom bakgrunnsverdi og 75 % av tiltaksverdi

verdi mellom 75 % av tiltaksverdi og tiltaksverdi

verdi over tiltaksverdi

deteksjonsgrense høyere enn bakgrunnsverdi

MB6

Dato	Bakgrunns verdi	"fare verdi=	Tiltaksverdi	01.05.2015	01.06.2015	01.07.2015	01.08.2015	01.09.2015	sep-15 D	01.10.2015	okt-15 D	01.11.2015	01.12.2015
				Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer
PCB 28 µg/l				<0.00110	<0.00220	<0.00110	<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 52 µg/l				<0.00110	<0.00220	<0.00110	<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 101 µg/l				<0.000750	<0.00150	<0.000750	<0.00150	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750
PCB 118 µg/l				<0.00110	<0.00220	<0.00110	<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 138 µg/l				<0.00120	<0.00240	<0.00120	<0.00240	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120
PCB 153 µg/l				<0.00110	<0.00220	<0.00110	<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 180 µg/l				<0.000950	<0.00190	<0.000950	<0.00190	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950
Sum PCB-7*	0.01		0.01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naftalen µg/l	0.01	52.5	70	<0.030	0.031	<0.030	<0.030	<0.030	<0.030	<0.030	0.04	0.572	0.064
Acenaftylen µg/l				<0.010	0.039	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaften µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoren µg/l				<0.010	0.044	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fenantren µg/l	0.003	3.75	5	<0.020	0.231	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020
Antracen µg/l	0.0007	3.75	5	<0.010	0.073	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoranten µg/l	0.003	0.75	1	<0.010	0.308	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Pyren µg/l				<0.010	0.258	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(a)antracen µg/l	0.0001	0.375	0.5	<0.010	0.146	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Krysen µg/l	0.003	0.15	0.2	<0.010	0.118	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(b)fluoranten µg/l				<0.010	0.174	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(k)fluoranten µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	0.09	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(a)pyren µg/l	0.0005	0.0375	0.05	<0.010	0.201	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Dibenso(ah)antracen µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(ghi)perylene µg/l	0.0003	0.0375	0.05	<0.010	0.082	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Indeno(123cd)pyren µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	0.122	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Sum PAH-16 µg/l				n.d.	1.9	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.04	0.57	0.064
Bensen µg/l	0.2	22.5	30	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
Toluen* µg/l	7	750	1000	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
Etylbensen* µg/l	4	112.5	150	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
Xylener* µg/l	0.2	52.5	70	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150
Sum BTEX µg/l		0		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fraksjon C5-C6 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C6-C8 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C8-C10 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C10-C12 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C12-C16 µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C16-C35 µg/l				<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30
Sum C5-C35 µg/l	50		600	<55	<55	<55	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
As (Arsen) µg/l	10	45	60	40.3	6.75	6.47	0.23	<0.05	0.0735	<0.2	4.7	<0.1	<0.05
Cd (Kadmium) µg/l	0.4	4.5	6	0.607	0.161	0.175	0.0359	0.0177	0.0197	0.00886	0.0553	0.00392	0.00621
Cr (Krom) µg/l	1	22.5	30	810	103	78.2	1.59	0.158	0.963	0.284	106	7.86	7.26

MB6

Dato	Bakgrunns verdi	fare verdi=	Tiltaksverdi	01.05.2015	01.06.2015	01.07.2015	01.08.2015	01.09.2015	sep-15 D	01.10.2015	okt-15 D	01.11.2015	01.12.2015
Cu (Kopper) µg/l	15	56.25	75	381	35.2	58.9	4.16	2.11	3	2.23	36.6	1.31	1.42
Hg (Kvikksølv) µg/l	0.05	0.225	0.3	0.148	0.101	0.183	0.0026	<0.002	<0.002	<0.002	0.0229	<0.002	<0.002
Ni (Nikkel) µg/l	15	56.25	75	792	148	157	10.2	8.14	10.3	7.32	74.3	4.26	4.04
Pb (Bly) µg/l	15	56.25	75	85.7	28.8	28.6	0.452	<0.01	0.389	<0.01	12.1	<0.01	<0.01
Zn (Sink)* µg/l	65	600	800	603	80.6	83.1	4.33	3.26	3.91	1.54	73.6	0.51	1.99
Cyanid-fri* µg/L	5	1125	1500	<10	<5	<5	<5	<5	<5		<5	<5	<5
Cyanid-total* µg/L	10		1500	629	< 5	313	130	55	85		18	13	22
Ledningsevne mS/m				31.3	29.1	18.9	24.3	16.4	18	20.1	20.7	19.3	16.5
Suspendert stoff mg/l				851	7170	7210	2650	1634	1900	3036	1983	372	793
pH				6.35	6.57	6.6	6.6	6.5	6.6	6.4	6.5	6.49	6.7
Dekantering				Ja	Ja	Ja	Ja		Ja		Ja		
Filtrering								Ja		Ja		Ja	Ja

MB6

Dato	Bakgrunns verdi	"fare verdi=	Tiltaksverdi	31.03.2016	25.04.2016	23.05.2016	15.07.2016	28.09.2016	25.10.2016	25.11.2016	20.12.2016	14.07.2017	
				Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	
PCB 28	µg/l			<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	
PCB 52	µg/l			<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	
PCB 101	µg/l			<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	
PCB 118	µg/l			<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	
PCB 138	µg/l			<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	
PCB 153	µg/l			<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	
PCB 180	µg/l			<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	
Sum PCB-7*	µg/l	0.01	0.01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
Naftalen	µg/l	0.01	52.5	70	<0.030	<0.030	<0.030	<0.030	<0.030	<0.030	<0.030	<0.030	
Acenaftylen	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	
Acenaften	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	
Fluoren	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	
Fenantren	µg/l	0.003	3.75	5	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020	0.063	
Antracen	µg/l	0.0007	3.75	5	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.033	
Fluoranten	µg/l	0.003	0.75	1	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.5	
Pyren	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.447	
Benso(a)antr:	µg/l	0.0001	0.375	0.5	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.241	
Krysen	µg/l	0.003	0.15	0.2	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.219	
Benso(b)fluor	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.345	
Benso(k)fluor	µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.138	
Benso(a)pyre	µg/l	0.0005	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.352	
Dibenso(ah)a	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.035	
Benso(ghi)pe	µg/l	0.0003	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.257	
Indeno(123cc	µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.216	
Sum PAH-16	µg/l				n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2.9	
Bensen	µg/l	0.2	22.5	30	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20	
Toluen*	µg/l	7	750	1000	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50	
Etylbensen*	µg/l	4	112.5	150	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10	
Xylener*	µg/l	0.2	52.5	70	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.150	<0.3	<0.10	
Sum BTEX	µg/l		0		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
Fraksjon C5-(µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
Fraksjon >C6	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
Fraksjon >C8	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
Fraksjon >C1	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5	
Fraksjon >C1	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5	
Fraksjon >C1	µg/l				<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	70	
Sum C5-C35	µg/l	50		600	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	70	
As (Arsen)	µg/l	10	45	60	0.0948	0.914	0.0995	0.374	0.228	0.238	0.104	0.145	<0.3
Cd (Kadmium)	µg/l	0.4	4.5	6	0.0159	0.00834	0.0104	0.0204	0.0135	0.00749	0.00884	0.00423	<0.01
Cr (Krom)	µg/l	1	22.5	30	6.55	0.677	6.52	4.61	1.27	3.44	8.04	7.41	6.09

MB6

Dato	Bakgrunns verdi	"fare verdi= Tiltaksverdi	31.03.2016	25.04.2016	23.05.2016	15.07.2016	28.09.2016	25.10.2016	25.11.2016	20.12.2016	14.07.2017	
Cu (Kopper) µg/l	15	56.25	75	1.73	1.78	1.44	1.75	1.53	1.72	2.18	1.42	1.41
Hg (Kvikksølv) µg/l	0.05	0.225	0.3	<0.002	0.00869	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.01
Ni (Nikkel) µg/l	15	56.25	75	3.92	0.174	3.66	4.29	2.77	2.89	3.2	2.35	5.66
Pb (Bly) µg/l	15	56.25	75	0.0247	0.416	<0.01	<0.01	0.0139	<0.01	<0.01	<0.01	<0.05
Zn (Sink)* µg/l	65	600	800	3.31	0.485	1.15	3.1	0.701	10.6	14.4	1.92	3.02
Cyanid-fri* µg/L	5	1125	1500	15	<0.010	<5	<5	<5	<5	<5	<250	<5
Cyanid-total* µg/L	10		1500	104	328	47	36	13	7	12	<250	23
Ledningsevne mS/m				17.3	21	16.5	15.7	14.3	14.8	13.9	14.6	23.9
Suspendert s mg/l				346	564	40	1415	920	10.4	74.5	1540	10.5
pH				6.78	6.6	6.7	6.6	6.7	6.98	6.62	6.71	6.86
Dekantering												Ja
Filtrering				Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja

Farge/skriftkoding av resultatene:

verdi lavere enn bakgrunnsverdi der hvor det er utarbeidet bakgrunnsverdier

verdi mellom bakgrunnsverdi og 75 % av tiltaksverdi

verdi mellom 75 % av tiltaksverdi og tiltaksverdi

verdi over tiltaksverdi

deteksjonsgrense høyere enn bakgrunnsverdi

MB7

Dato	Bakgrunns verdi	fare verdi=	Tiltaksverdi	13.06.2016	15.07.2016	10.08.2016	20.09.2016	18.10.2016	25.10.2016	31.10.2016	31.10.2016	25.11.2016	25.11.2016	
Prøvetakingsmetode				Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Pumpe	Bailer	Pumpe	Bailer	Pumpe	Bailer	
PCB 28	µg/l			<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00220		<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	
PCB 52	µg/l			<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00220		<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	
PCB 101	µg/l			<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.00150		<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750	
PCB 118	µg/l			<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00220		<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	
PCB 138	µg/l			<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00240		<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120	
PCB 153	µg/l			<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00220		<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110	
PCB 180	µg/l			<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.00190		<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950	
Sum PCB-7*	µg/l	0.01	0.01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
Naftalen	µg/l	0.01	52.5	70	46.2	1150	862	1110	1240	1710	1280	0.597	506	395
Acenaftylen	µg/l				0.034	2.54	1.84	4.13	6.11	11.5	15.2	3.45	9.1	8.5
Acenaften	µg/l				0.211	0.728	0.546	0.886	0.817	1.26	1.27	1.01	0.968	0.824
Fluoren	µg/l				0.092	0.116	0.093	0.118	0.22	0.147	0.269	0.302	0.208	0.097
Fenantren	µg/l	0.003	3.75	5	<i>0.072</i>	<i>0.046</i>	<i>0.056</i>	<i>0.078</i>	<i>0.318</i>	<i>0.168</i>	<i>0.488</i>	<i>0.528</i>	<i>0.264</i>	<i>0.074</i>
Antracen	µg/l	0.0007	3.75	5	<i>0.019</i>	<i>0.012</i>	<i>0.016</i>	<i>0.026</i>	<i>0.033</i>	<i>0.026</i>	<i>0.035</i>	<i>0.041</i>	<i>0.032</i>	<0.010
Fluoranten	µg/l	0.003	0.75	1	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.012	0.021	0.072	0.064	<0.010	<0.010
Pyren	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	0.011	0.042	0.043	<0.010	<0.010
Benso(a)antracen	µg/l	0.0001	0.375	0.5	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Krysen	µg/l	0.003	0.15	0.2	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(b)fluoranten	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(k)fluoranten	µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(a)pyren	µg/l	0.0005	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Dibenso(ah)antracen	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(ghi)perylen	µg/l	0.0003	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Indeno(123cd)pyren	µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Sum PAH-16	µg/l				47	1200	860	1100	1300	1700	1300	6	520	400
Bensen	µg/l	0.2	22.5	30	2.13	<i>87.1</i>	<i>42.2</i>	<i>59.6</i>	<i>89.7</i>	<i>80</i>	<i>99.1</i>	<i>84.5</i>	<i>95.2</i>	<i>65.2</i>
Toluen*	µg/l	7	750	1000	<0.50	6.99	2.92	<i>6.04</i>	9	<i>9.94</i>	15	12	7.91	3.85
Etylbensen*	µg/l	4	112.5	150	6.49	80.4	0.28	109	14	81.7	174	75.6	47.5	8.17
o-Xylen	µg/l													
m/p-Xylener	µg/l													
Xylener*	µg/l	0.2	52.5	70	5.05	149.3	80.4	173	246.6	168.9	241.9	201.7	97.6	91.1
Sum BTEX	µg/l		0		13.7	324	126	348	359	340	530	374	248	168
Fraksjon C5-C6	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C6-C8	µg/l				<5.0	59.7	16.6	27.5	61.2	47.4	49.1	41.6	41.3	28
Fraksjon >C8-C10	µg/l				7.4	251	40.1	246	329	323	394	284	140	75.8
Fraksjon >C10-C12	µg/l				<5.0	1400	390	1090	11.3	265	61.7	80.1	14.7	12.8
Fraksjon >C12-C16	µg/l				<5.0	146	<5.0	1210	<5.0	32.7	16	46.2	7.9	6.2
Fraksjon >C16-C35	µg/l				<30	<30	<30	636	<30	<30	<30	<30	<30	<30
Sum C5-C35	µg/l	50		600	7.4	1860	447	3210	402	668	521	452	204	123
As (Arsen)	µg/l	10	45	60	3.37	2.12	0.118	0.176		0.161	0.319	0.249	0.129	0.106
Cd (Kadmium)	µg/l	0.4	4.5	6	0.0475	0.0173	0.00847	0.00312		<0.002	<0.002	0.0038	<0.002	<0.002

MB7

Dato	Bakgrunns verdi	fare verdi=	Tiltaksverdi	13.06.2016	15.07.2016	10.08.2016	20.09.2016	18.10.2016	25.10.2016	31.10.2016	31.10.2016	25.11.2016	25.11.2016
Cr (Krom)	µg/l	1	22.5	30	22.6	6.94	0.53	0.333	0.131	0.174	0.177	0.14	0.178
Cu (Kopper)	µg/l	15	56.25	75	29.9	11.7	0.715	0.181	0.168	1.01	1.9	0.349	2.91
Hg (Kvikksølv)	µg/l	0.05	0.225	0.3	0.00898	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Ni (Nikkel)	µg/l	15	56.25	75	8.97	2.95	1.52	0.849	1.44	2.23	2.3	1.22	1.6
Pb (Bly)	µg/l	15	56.25	75	0.962	0.597	<0.01	<0.01	<0.01	0.0104	<0.01	<0.01	<0.01
Zn (Sink)*	µg/l	65	600	800	5.09	2.58	4.24	5.58	1.51	1.07	3.2	1.67	1.81
Cyanid-fri*	µg/L	5	1125	1500	<5	<5	<5	<5	<5			<5	<5
Cyanid-total*	µg/L	10		1500	<50	0.03	35	41	28			47	51
Ledningsevne	mS/m				39.4	68.6	81.5	87.4	91.4		92.9	83.2	98.2
Suspendert stoff (mg/l)	mg/l				432	406	280	113	40.4		415	673	31.2
pH					6.4	6.5	6.5	6.6	6.77		6.68	6.77	6.69
Dekantering													
Filtrering					Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja

Farge/skriftkoding av resultatene:

verdi lavere enn bakgrunnsverdi der hvor det er utarbeidet bakgrunnsverdier

verdi mellom bakgrunnsverdi og 75 % av tiltaksverdi

verdi mellom 75 % av tiltaksverdi og tiltaksverdi

verdi over tiltaksverdi

deteksjonsgrense høyere enn bakgrunnsverdi

MB7

Dato	Bakgrunns verdi	"fare verdi="	Tiltaksverdi	14.07.2017	21.03.2018	30.05.2018	29.08.2018	14.11.2018
Prøvetakingsmetode				Bailer	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer
PCB 28 µg/l				<0.00110	<0.00440	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 52 µg/l				<0.00110	<0.00440	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 101 µg/l				<0.000750	<0.00300	<0.000750	<0.000750	<0.000750
PCB 118 µg/l				<0.00110	<0.00440	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 138 µg/l				<0.00120	<0.00480	<0.00120	<0.00120	<0.00120
PCB 153 µg/l				<0.00110	<0.00440	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 180 µg/l				<0.000950	<0.00380	<0.000950	<0.000950	<0.000950
Sum PCB-7* µg/l	0.01		0.01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naftalen µg/l	0.01	52.5	70	0.263	671	*****	4.43	<0.030
Acenaftylen µg/l				2.45	0.417	*****	0.058	<0.010
Acenaften µg/l				0.579	0.38	*****	0.165	<0.010
Fluoren µg/l				0.094	0.132	*****	0.062	<0.010
Fenantren µg/l	0.003	3.75	5	0.029	0.028	*****	<0.020	<0.020
Antracen µg/l	0.0007	3.75	5	<0.010	<0.010	*****	<0.010	<0.010
Fluoranten µg/l	0.003	0.75	1	<0.010	<0.010	*****	<0.010	<0.010
Pyren µg/l				<0.010	<0.010	*****	<0.010	<0.010
Benso(a)antr: µg/l	0.0001	0.375	0.5	<0.010	<0.010	*****	<0.010	<0.010
Krysen µg/l	0.003	0.15	0.2	<0.010	<0.010	*****	<0.010	<0.010
Benso(b)fluor µg/l				<0.010	<0.010	*****	<0.010	<0.010
Benso(k)fluor µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	*****	<0.010	<0.010
Benso(a)pyre µg/l	0.0005	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	*****	<0.010	<0.010
Dibenso(ah)a µg/l				<0.010	<0.010	*****	<0.010	<0.010
Benso(ghi)pe µg/l	0.0003	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	*****	<0.010	<0.010
Indeno(123cc µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	*****	<0.010	<0.010
Sum PAH-16 µg/l				3.4	670	*****	4.7	n.d.
Bensen µg/l	0.2	22.5	30	50.8	45.1	45.2	24.3	0.37
Toluen* µg/l	7	750	1000	7.86	3.04	3.83	1.72	<0.50
Etylbensen* µg/l	4	112.5	150	84.4	80.4	78.4	31.4	<0.10
o-Xylen µg/l					36.2	37.8	15.7	<0.10
m/p-Xylener µg/l					46	43.1	16.8	<0.20
Xylener* µg/l	0.2	52.5	70	181.2			32.5	n.d.
Sum BTEX µg/l		0		324	211	208	89.9	0.37
Fraksjon C5-(µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C6 µg/l				<5.0	23.6	16.2	8.9	<5.0
Fraksjon >C8 µg/l				<5.0	139	76.2	34.9	<5.0
Fraksjon >C1 µg/l				6	567	6.6	8.3	<5.0
Fraksjon >C1 µg/l				<5	242	8.1	<5.0	<5.0
Fraksjon >C1 µg/l				<30	43.9	<30.0	<30.0	<30.0
Sum C5-C35 µg/l	50		600	n.d.	1020	107	52.1	n.d.
As (Arsen) µg/l	10	45	60	<0.3	0.0827	0.135	0.172	0.163
Cd (Kadmiurr µg/l	0.4	4.5	6	<0.01	<0.002	0.00483	0.0233	0.0746

MB7

Dato	Bakgrunns verdi	"fare verdi="	Tiltaksverdi	14.07.2017	21.03.2018	30.05.2018	29.08.2018	14.11.2018
Cr (Krom) µg/l	1	22.5	30	0.125	0.12	0.188	0.338	0.271
Cu (Kopper) µg/l	15	56.25	75	1.69	0.923	0.963	4.16	7.58
Hg (Kvikksølv) µg/l	0.05	0.225	0.3	<0.01	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Ni (Nikkel) µg/l	15	56.25	75	0.821	1.15	1.74	5.3	21.4
Pb (Bly) µg/l	15	56.25	75	<0.05	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Zn (Sink)* µg/l	65	600	800	1.69	0.554	4.35	8.43	21.8
Cyanid-fri* µg/L	5	1125	1500	<5				
Cyanid-total* µg/L	10		1500	33				
Ledningsevne mS/m				113		101		
Suspendert s mg/l				26.8	190	270	390	1700
pH				7.06		6.8		
Dekantering				Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Filtrering				Ja	Ja	Ja	Ja	Ja

MB9

Dato		Bakgrunnsverdi	"fare verdi="	Tiltaksverdi	21.03.2018	30.05.2018	14.11.2018
					Bailer	Bailer	Bailer
PCB 28	µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 52	µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 101	µg/l				<0.000750	<0.000750	<0.000750
PCB 118	µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 138	µg/l				<0.00120	<0.00120	<0.00120
PCB 153	µg/l				<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 180	µg/l				<0.000950	<0.000950	<0.000950
Sum PCB-7*	µg/l	0.01		0.01	n.d.	n.d.	n.d.
Naftalen	µg/l	0.01	52.5	70	<0.030	<0.030	<0.030
Acenaftylen	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010
Acenaften	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010
Fluoren	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010
Fenantren	µg/l	0.003	3.75	5	<0.020	<0.020	<0.020
Antracen	µg/l	0.0007	3.75	5	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoranten	µg/l	0.003	0.75	1	<0.010	<0.010	<0.010
Pyren	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010
Benso(a)antracen	µg/l	0.0001	0.375	0.5	<0.010	<0.010	<0.010
Krysen	µg/l	0.003	0.15	0.2	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(b)fluoranten	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010
Benso(k)fluoranten	µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(a)pyren	µg/l	0.0005	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010
Dibenso(ah)antracen	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010
Benso(ghi)perylene	µg/l	0.0003	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010
Indeno(123cd)pyren	µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010
Sum PAH-16	µg/l				n.d.	n.d.	n.d.
Bensen	µg/l	0.2	22.5	30	<0.20	<0.20	<0.20
Toluen*	µg/l	7	750	1000	<0.50	<0.50	<0.50
Etylbensen*	µg/l	4	112.5	150	<0.10	<0.10	<0.10
o-Xylen	µg/l				<0.10	<0.10	<0.10
m/p-Xylener	µg/l				<0.20	<0.20	<0.20
Xylener*	µg/l	0.2	52.5	70			
Sum BTEX	µg/l		0		n.d.	n.d.	n.d.
Fraksjon C5-C6	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C6-C8	µg/l				8.5	<5.0	<5.0
Fraksjon >C8-C10	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C10-C12	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C12-C16	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0

MB9

Dato		Bakgrunnsverdi	"fare verdi="	Tiltaksverdi	21.03.2018	30.05.2018	14.11.2018
Fraksjon >C16-C35	µg/l				<30.0	<30.0	<30.0
Sum C5-C35	µg/l				n.d.	n.d.	n.d.
As (Arsen)	µg/l	10	45	60	0.773	0.308	0.148
Cd (Kadmium)	µg/l	0.4	4.5	6	1.49	0.766	0.926
Cr (Krom)	µg/l	1	22.5	30	1.96	3.33	1.14
Cu (Kopper)	µg/l	15	56.25	75	29.2	30.5	55.9
Hg (Kvikksølv)	µg/l	0.05	0.225	0.3	<0.002	<0.002	<0.002
Ni (Nikkel)	µg/l	15	56.25	75	353	398	537
Pb (Bly)	µg/l	15	56.25	75	1.98	1.1	1.04
Zn (Sink)*	µg/l	65	600	800	123	129	175
Cyanid-fri*	µg/L	5	1125	1500			
Cyanid-total*	µg/l	10	1125	1500			
Ledningsevne	mS/m					119	
Suspendert stoff	mg/l				800	180	240
pH						3.7	
Dekantering					Ja	Ja	Ja
Homogenisering							
Filtrering					Ja	Ja	Ja

Farge/skriftkoding av resultatene:

verdi lavere enn bakgrunnsverdi der hvor det er utarbeidet bakgrunnsverdier

verdi mellom bakgrunnsverdi og 75 % av tiltaksverdi

verdi mellom 75 % av tiltaksverdi og tiltaksverdi

verdi over tiltaksverdi

deteksjonsgrense høyere enn bakgrunnsverdi

MB10

Dato	Bakgrunnsverdi	"fare verdi="	Tiltaksverdi	21.03.2018	30.05.2018	29.08.2018	14.11.2018
				Bailer	Bailer	Bailer	Bailer
PCB 28	µg/l			<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 52	µg/l			<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 101	µg/l			<0.000750	<0.000750	<0.000750	<0.000750
PCB 118	µg/l			<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 138	µg/l			<0.00120	<0.00120	<0.00120	<0.00120
PCB 153	µg/l			<0.00110	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 180	µg/l			<0.000950	<0.000950	<0.000950	<0.000950
Sum PCB-7*	µg/l	0.01	0.01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naftalen	µg/l	0.01	52.5	70	<0.030	<0.030	<0.030
Acenaftylen	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010
Acenaften	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010
Fluoren	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010
Fenantren	µg/l	0.003	3.75	5	<0.020	<0.020	<0.020
Antracen	µg/l	0.0007	3.75	5	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoranten	µg/l	0.003	0.75	1	<0.010	<0.010	<0.010
Pyren	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010
Benso(a)antracen	µg/l	0.0001	0.375	0.5	<0.010	<0.010	<0.010
Krysen	µg/l	0.003	0.15	0.2	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(b)fluoranten	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010
Benso(k)fluoranten	µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(a)pyren	µg/l	0.0005	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010
Dibenso(ah)antracen	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010
Benso(ghi)perylene	µg/l	0.0003	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010
Indeno(123cd)pyren	µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010
Sum PAH-16	µg/l				n.d.	n.d.	n.d.
Bensen	µg/l	0.2	22.5	30	<0.20	<0.20	<0.20
Toluen*	µg/l	7	750	1000	<0.50	<0.50	<0.50
Etylbensen*	µg/l	4	112.5	150	<0.10	<0.10	<0.10
o-Xylen	µg/l				<0.10	<0.10	<0.10
m/p-Xylener	µg/l				<0.20	<0.20	<0.20
Xylener*	µg/l	0.2	52.5	70		n.d.	n.d.
Sum BTEX	µg/l		0		n.d.	n.d.	n.d.
Fraksjon C5-C6	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C6-C8	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C8-C10	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C10-C12	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C12-C16	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0

MB10

Dato	Bakgrunnsverdi	"fare verdi="	Tiltaksverdi	21.03.2018	30.05.2018	29.08.2018	14.11.2018	
Fraksjon >C16-C35	µg/l			<30.0	<30.0	<30.0	<30.0	
Sum C5-C35	µg/l			n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
As (Arsen)	µg/l	10	45	60	1.13	5.38	1.1	0.812
Cd (Kadmium)	µg/l	0.4	4.5	6	0.0884	0.034	0.124	0.0587
Cr (Krom)	µg/l	1	22.5	30	0.0434	0.0659	0.0531	0.0378
Cu (Kopper)	µg/l	15	56.25	75	3.25	1.81	3.78	3.96
Hg (Kvikksølv)	µg/l	0.05	0.225	0.3	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Ni (Nikkel)	µg/l	15	56.25	75	9.04	10.3	9.02	7.13
Pb (Bly)	µg/l	15	56.25	75	0.0196	0.16	0.13	0.0497
Zn (Sink)*	µg/l	65	600	800	0.658	0.888	2.46	1.71
Cyanid-fri*	µg/L	5	1125	1500				
Cyanid-total*	µg/l	10	1125	1500				
Ledningsevne	mS/m					78.3		
Suspendert stoff	mg/l				9900	13000	2200	2300
pH						7.3		
Dekantering					Ja	Ja	Ja	Ja
Filtrering					Ja	Ja	Ja	Ja

Farge/skriftkoding av resultatene:

verdi lavere enn bakgrunnsverdi der hvor det er utarbeidet bakgrunnsverdier

verdi mellom bakgrunnsverdi og 75 % av tiltaksverdi

verdi mellom 75 % av tiltaksverdi og tiltaksverdi

verdi over tiltaksverdi

deteksjonsgrense høyere enn bakgrunnsverdi

MB11

Dato		Bakgrunnsverdi			21.03.2018	30.05.2018	29.08.2018	14.11.2018
		erdi	"fare verdi=	Tiltaksverdi	Bailer	Bailer	Bailer	Bailer
PCB 28	µg/l				<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 52	µg/l				<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 101	µg/l				<0.00150	<0.000750	<0.000750	<0.000750
PCB 118	µg/l				<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 138	µg/l				<0.00240	<0.00120	<0.00120	<0.00120
PCB 153	µg/l				<0.00220	<0.00110	<0.00110	<0.00110
PCB 180	µg/l				<0.00190	<0.000950	<0.000950	<0.000950
Sum PCB-7*	µg/l	0.01		0.01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naftalen	µg/l	0.01	52.5	70	<0.030	<0.030	<0.030	<0.030
Acenaftylen	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaften	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoren	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fenantren	µg/l	0.003	3.75	5	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020
Antracen	µg/l	0.0007	3.75	5	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoranten	µg/l	0.003	0.75	1	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Pyren	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(a)antracen	µg/l	0.0001	0.375	0.5	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Krysen	µg/l	0.003	0.15	0.2	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(b)fluoranten	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(k)fluoranten	µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(a)pyren	µg/l	0.0005	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Dibenso(ah)antracen	µg/l				<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(ghi)perylene	µg/l	0.0003	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Indeno(123cd)pyren	µg/l	0.0004	0.0375	0.05	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Sum PAH-16	µg/l				n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Bensen	µg/l	0.2	22.5	30	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
Toluen*	µg/l	7	750	1000	<0.50	<0.50	<0.50	<0.50
Etylbensen*	µg/l	4	112.5	150	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
o-Xylen	µg/l				<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
m/p-Xylener	µg/l				<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
Xylener*	µg/l	0.2	52.5	70			n.d.	n.d.
Sum BTEX	µg/l		0		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fraksjon C5-C6	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C6-C8	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C8-C10	µg/l				<5.0	<5.0	<5.0	<5.0

MB11

Dato	Bakgrunnsverdi	"fare verdi="	Tiltaksverdi	21.03.2018	30.05.2018	29.08.2018	14.11.2018	
Fraksjon >C10-C12	µg/l			<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
Fraksjon >C12-C16	µg/l			<5.0	<5.0	<5.0	<5.0	
Fraksjon >C16-C35	µg/l			<30.0	<30.0	<30.0	<30.0	
Sum C5-C35	µg/l			n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
As (Arsen)	µg/l	10	45	60	0.636	0.317	0.294	0.471
Cd (Kadmium)	µg/l	0.4	4.5	6	0.00614	0.00883	0.0731	0.0333
Cr (Krom)	µg/l	1	22.5	30	0.0637	0.125	0.132	0.115
Cu (Kopper)	µg/l	15	56.25	75	1.57	1.64	1.72	1.28
Hg (Kvikksølv)	µg/l	0.05	0.225	0.3	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
Ni (Nikkel)	µg/l	15	56.25	75	2.65	3.26	24.3	16.8
Pb (Bly)	µg/l	15	56.25	75	<0.01	<0.01	0.012	<0.01
Zn (Sink)*	µg/l	65	600	800	<0.2	0.885	2.15	2.51
Cyanid-fri*	µg/L	5	1125	1500				
Cyanid-total*	µg/l	10	1125	1500				
Ledningsevne	mS/m					72.1		
Suspendert stoff	mg/l				8300	4900	7400	3400
pH						7.1		
Dekantering					Ja	Ja	Ja	Ja
Filtrering					Ja	Ja	Ja	Ja

Farge/skriftkoding av resultatene:

verdi lavere enn bakgrunnsverdi der hvor det er utarbeidet bakgrunnsverdier

verdi mellom bakgrunnsverdi og 75 % av tiltaksverdi

verdi mellom 75 % av tiltaksverdi og tiltaksverdi

verdi over tiltaksverdi

deteksjonsgrense høyere enn bakgrunnsverdi

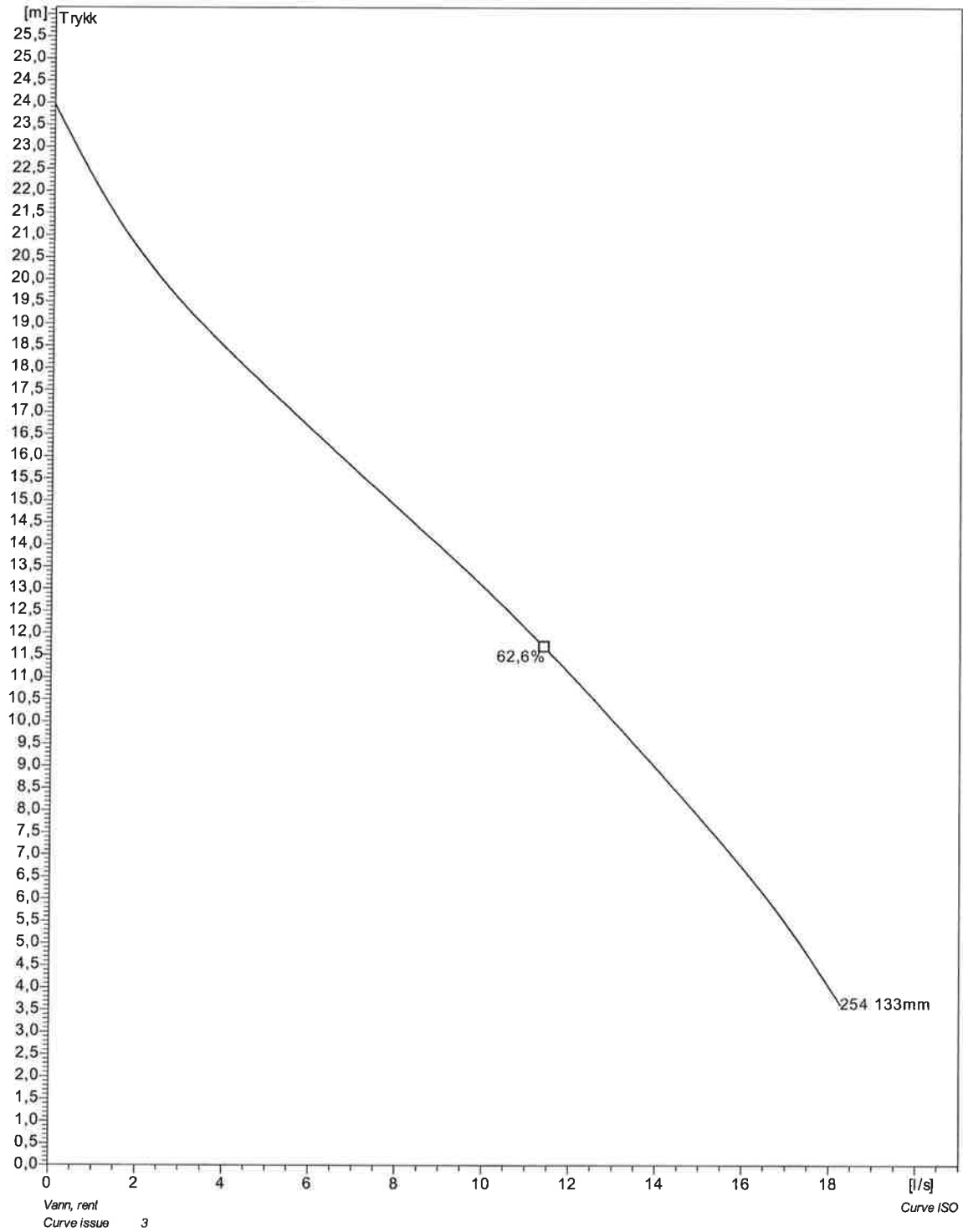
Vedlegg C

Dato	MB1 [moh]	MB2 [moh]	MB3 [moh]	MB4 [moh]	MB5 [moh]	MB6 [moh]	MB7 [moh]	MB9 [moh]	MB10 [moh]	MB11 [moh]
2015-04-22	3.2	3.27	3.71							
2015-05-29	3.31		3.79			3.56				
2015-06-22	3.46	3.42	3.86			3.6				
2015-07-22	3.5	3.49	3.87			3.68				
2015-09-21		3.52	3.9	3.1	3.01	3.71				
2015-09-28				3.11	3.01					
2016-01-27				3.2	2.86	3.81				
2016-03-31	3.76	3.63	4.13	3.27	3.06	3.88				
2016-04-25	3.76	3.62	4.13	3.33	3.1	3.92				
2016-05-23	3.73	3.62	4.1	3.39	3.16	3.88				
2016-05-30	3.83	3.66	4.2	3.4						
2016-06-13		3.63		3.3			3.196			
2016-07-14		3.63		3.25	3.31	3.76	2.986			
2016-08-23		3.65		3.2	3.16		2.926			
2016-09-20		3.6					2.936			
2016-09-28		3.65		3.21	3.26	3.73	2.936			
2016-10-07		3.64		3.18	3.26	3.71	2.916			
2016-10-10		3.63		3.16	3.27	3.71	2.906			
2016-10-18		3.63		3.29	3.26	3.73	3.001			
2016-10-20		3.63			3.26	3.74	2.966			
2016-10-25		3.62		3.255	3.25	3.73	2.986			
2016-10-31		3.62		3.26	3.22	3.74	2.976			
2016-11-04		3.6		3.27	3.23	3.77	2.976			
2016-11-09	3.434									
2016-11-25	3.494	3.66		3.31	3.27	3.841	2.996			
2016-12-20	3.584	3.683		3.44	3.4	3.991	3.186			
2018-03-21	2.7				2.6		2.4	2.5	0.2	2.4
2018-05-30	2.6				2.5		2.3	2.3	0.1	2.2
2018-08-29	2.4				2.3		2.1		0.3	2
2019-03-01	2.82	3.09		2.68	2.71	2.98	2.54	2.61	0.43	2.45

Vedlegg D

NP 3085 SH 3~ Adaptive 254

Duty Analysis



Prosjekt

Prosjekt-ID

Skapt av

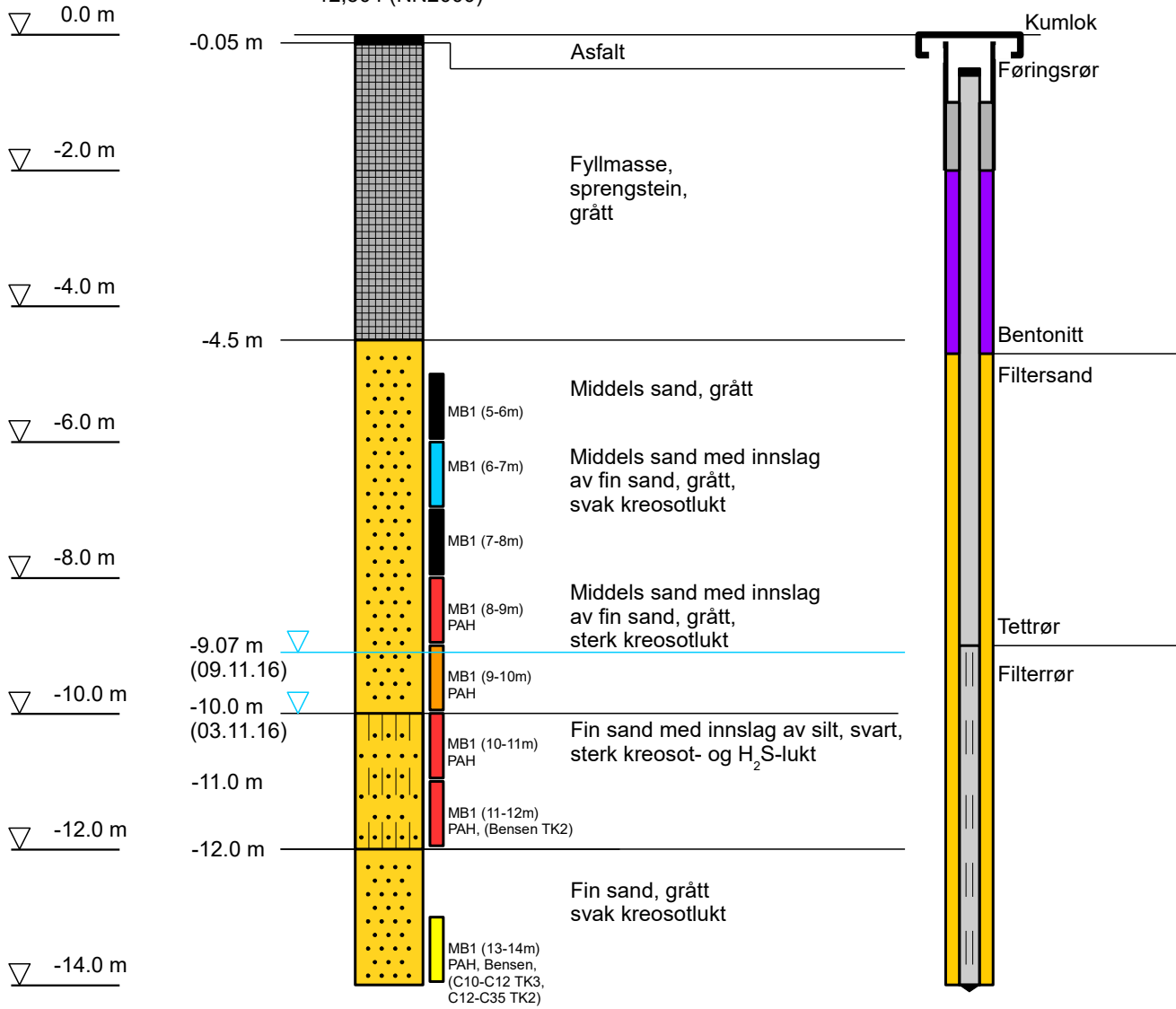
Skapt den
2015-08-26

Siste oppdatering

Vedlegg E

MB1 (11/2016)

+12,504 (NN2000)



	Asfalt
	Fyllmasse
	Silt
	Sand
	Grunnvannsnivå
	Blandprøve, ikke analysert

REV.	REVIDERENGEN GJELDER	TEGN.	KONTR.	DATO
<small> Dette dokument er utarbeidet av Norconsult AS for den oppdragsgiver og i anledning det oppdrag som fremgår nedenfor. Innholdet i dokumentet er Norconsult AS' eiendom. Dokument skal bare benyttes for det formål som oppdraget gjelder, og må ikke kopieres eller gjøres tilgjengelig i større utstrækning enn formålet tillater. </small>				
Betongmast / Statsbygg			Målestokk A4; 1:100	
Grunnvannsovervåking HiST Reetablering av MB1				
Norconsult		Oppdragsnummer 5142976	Tegningsnummer 0	Revisjon 0
Godkjent ULHAU	Kontr. ULHAU			

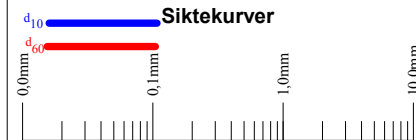
HiST miljøbrønner

Borehull Mb8

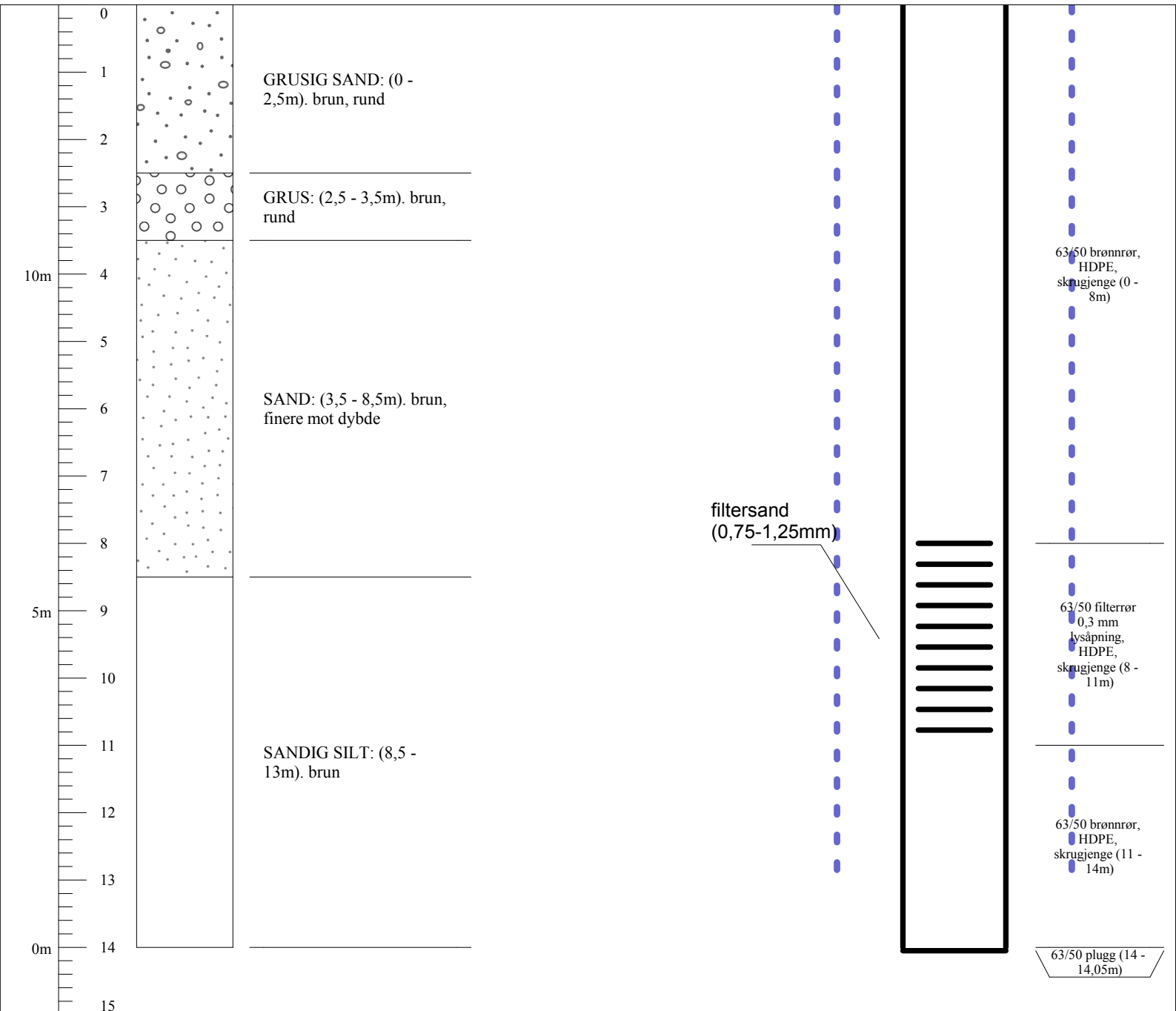
Borelogg og brønnutforming

Borer Trondheim brønnboring
 Litologi elveavsetning
 Dato utført: mai 15

Moh / dybde	Lithologi og beskrivelse
-------------	--------------------------



Brønn utforming (rørlengde gitt fra brønnrørtopp)
--



Sted	HiST	Øst	569228,354	Borer:	Trondheim brønnboring	Statisk vannivå (m):	ingen gv
Kommune	Trd	Nord	7033985,1	Hydrogeolog:	J. Allen	Spes. kap (l/s pr m)	-
Fylke	S. Trdlag	Kart datum	33N	Boremetode	ODEX	Vannivå under pumping (m)	-
		Brønntopp (moh)	14,021	Borediameter	139	Pumperate under testing (l/s)	-

HiST miljøbrønner

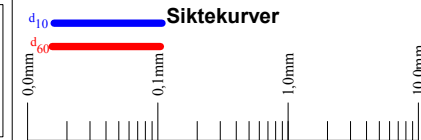
Borehull Pb5

Borelogg og brønnutforming

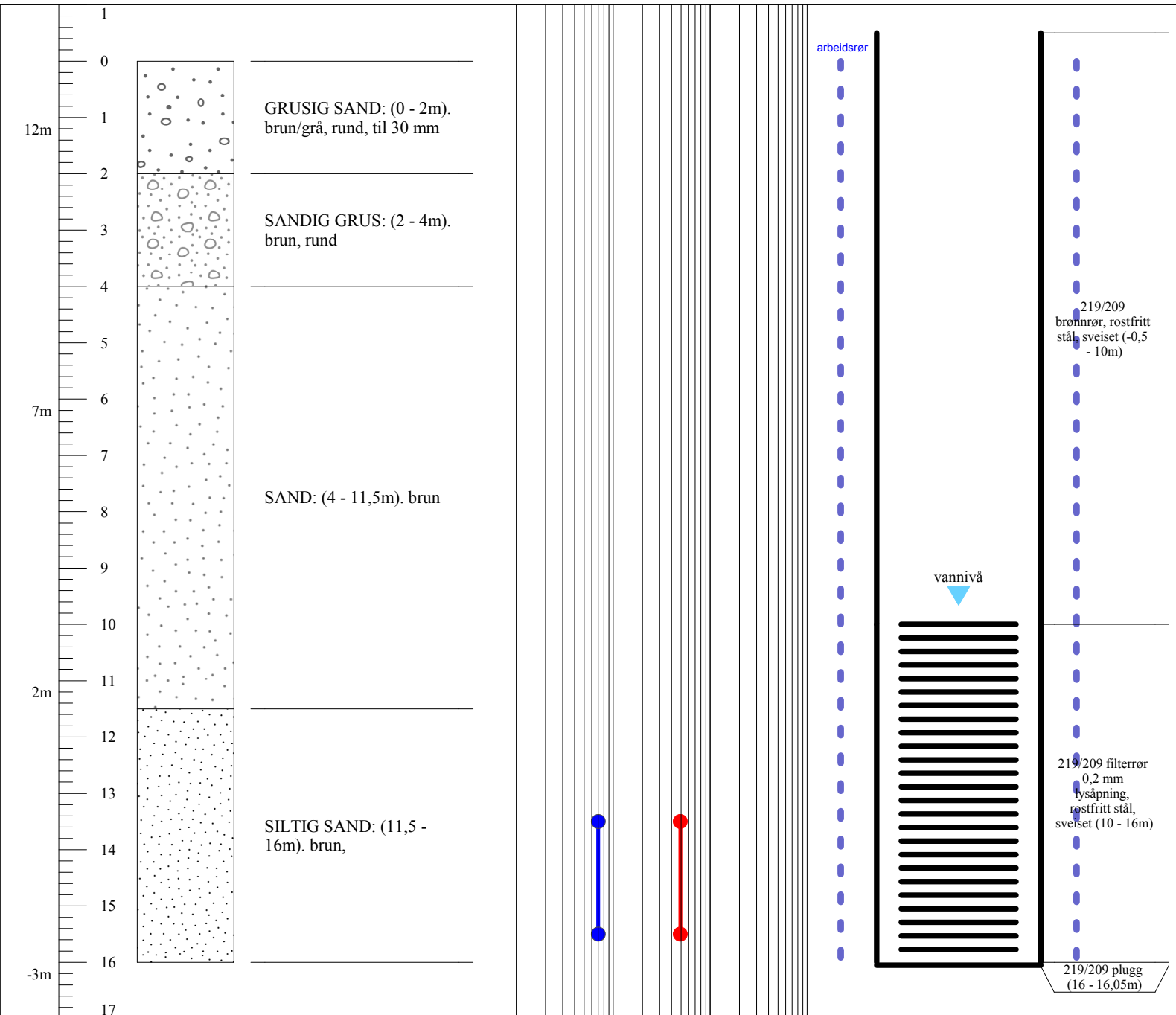
Norconsult

Borer Trondheim brønnboring
 Litologi elveavsetning
 Dato utført: mai 15

Moh / dybde	Lithologi og beskrivelse
-------------	--------------------------



Brønn utforming
 (rørlengde gitt fra brønnrørtopp)



Sted	HiST	Øst	569238,46	Borer:	Trondheim brønnboring	Statisk vannivå (m):	10 mut
Kommune	Trd	Nord	7034113,768	Hydrogeolog:	J. Allen	Spes. kap (l/s pr m)	-
Fylke	S. Trdlag	Kart datum	33N	Boremetode	ODEX	Vannivå under pumping (m)	-
		Brønntopp (moh)	13,208	Borediameter	273	Pumperate under testing (l/s)	-

HiST miljøbrønner

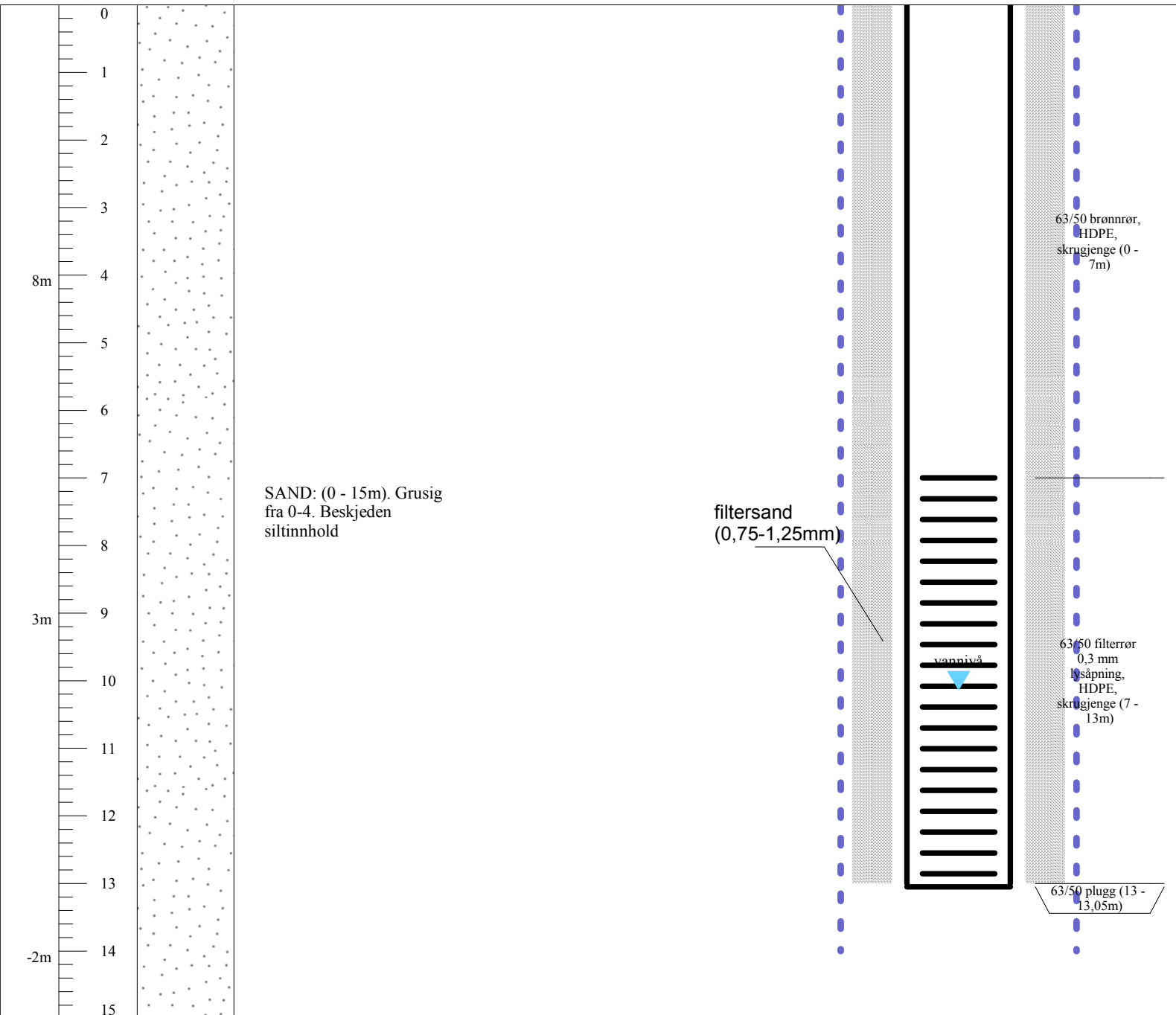
Borehull Mb7

Borelogg og brønnutforming

Norconsult

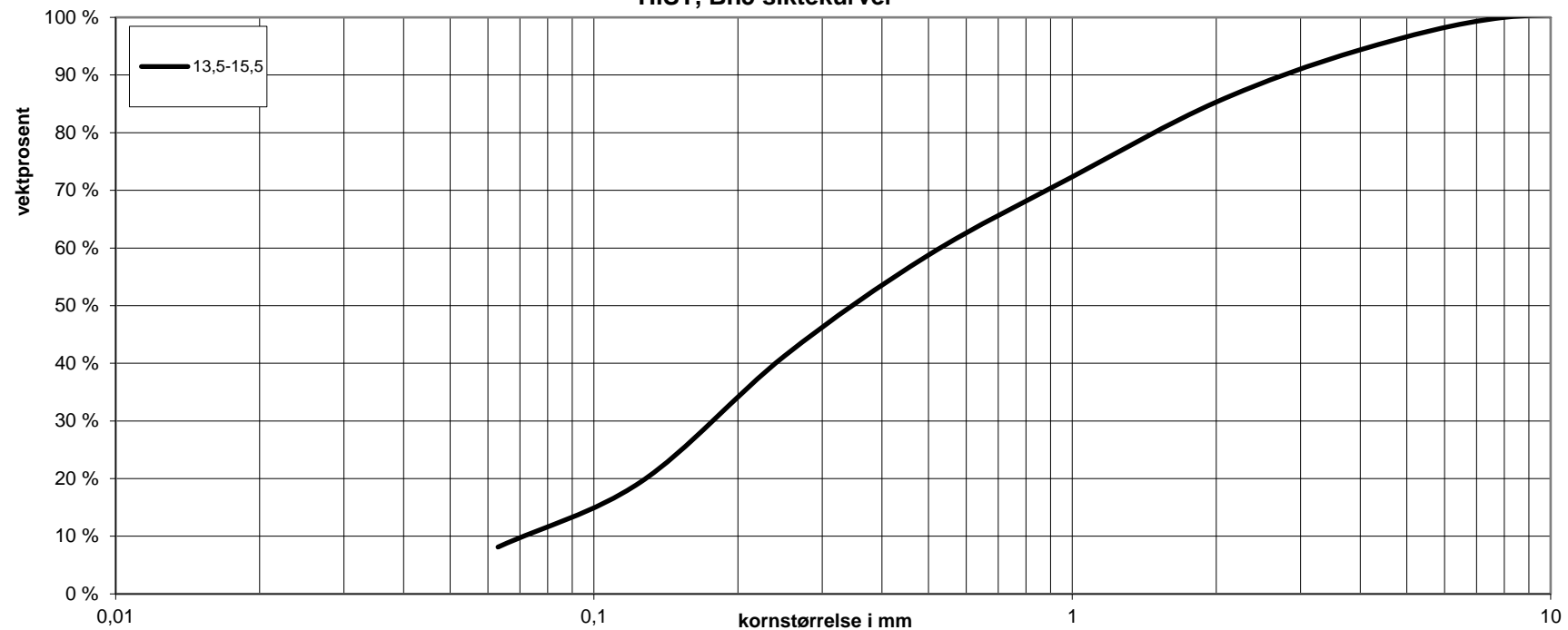
Borer Trondheim brønnboring
 Litologi elveavsetning
 Dato utført: mai 15

Moh / dybde	Lithologi og beskrivelse	<p>Siktekurver</p>	<p>Brønn utforming (rørlengde gitt fra brønnrørtopp)</p>
-------------	--------------------------	---------------------------	---



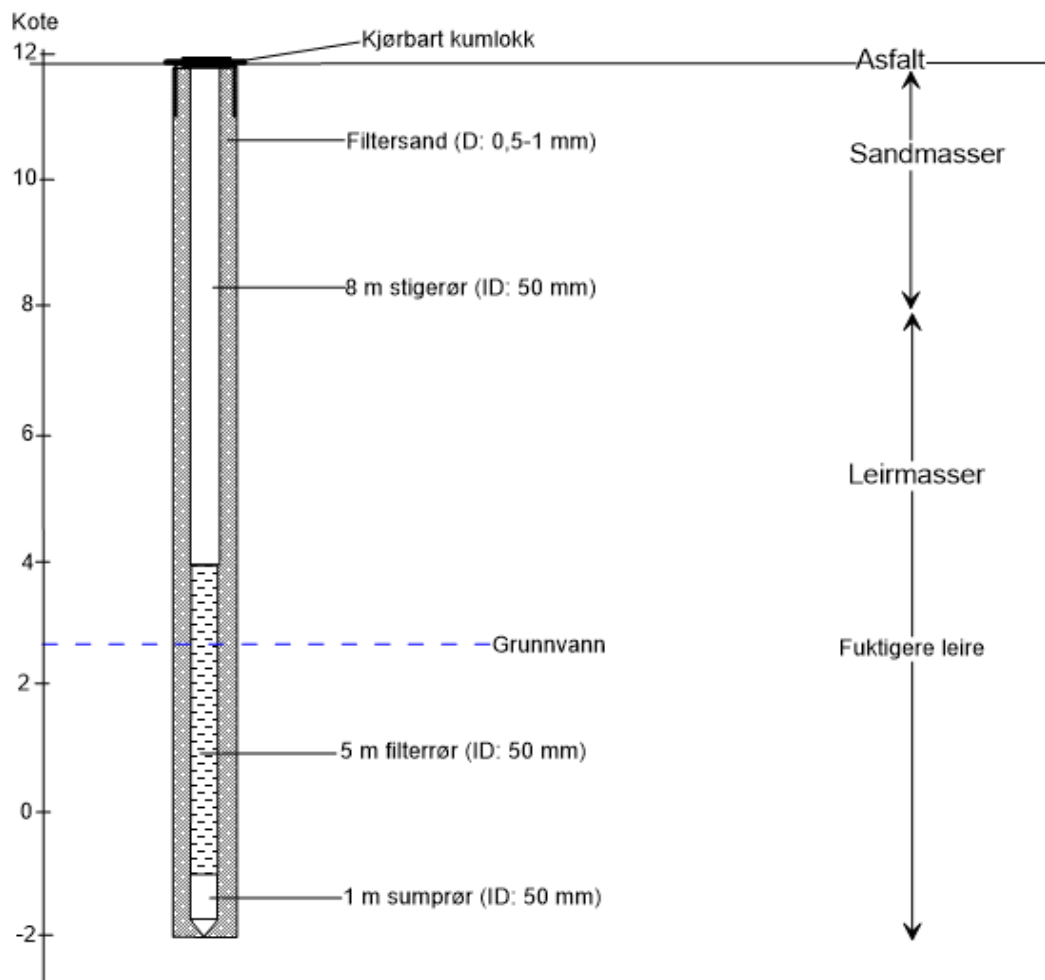
Sted	HiST	Øst	569223,611	Borer: Trondheim brønnboring	Statisk vannivå (m):	10 mut	
Kommune	Trd	Nord	7034134,459	Hydrogeolog: J. Allen	Spes. kap (l/s pr m)	-	
Fylke	S. Trdlag	Kart datum	33N	Boremetode	ODEX	Vannivå under pumping (m)	-
		Brønntopp (moh)	12,086	Borediameter	139	Pumperate under testing (l/s)	-

HiST, Bh5 siktekurver



AKRINN - NYE BRØNNER 2018

MB9



Etablert dato:	14.02.18	Kl	11:00
-----------------------	----------	-----------	-------

Koordinater (UTM32)

Øst	569226,80	Nord	7034174,40
Terreng	11,94 (NN2000)		

Brønndyp	14 m
Filterlengde	5 m

Slisseåpning	0,3 mm
---------------------	--------

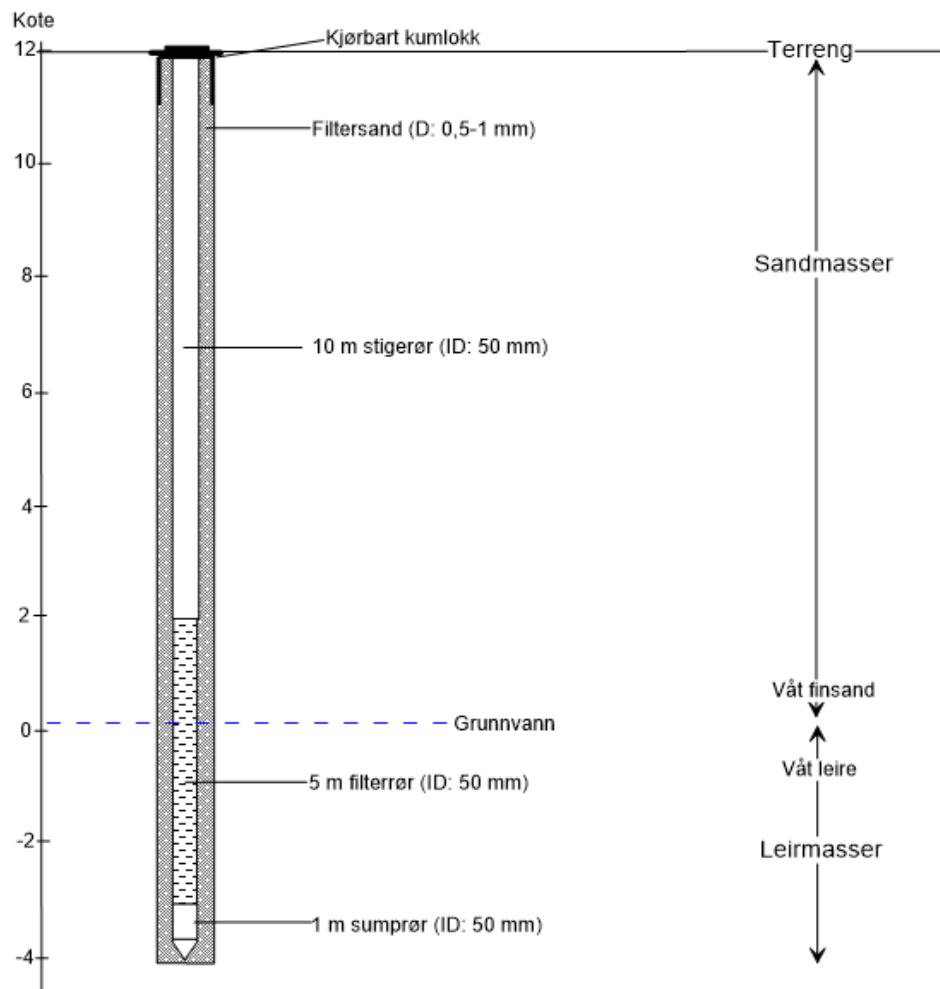
Observasjoner

Finsand/grus ved 0,5 m
 Noe mer grovere masser ved 1,5 m dyp
 Fuktig sand ved ca 2 m dyp
 Mer plastiske masser fra 4 m dyp
 Tydelig leiremasser fra 6 m dyp
 Fuktigere leire mellom 9 og 10 m dyp

Prosjektnr:	5177752
Dokumentnr:	RIM-02
Oppdragsgiver:	Statsbygg

AKRINN - NYE BRØNNER 2018

MB10



Etablert dato:	13.02.18	KI	16:00
-----------------------	----------	-----------	-------

Koordinater (UTM32)

Øst	569226,8	Nord	7034174,4
Terreng	11,99 (NN2000)		

Brønndyp	16 m
Filterlengde	5 m

Slisseåpning	0,3 mm
---------------------	--------

Observasjoner

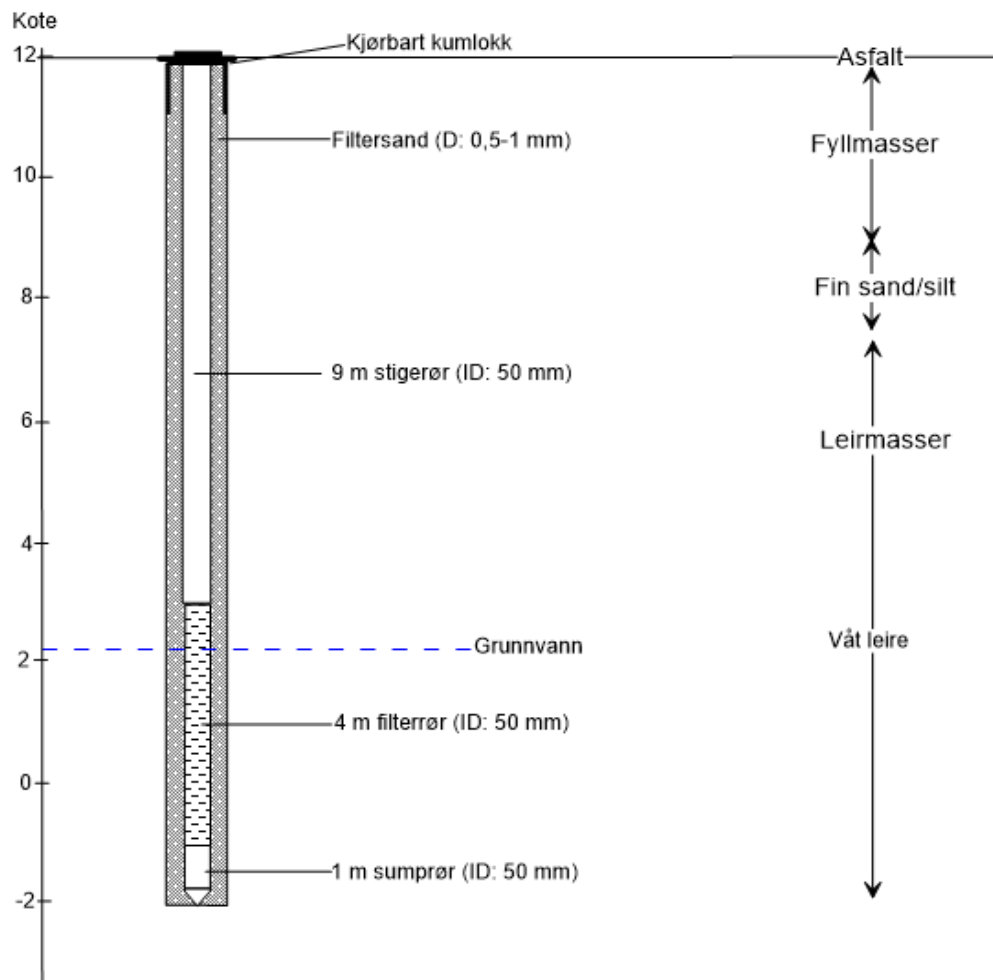
Grov sand øverste meter, deretter finere sand ned mot 5 m dyp
 Noe mer grovere masser fra 5-7 m dyp
 Finere sand ned til omtrent 12 m dyp, våt finsand siste halvmeter
 Leirmasser fra omtrent 12 m dyp, våt leire

Prosjektnr:	5177752
Dokumentnr:	RIM-02
Oppdragsgiver:	Statsbygg

Norconsult 

AKRINN - NYE BRØNNER 2018

MB11



Etablert dato	13.02.18	Kl	10:00
----------------------	----------	-----------	-------

Koordinater (UTM32)

Øst	569143,5	Nord	7034150,4
Terreng	11,98 (NN2000)		

Brønnedyp	14 m
Filterlengde	4 m

Slisseåpning	0,3 mm
---------------------	--------

Observasjoner

Fyllmasser ned til omtrent 3 m dyp
 Finsand med innslag av silt ned til 5 m dyp, finere masser dypere i profilet
 Overgang til mer plastiske masser fra omtrent 5 m dyp
 Våt leire fra omtrent 10 m dyp

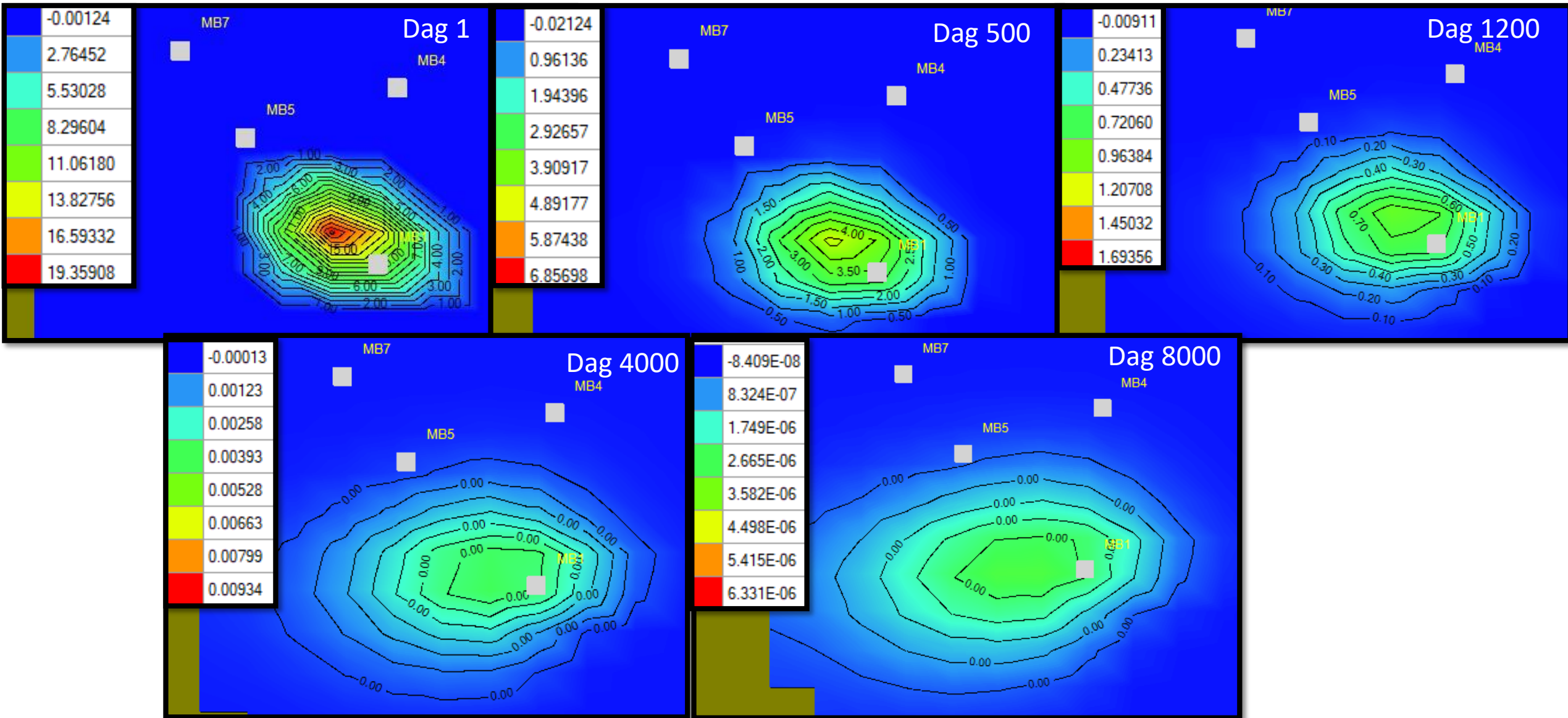
Dokumentnr:	5177752 RIM-02
Oppdragsgiver:	Trondheim kommune

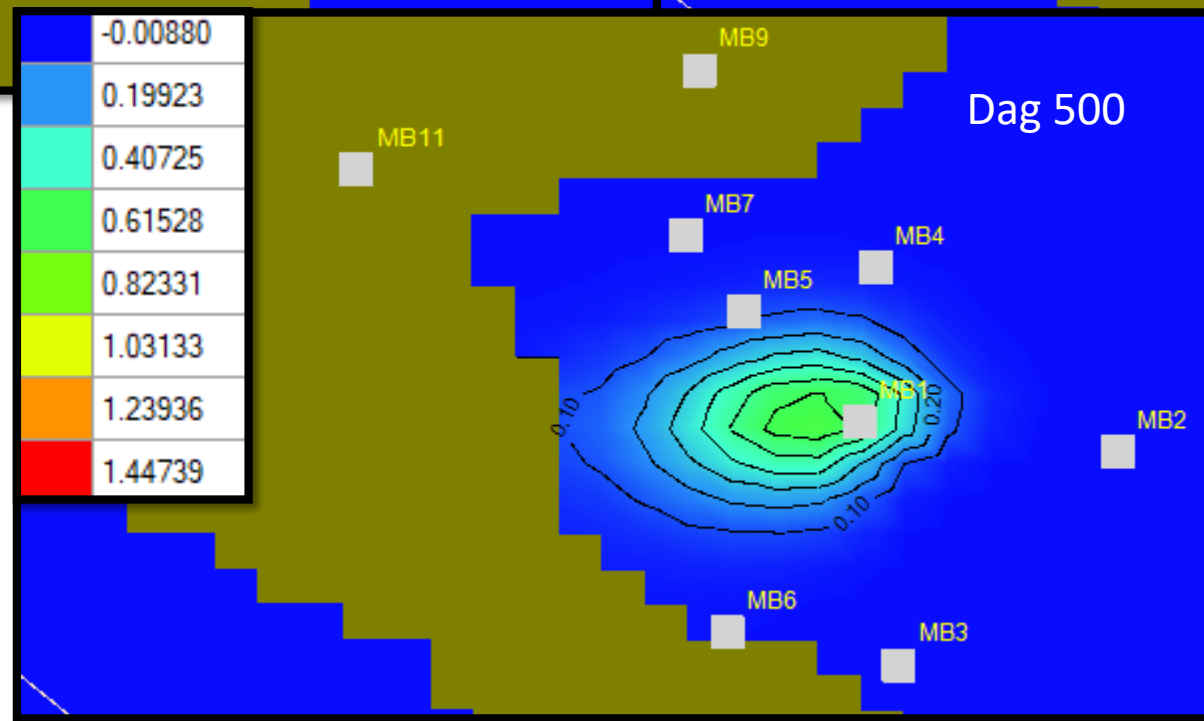
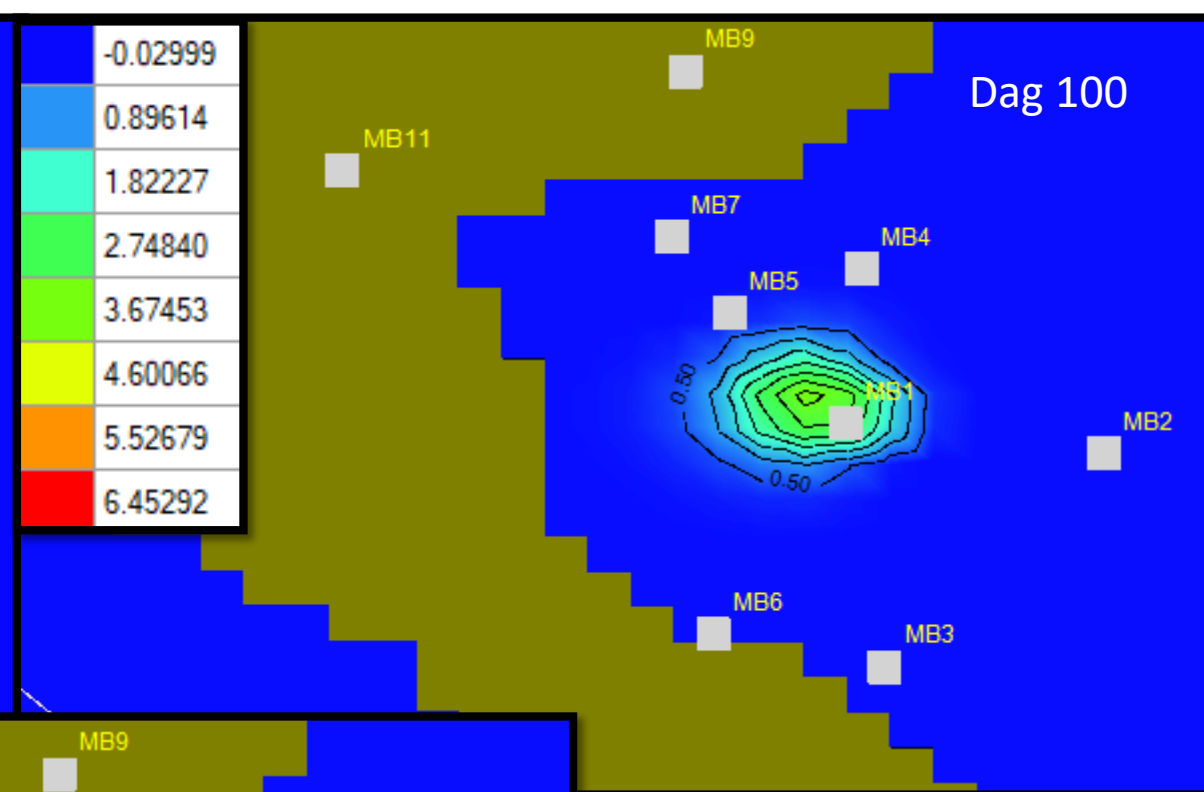
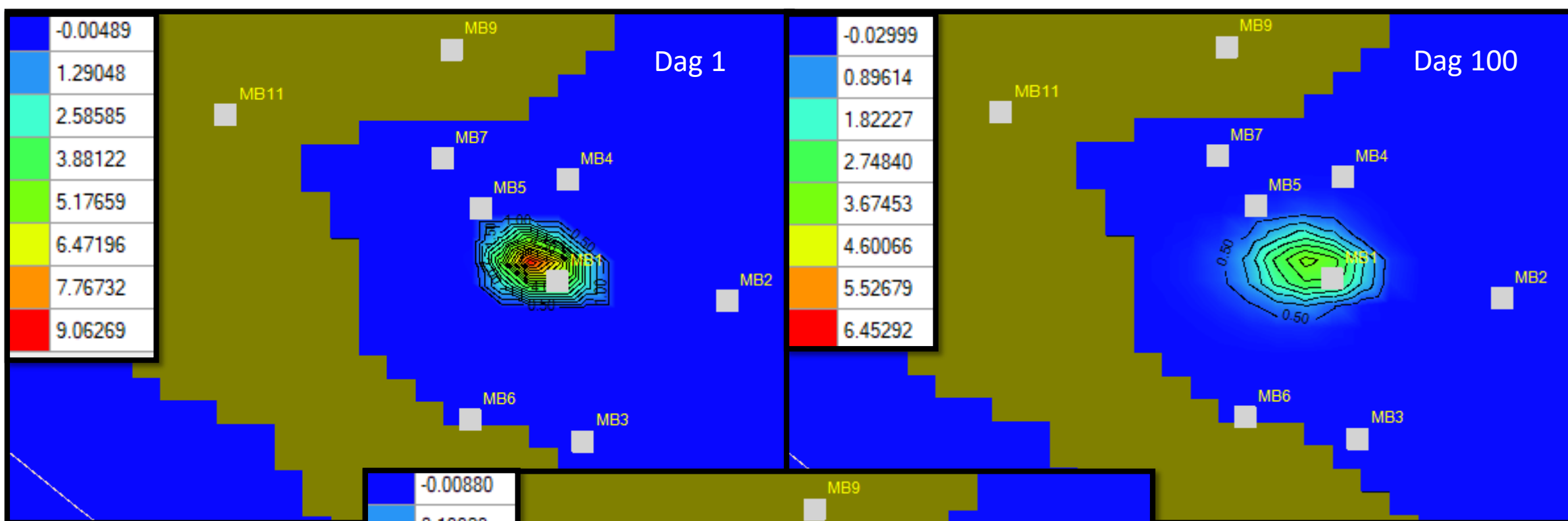
Vedlegg F

Boringer	Høyde [moh]	Grense mellom sand og siltig sand [moh]
MB1	12.5	2
MB5	13	1.5
MB7	12	0
MB8	14	5.5
MB9	11.94	7.94
MB10	12	0
MB11	12	7
PCB4	9.3	3.2
NG1	1.5	-1
N2	5	-7
Ne2	5.25	-3.25
P165	3.5	-1.5
LP1	3.8	-3.2
Thora1	13.85	2.85
Thora5	14.8	2.8
Kalv1	12.5	2
Kalv5	13	4
Kgt85-87h1	12	0
Hosp3	8.4	2.4
Hosp6	4.9	-5.1
Kgt89h1	12.3	-1.3
TH1	8.3	-6.7
TH3	4.8	-10
TEV1	8.24	2
TEV2	8.7	0.5
PS1	3	-12
PS3	3.7	-16.3
PS8	5.4	-13.1
SH3	12.4	0.4
SH4	13.2	6.3
SH5	13.1	0
Ram7	12.5	0
Ram9	12.6	2.6
Ram19	12.55	3.55

Vedlegg G

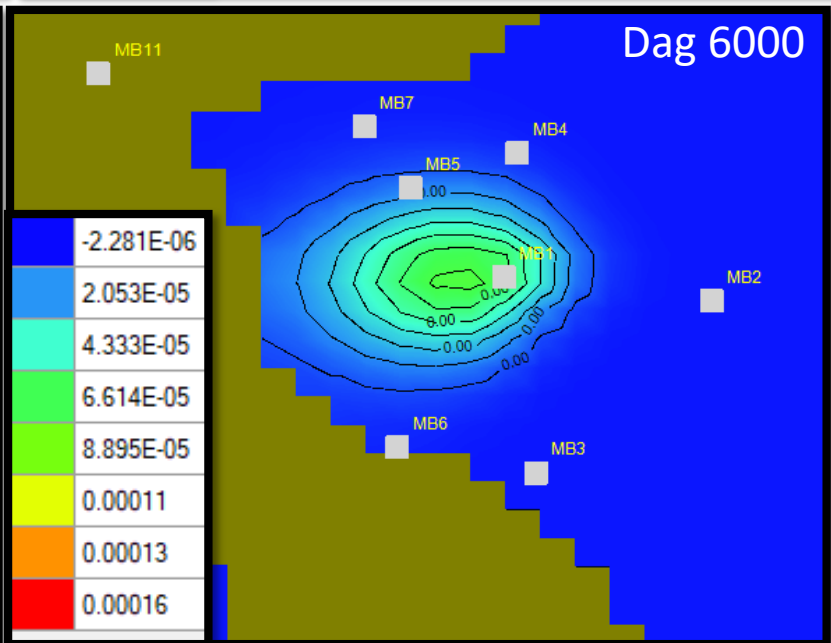
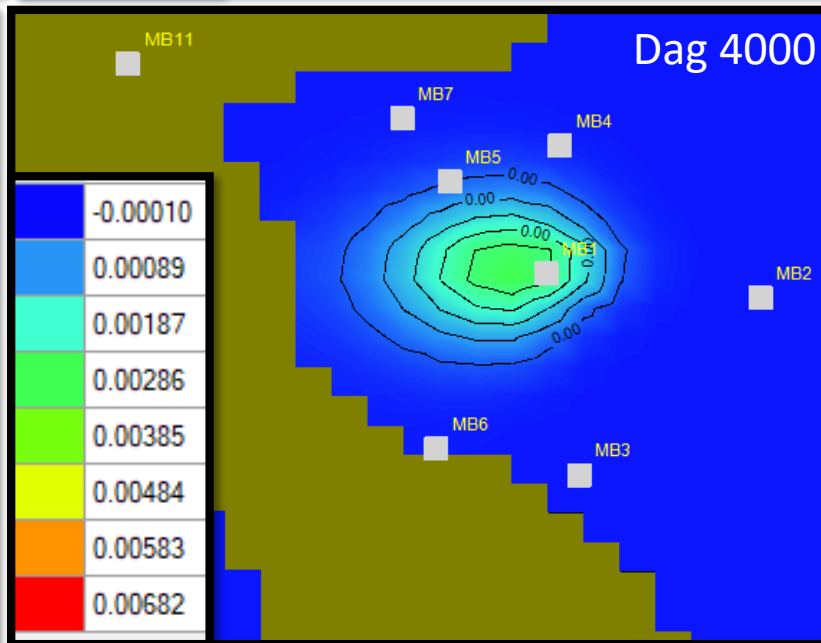
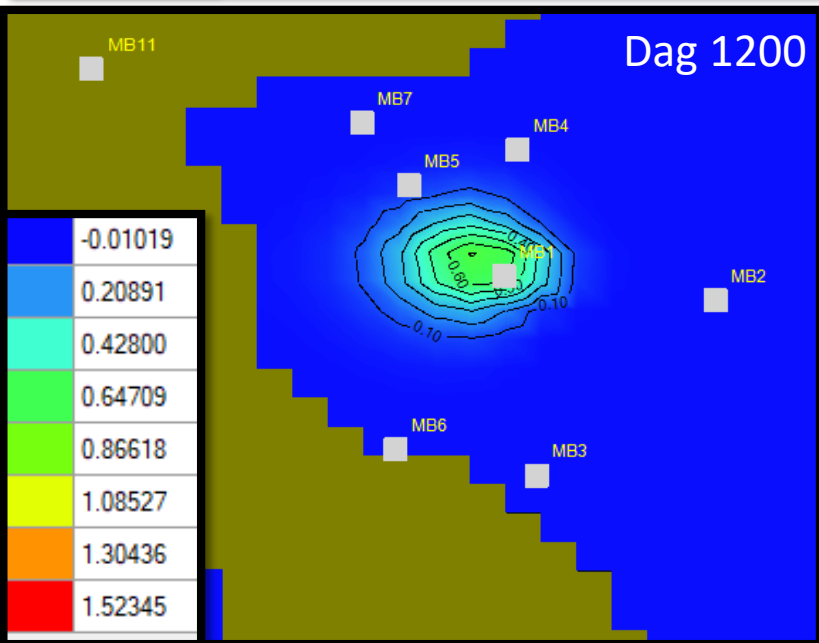
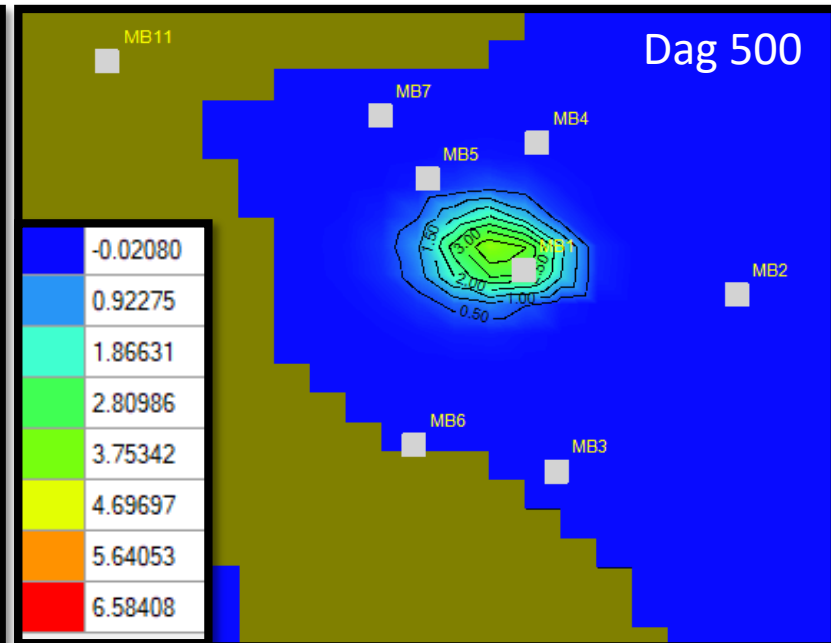
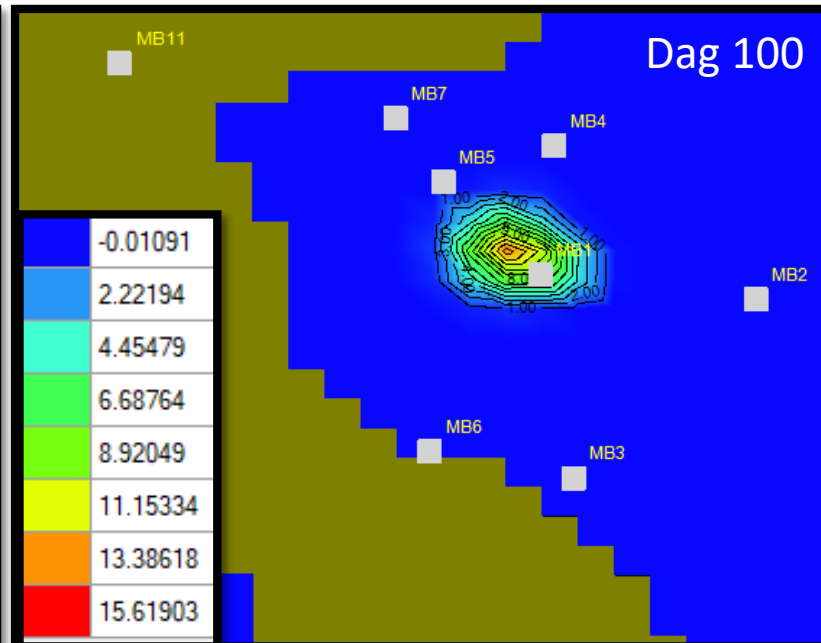
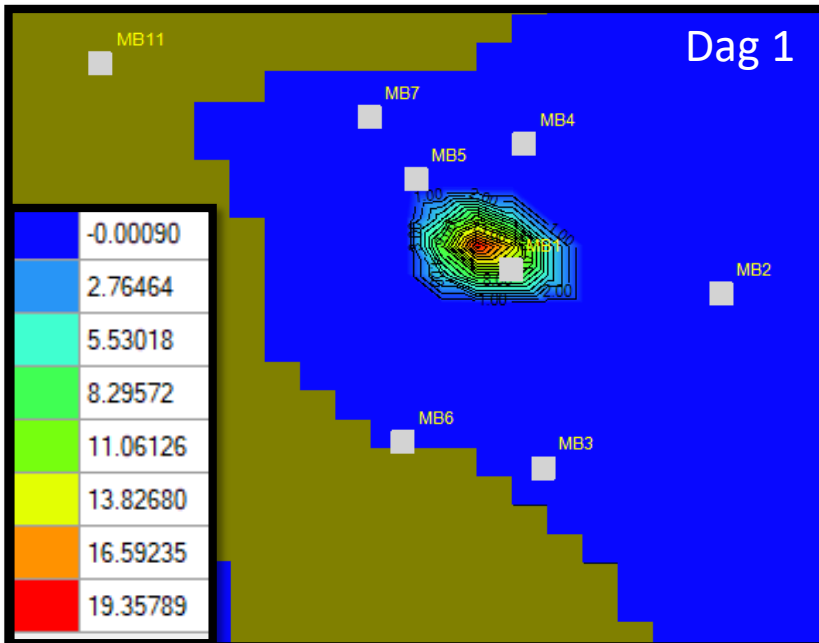
Transport 1: naftalen



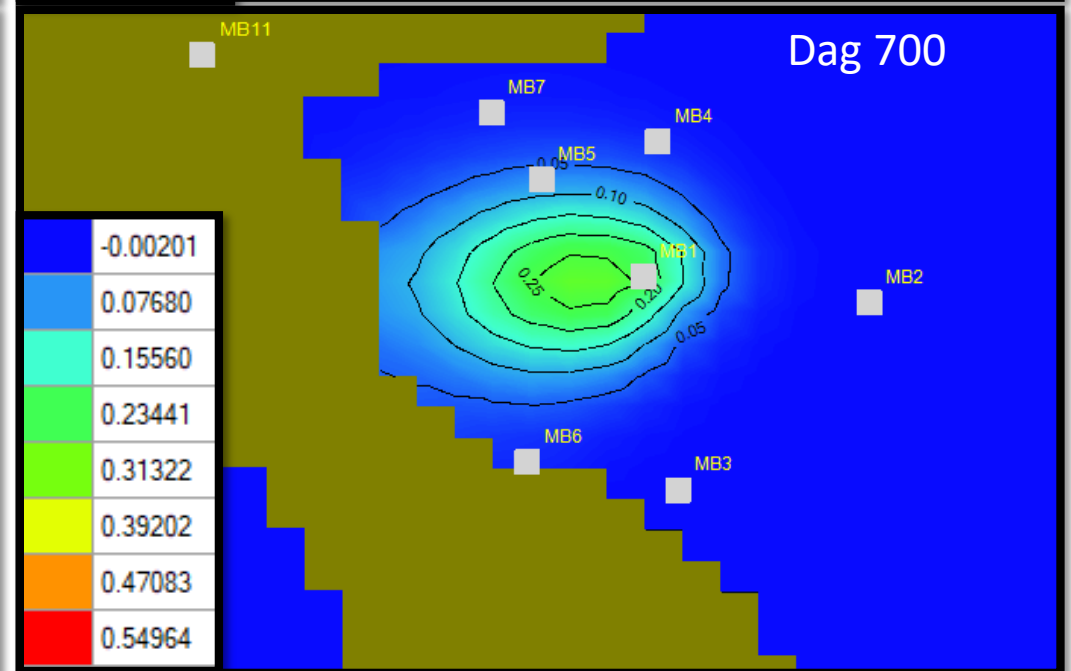
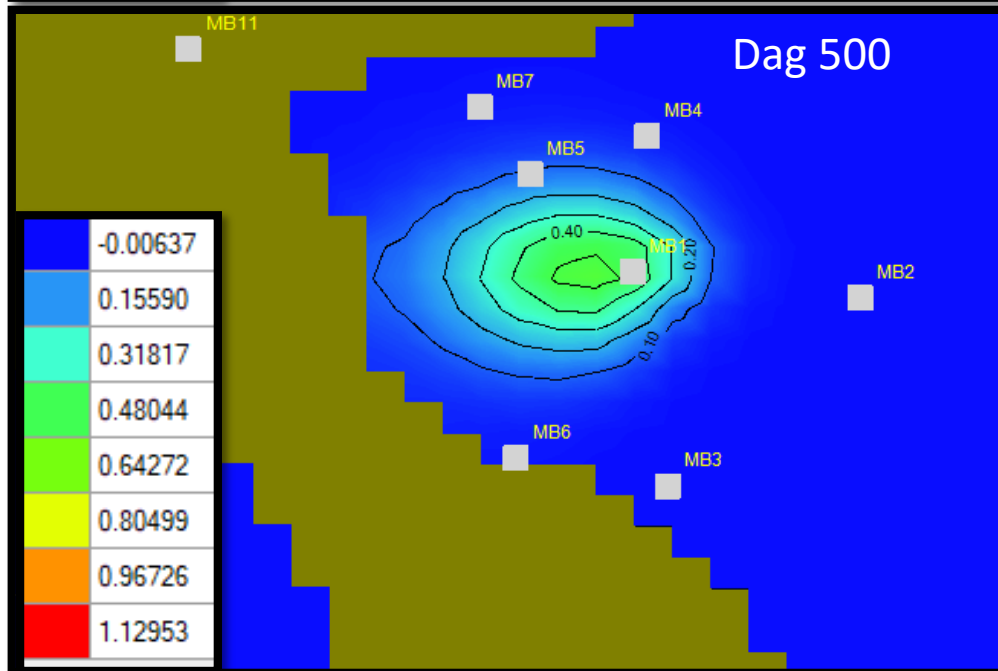
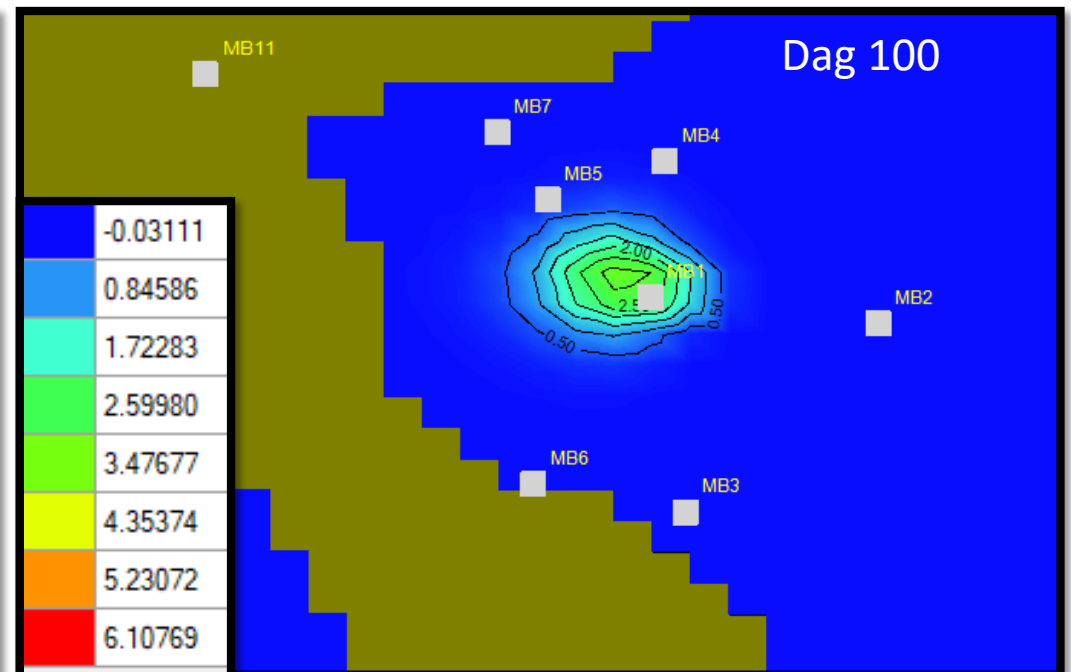
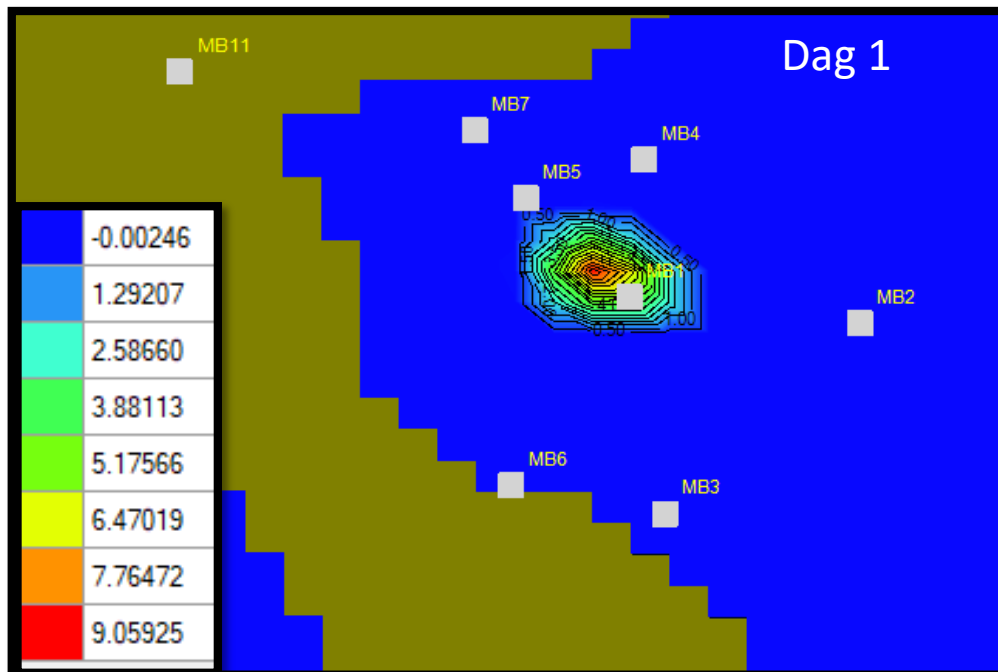


Transport 1:
benzen

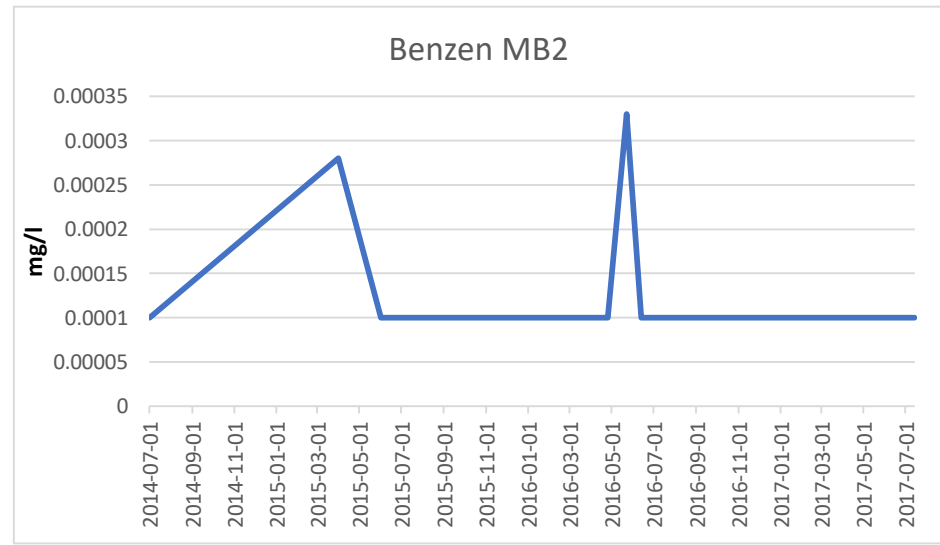
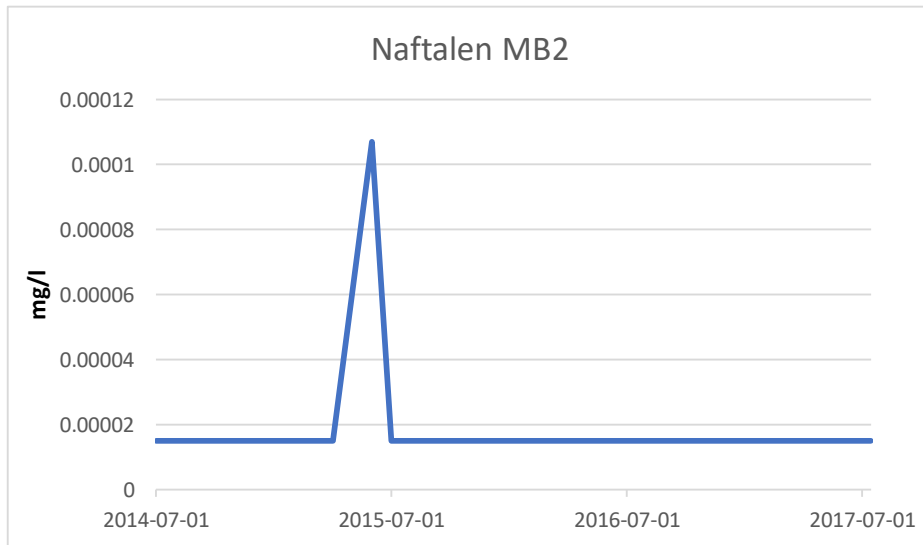
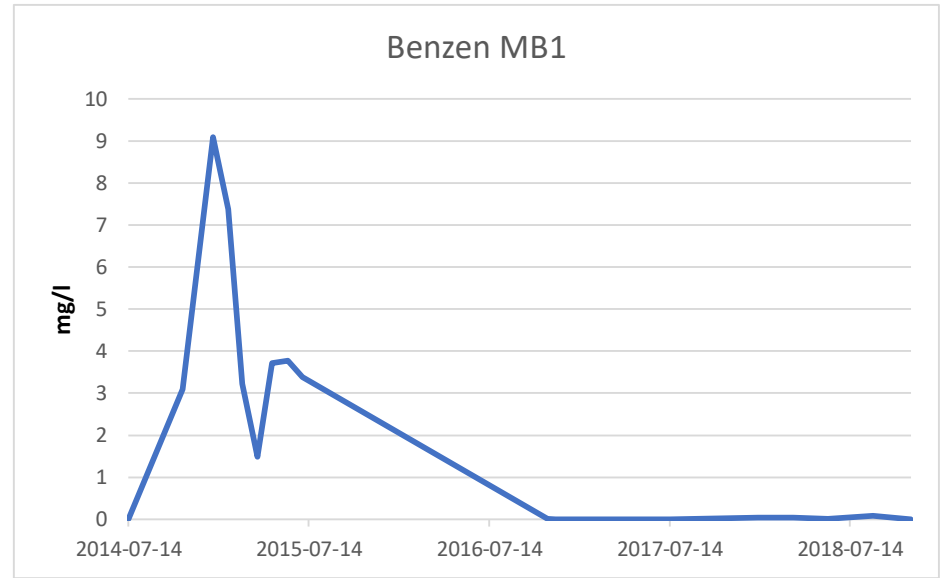
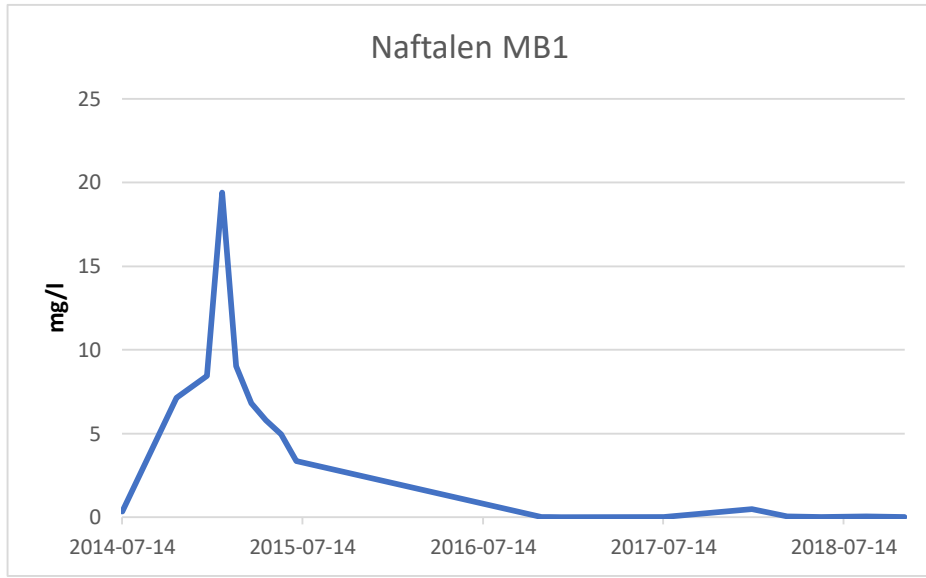
Transport 2: naftalen



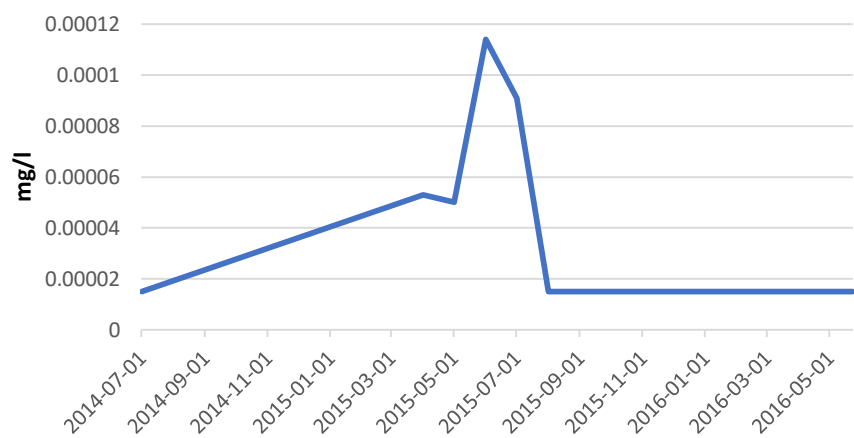
Transport 2: benzen



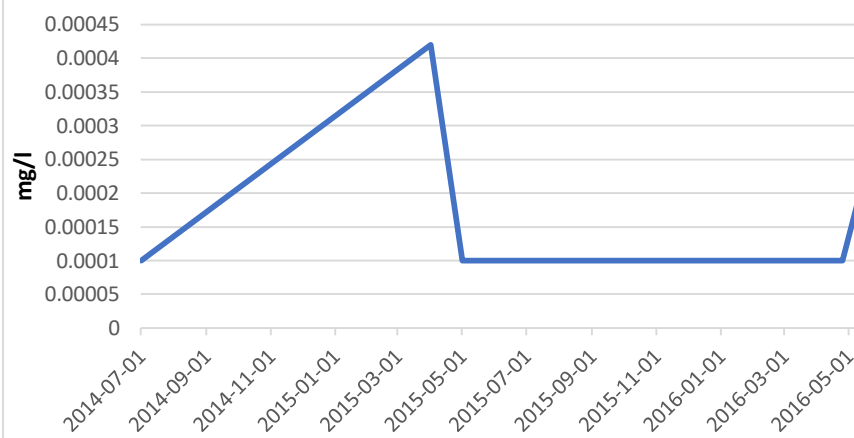
Vedlegg H



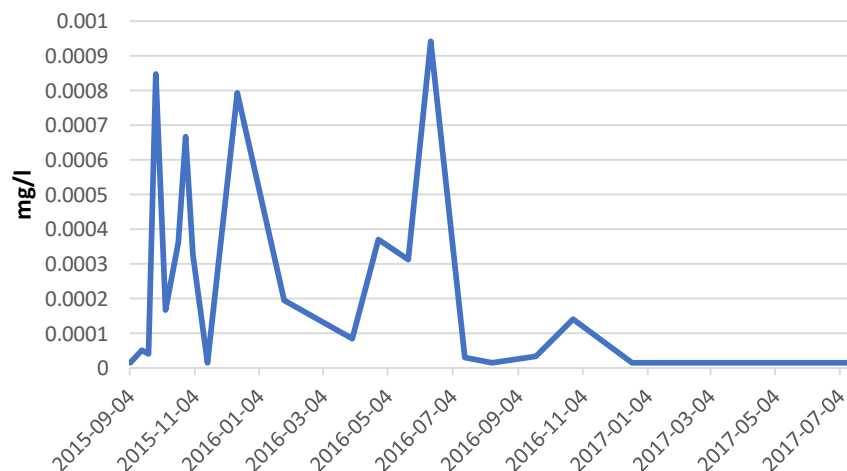
Naftalen MB3



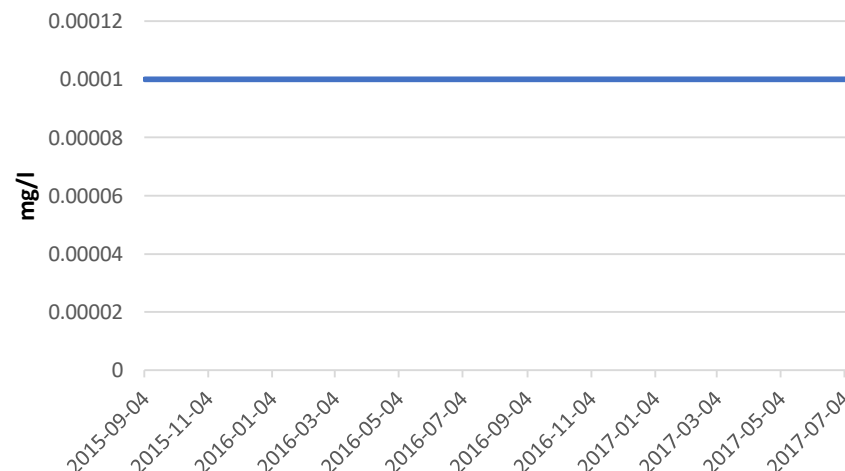
Benzen MB3



Naftalen MB4



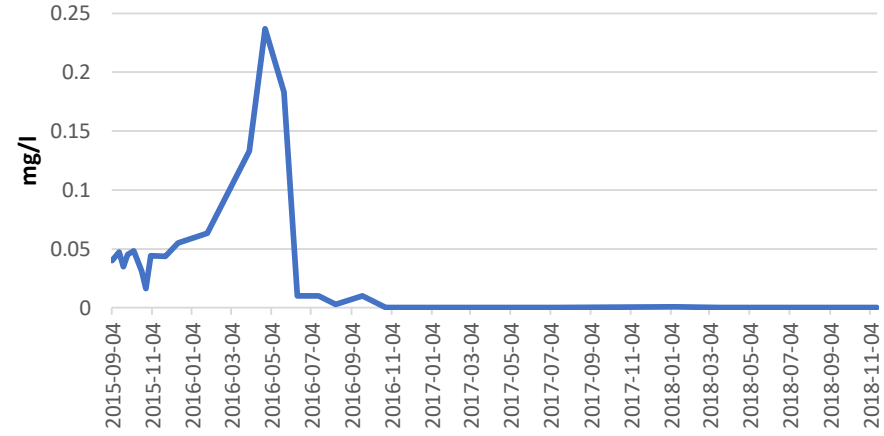
Benzen MB4



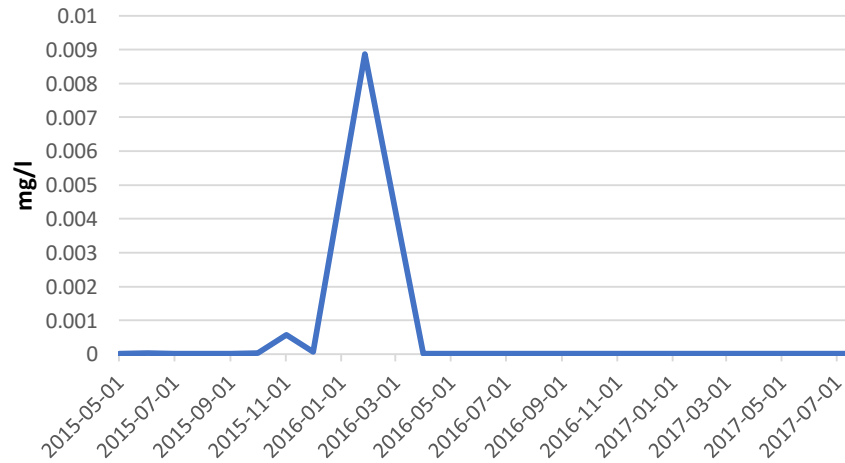
Naftalen MB5



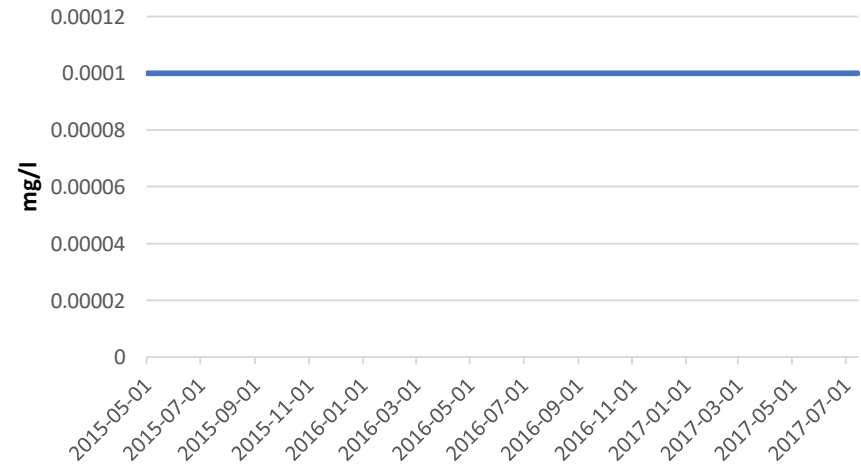
Benzen MB5



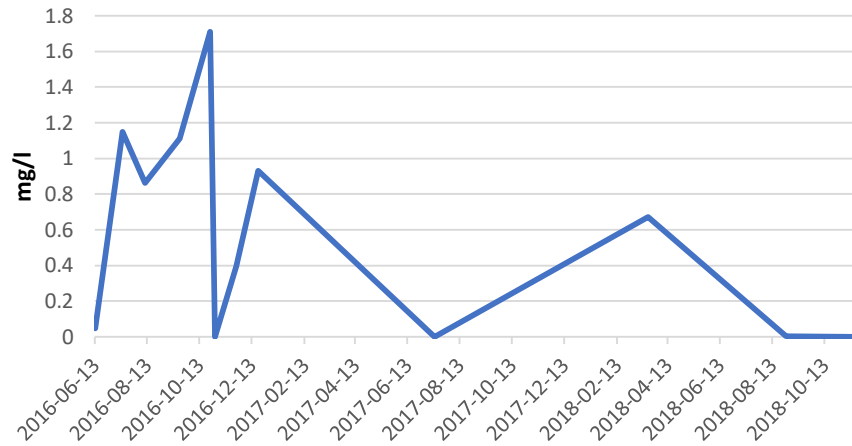
Naftalen MB6



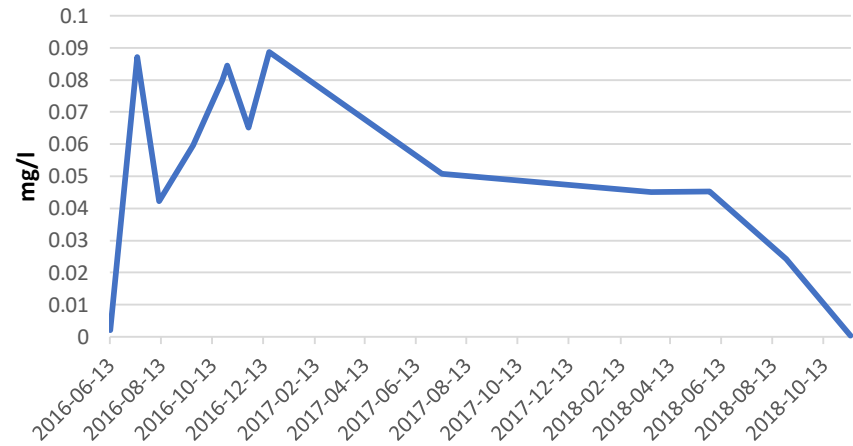
Benzen MB6



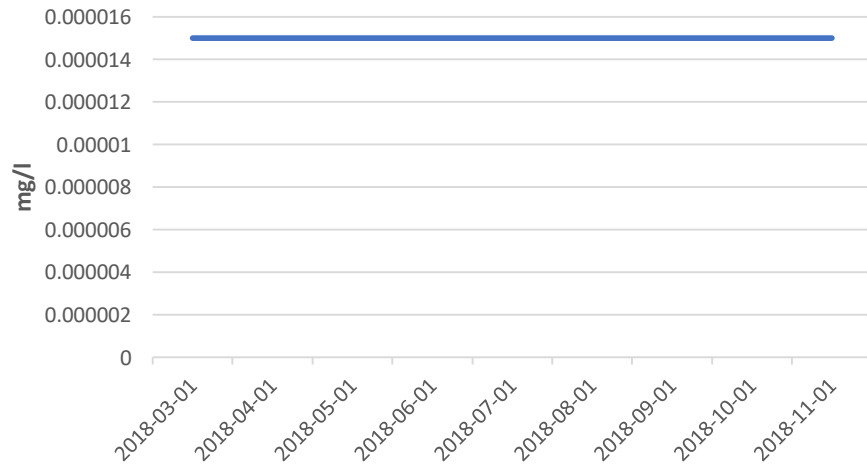
Naftalen MB7



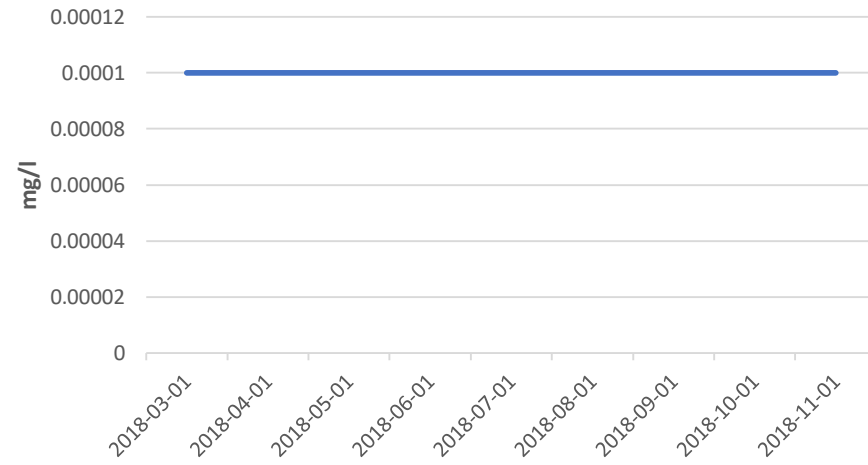
Benzen MB7



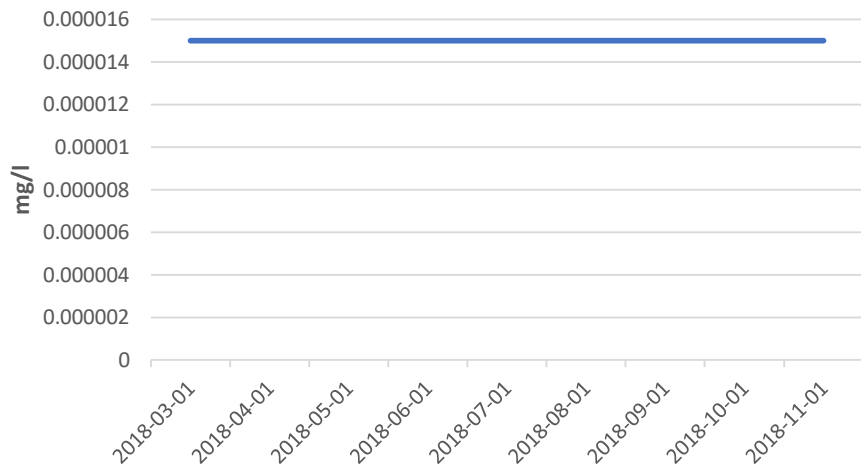
Naftalen MB9



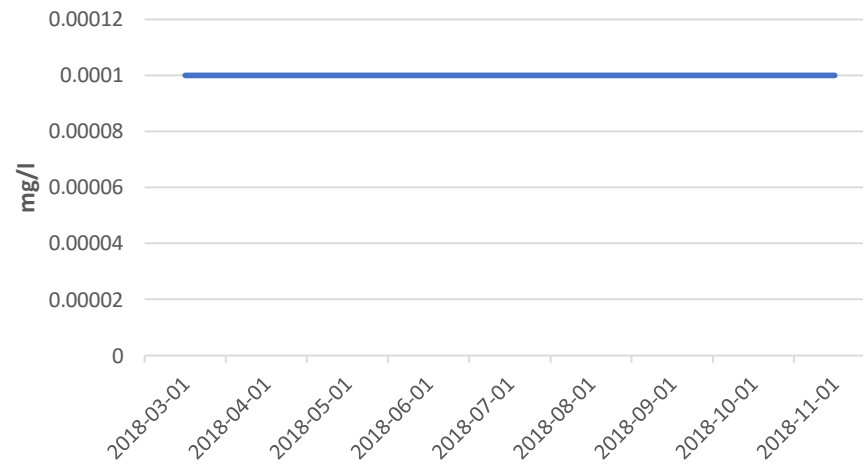
Benzen MB9



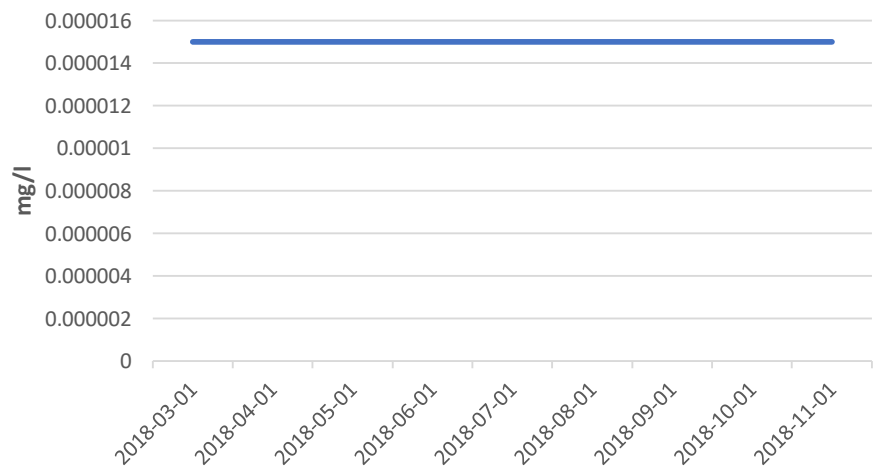
Naftalen MB10



Benzen MB10



Naftalen MB11



Benzen MB11

