

Numerisk modellering av hydrogeologiske forhold i Tromsdalsfyllingen, Tromsø

Silje Marie Vasstein

Tekniske geofag

Innlevert: juni 2014

Hovedveileder: Bjørge Brattli, IGB

Medveileder: Kevin John Tuttle (Dr. scient.), Norconsult AS

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for geologi og bergteknikk

MASTERKONTRAKT

- uttak av masteroppgave

1. Studentens personalia

Etternavn, fornavn Vasstein, Silje Marie	Fødselsdato 29. nov 1988
E-post siljevasstein@gmail.com	Telefon 91609633

2. Studieopplysninger

Fakultet Fakultet for ingeniørvitenskap og teknologi	
Institutt Institutt for geologi og bergteknikk	
Studieprogram Tekniske geofag	Studieretning Miljø- og hydrogeologi

3. Masteroppgave

Oppstartsdato 14. jan 2014	Innleveringsfrist 10. jun 2014
Oppgavens (foreløpige) tittel Numerisk modellering av hydrogeologiske forhold i Tromsdalsfyllingen, Tromsø	
Oppgavetekst/Problembeskrivelse Bakgrunn: Fylkesmannen i Troms har i brev datert 2013-02-20 til Tromsø kommune, fattet vedtak om pålegg om utarbeiding av tiltaksplan for det nedlagte avfallsdeponiet i Tromsdalen. I brevet fremgår det at mål for tiltaksplan, skal være å kartlegge hva som må gjøres for å stanse, fjerne eller begrense virkning av den forurensningen som har inntrådt. Denne masteroppgaven, sammen med prosjektoppgaven skrevet høsten 2013, er ment som et bidrag til Tromsø kommune og Norconsult AS, for å oppnå bedre forståelse om hvordan spredning av forurensning til Tromsøysundet inntreffer. Hovedmål: Hovedmål er å modellere hydrogeologiske forhold i Tromsdalsfyllingen, samt evaluere risiko for spredning av forurensning fra Tromsdalsfyllingen til Tromsøysundet. En eventuell egnet rensebarriere skal diskuteres, og hvordan denne påvirkes av hydrogeologiske forhold.	
Hovedveileder ved institutt Professor Bjørge Brattli	Medveileder(e) ved institutt
Ekstern bedrift/institusjon Norconsult AS	Ekstern veileder ved bedrift/institusjon Kevin John Tuttle (Dr. scient.)
Merknader 1 uke ekstra p.g.a påske.	

Sammendrag

«Numerisk modellering av hydrogeologiske forhold i Tromsdalsfyllingen» er en masteroppgave skrevet av Silje Marie Vasstein våren 2014. Masteroppgaven er skrevet i forbindelse med faget *TGB4935 – Miljø- og hydrogeologi, masteroppgave*, ved Institutt for geologi og bergteknikk ved NTNU. Oppgaven er på totalt 145 sider.

Tromsdalsfyllingen er et nedlagt kommunalt avfallsdeponi i Tromsdalen, Tromsø kommune. Deponiet ble avsluttet på slutten av 1990-tallet, og det er antatt at det siden da har lekket miljøgifter ut fra deponiet. Fylkesmannen i Troms har pålagt Tromsø kommune å utrede miljørisiko og vurdere om deponiet tilfredsstillende akseptkriterier for aktuelt arealbruk. Masteroppgaven er ment som et bidrag til Tromsø kommune og Norconsult AS, for å oppnå bedre forståelse om hvordan spredning av forurensning til Tromsøysundet inntreffer.

Numerisk modellering i Visual MODFLOW, med motoren SEAWAT-2000, viste at grunnvannsstrømningen i Tromsdalsfyllingen er påvirket av tidevannsvariasjoner. I Tromsø varierer tidevannet med omtrent 2 m. Ved å sette inn en varierende grensebetingelse i modellen, ble en sirkulasjonssone i grensen mellom ferskvann og saltvann observert. Sirkulasjonssonen finner sted ved høyvann. Analyseresultater av hydraulisk ledningsevne fra prosjektoppgaven (Vasstein 2013), viser at naturlige masser ved fyllingskanten er sandige masser med god sortering. Denne type masse vil ha god permeabilitet, og det kan derfor antas at forurensninger vil spres gjennom disse massene og ut i Tromsøysundet i den sirkulerende sonen.

Numeriske modelleringer viste i tillegg at grunnvannsstrømningene i Tromsdalsfyllingen også er sterkt påvirket av drenerende masser som er anlagt under vann- og avløpsrør. Ved simulering av nedsetting av en permeabel reaktiv barriere ved strandkanten, ble tidevannspåvirkningene kraftig redusert, og grunnvannsnivå til brønn NGU3 nærmest strandkanten ble mindre. Simuleringene viste at grunnvannet vil strømme under barrieren som ble definert ned til fast fjell på -18 m.

Analyseresultater fra miljøtekniske undersøkelser utført av Norconsult AS i september 2013 viste en merkbar nedgang i kjemikaliekonsentrasjoner i forhold til analyser utført av NGU i 2005. Analyseresultater fra grunnvannsbrønner nærme strandkanten viser betydelig lavere konsentrasjoner enn analyseresultater lengre inn i fyllingen.

På grunn heterogene fyllingsmasser og få observasjonsdata, var det vanskelig å oppnå en god korrelasjon mellom observerte og kalkulerte grunnvannsmålinger. Dette er en følge av begrenset tid, og på grunn av store problemer med programvaren. Simuleringsresultater må tolkes i lys av at de foreligger som et kompromiss mellom numerisk forenkling og naturlig kompleksitet.

Abstract

“Numerical modeling of hydrogeological conditions in the waste deposit in Tromsdalen, Tromsø” is a master thesis written by Silje Marie Vasstein during the spring semester of 2014. This thesis is written as a part of the subject *TGB4935 - Environmental and Hydrogeology, Master Thesis*, at the Department of Geology and Mineral Resources Engineering at NTNU. The thesis contains a total of 145 pages.

Tromsdalsfyllingen is a closed municipal landfill in Tromsdalen, Tromsø. The landfill was closed in the late 1990s. It is assumed that contaminants have leaked from the landfill since closure. The County Governor of Troms required Tromsø municipality to assess environmental risks and consider whether the landfill meets the acceptance criteria for appropriate land use. The aim of the thesis is to provide a better understanding on how contamination is spread to Tromsøysundet, as a contribution to the project of Tromsø municipality and Norconsult AS.

Numerical modeling in Visual MODFLOW, with the engine SEAWATER-2000, showed that groundwater flow in Tromsdalsfyllingen is influenced by tidal variations. In Tromsø, the tidal variations is about 2 m. By inserting a tide variable boundary condition in the model, a circulation zone at the boundary between freshwater and saltwater was observed. The recirculation zone occurs at high tide. Analysis results of hydraulic conductivity (Vasstein 2013) show that natural sediments underneath the landfill at the beach face is a well sorted sand, thus the sediment will have a high permeability. Based on these results, contamination spreading is likely to occur to Tromsøysundet.

Numerical modelling indicates that groundwater flow in Tromsdalsfyllingen is strongly influenced by high permeability masses underneath water pipes. Upon definition of a permeable reactive barrier at the beachfront, the tidal influences greatly reduced and groundwater levels for well NGU3 nearest shore was decreased. Results of the modelling displayed possible ground water flow beneath the permeable reactive barrier through bedrock.

Chemical analysis, by Norconsult AS in September 2013, revealed a noticeable decline in concentration relative to analyzes performed by NGU in 2005. The concentration of chemicals in groundwater from wells close to the shore displayed a profound reduction of concentrations compared to chemical concentration from ground water inland.

Due to heterogeneous waste deposit and few observation data, it was difficult to achieve a good correlation between observed and calculated ground water measurements. The results are affected by limited time, and of problems linked to the software of the modelling program. Simulation results must be interpreted in light of the present as a compromise between numerical simplification and natural complexity.

Innhold

Sammendrag.....	III
Abstract	V
Forord	XVII
Innledning.....	19
1.1 Bakgrunn	19
1.2 Formål.....	19
1.3 Begrensninger.....	19
2 Teori	21
2.1 Avfallsdeponi og kjemiske aspekter ved forurensningstransport.....	21
2.1.1 Oppløst organisk karbon	24
2.1.2 Uorganiske makrokomponenter	24
2.1.3 XOC	27
2.1.4 Tungmetaller	28
2.1.5 Langtidseffekter	29
2.2 Massetransport av stoffer.....	30
2.3 Tidevannseffekter	32
2.4 Saltvannspåvirkninger på kjemikalier	35
2.4.1 Metaller	35
2.4.2 BTEX og nedbrytningsrater	36
2.5 Renseevnen til reaktive permeable barrierer	38
3 Tromsdalsfyllingen.....	45
3.1 Historikk	45
3.2 Miljømål	48
3.3 Geologi	50
3.4 Overflatevann og dreneringsforhold.....	53
3.5 Hydrogeologi	59
3.6 Analyseresultater fra Miljødirektoratet	63

4	Numerisk modellering i Visual MODFLOW.....	67
4.1	MODFLOW-2000/2005	68
4.2	Stasjonær simulering grunnvannsmodell.....	72
4.2.1	Konseptuell modell	72
4.2.2	Metode.....	75
4.2.3	Diskusjon.....	80
4.3	Transient grunnvannsmodell	80
4.3.1	Metode.....	80
4.3.2	Diskusjon.....	86
4.4	SEAWAT.....	87
4.4.1	Ligninger	87
4.4.2	Metode.....	89
4.4.3	Diskusjon.....	96
5	Resultater.....	99
5.1	Stasjonær grunnvannsmodell.....	99
5.2	Tidevannspåvirkninger	101
5.3	SEAWAT.....	110
5.4	Hydrogeologisk effekt av barriere	115
6	Miljøteknisk analyseresultater.....	119
6.1	Jordprøver.....	119
6.2	Sigevann	121
6.3	Grunnvann	124
7	Diskusjon.....	127
7.1	Hydrogeologi	127
7.2	Spredning av forurensning.....	132
7.3	Tiltak.....	135
8	Konklusjon	139
9	Videre arbeid.....	141
10	Referanser.....	142

11	Vedlegg	147
11.1	Vedlegg 1: Parametere for BTEX-komponenter	147
11.2	VEDLEGG 2: Tilstandsklasser for veileder TA-2553/2009	148
11.3	VEDLEGG 3: Områder med risiko for kvikkleire, Tromsø kommune	149
11.4	VEDLEGG 4: Geologisk profil av Tromsdalsfyllingen	150
11.5	VEDLEGG 5: Plankart fra vann- og avløpsetaten i Tromsø kommune	151
11.6	VEDLEGG 6: Data for korrigering av manglende nedbørsdata.....	152
11.7	VEDLEGG 7: Beregning av vannbalanse	153
11.8	VEDLEGG 8: Parametere for kalibreringsdata i Visual MODFLOW	154
11.9	VEDLEGG 9: Hydrogeologiske egenskapssoner i Visual MODFLOW.....	156
11.10	VEDLEGG 10: Brønnloggere av Norconsult AS	158
11.11	VEDLEGG 11: Analyseresultater fra feltarbeid september 2013	164

Figurliste

Figur 2.1: Levetid til avfallsfylling som viser generelle trender i gass og sigevannsutvikling (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002).....	22
Figur 2.2: Illustrasjon av ulike interaksjonsprosesser i et akvatisk system (Merkel, Planer-Friedrich et al. 2008).....	22
Figur 2.3: Stabilitetsforhold for jern- og karbonat-faser som funksjon av Eh og pH ved 25 ° C og 1 atm trykk (Brattli 2009).....	26
Figur 2.4: Illustrasjon for oppsett av ligningene til saltvannsgrensen (Fetter 2001).....	33
Figur 2.5: Illustrasjon av «Subterranean Estuary» (Robinson, Li et al. 2007).....	34
Figur 2.6: Et eksempel på en PRB (Simon, Meggyes et al. 2002).....	38
Figur 2.7: De vanligste konfigurasjonene av PRB (a) kontinuerlig reaktiv barriere og (b) trakt-og-port system (Simon, Meggyes et al. 2002)	39
Figur 2.8: Struktur på innsiden av en reaktiv barriere (Simon, Meggyes et al. 2002).....	39
Figur 2.9: Illustrasjon av en kontinuerlig reaktiv barriere med granulert jern som reaktivt materiale (Birke, Burmeier et al. 2003).....	41
Figur 2.10: Tverrsnitt av port-og-trakt systemet satt opp i Karlsruhe, Tyskland (Birke, Burmeier et al. 2003).....	42
Figur 2.11: Sylindrisk element i et port-og-trakt system (Birke, Burmeier et al. 2003).....	43
Figur 3.1: Lokalitet av Tromsdalsfyllingen merket med gult punkt (Google Earth).....	45
Figur 3.2: Opprinnelig strandkantlinje i 1952 (Foto: Robin Bråtveit, Norconsult AS).....	46
Figur 3.3: Opprinnelig strandlinje i 1969 (Jensen and de Beer 2005)	46
Figur 3.4: Kart som viser utbredelse og areal av fyllingsmasser	47
Figur 3.5: Løsmassekart for Tromsdalen (NGU 2014).....	50
Figur 3.6: Lokalitet av ulike randmorene i og rundt Tromsø.....	51
Figur 3.7: Berggrunnskart over Tromsø (NGU 2014)	52
Figur 3.8: Geologisk profil av Tromsø (Zwaan 2001).....	52
Figur 3.9: Avrenningskart for Tromsdalen (NVE 2014).....	54
Figur 3.10: Normalverdier for nedbør og middeltemperatur ved stasjon 90490 Langnes (eKlima 2014)	55
Figur 3.11: Grafisk fremstilling av totalverdier for temperatur og nedbør ved stasjon i Tromsdalen (eKlima 2014)	55
Figur 3.12: Nedbørsfelt for vestre del av Tromsdalsfyllingen. Østre del er antatt å være av ubetydelig størrelse	56

Figur 3.13: Observasjonsdata fra automatiske loggere	58
Figur 3.14: Kart som viser plassering av grunnvannsbrønner på Tromsdalsfyllingen	59
Figur 3.15: Kornfordelingskurve for naturlige masser under fyllingsmasser i brønn NO2, NO3 og NO5	60
Figur 3.16: Naturlige masser under fyllingsmassene. Det øverste bildet er naturlige masser fra brønn NO3, det nederste er naturlige masser fra brønn NO5 (Foto: Silje Marie Vasstein, 2013)	61
Figur 3.17: Temperaturmålinger fra automatiske loggere	62
Figur 3.18: Konduktivitetsmåling i brønn NGU2	62
Figur 3.19: Plassering av prøvepunkter registrert i (Vannmiljø 2014)	63
Figur 4.1: Strømning for et enhetsvolum av væske gjennom en kube (Modifisert etter Segar, Basberg et al. (1997))	70
Figur 4.2: Konseptuell modell for nedslagsfeltet	73
Figur 4.3: Topografisk lagdeling med en vertikal overdrivelse på 5	73
Figur 4.4: Konseptuell modell som viser plassering av randmorene som skiller fyllingen i to	74
Figur 4.5: Konseptuell modell av modellområdet	74
Figur 4.6: Modellareal av Tromsdalsfyllingen	76
Figur 4.7: Rutenett med konstant grensebetingelse (rød farge) for lag 2 i Visual MODFLOW 2011.1	77
Figur 4.8: Tverrsnitt av modellen som viser vertikal inndeling av lagfordelingen og konstant grensebetingelse (farget rød) i de tre nedre lag i Visual MODFLOW 2011.1. Figuren har vertikal overdrivelse med en faktor på 5.	77
Figur 4.9: Initial grunnvannsnivå for stasjonær modell	79
Figur 4.10: Inndata for tidsvarierende grensebetingelse langs strandkanten. Data hentet fra automatisk logger	81
Figur 4.11: Observasjonsdata for kalibrering i transient modell	81
Figur 4.12: Illustrasjon over registrert nedbør og observert grunnvannsnivå	83
Figur 4.13: Illustrasjon over registrert nedbør, observert grunnvannsnivå og tidevann	83
Figur 4.14: Tidevannsvariasjoner med referansenivå Normalnull 1954 (seHavnivå 2014)	86
Figur 4.15: Illustrasjon over topografien med konseptuell modell for sjøvannsintrusjon	90
Figur 4.16: Konseptuell modell med rutenett ved modellering av sjøvannsintrusjon	91
Figur 4.17: Verdier for tidsvarierende grensebetingelse i SEAWAT-2000. Verdiene er hentet fra seHavnivå (2014), og viser verdier i Normalnull 1954	92

Figur 4.18: Vertikalsnitt gjennom modellområdet gjennom plassering av brønn NGU3. Figuren viser vertikalt rutenett og egenskapssoner. Bildet har en vertikal overdrivelse med faktor 5.	94
Figur 4.19: Vertikalsnitt gjennom modellområdet ved plassering av brønn NGU3. Figuren viser plassering av grensebetingelse (farget rødt). Tverrsnittet har en vertikal overdrivelse med faktor 5.	94
Figur 4.20: Vertikalsnitt gjennom modellområdet gjennom plassering av brønn NGU3. Figuren viser vertikalt rutenett og egenskapssoner. Bildet har en vertikal overdrivelse med en faktor på 5.....	95
Figur 4.21: Vertikalsnitt gjennom modellområdet ved plassering av brønn NGU3. Figuren viser plassering av grensebetingelse (farget rødt)	96
Figur 5.1: Kalkulerte vs. Observerte grunnvannsnivå. Kalibreringen ga en Normalisert RMS verdi på 2,531 % og korrelasjonskoeffisient på 1. Gjennomsnittlig residualverdi for kalibrerte mot kalkulerte grunnvannsnivåer er på -0,003 m.....	99
Figur 5.2: Resultat av stasjonær simulering. Grunnvannskart med kalkulerte og observerte verdier i observasjonsbrønner	100
Figur 5.3: Grunnvannsnivå vs. Tid for observasjonsbrønner. Resultatet er fra transient grunnvannsmoell med tidsvarierende grensebetingelse fra (seHavnivå 2014).....	102
Figur 5.4: Grunnvannsnivå vs. Tid for observasjonsbrønner NGU1, NGU2, NGU4 og NGU5. Resultatet er fra transient grunnvannsmoell med tidsvarierende grensebetingelse fra (seHavnivå 2014)	103
Figur 5.5: Kalkulert vs. Observert grunnvannsnivå for alle tids steg. Total normalisert RMS er på 4,771 %. Resultatet er fra transient grunnvannsmoell med tidsvarierende grensebetingelse fra (seHavnivå 2014).....	104
Figur 5.6: Kalkulert vs. Observert grunnvannsnivå for alle tids steg for brønnene NGU1, NGU2, NGU4 og NGU5. Normalisert RMS er på 23,087 %. Resultatet er fra transient grunnvannsmoell med tidsvarierende grensebetingelse fra (seHavnivå 2014).....	104
Figur 5.7: Grunnvannskart for transient grunnvannsmoell med tidsvarierende grensebetingelser fra www.sehavniva.no . Det øverste grunnvannskartet er ved høyvann. Det nederste er ved lavvann.	106
Figur 5.8: Tverrsnitt gjennom kolonne for brønn NGU3 ved lavvann (øverste bildet) og høyvann (nederste bildet). Resultatet er fra transient moell med tidsvarierende grensebetingelse fra (seHavnivå 2014). Tverrsnittene har vertikal overdrivelse med faktor 5	107

Figur 5.9: Tverrsnitt gjennom kolonne med vannrør ut mot Tromsøysundet ved høyvann (øverste bildet) og lavvann (nederste bildet). Resultatet er fra transient modell med tidsvarierende grensebetingelse fra (seHavnivå 2014). Tverrsnittene har vertikal overdrivelse med faktor 5	108
Figur 5.10: Tverrsnitt gjennom sigevannselv ved høyvann (øverst) og lavvann (nederst). Resultatet er fra transient modell med tidsvarierende grensebetingelse fra seHavnivå (2014). Tverrsnittene har vertikal overdrivelse med faktor 5	109
Figur 5.11: Ekvipotensiallinjer ved lavvann og høyvann, zoomet inn ved strandkantsonen. Modellen har grovere vertikalt rutenett med bare 5 lag. Figurene til venstre er ved høyvann. Figurene til høyre er ved lavvann.....	110
Figur 5.12: Figurer som viser ekvipotensiallinjer zoomet inn ved strandkanten. Modellen har et finere vertikalt rutenett, med flere lag	111
Figur 5.13: Det øverste bildet er fra tidspunkt $t=0,04$ (høyvann). Bildet nr. 2 er fra $t=0,29$. Bildet nr. 3 er fra $t=0,54$. Bildet nr. 4 er fra $t=0,79$ (lavvann). Modellene er fra SEAWAT-2000 med grovere vertikalt rutenett	112
Figur 5.14: Det øverste bildet er fra tidspunkt $t=0,04$ (høyvann). Bildet nr. 2 er fra $t=0,29$. Bildet nr. 3 er fra $t=0,54$. Bildet nr. 4 er fra $t=0,79$ (lavvann). Modellene er fra SEAWAT-2000 med et finere vertikalt rutenett	113
Figur 5.15: Grunnvannsnivå vs. Tid for SEAWAT-2000 modell med grovt vertikalt rutenett	114
Figur 5.16: Grunnvannsnivå vs. Tid for SEAWAT-2000 modell med finere vertikalt rutenett	114
Figur 5.17: Grunnvannsnivå vs. tid for fylling med tilstedeværelse av impermeabel barriere	116
Figur 5.18: Grunnvannsstrømning ved nedsetting av impermeabel barriere. Øverste figur er ved $t=0,04$ (høyvann). Figur nr.2 ved $t=0,29$ (lavvann), figur nr. 3 ved $t=0,54$ (høyvann) og figur nr. 4 ved $t=0,79$ (lavvann)	117
Figur 6.1: Plassering av prøvepunkt for sjaktprøver til Norconsult AS og skovlprøver til NGU	120
Figur 6.2: Plassering av supplerende sjaktgroper (Su) utført av Norconsult AS høst 2013 ..	120
Figur 6.3: Bilder av sigevannsprøver (Foto: Lena Evensen, Norconsult AS).....	122
Figur 6.4: Plassering av sigevannsprøver.....	123
Figur 11.1: Tilstandsklasser for forurenset grunn. Konsentrasjonene er gitt i mg/kg TS (SFT 2009).....	148

Figur 11.2: Oversiktskart over kvikkleiresoner og faregrad i Tromsø (Cepeda 2012)	149
Figur 11.3: Geologisk profil fra brønn NO2 til brønn NO4, gjennom randmorenen.....	150
Figur 11.4: Plankart av vann- og avløpsrør på Tromsdalsfyllingen (Webinnsyn 2014).....	151
Figur 11.5: Inn- og utstrømninger i vannbalansen for vest-siden på Tromsdalsfyllingen	153
Figur 11.6: Hydrogeologiske egenskapssoner for lag 1 i Visual MODFLOW	156
Figur 11.7: Hydrogeologiske egenskapssoner for lag 2 i Visual MODFLOW	156
Figur 11.8 Hydrogeologiske egenskapssoner for lag 3 i Visual MODFLOW	157
Figur 11.9: Hydrogeologiske egenskapssoner for lag 4 i Visual MODFLOW	157
Figur 11.10: Brønnlogger for grunnvannsbrønn NO1	158
Figur 11.11: Brønnlogger for grunnvannsbrønn NO2	159
Figur 11.12: Brønnlogger for grunnvannsbrønn NO3	160
Figur 11.13: Brønnlogger for grunnvannsbrønn NO4	161
Figur 11.14: Brønnlogger for brønn NO5	162
Figur 11.15: Brønnlogger for grunnvannsbrønn NO6	163

Tabelliste

Tabell 3.1: Tilstandsklasser fra veileder TA-2553/2009 (SFT 2009)	48
Tabell 3.2: Tilstandsklasse for TBT i sedimenter	49
Tabell 3.3: Tilstandsklasser for kystfarvann fra veileder TA-2229/2007 (SFT 2007).....	49
Tabell 3.4: Totalverdier for temperatur og nedbør ved stasjon i Tromsdalen (eKlima 2014) .	56
Tabell 3.5: Grunnvannsnivåmålinger utført i 2005 (Jensen and de Beer 2005)	59
Tabell 3.6: Peilede grunnvannsnivåer under feltarbeid 23. og 24. september. Havnivå er hentet fra seHavnivå (2014), og er referert etter normalnull 1954. Havnivå* er nivå registrert av automatisk logger	60
Tabell 3.7: Verdier fra kornfordelingsanalyser for naturlige masser i brønn NO2, NO3 og NO5	61
Tabell 3.8: Foreliggende prøvepunkter utenfor Tromsdalsfyllingen i Tromsøysundet (Vannmiljø 2014).....	63
Tabell 3.9: Analyseresultater av grisetang 22.10.2001 ved Tromsøysund Småbåthavn X1, vannlokalitetskode 04.02-51610 (Vannmiljø 2014).....	64
Tabell 3.10: Analyseresultater ved utløpet til Tromsdalselva, vannlokalitetskode 04.02-58038 og saltvannssediment 28.09.2011 (Vannmiljø 2014). Prøver er sammenlignet med TA-2229/2007 (SFT 2007)	64
Tabell 3.11: Analyseresultater av saltvannssediment 06.10.2011 ved Tromsøysund St1, Tromsdalselvutløpet, vannlokalitetskode 04.02-58037 (Vannmiljø 2014). Prøver er sammenlignet med TA-2229/2007 (SFT 2007)	65
Tabell 4.1: Tilgjengelige moduler i de to modelleringsprogrammene (SWS 2011)	67
Tabell 4.2: Initiale verdier i den konseptuelle modellen.	72
Tabell 4.3: Verdier for lagringskapasitet i stasjonær grunnvannsmoell. Verdier er oppnådd etter kalibrering	75
Tabell 4.4: Observasjonsdata for grunnvannsnivå 25.09.2013 kl. 12:00, med havnivå - 0,203 m, registrert av logger i småbåthavn	78
Tabell 4.5: Verdier for hydraulisk konduktivitet oppnådd etter manuell kalibrering	78
Tabell 4.6: Innputt for tidsavhengig tidevannsvariasjon og grunnvannsnivå	84
Tabell 4.7: Tidsvarierende grensebetingelse med referansenivå Normalnull 1954 (seHavnivå 2014).....	85
Tabell 4.8: Hydrogeologiske egenskaper for simuleringer kjørt i SEAWAT-2000 med et finere oppdelt vertikalt rutenett	94

Tabell 4.9: Hydrogeologiske egenskaper for simulering kjørt i SEAWAT-2000 med et grovere vertikalt rutenett	95
Tabell 5.1: Massebalanse for henholdsvis lavvann og høyvann i rater for tidssteg og kumulativt volum, for transient modell med konstant varierende grensebetingelse med verdier fra seHavnivå (2014).....	101
Tabell 5.2: Massebalanse for SEAWAT-2000 modell med grovere vertikalt rutenett. SEAWAT konserverer masse i stedet for væskevolum, derav oppgis massebalanse i kg.....	110
Tabell 5.3: Massebalanse for SEAWAT-2000 modell med et finere vertikalt rutenett. SEAWAT konserverer masse i stedet for væskevolum, derav oppgis massebalanse i kg.....	111
Tabell 5.4: Massebalanse for grunnvannsstrømning ved tilstedeværelse av barriere. SEAWAT konserverer masse i stedet for væskevolum, derav oppgis massebalanse i kg	115
Tabell 6.1: Analyseresultater for jordprøver tatt av NGU i 2005 (NGU, 2005)	121
Tabell 6.2: Analyseresultater for jordprøver tatt av Norconsult AS i 2013	121
Tabell 6.3: Sigevannsprøver sammenlignet med TA-2229/2007 (SFT 2007), og erfaringstall fra norske deponier (Okkenhaug 2012).....	123
Tabell 6.4: Detekterte analyseresultater fra grunnvannsprøver analysert høst 2013 av Norconsult AS, der enkelte parametere er sammenlignet med TA-2229/2007 (SFT 2007). Uthevde verdier er sammenlignet med erfaringstall fra norske deponier (Okkenhaug 2012)	124
Tabell 6.5: Grunnvannsprøver fra NGU-brønnene analysert i 2005. Enkelte parametere er sammenlignet med tilstandsklasser fra TA-2229/2007 (SFT 2007). Kjemikalier merket (-) betyr ikke detekterte konsentrasjoner. Uthevde konsentrasjoner betyr overskridelse av gjennomsnittskonsentrasjoner fra norske deponier (Okkenhaug 2012).....	125
Tabell 11.1: Nedbrytningsreaksjoner og kinetiske parametere for BTEX-komponenter (Robinson, Brovelli et al. 2009)	147
Tabell 11.2: Verdier av nedbør for nærliggende stasjoner til Tromsdalen stasjon (eKlima 2014).....	152

Forord

Masteroppgaven «Numerisk modellering av hydrogeologiske forhold i Tromsdalsfyllingen, Tromsø», er utført ved Institutt for geologi og bergteknikk ved Norges Teknisk Naturvitenskapelige Universitet (NTNU), våren 2014.

Oppgaven er gjennomført som et samarbeid mellom Norconsult AS og Tromsø kommune, og er ment som et bidrag til Tromsø kommune og Norconsult AS for å oppnå bedre forståelse om hvordan spredning av forurensning til Tromsøysundet inntreffer.

Norconsult AS fikk i oppdrag av Tromsø kommune om å utføre miljøtekniske undersøkelser av Tromsdalsfyllingen. Miljøtekniske arbeider ble utført september 2013, og tiltaksplan for Tromsdalsfyllingen ble levert Tromsø kommune mars 2014.

Målet med oppgaven har vært å undersøke om tidevannsvariasjoner har innvirkninger på forurensningstransport til Tromsøysundet.

Jeg vil benytte anledningen til å rette en stor takk til Dr. Scient Kevin John Tuttle for kritiske spørsmål, gode innspill underveis i oppgaven, og ikke minst for støtten i perioder Visual MODFLOW var motvillig. En takk går også til hydrogeolog Eivind Halvorsen for tips og triks med Visual MODFLOW.

En takk går til hovedveileder ved NTNU, Professor Bjørge Brattli, som alltid har vært behjelpelig, positiv og gitt gode tilbakemeldinger.

Takk til alle studiekamerater for gode minner og opplevelser i løpet av årene på Gløshaugen.

Sist men ikke minst, takk til min samboer Kristian for konstruktiv hjelp, pirkete korrekturlesing og uvurderlig støtte gjennom hele studiet.

Trondheim, 17. juni 2014



Silje Marie Vasstein



Innledning

1.1 Bakgrunn

Fylkesmannen i Troms har i brev datert 2013-02-20 til Tromsø kommune, fattet vedtak om pålegg om utarbeiding av tiltaksplan for det nedlagte avfallsdeponiet i Tromsdalen. Pålegget innebar å avklare om deponiet utgjør en miljørisiko for aktuelle resipienter. Avfallsdeponiet var aktivt i perioden år 1970-1980, der ukjente mengder variert materiale har blitt dumpet.

En miljøteknisk undersøkelse ble utført i 2005 av NGU (Jensen and de Beer 2005). Rapporten fra denne undersøkelsen er anvendt som bakgrunnsdokument ved arbeider med Tromsdalsfyllingen.

Masteroppgaven er en videreføring av prosjektoppgaven som ble skrevet høst 2013. Prosjektoppgavens tittel var «*Et forstudie av numerisk modelleringsmetode av forurensningstransport i et nedlagt kommunalt avfallsdeponi. Litteraturstudium og metodebeskrivelse*». Prosjektoppgaven var et litteraturstudie om hvordan forurensningstransport påvirkes av ulike forhold innad i en avfallsfylling, hvordan fremgangsmetoden er ved numerisk modellering, og en presentasjon av tilgjengelige rensebarrierer. Oppgaven ble levert 18. desember 2013.

1.2 Formål

Mål med masteroppgaven er å etablere en numerisk modell over grunnvannsstrømninger i Tromsdalsfyllingen, for å oppnå en bedre forståelse for hvordan tidevannsvariasjoner påvirker akviferen.

Det vil fokuseres på hydrogeologiske forhold, strømningsmønster og tidevanneffekter i akviferen sammen med saltvannsintrusjon.

En evaluering av spredningsrisiko av kjemikalier fra avfallsfyllingen skal drøftes i lys av tidevannsvariasjoner. Hvordan forholdene ved Tromsdalsfyllingen påvirker en eventuell rensebarriere skal også evalueres.

Modellering av både geokjemiske prosesser innad i en avfallsfylling samt grunnvannsstrømning fra land til sjø, er en omfattende oppgave. I denne masteroppgaven er det fokusert på grunnvannsstrømningene. Det er viktig å ha kunnskap om hvilke prosesser som skjer innad i en fylling, da dette vil være avgjørende på hvilke kjemikalier som er mobile for transport.

1.3 Begrensninger

En stor utfordring med oppgaven har vært manglende datagrunnlag. Dette medførte utfordringer ved kalibrering av den numeriske modellen. Data som er brukt for å kalibrere grunnvannsstrømninger, er peilinger utført under feltarbeid høsten 2013. Det foreligger begrenset tilgjengelig litteratur på hvordan tidevannsvariasjoner påvirker strømninger, og hvordan saltvann vil påvirke en eventuell rensebarriere.

Utenom dårlig datagrunnlag, har programvaren vært problematisk og til tider ikke fungert. Årsakene til hvorfor det ikke har fungert er ukjent. Det har vært hyppig kontakt med SWS Support Canada, for avklaring av programproblemer. De har ikke hatt gode forklaringer på problemene. Forfatteren er av den oppfatning at programvaren er avhengig av god kontakt med lisensserver. Forfatter har måtte vært tilknyttet VPN ved NTNU for å bruke lisensen. Denne kobles til tider ut av ukjent årsak. Dette medfører at man kastes ut av programvaren, og fører i verste tilfelle til sletting av modeller. Sistnevnte eksempel ble en realitet for forfatteren, bare kort tid før innlevering. Dette er derfor en stor begrensning i oppgaven, da mye tid gikk tapt til å starte på nytt. Modeller har derfor ikke blitt like godt kalibrert som håpet.

Hverken erfarne hydrogeologer med modelleringskunnskaper, eller support av programvaren i Canada, har ikke klart å løse inntrufne problemer. Det har derfor tatt ekstremt lang tid å utføre selve modelleringen på grunn av dette.

En trøblete programvare har heller ikke gjort det lett for en helt uerfaren modellør, med et meget kompleks modellområde. Mye tid har blitt brukt til å lære seg programvaren, og ikke minst finne omveier rundt feilmeldinger.

2 Teori

Teori bak modellering presenteres i kapittel 4. Annen relevant teori er gjennomgått i prosjektoppgaven skrevet av forfatteren (Vasstein 2013).

2.1 Avfallsdeponi og kjemiske aspekter ved forurensningstransport

Grad av fortytning innad i en avfallsfylling, vil avgjøre grad av forurensning til aktuell resipient. I denne sammenheng er fortytning en fellesbetegnelse på prosesser som reduserer konsentrasjonen av løste forurensninger i sigevannet, og inkluderer fortytning, sorpsjon, ionebytte, utfelling og nedbrytningsprosesser (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

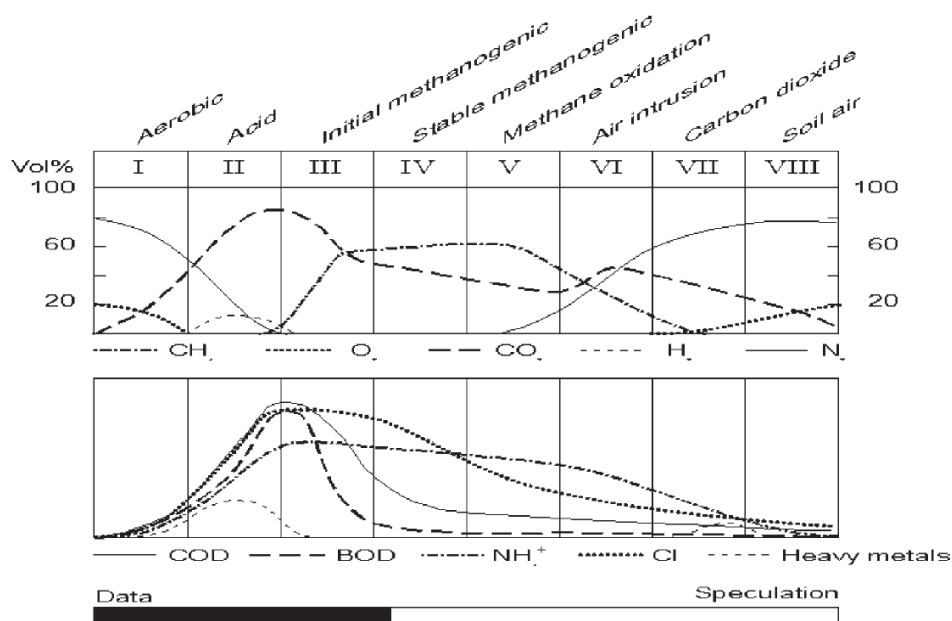
Sigevann er en vannbasert løsning med kjemikalier fra avfallet. Det genereres ved at vann infiltrerer avfallet. Ved hjelp av reaksjoner nevnt ovenfor, og strømminger i grunnvannet, transporteres sigevannet videre til aktuelle resipienter. Sigevann er redusert og rikt på oppløst organisk materiale.

Hovedgruppen av kjemikalier i sigevann fra avfallsfyllinger kan deles inn i fire hovedgrupper: Oppløst organisk materiale, uorganiske makrokomponenter, tungmetaller og xenobiotiske organiske komponenter (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

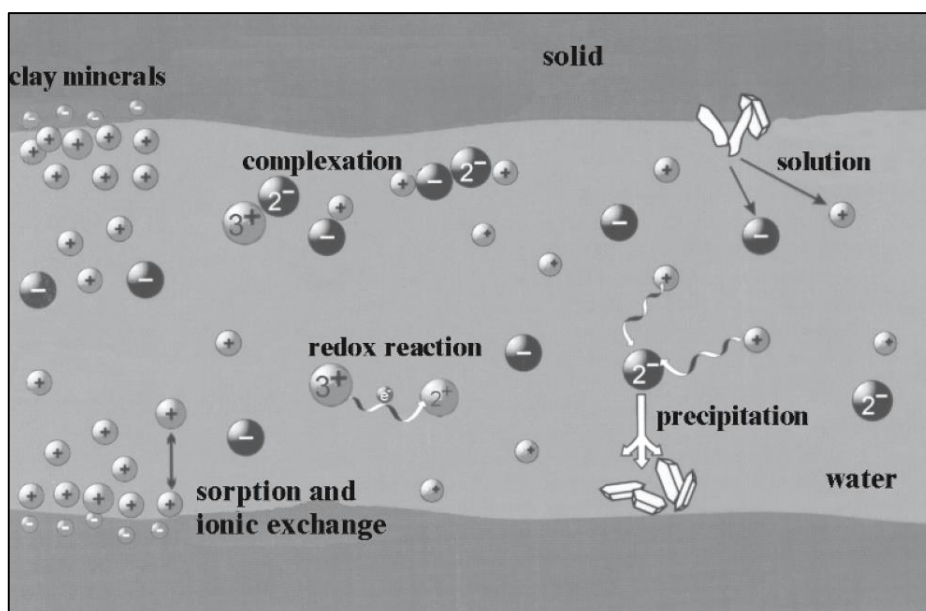
Nedstrøms en avfallsfylling vil det dannes ulike redoks-soner i sigevannet etter hvert som materialet brytes ned. Eldre fyllinger vil ha stabile metanogeniske forhold. Her er metanproduksjonen på maksimum, og minker som følge at løselige substrater som karboksylsyrer minker (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002). Figur 2.1 viser de ulike sonene som inntreer som funksjon av levetid.

Redoks-potensialet øker med avstand fra avfallsfyllingen (Christensen, Kjeldsen et al. 2001). Det er ikke funnet litteratur om fyllinger som har utviklet seg forbi den stabile metanogeniske fasen. I teorien vil fyllingen og sigevann fortsette å brytes ned til det ikke eksiterer flere degraderinger, og fyllingen vil etter hvert bli aerob. Her har altså metanproduksjonen minket til et nivå, der oksygen infiltrerer fyllingen (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002).

De ulike redoks-sonene innad i en avfallsfylling vil ha stor innvirkning på mobilitet av aktuelle kjemikalier. Figur 2.2 viser en illustrasjon over ulike reksjoner som inntreer i en akvifer (Merkel, Planer-Friedrich et al. 2008).



Figur 2.1: Levetid til avfallsfylling som viser generelle trender i gass og sigevannsutvikling (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002)



Figur 2.2: Illustrasjon av ulike interaksjonsprosesser i et akvatisk system (Merkel, Planer-Friedrich et al. 2008)

En viktig parameter ved nedbrytning av avfall, er tilførsel av fukt og fuktinnhold. Fukt og næringsstoffer medfører raskere nedbrytning i avfallsfyllingen. Det er generelt akseptert i fagmiljøene, at avfall som er deponert i tørre områder brytes saktere ned enn avfall deponert i områder hvor mer enn 50 til 100 cm nedbør årlig infiltrerer avfallet (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002).

Når avfallet er fullstendig brutt ned, vil mengde oksygen som diffunderer inn i fyllingen være større enn mikrobiologisk oksygenforbruk. Over tid er det derfor antatt at den anaerobe fyllingen blir et aerobt system (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002).

Kompleksdannelse påvirker mobilitet av kjemikalier, og da spesielt metaller. Kompleksdannelse er en homogen reaksjon som kan beskrives ved hjelp av massebalanse. Komplekskonstanten, K , gir informasjon om kompleksstabiliteten. Store K -verdier indikerer sterk tendens til kompleksdannelse, eller høy kompleksstabilitet. Enkelte komplekser kan være meget stabile (Merkel, Planer-Friedrich et al. 2008). Komplekser mellom organiske forbindelser og metaller er mobile i jordvannet og biotilgjengelig, fordi metallet er beskyttet mot adsorpsjon på jordkolloider av den organiske liganden. Komplekserende agenter vil i tillegg kunne øke utvasking av tungmetaller fra fyllinger. Det er vanskelig å kalkulere spesiering av komplekser mellom metaller og organisk innhold på grunn av mangel av pålitelige fysisk - kjemiske metoder (Brattli 2009).

Komplekser kan deles inn i positivt ladede, nøytralt ladede og negativt ladede. Den positivt ladede delen er ofte et metallion, hydrogen, eller et annet positivt ladet kompleks (Merkel et al 2008). Den negativt ladede delen (liganden), er molekyler som har minst et par med frie elektroner (F^- , Cl^- , Br^- , OH^- , HCO_3^- , CO_3^{2-}). Forurensninger har en høy mobilitet dersom de opptrer som null-ladede komplekser, siden de ikke inngår i noen ionebytte-prosesser. Er de derimot ladet, negativt eller positivt, vil de reagere med andre ioner eller faste partikler (Merkel, Planer-Friedrich et al. 2008).

Kompleksdannelse vil senke aktiviteten til frie ioner i løsningen, og dermed svekke den elektrostatiske skjoldeddannelsen rundt mineralene, og øke deres løselighet (Appelo and Postma 1993).

Sigevann har høyere ionestyrke enn grunnvann, og kan medføre ulike reaksjoner mellom sigevann og grunnvann (Christensen, Kjeldsen et al. 2001). Sorpsjon kan inntre som adsorpsjon, absorpsjon og ionebytte. Disse prosessene er viktige i sigevannslommer, fordi de kan forsinke eller begrense transport av forurensninger. I hovedsak er det fire forhold som bestemmer i hvor stor grad sorpsjonsprosessene skjer. De er jordens sammensetning, pH, redoks-forhold, og egenskapene til adsorbent/adsorbat (Brattli 2009).

Organiske forbindelser kan sorberes til organisk innhold, leirmineraler og oksider/hydroksider. Fordelingskoeffisienten for organiske miljøgifter og andre upolare forbindelser i jord, øker med økende innhold av organisk materiale (Brattli 2009). Andelen av organisk materiale kan uttrykkes (Brattli 2009):

$$f_{oc} = \frac{\text{masse organisk karbon}}{\text{total masse sorbent}} \quad (1.1)$$

Selv om innhold av organisk innhold er lavt (<0.001), vil sorpsjon til organisk innhold favoriseres fremfor mineralske sorbenter. Fordelingskoeffisienten for organiske miljøgifter i jord blir ofte normalisert etter innholdet av organisk karbon (Brattli 2009):

$$K_d = f_{oc}K_{oc} \quad (1.2)$$

Der K_{OC} er fordelingskoeffisienten for organisk karbon. K_{OC} kan beregnes ut fra fordelingskoeffisienten for oktanol-vann-fordelingskoeffisienten, K_{OW} . Denne forteller hvor hydrofob en forbindelse er. Den er et mål på hvordan komponenten fordeler seg mellom oktanol, og vannfasen. En høy K_{OW} indikerer en hydrofob forbindelse som vil ha større affinitet til jord enn vann (Brattli 2009). K_a -verdier øker (og relativ migrasjonshastighet minker) signifikant med pH (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

2.1.1 Oppløst organisk karbon

Oppløst organisk materiale (DOC) uttrykkes som kjemisk oksygenforbruk (COD) eller total mengde organisk kullstoff (TOC) (Christensen, Kjeldsen et al. 2001). Organiske kjemikalier inneholder organisk karbon, og kan derfor brytes ned. Ved nedbrytning av organisk materiale i grunnvannet, forbrukes oksygen. I mettet sone i grunnvannet, vil nedbrytningen i den første tiden være aerob, men så gå over til anaerob når oksygenet i grunnvannet er brukt opp. Dersom grunnvannet blir utsatt for gjennomstrømning i akviferen, kan oksygen tilføres, og forholdene vil nødvendigvis ikke bli reduserende (Brattli 2009).

Redoks-miljøer i sigevann påvirker organiske komponenter. Sigevann er ofte kraftig redusert, og grunnvann er ofte oksidert. Kompleksdannelse av oppløst organisk karbon øker ved økende pH. Redoks-potensialet øker med avstand fra fyllingen, samtidig som reduserte arter som oppløst organisk karbon minker med avstand fra fyllingen. Konsentrasjonen av oppløst organisk innhold reduseres med hensyn på avstand fra avfallsfyllingen (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

Biologisk nedbrytning av organisk innhold i avfallsmasser danner et anaerobt miljø, og økning av pH. Økning av pH vil fortsette til stasjonære forhold oppnås (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002). Nedbrytning av organisk karbon i sigevann er utfordrende på grunn av meget heterogene forhold. Derfor er en konservativ transportmodell ofte anvendt ved modellering (Mohammadzadeh and Clark 2011).

I eldre avfallsfyllinger er nedbrytninger av organisk karbon redusert, og den økende pH-verdien påvirker uorganiske parametere. Konsentrasjon er også påvirket av årlige variasjoner, der fuktigere klima vil redusere konsentrasjoner organisk karbon (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002).

Oppløst organisk karbon (DOC) inkluderer CH_4 (metan), flyktige fettsyrer og mer motstandsdyktige komponenter. Eksperimentelle forsøk viser at oppløst organisk materiale migreres på grunn av strømninger i mettet sone. Sorpsjon ansees ikke som en viktig mekanisme for naturlig fortykning av DOC. Målinger fra sigevann viser at flyktige organiske komponenter er lett nedbrytbare, og brytes raskt ned etter deponering. Ikke-flyktige organiske komponenter er mer resistent med tanke på mikrobiell nedbrytning, og er en redoks-sensitiv parameter (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

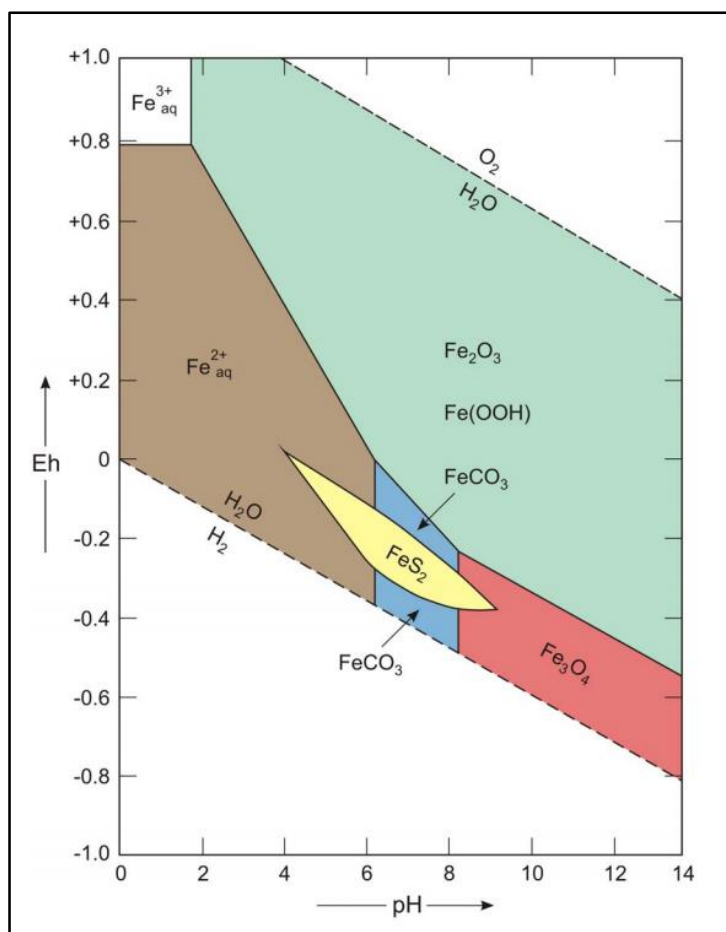
2.1.2 Uorganiske makrokomponenter

De uorganiske makrokomponentene som er aktuelle i sigevann er Ca, Mg, Na, K, NH_4^+ , Fe, Mn, Cl, SO_4^{2+} og HCO_3^- . Konsentrasjon av disse avhenger av stabiliteten i fyllingen. Kationene Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} og Mn^{2+} har lav konsentrasjon ved høy pH, noe som forsterker sorpsjon og utfelling. Ved høy pH er også innholdet av DOC redusert, noe som kan medføre

kompleksdannelse av kationene. Konsentrasjon av SO_4^{2-} vil også være lav ved høy pH på grunn av mikrobiologisk reduksjon av SO_4^{2-} og S^{2-} . Kjemikalier som Cl, Na og K har liten endring av konsentrasjon over tid. De kan påvirkes av sorpsjon, kompleksdannelse eller utfelling, men det er mest sannsynlig at reduksjon i konsentrasjon er en konsekvens av utvasking av sivevannet. De uorganiske makrokomponentene vil påvirke redoks-miljøet og fortynning av tungmetaller. Anioner kan danne komplekser og ta del i oppløsning og utfellings-prosesser. Kompleksdannelse kan øke mobiliteten til kationer og tungmetaller. Flere reaksjoner er påvirket av pH, som kontrolleres av karbonsyrekomponenter som f. eks HCO_3^- (bikarbonat). Fortynning av kationer er regulert av kationebytte (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

Variasjon i E_h og pH er en av de viktigste årsakene til kjemisk utfelling, da særlig for jern og en del tungmetaller. pH sier noe om systemets syre- og basetilstand, mens E_h sier noe om systemets reduksjons- og oksidasjonstilstand (Brattli 2009).

I oksidert tilstand forekommer jern som tungt løselige oksider/-hydroksider. I redusert tilstand forekommer jern som løste Fe^{2+} . Jern felles under reduserende forhold hvis pH går mot basisk side. Utfellingen foreligger vanligvis som jernkarbonat. Jern er mest løselig under reduserende betingelser, mens andre tungmetaller som bly er mest løselige under oksiderende og sure betingelser. Løseligheten til jern er en funksjon av E_h og pH, se Figur 2.3 (Brattli 2009). I forurensningstransport er jernoksider viktige, fordi de tilfører hoveddelen av sorpsjonsområder til metaller, på grunn av et stort overflateareal. Divalent jern kan felles ut ved ionebytte, og kan derfor adsorberes på overflaten til partikler.



Figur 2.3: Stabilitetsforhold for jern- og karbonat-faser som funksjon av Eh og pH ved 25 °C og 1 atm trykk (Brattli 2009)

Oksidasjonspotensialet (E_h) for en reaksjon er gitt ved Nernst ligning (Fetter 2001):

$$E_h = E^\circ + \frac{RT}{nF} \ln K_{sp} \quad (1.3)$$

Der

R : gasskonstant (0,008314 kJ/(mol K))

E° : oksidasjonspotensialet til løsningen

T : temperatur [K]

F : Faraday konstant (96,484 kJ/V)

n : antall elektroner

K_{sp} : løselighetsproduktet

Hvis potensialet (E_h) er positivt er reaksjonen oksiderende. Hvis den er negativ er reaksjonen reduserende (Brattli 2009).

Oksidasjon og reduksjon er viktige prosesser i både mettet og umettet sone. Reduksjon går mot lavere redokspotensiale. Oksidasjon går mot høyere redokspotensiale. I den umettede sonen er der generelt tilstrekkelig oksygen fra gassfasen som gir et høyt redokspotensiale i vannet. Med økende avstand fra overflaten minker oksygeninnholdet, og av det minker også

redokspotensiale. Redokspotensialet er lavt ved lite oksygeninnhold. Mikroorganismer konsumerer oksygen, noe som er årsaken til redusert redokspotensiale (Merkel, Planer-Friedrich et al. 2008).

Konsentrasjon av kationene Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} og Mn^{2+} er lavere i metanogenisk fase på grunn av høy pH som forsterker sorpsjon og utfellinger. Innhold av oppløst organisk innhold er også lavere ved metanogenisk fase. Disse kan danne komplekser med kationene. Sulfatkonsentrasjonen er også lav i den metanogeniske fasen, på grunn av reduksjon av sulfat til sulfid (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002).

Alkaliteten er vanligvis høy i sigevann på grunn av nedbrytning og fortynningsprosesser i fyllingsmassene. I sigevann kan HCO_3^- og CO_3^{2-} danne komplekser med Ca, Mg, Na, Fe og Mn og danner utfellinger med Ca, Mg, Fe, Mn. Viktigheten av disse prosessene avhenger av konsentrasjon av komponenter og pH. HCO_3^- er viktig i sigevann, fordi det fungerer som en buffer av pH. Sigevann i den metanogeniske fasen har ofte pH litt over 7, og økt alkalinitet. Dersom grunnvannet er nøytralt, og inneholder karbonatmineraler (kalsitt), vil de løses opp i kontakt med CO_2 i sigevannet, noe som resulterer i økt oppløst alkalinitet, Ca og Mg. Flere av de terminale elektronakseptorprosessene (spesielt reduksjon av sediment-assosiert Fe-oksider) produserer også høy alkalitet. Bestemmelse av alkalitet i sigevann kan påvirkes av volatile fettsyrer (anioner), siden disse vil akseptere protoner (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

Sulfat har ofte høye konsentrasjoner i sigevann. SO_4^{2-} vil reduseres til S^{2-} i den metanogeniske fasen. Buffersystemet består av S^{2-} , HS^- og H_2S , der HS^- og H_2S er de dominante komponentene ved nøytral pH.

Sigevann inneholder vanligvis høye konsentrasjoner av Fe, som kommer fra forvitring av avfallet. Konsentrasjonen er vanligvis høyest i syrefasen, og moderat i den metanogeniske fasen. Når Fe er først redusert og oppløst, er Fe(II) nedbrutt av utfellinger, ionebytte og fortykning (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

Jern-reduserende forhold er signifikant i avfallsfyllinger, noe som medfører en betydelig buffer med hensyn til redoks, ved å redusere Fe-oksider på sedimentene i akviferen og utfelle redusert jern. Fast jern-oxid kan være den dominante elektronakseptoren i sigevannslommen, noe som kan medføre å bufre den reduserte komponenten i sigevannet, gjennom reduksjon til toverdige jern (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

Oksidasjon pågår helt til alle oksidanter er oppbrukt, eller til alt organisk materiale er nedbrutt. I naturen blir redoksreaksjonene ofte styrt av mikrober som ikke selv deltar i reaksjonen, men som deltar som katalysator. Bakterier er katalysatorer når molekylært oksygen reagerer med organisk materiale, Fe(III) reduseres til Fe(II) og ammoniakk reduseres til nitrat-ion (Brattli 2009).

2.1.3 XOC

Xenobiotiske organiske komponenter (XOC) stammer fra husholdnings eller industrikjemikalier, og finnes i relativt lave konsentrasjoner i sigevann. Innhold av disse avhenger av hvilket tidsrom fyllingen var aktiv. De komponenter som er mest detektert i sigevann er aromatiske hydrokarboner som benzen, toluen, etyl-benzen, xylen og

halogenholdige hydrokarboner som TETRA-klor-etylen og trikloretylen. Andre eksempler på XOC's er fenoler og klorinerte alifatiske hydrokarboner. Konsentrasjonen av XOC i sigevann er forventet å minke med tiden, men hver komponent er avhengig av nedbrytning i deponiet og dens flyktighet med deponigassen (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

BTEX-komponenter har negative effekter på akvatiske miljø og er lett å analysere. Konsentrasjoner av BTEX kan være høyere i eldre fyllinger, mest trolig på grunn av strengere krav til innhold av organiske kjemikalier i nyere fyllinger (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002).

De viktigste fortynningsprosessene for XOC's er sorpsjon og nedbrytning. Fortynning gjennom sorpsjon kan kun evalueres dersom pålitelige verdier for K_d kan estimeres. De fleste akviferer har lavt innhold av organisk karbon, og sorpsjon er derfor meget begrenset. I mange tilfeller kan derfor sorpsjon neglisjeres i forhold til nedbrytning (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

XOC's består vanligvis bare av noen få prosenter av organisk karbon-innhold i sigevann. De varierende redoks-betingelsene i sigevannet vil medføre at nedbrytningen ikke inntre som teorien tilsier (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

I Vejenfyllingen i Danmark fantes indikasjoner på nedbrytning av mange XOC i den anaerobe seksjonen av sigevannslommen, allerede bare 100 m fra kilden. Cl^- ble anvendt som konservativ tracer for å korrigere for fortytning. Majoriteten av komponentene ble tilsynelatende nedbrutt i den jern-reduserende sonen (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

Aromatiske hydrokarboner vil generelt lett degraderes under aerobe forhold, og tregt under anaerobe forhold. Anaerobe forhold har ofte reduserende miljø. Men rapporterte observasjoner i et antall studier av naturlig nedbrytning, viser et signifikant potensiale for anaerob nedbrytning, spesielt for BTEX. Første-ordens nedbrytningsrater observert under uspesifiserte anaerobe forhold, er en eller to størrelsesordener lavere enn ratene rapportert for aerobe forhold. Observasjoner i sigevannslommer har stort sett observert nedbrytning av toluen og xylen, og få observasjoner for benzen. Fra litteraturen er det antatt at benzen har det vanskeligere for å nedbrytes enn de fleste andre BTEX under sterkt anaerobe forhold (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

2.1.4 Tungmetaller

Tungmetaller har generelt lav konsentrasjon i sigevann og er generelt ikke ansett som en grunn til bekymring (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002). Typiske tungmetaller i sigevann er Cd, Ni, Zn, Cu og Pb (Christensen, Kjeldsen et al. 2001). Sink er det tungmetallet som vanligst har høyest konsentrasjon i sigevann. Årsaken til de lave konsentrasjonene er ikke at der ikke finnes tungmetaller, men at de forhindres spredning. De stoppes av sorpsjon og utfellinger. Avfall som inneholder jord og organisk innhold, spesielt ved nøytrale til høye pH-verdier, har en signifikant sorpsjonskapasitet (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002). pH og redoks kontrollerer sorpsjon, utfellinger og kompleksdannelse. Innhold av kolloider og organiske kompleksmetaller øker løselighet og mobilitet til tungmetaller (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

Løseligheten av tungmetaller med anionene sulfider og karbonater er lave. Disse anionene er typiske i fyllinger (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002). Sulfid dannes fra sulfatreduksjon i løpet av avfallsnedbrytningen, og sulfidutfelling er ofte brukt som en forklaring på lave konsentrasjoner av tungmetaller. Sulfider og karbonater er i stand til å danne utfellinger med Cd, Ni, Zn, Cu og Pb. Mens det er rikelig av karbonater i sigevann, er løseligheten av metallkarbonater generelt høyere enn metallsulfidene (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002). Dersom det ikke er nok sulfid i fyllingen til å binde metaller, er det antatt at en del metaller vil bindes til fosfater og hydroksider. Hydroksidutfellinger dannes ved eller over nøytral pH (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002).

I Christensen, Kjeldsen et al. (2001), ble det rapportert om observasjoner av at organiske metallkomplekser utgjør en stor andel av det totale tungmetallinnholdet. Konsentrasjoner av frie metall-ioner vil bare omfatte mindre fraksjoner, da metallene ofte er bundet til løste organiske komponenter.

Det foreligger lite litteratur av K_d -verdier for tungmetaller i en akvifer. Enda mindre informasjon foreligger om sorpsjon av tungmetaller til partikler i sigevann. Kompleksdannelse øker metallmobiliteten, ved alle pH, men er størst ved høy pH. Effekt av kompleksdannelse, spesielt med DOC, på metallmigrasjon i sigevannslommer, varierer med type metall og avhenger av pH i sigevannslommen (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

Likevetsfordelingen mellom adsorbent metall og metall i løsning er ofte uttrykt ved distribusjonskoeffisienten K_d , som er direkte relatert til gjennomsnittlig migrasjonshastighet for metall relativt til strømningshastigheten til vann (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

2.1.5 Langtidseffekter

Det finnes lite litteratur om sammensetningen av avfallsfyllinger som har gått forbi den stabile metanogeniske fasen. Utviklingen av fyllinger avhenger av oksygentilførsel, som igjen er avhengig av gjenliggende nedbrytbart organisk karbon, gassproduksjon, overdekke og topografi (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002).

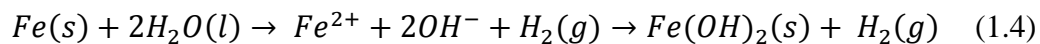
Det er forventet at konsentrasjoner av oppløst organisk karbon og uorganiske makrokomponenter vil være høye over lang tid, og brytes sakte ned (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002).

Konsentrasjoner av tungmetaller er lave i den stabile metanogeniske fasen, og er forventet å være det ved videre langtidseffekter også. Men, dersom fyllingen omvandles til aerob, kan biologiske og kjemiske reaksjoner inntre og påvirke metallmobilisering. Minking i pH vil forsterke metallmobilisering. I løpet av anaerob nedbrytning, reduseres sulfater til sulfider som uløselige utfellinger med de fleste metaller. Men, hvis massene blir aerobe, kan disse sulfidutfellingene forventes å oksideres til metallsulfater. Sulfatkomponenter er betydelig mer løselig enn metallsulfider, og mobilisering av metaller vil derfor øke. Utenom pH endringer, vil også metalløseligheten påvirkes av oksidasjons-reduksjons-potensialet E_h . Hvis E_h av fyllingsmassene øker, vil løseligheten av noen metaller øke. Konsentrasjoner av Pb, Zn, Mn og Fe øker med økende E_h . Andre faktorer som vil påvirke metalløseligheten er kationebyttekapasiteten og hvordan den endres i løpet av oksidering og tilstedeværelse av mer oksiderte funksjonelle grupper, både på humiske substanser i fast stoff og i sigevann. Jernhydroksider

og oksyhydrater dannes mens fyllingsmasser oksiderer. Disse komponentene er reaktive og kan adsorbere andre metaller (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002).

Oppsummert er det mange faktorer som påvirker metalmobilitet ved langtidseffekter, fordi avfallet går fra anoksisk til aerobe forhold, som inkluderer endringer i pH, E_h , funksjonelle grupper på humuspartikler, og sorpsjonskapasiteten til avfallsmassene. Gitt kompleksiteten til en fylling, er det ikke overraskende at den begrensede mengden av eksperimentelt arbeid har gitt resultater som viser både økende eller reduserende metallmobilisering. Parameterne som påvirker metalmobilitet i en fylling er mange, noe som gjør det vanskelig å etterligne i en modell (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002).

I eldre fyllinger kan det ligge innhold som kan være laget av jern. Korrosjon av disse vil være avhengig av lave pH-verdier i anaerobe forhold. Men i mange tilfeller har ikke fyllinger lav pH, i alle fall ikke i eldre fyllinger. Anaerob korrosjon av jern følger derfor denne reaksjonen:



Ligning 1.4 viser at produksjon av hydroksidioner medfører en lokal økning i pH, som utfeller kalsium, magnesium og jern som er tilstede i sigevannet på jernoverflaten. Dette vil passivere jern, fordi det forhindrer videre anaerob jernkorrosjon. Jernkorrosjon i den stabile metanogeniske fasen er derfor forventet å gå relativt sakte (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002).

Dersom forholdene blir aerobe igjen med lavere pH, kan det passive laget på jernoverflaten løses opp og eksponere den for aerobisk korrosjon, som går mye raskere enn anaerob korrosjon.

2.2 Massetransport av stoffer

Mekaniske prosesser vil i høy grad påvirke forurensningstransporten i sigevann. Form og utbredelse av sigevannet er stort sett kontrollert av grunnvannsstrømmer (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

Nedenfor vises den generelle adveksjons-dispersjon ligningen som beskriver transport av et kjemikalie k , i et tredimensjonalt grunnvannssystem (SWS 2011):

$$\frac{\partial(\theta C^k)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[\theta D_{ij} \frac{\partial C^k}{\partial x_j} \right] - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta v_i C^k) + q_s C_s^k + \sum R_n \quad (1.5)$$

Der

- C^k Oppløst konsentrasjon av kjemikalie k
- θ Porøsitet
- t Tid
- x_i Avstand langs en respektiv kartesisk koordinatakse
- D_{ij} Hydrodynamisk dispersjonskoeffisient
- v_i Lineær grunnvannshastighet (relatert til spesifikk strømming eller Darcy Fluks $v=q_i/\theta$)
- q_s Volumetrisk strømningsrate per enhetsvolum i akviferen, kan være negativ eller

positiv

C_s^k Konsentrasjon av kilde eller sinke i fluks for kjemikalet k

$\sum R_n$ Kjemisk reaksjonsuttrykk

Forurensninger som spres med adveksjon beveger seg med samme gjennomsnittlige lineære hastighet som grunnvannet. Strømning av vann bestemmes av Darcy's lov (Fetter 2001):

$$v_x = -\frac{K}{n_e} \frac{dh}{dl} \quad (1.6)$$

Der

v_x : gjennomsnittlig strømningshastighet [m/s]

K : Hydraulisk konduktivitet [m/s]

n_e : effektiv porøsitet

dh/dl : Hydraulisk gradient

Den endimensjonale massefluksen avhenger av adveksjon og kan uttrykkes (Fetter 1999):

$$F_x = v_x n_e C \quad (1.7)$$

Der C er konsentrasjon av løste partikler.

Fortynning av forurensninger som strømmer i vann skyldes dispersjon. Når forurensningen strømmer i samme retning som det strømmende vannet, kalles det en longitudinal dispersjon. Fortynning normalt på strømningsretningen kalles transversal dispersjon. Heterogeniteter som hydraulisk konduktivitet og geologisk materiale, vil medføre ulike strømningshastigheter. Disse påvirkningene kalles makrodispersjon. Mikrodispersjon inkluderer sedimentkornenes ulike form, sortering og overflateegenskaper (Brattli 2009). Vann strømmer letteste motstands vei, det vil si gjennom områder med høy permeabilitet. Andre faktorer som påvirker mekanisk dispersjon er friksjon mellom mineraloverflater, variasjon i porestørrelse og struktur av porer i jordarten. Disse kalles mikrodispersjon (Fetter 2001).

Diffusjon av forurensninger i grunnvannet kan beskrives ved hjelp av Fick's første lov (ligning 2.3). Den beskriver fluks av løste stoffer under stasjonære forhold (Fetter 2001):

$$F = -D_a \left(\frac{dc}{dx} \right) \quad (1.8)$$

Der

F : massefluks per enhetsareal per tidsenhet [(kg/s)/m²]

D_a : diffusjonskoeffisienten [m²/s]

C : konsentrasjon av løst stoff [kg/l]

dc/dx : konsentrasjonsgradient

Negativ tegn betyr at bevegelsen skjer fra høy til lav konsentrasjon. Hvis konsentrasjonsendringer foregår over tid, gjelder Fick's andre lov (Fetter 2001):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_a \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} \quad (1.9)$$

Der

$\partial C / \partial t$: konsentrasjonsendring over tid

Både ligning 1.8 og 1.9 gjelder for en-dimensjonal strømming (Fetter 2001). I porøst materiale kan ikke diffusjon foregå like fort som det kan i vann. De løste stoffene må bevege seg rundt partikler, og diffusjon kan kun foregå i porene. For å ta hensyn til dette, brukes en effektiv diffusjonskoeffisient, som uttrykkes (Fetter 2001):

$$D^* = D * w \quad (1.10)$$

Der

D^* : effektiv diffusjonskoeffisient

D : diffusjonskoeffisient

w : empirisk formel som bestemmes i eksperimentelle forsøk

Diffusjon og dispersjon blir ofte slått sammen til en parameter, hydrodynamisk dispersjon. De to parameterne er vanskelig å skille fra hverandre. Ligningen nedenfor gjelder for longitudinal hydrodynamisk spredningskoeffisient. Ligningen er tilsvarende for spredning i transversal retning (Fetter 2001):

$$D_L = \alpha_L v_x + D^* \quad (1.11)$$

Der

D_L : hydrodynamisk spredningskoeffisient i longitudinal retning

α_L : longitudinal dynamisk dispersjon

v_x : gjennomsnittlig hastighet på grunnvannet

D^* : effektiv diffusjonskoeffisient

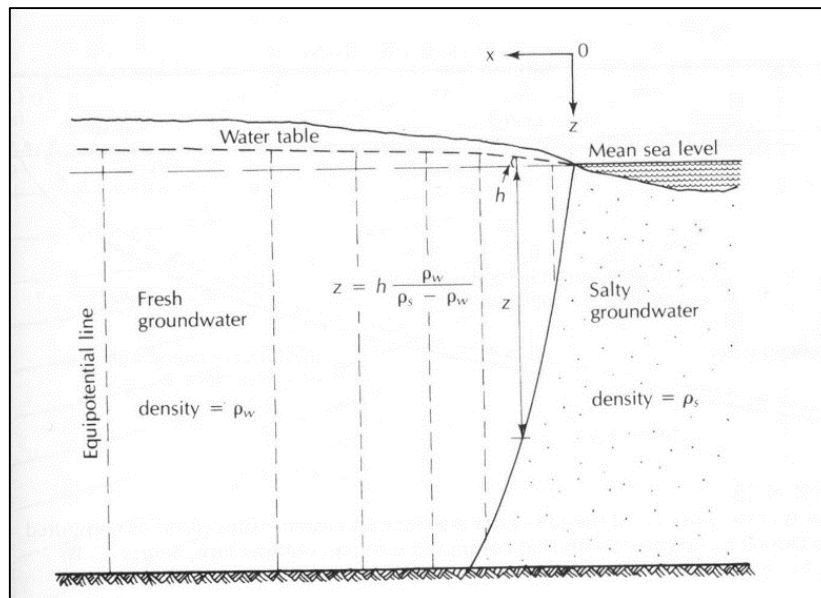
For sigevann, kan den vertikale gradienten være større enn i andre hydrogeologiske tema, og vertikale spredninger bør derfor ikke neglisjeres. En høy vertikal gradient for sigevann kan skyldes for eksempel tetthetsgradienter og infiltrasjon av regnvann fra toppen av grunnvannet (Christensen, Kjeldsen et al. 2001).

2.3 Tidevannseffekter

Sjøvann har høyere tetthet enn ferskvann, og vil derfor synke under ferskvannet. Dette vil forårsake en kompliserende konveksjonsstrøm. I en naturlig kystsone vil man av den grunn ha en kile av salt grunnvann som strekker seg inn under ferskt grunnvann. Ferskvannet blandes dårlig med saltvannet, og vil ofte strømme ut mot havet i en smal sone langs kysten. Hvor langt kilen med saltvann strekker seg innover landet er avhengig av geologi og grunnvannstrykk fra innlandet (de Beer 2008).

Den stabile plasseringen av grensesnittet mellom salt- og ferskvann kan regnes ut ved hjelp av Ghyben-Herzberg-ligningen, for definisjon henvises det til Fetter (2001). I stabil tilstand

stagnerer saltvannet og trykkhøyden er konstant i hele saltvannssonen. Grensemønsteret mellom saltvann og ferskvann er avhengig av tykkelsen på akviferen, og om skille mellom salt og ferskvann når ned til bunnen av akviferen. Dupuit's tilnærming kan brukes for å regne på denne grensen (Bakker and Schaars 2013). Dette grensemønsteret er her definert som den klassiske saltvannsgrensen. En illustrasjon er vist i Figur 2.4.



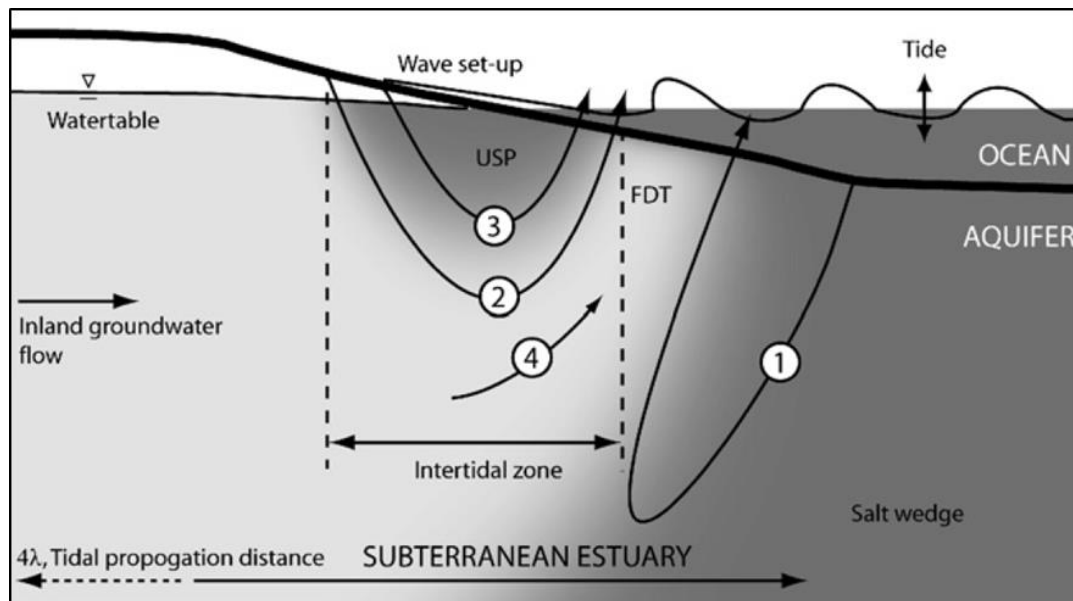
Figur 2.4: Illustrasjon for oppsett av ligningene til saltvannsgrensen (Fetter 2001)

Bevegelse av grunnvann i en kystakvifer er avhengig av trykk fra tidevannsvariasjoner (Fetter 2001). Tidevannseffekter tvinger sjøvann lengre inn i landet enn hva det ville gjort dersom tidevannsvariasjoner ikke var tilstede. Tidevannet endrer strømningsmønster og hastighet til grunnvannet nærme strandlinjen.

Endringene av tidevannet vil avta eksponentielt med avstand fra kysten (Ataie-Ashtiani, Volker et al. 1999).

Moore (1999) introduserte konseptet «Subterranean Estuary». Denne er definert som en miksesone mellom redusert ferskt grunnvann, og resirkulerende sjøvann i en akvifer. Det foreligger få studier som omhandler denne. Til tross, prosessene som foregår her er viktige å forstå for å kunne forutsi hvordan kjemikalier transporteres gjennom grunnvannet fra land til sjø (Robinson, Li et al. 2007).

Strømningene i en «Subterranean Estuary» drives primært av innlandets hydrauliske gradient, tetthetsforskjeller mellom fersk- og saltvann, og krefter fra havet som tidevannsvariasjoner og bølger (Robinson, Li et al. 2007).



Figur 2.5: Illustrasjon av «Subterranean Estuary» (Robinson, Li et al. 2007)

Figur 2.5 ovenfor, viser en «Subterranean Estuary» med aktuelle hovedstrømninger. Linje 1 viser tetthets-drevet sirkulasjon. Linje 2 viser tidevannsindusert sirkulasjon. Linje 3 viser bølgedrevet sirkulasjon og linje 4 viser fersk grunnvannsstrømning. Skyggen indikerer salinitetsfordeling. En øvre saltvannslomme (USP) dannes som følge av tidevannsvariasjoner, og er tilstede sammen med den klassiske saltvannsgrensen (Robinson, Li et al. 2007).

De to distinkte saltvannslommene, øvre saltvannslomme og den klassiske saltvannsgrensen, definerer en ferskvannssone der ferskvann strømmer ut ved lavvann. Tidevannsendringene medfører sjøvannsirkulasjon gjennom midtpunktet til tidevannet, og sjøvannet har større strømningsrate enn ferskvann som strømmer ut. Helningen på strandkantlinjen har mye å si for tidevannpåvirkningene. En svakt hellende strandkantlinje vil få sjøvann som infiltrerer fra overflaten. Dette sjøvannet vil strømme ut igjen ved lavvann. Dannelse av den øvre saltlommen kan forklares ved adveksjonsligningen for salttransport (Robinson, Li et al. 2007).

Numeriske simuleringer indikerer at tidevannet kan redusere et kjemikalie markant, ved å modifisere dens spesifikke strømningsvei, og geokjemiske forhold langs strømningsveien. Det har også blitt vist at tidevannet kan minke raten av kjemikalier fra akviferen til havet, og samtidig minke konsentrasjonen av kjemikalier som strømmer ut (Robinson, Li et al. 2007).

Sonen definert ovenfor «subterranean estuary», definerer en potensielt viktig biogeokjemisk reaksjonszone i akviferen. Den har betydelige implikasjoner for hvordan reaktive miljøgifter i grunnen strømmer ut til kystfarvann. Den øvre sonen med saltvann er en mer aktiv og dynamisk miksesone enn den tradisjonelle saltvannsgrensen, og er assosiert med høyere strømningsrater og kortere residenstid. Den har også vist seg å ha viktige redoks og pH-egenskaper. (Robinson, Li et al. 2007).

2.4 Saltvannspåvirkninger på kjemikalier

Tilførsel av fukt i form av sjøvann, vil tilføre oksygen og næringsstoffer til en akvifer, og danne anaerobe forhold. Dette vil medføre en raskere nedbrytning og stabilisering av massene. Det finnes lite litteratur på hvordan sjøvann påvirker fyllinger (El-Fadel and Khoury 2000). Det er registrert at sjøvann kan medføre setningsproblematikk, noe som er bekreftet i et kolonneforsøk utført av (El-Fadel and Khoury 2000).

På grunn av anaerobe forhold, kan tre-verdig jern gjennomgå reduktive oppløsninger ved å fungere som en elektronakseptor for organisk oksidasjon. FeOOH er ofte sorpsjonsakseptorer, og oppløsning av FeOOH kan medføre oppløsning av metallene som er adsorbent på dem Cummings, Caccavo et al. (1999), Nickson, McArthur et al. (2000) og Nickson, McArthur et al. (2005). Redoks-sensitive metaller (Fe^{3+}) kan være usikre parametere ved sjøvannsintrusjon, på grunn av anaerobe forhold som gjøre de mer mobile.

Sjøvann kan tette porer i sedimenter. Dette kan igjen forhindre transport av metaller. Tilsynelatende vil sjøvann med høy pH forhindre lav pH, og den alkaliske pH vil hjelpe til å redusere mobilisering av metaller. Denne mobiliseringen, ved mangel av pH reduksjon, er mikrobiologisk dominert fordi bakterier oksiderer det organiske innholdet og gjør metallene om til elektronakseptorer.

På samme vis, vil det høye innholdet av klorid og kolloide partikler medføre komplekse veier og øke metall mobiliteten, og kanskje redusere toksisk effekt. Innholdet av jern-oksidminerale i sjøvann og avfall er også viktige. Når jern oksider medfører dette sorpsjonsområder på overflaten, som kan påvirke utfelling av metaller.

2.4.1 Metaller

Det er vist i litteratur at redoks og/eller pH endringer i miksesonen mellom ferskvann og sjøvann har merkbare effekter på fordeling av metaller og næringsstoffer i akviferer og utstrømning til havet. Fe og Mn (hydr)oksider dannes når redusert grunnvann blandes med oksygenrikt sjøvann før det strømmer ut. Akkumulasjon av slike (hydr)oksider danner et jern-teppe som fungerer som en geokjemisk barriere som holder igjen løste kjemikalier (Robinson, Li et al. 2007).

Cl^- ioner kan danne komplekser med metaller (Bäckström, Karlsson et al. 2004), og er trolig mindre utsatt for sorpsjon. Mobiliteten til slike komplekser kan dermed øke (Salomons and Mook (1980) og Benjamin (2002)). Økte konsentrasjonen av Na^+ kan forflytte giftige metaller og basekationer via kationebytte. Forflytningen av basekationer (K, Ca, Mg) med Na^+ kan svekke bindingene som holder jordaggregater sammen, noe som kan tilrettelegge kolloid-assistert transport av metaller (Paus 2014).

Fra et forsøk av Kim H. Paus, ble det modellert at ionebytte med Na^+ og Zn^{2+} vil mobilisere Zn^{2+} for å oppnå likevekt mellom metaller og overflateområder. Dette ble observert til å inntre relativt lett.

Mobilisering kan påvirkes av reaksjoner mellom H^+ og overflatepartikler. Vannets pH kan deprotonere områder på overflaten til partikler. Na^+ -ioner vil reagere med sorbenter i en

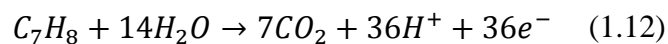
løsning. En slik løsning kan være vann med organisk innhold som humus eller leire. Mengde uokkuperte overflateområder vil minke som en konsekvens av å introdusere Na^+ . Fraksjoner av sorberte metallioner kan desorberes for å oppnå likevekt mellom metaller og overflateplasser. Altså, NaCl i løsning vil medføre at metaller som Cd og Zn desorberes fra overflater og erstattes av Na^+ . Hvor lett metaller vil løsrives fra overflaten, er avhengig av bindingsstyrken. Denne vil variere på overflaten til partikkelen (Paus 2014).

2.4.2 BTEX og nedbrytningsrater

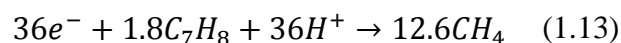
BTEX er en hovedgruppe av hydrokarboner i olje som løses til en viss grad i vann (Brattli 2009). Ulike BTEX-komponenter er benzen, toluen, etylbenzen og xylener. Benzenringen består av seks karbonatomer, hver med ett hydrogenatom bundet til seg. Benzenringens tre dobbeltbindinger gir en svært stabil kjemisk struktur og en viss polaritet (Brattli 2009).

BTEX-forbindelser løst i grunnvann vil utsettes for biologisk nedbrytning med mikrober som katalysatorer for reaksjonene. Denne nedbrytningen er svært viktig, da forurensningen endres fra toksisk form (syklisk hydrokarbon) til relativt ufarlige former (karbondioksid, metan). Benzen er den komponenten som bruker lengst tid på å bli brutt ned (Brattli 2009).

Oksidasjonsreaksjonen til toluen er (Appelo and Postma 1993):



Reaksjonen krever at 36 elektroner per mol toluen tas opp ved metanogenisk reduksjon av toluen:



Protonene er balansert når reaksjon 1.12 kombineres med 1.13, slik at produsert CO_2 gir vann lavere pH, kalsitt (hvis tilgjengelig) løses opp, og Ca^{2+} -konsentrasjonen vil øke (Appelo and Postma 1993).

Nedbrytning av BTEX (benzen, toluen, etylbenzen og xylen) kan påvirkes av tidevannet, ved at den oksygenrike sonen nærme strandkanten vil forsterke nedbrytning av toluen (Robinson, Brovelli et al. 2009). Det må tas hensyn til reaktive prosesser, og endringer i tetthet. Dette er svært komplisert å gjøre i en og samme modell, dersom det er ønskelig å modellere transport av BTEX i en akvifer.

En aerobisk nedbrytningsmetode kan anvendes for å kvantifisere hvilken effekt tidevannet har på nedbrytningen av BTEX. Det må også tas hensyn til konkurrerende forbruk av oksygen av alternative elektron-donorer, slik som naturlig organisk innhold, da disse prosessene påvirker tilgjengelighet av oksygen i grunnvannet (Robinson, Brovelli et al. 2009).

BTEX kan behandles som en NAPL-kilde som ligger på grunnvannsspeilet, som kontinuerlig vil tilføre forurensninger til akviferen (Robinson, Brovelli et al. 2009).

Nedbrytning av BTEX er kontrollert av tilgjengelighet av passende elektronakseptorer (e.g. oksygen, sulfat og nitrat). Fortynning av hvert enkelt BTEX-komponent (R_i) beskrives ved Monod's nedbrytningskinetikk (Robinson, Brovelli et al. 2009):

$$R_i = -\frac{\mu_{\max_i} C_i}{K_{s_i} + C_i} \frac{C_O}{K_{s_O} + C_O} X_b \quad (1.14)$$

Der

- C_i Konsentrasjon av BTEX-komponent i [mol/l]
- C_O Konsentrasjon av oksygen [mol/l]
- μ_{\max_i} Spesifikk maksimum nedbrytningsrate av komponent i [d^{-1}]
- K_{s_i} Mettet halveringskonstant for nedbrytning av hvert enkelt komponent i [mol/l]
- K_{s_O} Mettet halveringskonstant for effekt av oksygen på nedbrytning av BTEX [mol/l]
- X_b Konsentrasjon av aerobe biomasse med en populasjonsvekstrate gitt ved dX_b/dt [mol/l]

dX_b/dt uttrykkes som:

$$\frac{dX_b}{dt} = \sum_{i=1,n} R_i Y_i - b_b X_b \quad (1.15)$$

Der

- Y_i Koeffisient for biomasseutbytte relatert til forbruk av BTEX-komponentene i
- b_b Koeffisient for minking av biomasse [d^{-1}]
- n Antall BTEX-komponenter involvert

Oksygenkonsum i løpet av nedbrytning, kan estimeres ved hjelp av reaksjon-støkiometri fra verdier som finnes i Vedlegg 1. Naturlige prosesser i de intermediære sedimentene som for eksempel kompostering av organisk innhold og oksidering av reduserte uorganiske arter (H_2S , Fe^{2+} , Mn^{2+}) konsumerer også oksygen, dermed reduseres tilgjengeligheten av oksygen for BTEX nedbrytning. Et første-ordens uttrykk anvendes for naturlige prosesser av oksygenkonsum. Det totale oksygenforbruket kan kalkuleres ved (Robinson, Brovelli et al. 2009):

$$\frac{dC_O}{dt} = -\sum_{i=1,n} R_i S_i - b_O C_O \quad (1.16)$$

Der

- S_i Støkiometrikoefisienten for oksygen ved nedbrytning av BTEX-komponent i
- b_O Første-ordens rate konstant for naturlig oksygen forbruk [d^{-1}]

Et generelt første-ordens uttrykk kan anvendes, i stedet for å individuelt simulere prosesser for naturlig oksygen. Dette vil minke antallet utregninger betraktelig. Ulike mikrobiologiske populasjoner kan bidra til prosessen for naturlig oksygen-forbruk og BTEX nedbrytning. På

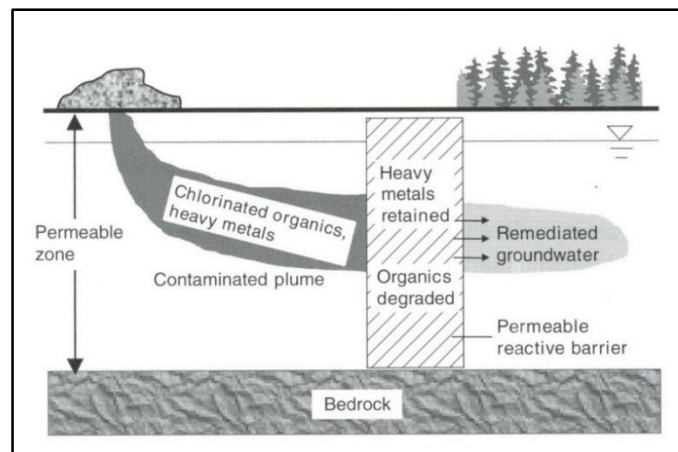
denne måten vil ikke det naturlige oksygenforbruket påvirke konsentrasjoner av aerobere (Robinson, Brovelli et al. 2009).

Vekst av biomasse og oksygenforbruk inntreffer simultant, samtidig som at toluen brytes ned. I simuleringene utført av Robinson, Brovelli et al. (2009), ble det vist at tidevannsvariasjoner fjerner toluen med 79 % effekt. Dersom tidevann ikke inkluderes, ble effekten av fjerning bare 1,8 % for toluen (Robinson, Brovelli et al. 2009).

Heterogeniteter i akviferen vil naturligvis påvirke sirkulasjon av sjøvann, og dermed oksygentilførsel til sedimentene i akviferen. Til tross, nedbrytning av toluen vil allikevel være effektivt når tidevannsvariasjoner er tilstede (Robinson, Brovelli et al. 2009).

2.5 Renseevnen til reaktive permeable barrierer

Permeabel reaktiv barriere (PRB), er en ny teknologi for opprydding av forurenset grunnvann, og benytter seg av fysiske, kjemiske eller biologiske *in-situ* behandlingsmetoder, ved hjelp av reaktive materialer. De mest benyttede metodene er redoksreaksjoner, utfelling, adsorpsjon, ionebytting og biologisk nedbrytning. Prinsippet til en reaktiv barriere er at forurensningen føres inn i barrieren og lagres, brytes ned eller forandres til en tryggere art slik at forurensningen ikke transporteres videre nedstrøms barrieren. En enkel skisse vises i Figur 2.6 (Simon, Meggyes et al. 2002).



Figur 2.6: Et eksempel på en PRB (Simon, Meggyes et al. 2002)

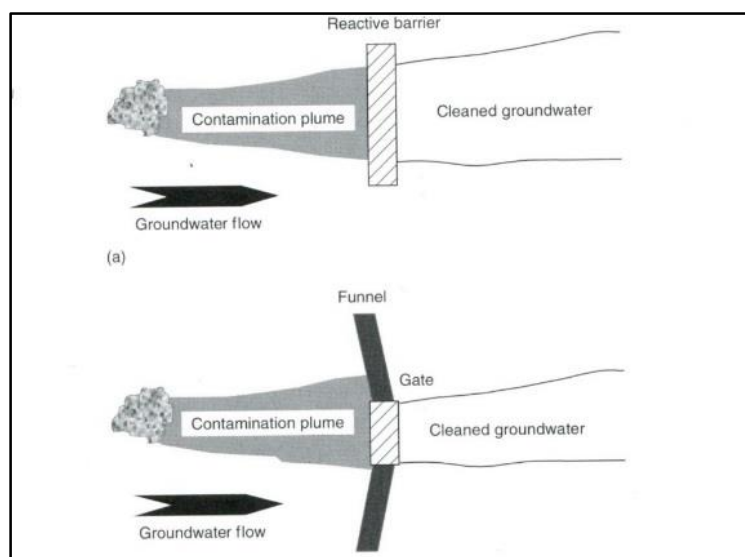
Det reaktive materialet legges i grøfter i grunnen nedstrøms forurensningsområdet. Dette medfører at forurensningen behandles uten oppgraving av jord eller pumping av grunnvann. Metoden er generelt kosteffektiv, og kostandene er rapportert til å være omtrent 50 % mindre enn et *pump-and-treat* system. PRB har lite innvirkning på omgivelsene i miljøet og driftstid er forventet å være opptil 10 – 20 år. Til nå finnes det få erfaringstall på reell levetid da dette er en relativt ny teknologi (Simon, Meggyes et al. 2002).

De fleste PRB er konstruert enten med en kontinuerlig reaktiv barriere som muliggjør strømming av grunnvann gjennom tverrsnittet, eller en trakt-og-port løsning der bare utvalgte porter er permeable til det forurensete grunnvannet. Disse to konfigurasjonene vises i Figur 2.7. Den mest utbredte og studerte reaktive barrieren, er granulerte jernpartikler. Jern opptrer

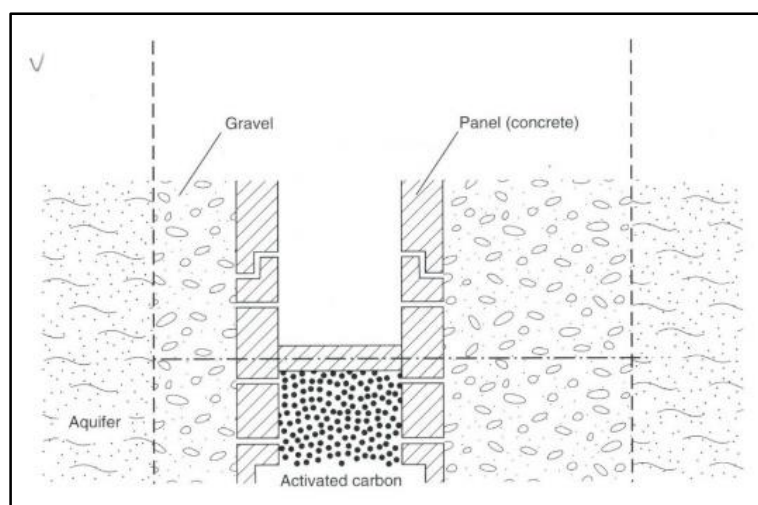
som reduserende agent i redoksreaksjonen og danner toverdige jern (Simon, Meggyes et al. 2002). Granulert jern kan brukes blant annet til å fjerne trikloretylen (Bacocchi, Boni et al. 2003).

Konstruksjon til en PRB er selvsagt avhengig av hvor den skal plasseres. Kostnadene for etablering av PRB avhenger av hvor dypt det er der den skal plasseres. Ved grunne problemområder, kan en enkel konstruksjonsteknikk anvendes. Ved dybder større enn 20 m, kreves det effektive konstruksjoner for å oppnå de økonomiske fordelene som en PRB gir (Simon, Meggyes et al. 2002).

Figur 2.8 viser hvordan strukturen til en reaktiv barriere kan bygges opp. Her er det valgt reaktivt karbon som materiale, forseglet av en betongvegg og et lag med grus. Grusen vil forhindre at finere partikler som leire eller silt strømmer inn i barrieren og tetter den.



Figur 2.7: De vanligste konfigureringene av PRB (a) kontinuerlig reaktiv barriere og (b) trakt-og-port system (Simon, Meggyes et al. 2002)



Figur 2.8: Struktur på innsiden av en reaktiv barriere (Simon, Meggyes et al. 2002)

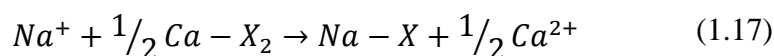
Reaktive barrierer må oppfylle visse krav, som (Simon, Meggyes et al. 2002):

- Det må være mulig å skifte ut det reaktive materialet
- Høyere permeabilitet enn omkringende materiale
- Stabilitet mot fine partikler som kan vaskes inn i barrieren fra omkringliggende jord
- Lang levetid

Rensesystemet er avhengig av vannkvalitet og konsentrasjon av forurensninger. Effektiv drift og vedlikehold, overvåkning og minimering av potensiell risiko under driftsperioden er noen av de viktigste punktene for fullføring av et suksessfullt og kostnadseffektivt oppryddingsarbeid (Simon, Meggyes et al. 2002).

Ved deponier i nærheten av sjøvann, kan ikke tradisjonelle geologiske barrierer, som for eksempel bentonittmembran, benyttes. Bentonitten vil ikke svulle på grunn av saltvann. Saltinnholdet i vann tilsvarende sjøvann (25-35 ‰) vil øke fastheten av leiren, og redusere evnen til å ta opp vann. Dermed reduseres vanngjennomstrømningsmotstanden, og det kan være fare for oppsprekking ved eventuelle setninger i grunnen under deponiet (SFT 2005).

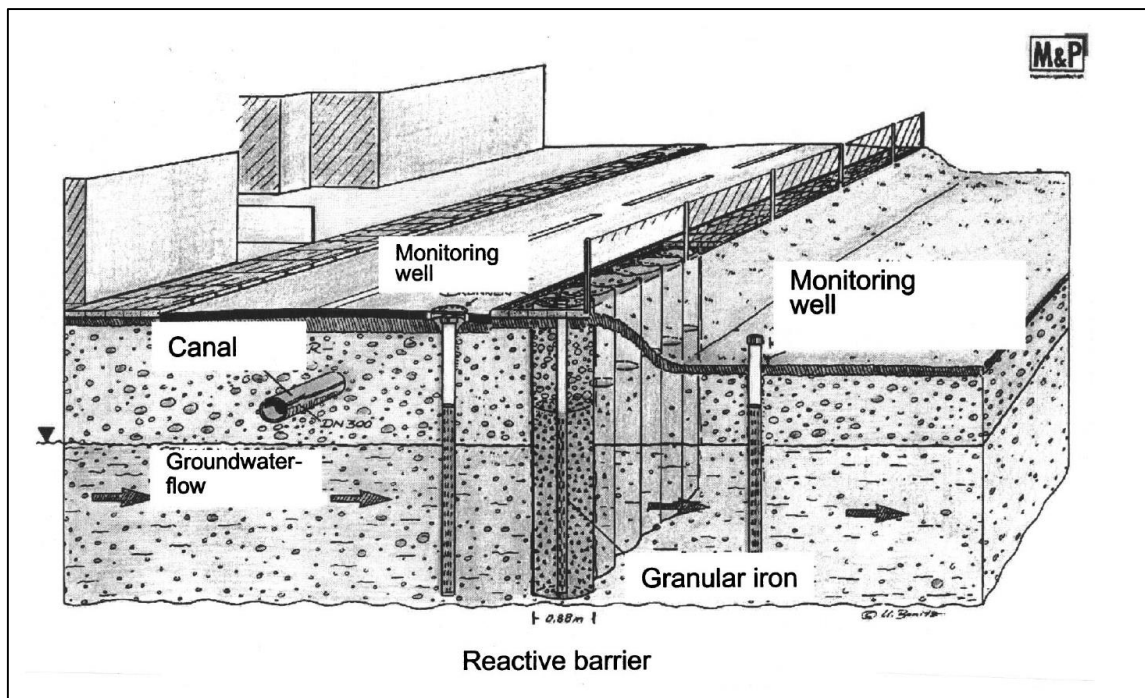
I saltvann er Na^+ og Cl^- de dominerende ionene, og sedimenter i kontakt med sjøvann vil i stor grad være absorbert til Na^+ . Når sjøvann trenger inn i en akvifer med ferskvann, vil følgende kationebytte finne sted (Appelo and Postma 1993):



Der X er sediment-partikkelen. Ferskvannet består vanligvis av Ca^{2+} og HCO_3^- , som et resultat av oppløsning av kalsitt. Når natrium er tatt opp av sedimentene, blir Ca^{2+} frigitt. Vannkvaliteten endres derfor fra NaCl til CaCl_2 (Appelo and Postma 1993).

En viktig parameter ved evaluering av hvilket materiale som skal brukes i en barriere er fordelingskoeffisienten (K_d). Det er viktig å vite adsorpsjonsegenskapene til det aktuelle materialet. Selv om det ønskes materialer med god adsorpsjonsevne, vil slike materialer ofte gi dårlig gjennomstrømning av det forurensede grunnvannet. Derfor brukes ofte uorganiske materialer, som for eksempel torv, kompost eller aktivert karbon, med en grov struktur. Silt og leire er partikler som har gode adsorpsjonsevner, men som gir dårlig gjennomstrømning (Amundsen 2007).

I Tyskland har det vært utført store studier på permeable barrierer. Nullverdig jern kan brukes til å fjerne perkloreten, dikloreten, trikloreten, vinyl klorid og klorerte fluorkarboner. Hovedsakelig er det klorinerte flyktige organiske forbindelser (VOCs), som for eksempel klorinerte etener (PCE, TCE), som blir dehalogenert gjennom mellomprodukter til kloridfrie degraderingsprodukter ved bruk av nullverdig jern (Birke, Burmeier et al. 2003).



Figur 2.9: Illustrasjon av en kontinuerlig reaktiv barriere med granulert jern som reaktivt materiale (Birke, Burmeier et al. 2003)

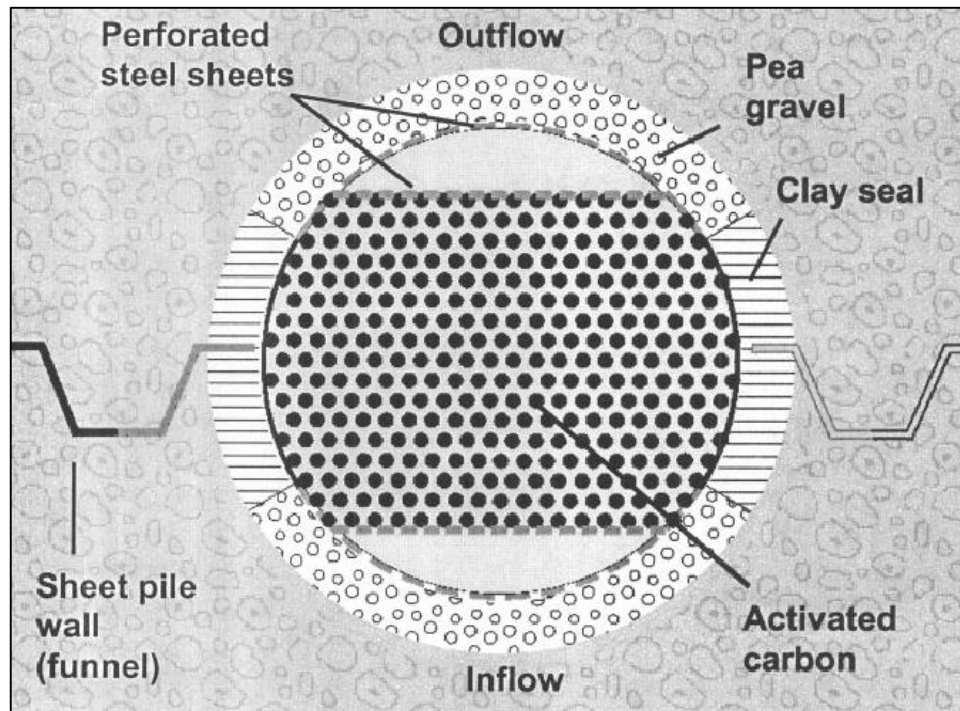
Det viser seg at en kontinuerlig reaktiv barriere er mer økonomisk og velges oftere fremfor port-og-trakt systemer. Noen PRB i Tyskland har vært operative i mer enn 5 år, og viser høye degraderingsrater av forurensninger. Foruten klorinerte hydrokarboner, og noen radioaktive elementer, har PRB stort sett blitt lite brukt på andre grunnvannsforurensninger, som vanlige tungmetaller (Pb, Zn, Cd, Cu) eller aromater (benzen, toluen, ethylbenzen eller xylener (BTEX)), fordi egnede og rimelige reaktive materialer fremdeles mangler, eller er under utvikling (Birke, Burmeier et al. 2003).

Aktivert karbon ser ut til å være en lovende regent for adsorpsjonsfjerning av PAH og andre forurensninger som for eksempel høyresistente klorinerte hydrokarboner. PAH kan ikke brytes ned av nullverdig jern slik polyklorinerte aromater kan, på grunn av dens relative lave reduksjonspotensiale. En annen løsning for å fjerne slike komponenter har vært demonstrert ved å bruke *in-situ* hydrogeniserende katalysatorer, som palladium. Men, disse komponentene er svært dyre, giftige, og kan deaktiveres veldig raskt av andre grunnvannskomponenter, eller av deres reaksjonsprodukter som for eksempel sulfider. En ny økende trend er en kombinasjon av ulike reaktive og/eller sorpsjonsmaterialer, som for eksempel jern eog aktivert karbon. Disse er allerede dokumentert å fungere bra og er økonomiske (Birke, Burmeier et al. 2003).

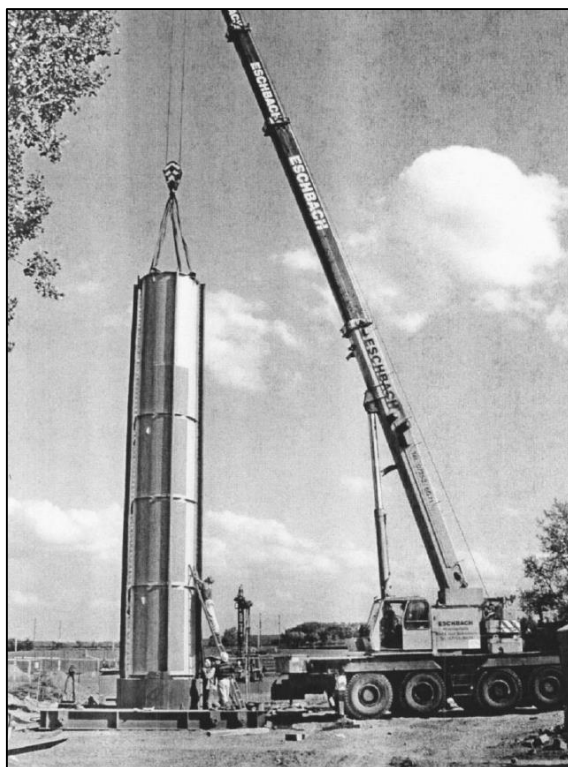
I Karlsruhe, Tyskland, ble en full-skala port-og-trakt satt opp og fylt med granulert aktivert karbon (GAC), for å behandle PAH og BTEX (Figur 2.10). Området hadde et areal på 100 000 m², med en forurensningslomme som var 200 m bred og 400 m lang. De største målte konsentrasjonene var 500-600 µg/l med PAH (acenaphthene som hovedkomponent), 20 µg/L med benzen og 2 µg/L med ammonium. Akviferen var omtrent 12 m tykk, og bestod av et

sandig, tettpakket lag med grus over leire på 16 m dyp. Grunnvannsstrømmingene ble bestemt som 12 l/s under naturlige forhold (Birke, Burmeier et al. 2003).

Siden de fleste PAH'er er veldig persistente i grunnen, var det fokusert på å rydde opp forurensningen ved et spesifikt sted i forurensningslommen, i stedet for direkte på kilden. Derfor ble et full-skala port-og-trakt system ladet opp med 150 tonn aktivert karbon med en regenereringssyklus på 5-15 år. Veggen var omtrent 240 m lang og 17 m dyp, og ble satt opp i en tilnærmet rett linje, der 8 porter ble plassert i omtrent lik avstand. Portene bestod av sfæriske, perforerte stålrør, som ble fylt med aktivert karbon. Ved etablering av borehullene, ble det fundamentert et 0.5 m tykt lag med betong. Observasjonsbrønner ble plassert ved innstrømning og utstrømning av porten. Smågrus fungerte som filtermedium, og ble plassert foran og bak hver port. Dette medførte at grunnvannsstrømmingen ble homogenisert, og fikk samtidig funksjon som et filtermedium. Et leirlag ble lagt i det åpne rommet mellom trakten og stålrørene for å forhindre uønsket gjennomstrømning av grunnvann. Totale kostnader ble 4 millioner euro. Med en levetid på 50 år, forventer eier å betale videre 2 millioner euro, mest trolig på grunn av utbytting av aktivt karbon (Birke, Burmeier et al. 2003).



Figur 2.10: Tverrsnitt av port-og-trakt systemet satt opp i Karlsruhe, Tyskland (Birke, Burmeier et al. 2003)

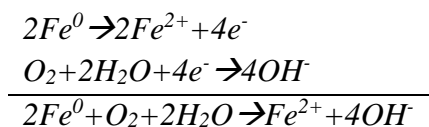


Figur 2.11: Sylindrisk element i et port-og-trakt system (Birke, Burmeier et al. 2003)

Et annet eksempel på en PRB finnes også i Tyskland, Offenbach. Her var jord og grunnvann ekstremt forurenset med BTEX og PAH (naftalen, acenaftalene). Benzen-konsentrasjoner ble registrert opp til 4000 µg/L, BTEX opp til 110 000 µg/L, naftalene opp til 12 000 µg/l og PAH opp til 800 µg/l nedstrøms kilden. En port-og-trakt er anvendt også i dette tilfellet, sammen med mikrobiologisk nedbrytning og aktivert karbon. I den mikrobiologiske nedbrytningen, ble næringsstoffer tilsatt. Aktivert karbon skulle brukes primært som en ekstra adsorbent for noen PAH'er som ikke kunne brytes ned biologisk (Birke, Burmeier et al. 2003).

Foruten alle fordeler og egenskaper jern viser seg å ha for å redusere enkelte kjemikalier, kan det også medføre ulemper som reduserer effektiviteten av barrieren. Jern kan utsettes for konkurrerende oksiderende korrosjons eller oppløsningsreaksjoner, som kan foregå gjennom to ulike mekanismer som avhenger av tilgang til oksygen i grunnvannet (Bacocchi, Boni et al. 2003).

Ved tilgang til oksygen, kan oksidativ korrosjon av jern inntre, som et resultat av oksidasjonsreaksjoner av jern fra Fe^0 til Fe^{2+} , og reduksjonsreaksjon av oksygen fra O^0 molekylært oksygen til O^{2-} i hydroksylgruppen (Bacocchi, Boni et al. 2003). Reaksjonen skrives slik:



Korrosjonsreaksjonen inntreffer raskt ved tilstedeværelse av oksygen. Når konsentrasjonen av hydroksylionet økes som følge av dannelse ved reaksjonene over, kan pH oppnå verdier opptil 9-10, som medfører formering av jernutfellinger, på grunn av tilgjengeligheten av jernioner i løsningen (Fe^{2+} og Fe^{3+} dannet ved tilgang til oksygen av Fe^{2+} oksidasjon) (Baciacchi, Boni et al. 2003).

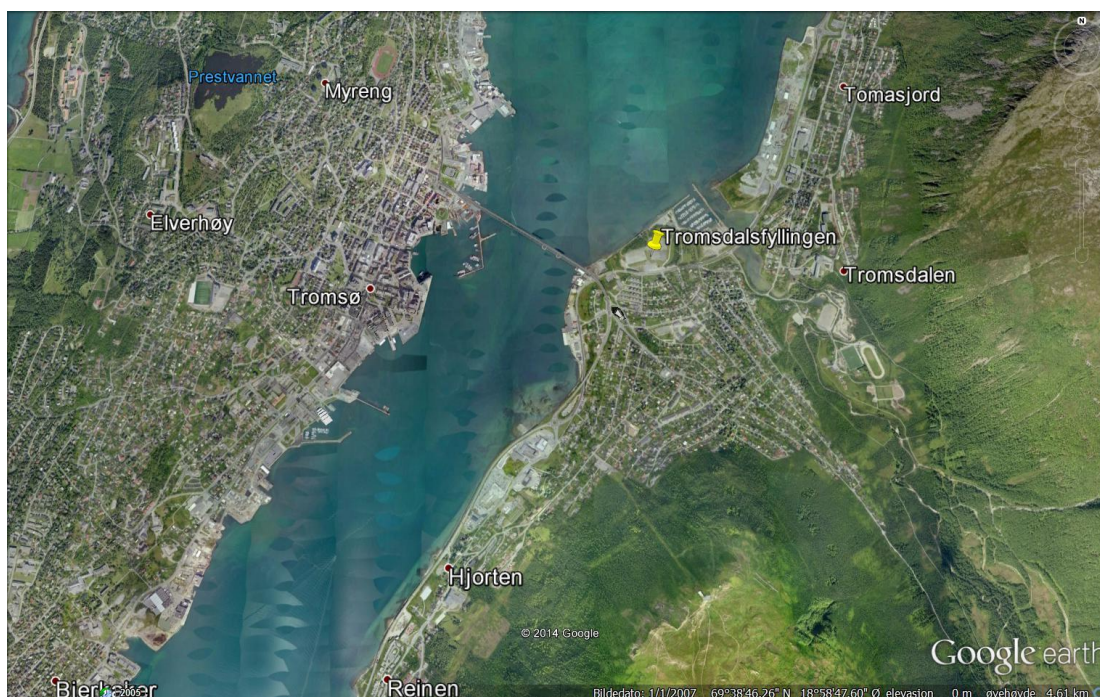
Prosessene nevnt ovenfor kan medføre belegg og fortettinger av granulert jern, noe som kan potensielt ødelegge reaktiviteten, den hydrauliske konduktiviteten og porøsiteten til jernet i barrieren (Baciacchi, Boni et al. 2003).

Sand er ofte brukt sammen med granulerte jern. Sanden kan for eksempel være kvarts-feltspat med karbonater. Granulerte jernpartikler er ofte sfæriske. Frigjøring av metaller under operative forhold til en reaktiv barriere er svært usannsynlig, på grunn av den høye pH

3 Tromsdalsfyllingen

3.1 Historikk

Tromsdalsfyllingen ligger ved Tromsdalen ut til Tromsøysundet, nord for Tromsøysundveien, mellom Tromsdalselva og Tromsøybrua (Figur 3.1). Tromsdalsfyllingen med Tromsøysundveien, inkluderer eiendomsgrenser Gnr 17 Bnr 1/873/1111/1372/1463. Gul pil i Figur 3.1 viser plassering av Tromsdalsfyllingen i Tromsø.



Figur 3.1: Lokaltet av Tromsdalsfyllingen merket med gult punkt (*Google Earth*)

Et flyfoto fra 1952 (Figur 3.2) viser opprinnelig strandlinje for Tromsdalsfyllingen. Deponering av kommunalt avfall startet på slutten av 60-tallet, og startet i vestre del fra sør. Etter hvert ble det bygget endevoller ut mot sjøen i nordvest, der avfall ble deponert bak vollene. Et flyfoto fra 1969 i Figur 3.3 kan bekrefte dette (Jensen and de Beer 2005). Deponeringen fortsatte nordover til endevollene. I følge Tromsø kommune fortsatte deponivirkningen frem til ca. 1990 (Jensen and de Beer 2005).

Basert på boringer utført av NGU og Norconsult AS, samt fotografi av tidligere strandlinje, er det antatt et areal av avfallsmasser på 58 904 m² vest for kirkegården, mens området øst for kirkegården har et antatt areal på 15 990 m². Beregningene er gjort i ArcGIS, og en illustrasjon vises i Figur 3.4. Boringer utført av Norconsult AS, september 2013, viser avfallsdybder med gjennomsnittlig tykkelse 1,94 m. I følge et notat fra renovasjonsetaten i Tromsø kommune (Jensen and de Beer 2005), har deponiet mottatt forskjellige typer avfall som husholdningsavfall, rivningsavfall, overskuddsmasser og grovavfall. I følge Tromsø kommune er rester/slagg fra forbrenning av sykehusavfall fra Kroken forbrenningsanlegg deponert på fyllingen. Det er trolig også deponert transformatorolje (muligens med PCB), sykehusavfall, slakteriavfall, kondensatorer, lakk og løsemidler fra lakkeringsverksteder og

spillolje ifølge opplysninger fra tidligere oppsynsmann ved deponiet (Jensen and de Beer 2005). Det foreligger ingen komplett informasjon om hvilke typer avfall som er deponert i fyllingen (Jensen and de Beer 2005).

Deler av toppmassene på det østre området, består av mudrede sedimenter fra da båthavnen ble anlagt (Jensen and de Beer 2005). De mudrede massene kan være forurenset av båttaktiviteter, både fra tidligere aktiviteter, og dagens aktiviteter som følge av båtvedlikehold.



Figur 3.2: Opprinnelig strandkantlinje i 1952 (Foto: Robin Bråtveit, Norconsult AS)



Figur 3.3: Opprinnelig strandlinje i 1969 (Jensen and de Beer 2005)



Figur 3.4: Kart som viser utbredelse og areal av fyllingsmasser

3.2 Miljømål

Landområdene som berøres av Tromsdalsfyllingen er regulert til friområder og småbåtanlegg. Sjøområdet er regulert til friområde i sjø og vassdrag. Det foreligger ikke konkrete miljømål for aktuelt landområde. Men, generelle miljømål for området vurderes å være at forurensninger ikke skal spres unødvendig til grunnvann eller til omkringliggende områder, eller at forurensninger i grunnen ikke skal medføre helserisiko for brukere av området med foreslått arealbruk, verken i dag eller i fremtiden.

Fylkesmannen i Troms har i brev datert 2013-02-20 til Tromsø kommune, fattet vedtak om pålegg om utarbeiding av tiltaksplan for det nedlagte avfallsdeponiet i Tromsdalen. I brevet fremgår det at mål med tiltaksplan, skal være å kartlegge hva som må gjøres for å stanse, fjerne eller begrense virkning av den forurensningen som har inntrådt. Dette skal gjøres til et nivå som sikrer at det ikke er fare for helse og/eller miljø på kort og lang sikt. Tiltaksplanen må ta utgangspunkt i planlagt arealbruk, og de miljømål som er satt for lokaliteten, og sørge for at det blir ryddet opp i henhold til disse.

Grunnforurensning av jord på Tromsdalsfyllingen kan miljøklassifiseres etter helsebaserte tilstandsklasser, definert av forurensningsmyndighetene (SFT 2009). Området er definert som forurenset når verdiene ligger over normverdi, i forurensningsforskriftens kapittel 2. Tilstandsklassene for forurenset grunn er en klasseinndeling med utgangspunkt i konsentrasjoner av miljøgifter i jord. De gir et uttrykk for hva miljødirektoratet regner som god eller dårlig grunn. Tilstandsklassene er bygget på en risikovurdering av helse, og gjenspeiler virkningen på mennesket. Denne klasseinndelingen blir dermed et sett akseptkriterier for menneskets bruk av arealer med forurenset grunn (SFT 2009). Tilstandsklasser for ulike kjemikalier vises i Vedlegg 2. Tilstandsklassene i TA-2553/2009 anvendes for å definere miljøtilstand i Tromsdalsfyllingen, selv om området ikke er definert som forurenset grunn. Tilstandsklassene fra TA-2553/2009 vises i Tabell 3.1.

For TBT er det gitt et forslag til akseptkriterier som vist nedfor, i Tabell 3.2. TBT er vanlig å detektere på lokaliteter der det har vært utført vedlikehold av båt, som på småbåthavner.

Tilstandsklassene kan være en fin veiledning på hvordan miljøtilstanden er i Tromsdalsfyllingen, og gi indikasjoner på hvilke kjemikalier som kan være aktuelle å rense med en rensebarriere. Kjemikalier fra sivevann og grunnvann vil være viktigere ved disse valgene, da det er disse kjemikaliene som kan være mobile i vannfasen og gi fare for spredning.

Tabell 3.1: Tilstandsklasser fra veileder TA-2553/2009 (SFT 2009)

Tilstandsklasse	1	2	3	4	5
Beskrivelse av tilstand	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Øvre grense styres av	Normverdi	Helsebaserte akseptkriterier	Helsebaserte akseptkriterier	Helsebaserte akseptkriterier	Nivå som anses å være farlig avfall

Tabell 3.2: Tilstandsklasse for TBT i sedimenter

Tilstandsklasse	1	2	3	4	5
Beskrivelse av tilstand	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
TBT [mg/kg TS]	<0.015	0.015-3	3-15	15-1900	1900-2500

I sentrale deler av havneområdet i Tromsø, er sjøbunnen moderat til meget forurenset av PAH, TBT, PCB og enkelte metaller. Tromsø kommune har som hovedmål å stoppe eller avgrense så langt som mulig de lokale kildene til forurensning, og sørge for at havneområdet og Tromsøysundet tilfredsstiller det som betegnes som tilstandsklasse II – god eller moderat forurenset, i henhold til *Veileder for klassifisering av miljøgifter i vann og sediment, TA-2229/2007* (Evenset 2005). Den samme veilederen anvendes for vurdering av miljøtilstand for sigevann og grunnvann fra Tromsdalsfyllingen.

Veileder for klassifisering av miljøgifter i vann og sediment, TA-2229/2007, er basert på effekter på organismer, hvor klassegrensene representerer en forventet økende grad av skade på organismsamfunn (SFT 2007).

Tabell 3.3: Tilstandsklasser for kystfarvann fra veileder TA-2229/2007 (SFT 2007)

	Øvre grense bakgrunn	QS _{saltwater} PNEC	MAC-QS PNEC _{intermittent}	PNEC _{intermittent} x 2-10	
	↓	↓	↓	↓	
	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
	Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtidseksponering	Akutt toksiske effekter ved korttidseksponering	Omfattende akutt toksiske effekter

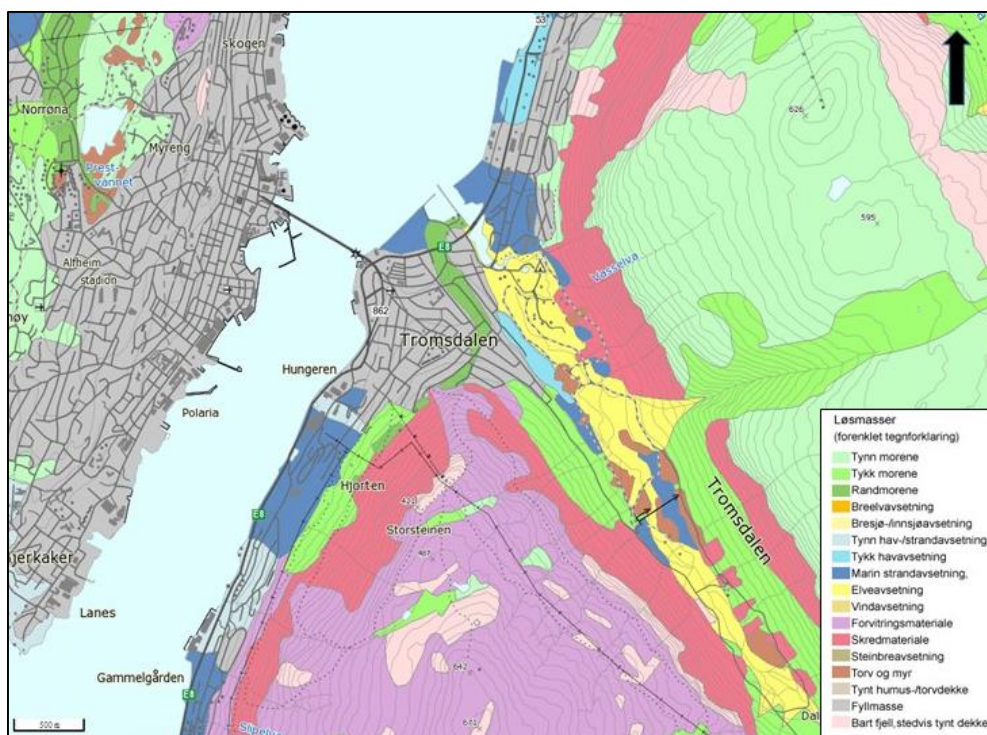
Det som er benyttet som grense mellom klasse I og II, er en anslått verdi for konsentrasjoner av en miljøgift som kan registreres på steder langt fra større identifiserbare punktkilder (diffust belastet). Øvre grense for klasse II representerer den konsentrasjon som, dersom den overskrider over lang tid, er antatt å kunne gi negative effekter på enkelte arter i organismsamfunnene. Grensen er satt på bakgrunn av PNEC verdier (Predicted No Effect Concentration). Øvre grense for klasse III er den konsentrasjon som kan ventes å gi akutt toksiske effekter på enkelte arter i miljøet, selv ved episodisk eksponering. Øvre grense for klasse IV er også relatert til akutt toksisitet, men angir en konsentrasjon hvor mer omfattende toksiske effekter kan forventes ved episodisk kontinuerlig eksponering (SFT 2007).

3.3 Geologi

Store deler av Tromsøysundet og Tromsøya er dekket av løsmasser, som enten er moreneavsetninger, sedimenter avsatt i marint miljø ved slutten av siste istid, eller yngre strandvaskede sedimenter som skjellsand (Dahl and Sveian 2004).

Et løsmassekart over Tromsø, tatt fra kartjentesten til NGU (NGU 2013), vises i Figur 3.5.

Moreneryggen som er registrert i Tromsdalen, ble dannet under Tromsø-Lyngentrinnet for ca. 12 500 år siden, i løpet av Yngre Dryas. Da endret klimaet seg brått, noe som medførte at breene i hele Skandinavia rykket frem. Dette fremrykket førte til avsetninger av randmorener, der en av dem kan følges over hele Tromsøya. Dette vises i Figur 3.6. Denne figuren viser også isbreens antatte posisjon sør for Tromsø under Yngre-Dryas, samt lokalitet til kartlagte randmorener (Dahl and Sveian 2004).

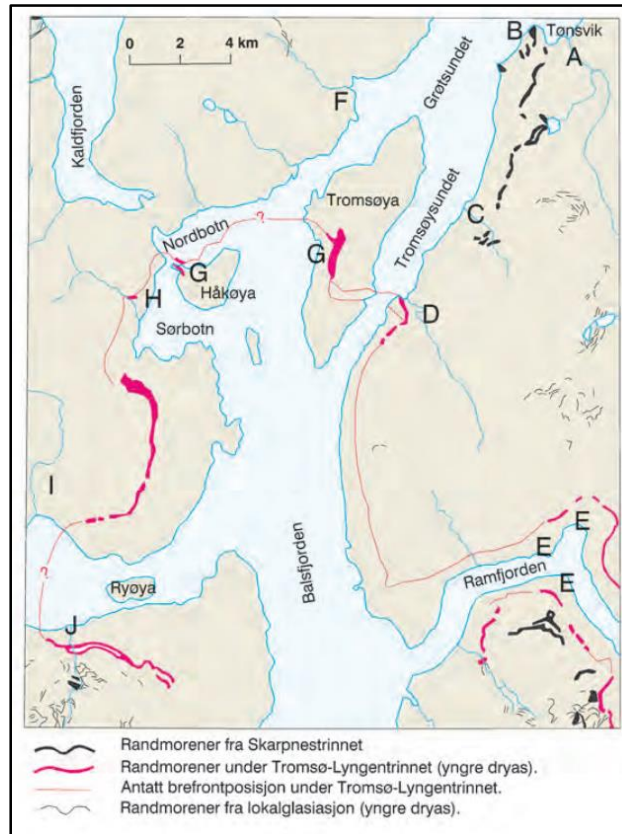


Figur 3.5: Løsmassekart for Tromsdalen (NGU 2014)

Randmorenen som er registrert ved Tromsdalsfyllingen, og som dekker kirkegården, er antatt å ha sandige masser med god drenering. Det har ikke blitt tatt prøver for hydraulisk konduktivitet på selve randmorenen, men da det har vært kirkegård på området siden 1800-tallet, er det rimelig å anta at massene har god drenering.

Landheving under siste istid har ført til tørrlegging av gammel havbunn og gamle strandlinjer, høyt over dagens havnivå. I Tromsø ligger marin grense på 40 moh., og er markert som hav- og fjordavsetninger i løsmassekartet (Figur 3.5). Av Cepeda (2012) er det påvist kvikkleire med en mektighet på omtrent 4 m i Tromsdalen. For lokalitet og faregrad av disse områdene, se Vedlegg 3.

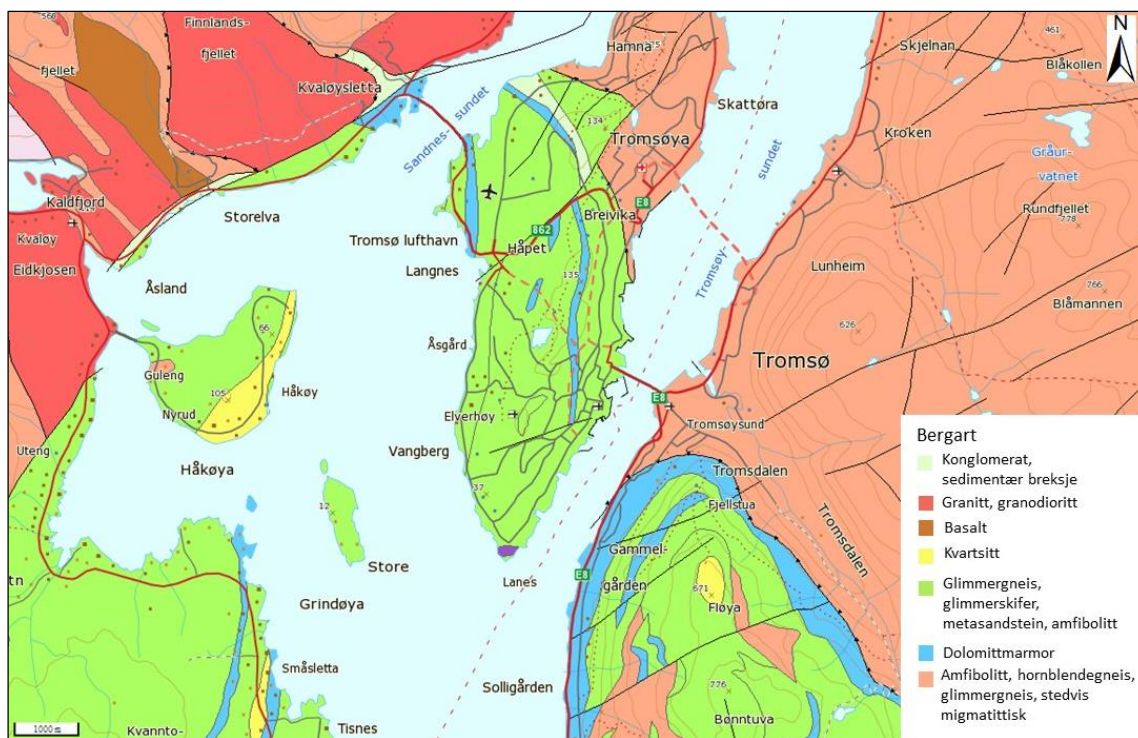
Marine strandavsetninger ligger ofte nærme marin grense. Marine strandavsetninger er materiale som er vasket ut og avsatt ved bølge- og strømkraft i strandsonen, og mektigheten kan variere fra 1 – 4,5 m. Materialet er vanligvis sandig og grusig (Cepeda 2012).



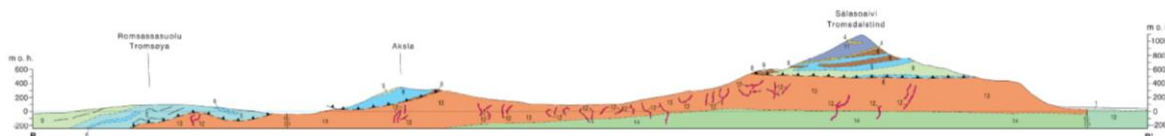
Figur 3.6: Lokalitet av ulike randmorene i og rundt Tromsø

I Tromsø finnes forekomster av skjellsand. Denne type forekomst inneholder hele eller knuste skall fra organismer med kalkskall. I følge Longva, Ottesen et al. (1998), kreves det at kalkskallorganismer vokser i store konsentrasjoner og at de blir knust ned og samlet etter at organismene er døde. Jo mer utsatt et område er for bølgevasking, jo mer knust blir skallene. Ofte vil skjellsand ligge som et relativt tynt lag på leire langs kysten. Randmorener avsatt i sjø, har svært ofte avsetninger av silt og leire på proksimalsiden. For randmorenen i Tromsø, vil derfor skjellsandavsetningene hvile på disse (Longva, Ottesen et al. 1998). Det har blitt påtruffet sandige masser med skjellorganismer under feltarbeid på Tromsdalsfyllingen. Et geologisk profil av Tromsdalsfyllingen vises i Vedlegg 4.

Berggrunnen i Tromsø kan deles inn i to grupper. Den første er en gneisbergart som ofte kalles Skattøragneisen. Den andre er en gabbrolignende bergart, kalt amfibolitt (Landmark and Møller 1987).



Figur 3.7: Berggrunnskart over Tromsø (NGU 2014)



Figur 3.8: Geologisk profil av Tromsø (Zwaan 2001)

Fra berggrunnskartet som vises i Figur 3.7, ligger Tromsøsdalsfyllingen på en hornblenderik gneis. Et geologisk profil laget av NGU (Zwaan 2001) vises i Figur 3.8. Dersom kalksteinen som er kartlagt i Tromsø ligger under Tromsøsdalsfyllingen, kan denne medføre videre transport av forurensninger videre til dypere grunnvann, da det ofte kan opptre karstdannelse (NGU 2014).

Naturlig forekommende metaller kan ha forhøyede konsentrasjoner i sedimenter. Arsen forekommer i små mengder i jordskorpen (1,8 mg/kg) og er registrert i moderate mengder i flomsedimenter i Tromsø (Ottesen, Bogen et al. 2000). Området rundt Tromsø er registrert med høyt totalinnhold av kobber i flomsedimenter, opp til 38,3 mg/kg. Også høye verdier av syreløselig del av kobber er registrert rundt Tromsø, opp mot 31 mg/kg i flomsedimenter (Ottesen, Bogen et al. 2000).

Sink forekommer i små mengder i jordskorpen (70 mg/kg). I Tromsø er innholdet av sink i flomsedimenter registrert til å være moderat, rundt 90,5 mg/kg (Ottesen, Bogen et al. 2000).

Jern er det fjerde vanligste grunnstoffet i jordskorpen (4,7 %) (Ottesen, Bogen et al. 2000). I Tromsø ligger nivået av totalinnhold av jern i flomsedimenter på 8,2 %. Nikkel forekommer i

små mengder i jordskorpen (75 mg/kg). Tromsø har lavt totalinnhold av nikkel i flomsedimenter (43,3 mg/kg) (Ottesen, Bogen et al. 2000).

3.4 Overflatevann og dreneringsforhold

Oppstrøms Tromsdalsfyllingen ligger bebyggelse, asfalterte veier med tette flater, fjell med skred- og forvittringsmateriale og bart fjell med stedvis myr. Det går en større kombinert overvanns- og avløpsledning oppstrøms området, ved kanten av begge deponiene. Disse delstrengene på hhv østre og vestre område, går sammen før de ender i et dypvannsutslipp i Tromsøysundet. Det går en vannledning over deponiet til noen av byggene på østre deponiområde. Et plankart fra vann og avløp i Tromsø kommune, ligger i Vedlegg 5.

Overvannsledningen er laget av betong og ofte ligger slike rør på grus eller pukk (Vestfjord 2013). Rørene deler felles kum som ligger på dybde 3,62 m fra terreng. Grøftene som rørene ligger i, vil virke drenerende og kan påvirke grunnvannsstrømmingen i deponiet. Overvannsledningen som går på vestre område, ble lagt i 1970. Det er antatt at denne er anlagt på opprinnelig sjøbunn.

Infiltrerende vann til deponiet er antatt å komme i all hovedsak fra innstrømmende grunnvann oppstrøms deponiet, og gjennom direkte infiltrasjon av nedbør på fyllingsarealene. De tette dekkene oppstrøms deponiet er antatt å medføre en senkning av grunnvannsnivå, siden de reduserer infiltrasjon av nedbør.

Nord-Vest for Tromsdalsfyllingen renner Tromsdalselva med et nedbørsfelt på 31,2 km². Under fuktige forhold, som er det mest vanlige i Tromsø, vil grunnvannet mate elven (Brattli 2009).

Nærmeste isolinje for årsavrenning perioden 1961-1990, er 30 l/s pr. km². Nærmeste punkt anvendt for middel årsavrenning i perioden 1961-1990, er 937 mm/år. Dette er illustrert i Figur 3.9. Kartet viser hvor stor del av nedbøren som faller i løpet av et år som renner ut i vassdragene (NVE 2014). Avrenning er differansen mellom nedbør og fordampning, forutsatt at endringer i magasinert vannvolum er lik null (Beldring, Roald et al. 2002).



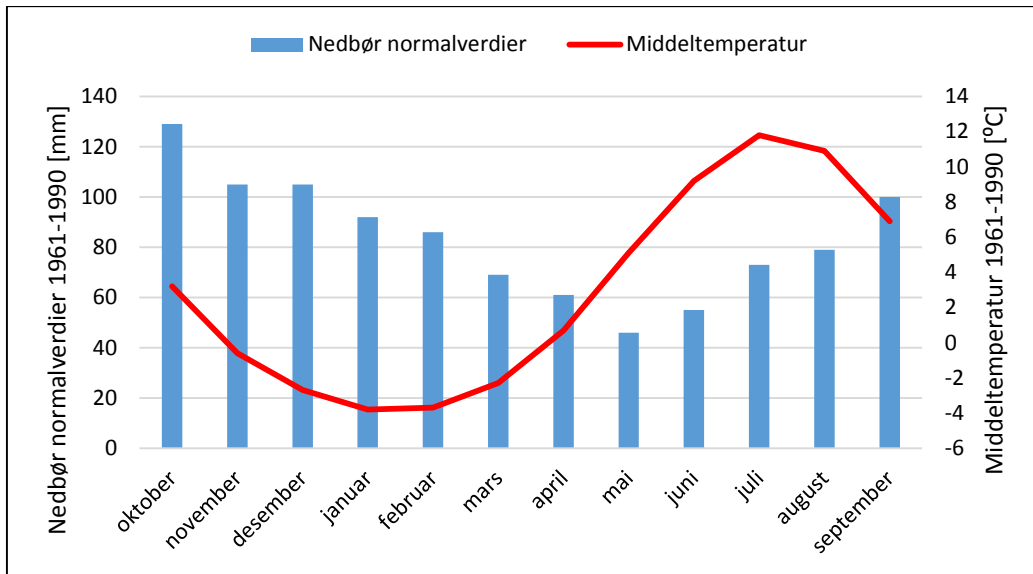
Figur 3.9: Avrenningskart for Tromsdalen (NVE 2014)

Ved beregning av vannbalanse for Tromsdalsfyllingen, ble området delt i to, til øst og vest for kirkegården. Det går et grunnvannsskille langs kirkegården som medfører to strømningsretninger til hver sin side fra kirkegården. Areal for avfallsfyllinger og areal for kirkegård er beregnet i ArcMAP 10. Nedbørsfelt til områdene er generert i ArcMAP 10.1, og vises i Figur 3.12.

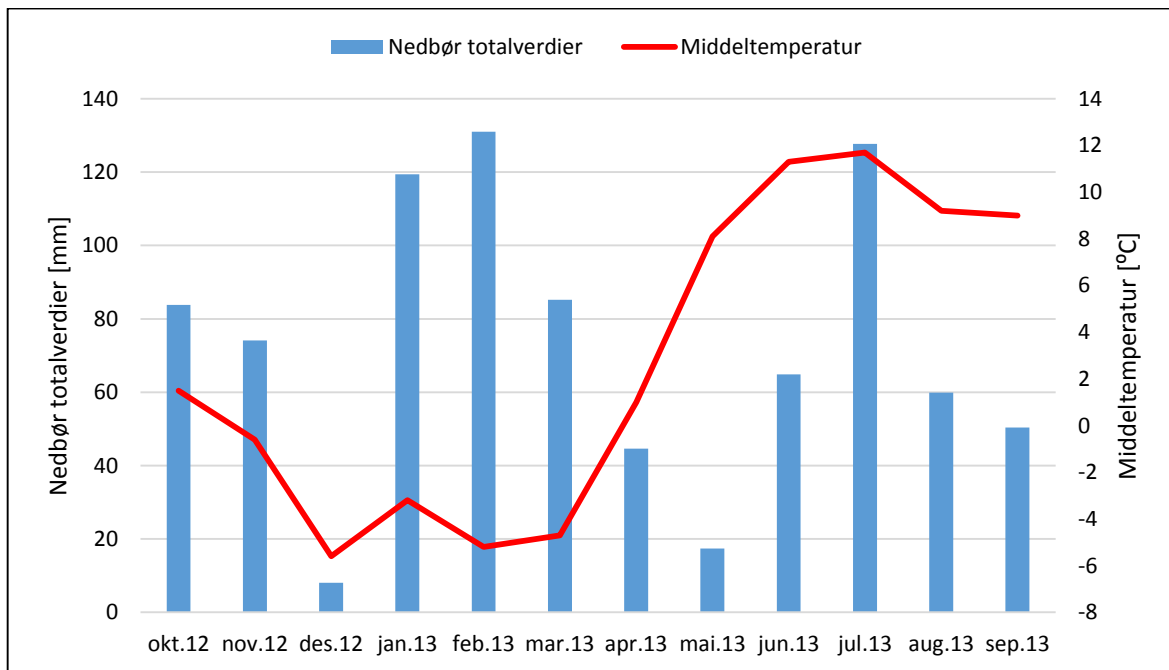
For normalverdier av nedbør og temperaturmålinger, har stasjon 90490 Langnes blitt brukt. Verdier sees nedenfor i Figur 3.10. Stasjonen ligger 8 moh på vest-siden av Tromsøya, ved breddegrad $69,68^{\circ}\text{N}$. For totalverdier har stasjonen i Tromsdalen, 3 moh ved breddegrad $69,65^{\circ}\text{N}$, blitt anvendt (Figur 3.11). Stasjonen i Tromsdalen manglet observasjoner for nedbør i oktober, november og desember. Manglede data ble korrigert for, som et gjennomsnitt av data fra nærliggende stasjoner. Data ligger i Vedlegg 6.

All data om nedbør og temperatur er hentet fra (eKlima 2014). Beregnet mengde nedbør som kan infiltreres på Tromsdalsfyllingen, er antatt å være avrenningen gitt for området med $937 \text{ mm}/\text{år}$. Ikke all nedbør vil infiltrere på grunn av variasjoner i overflatedekket og tette dekker.

Beregnet vannbalanse tilsier at $233\,641 \text{ m}^3/\text{år}$ strømmer inn i fyllingen. Detaljerte beregninger finnes i Vedlegg 7.



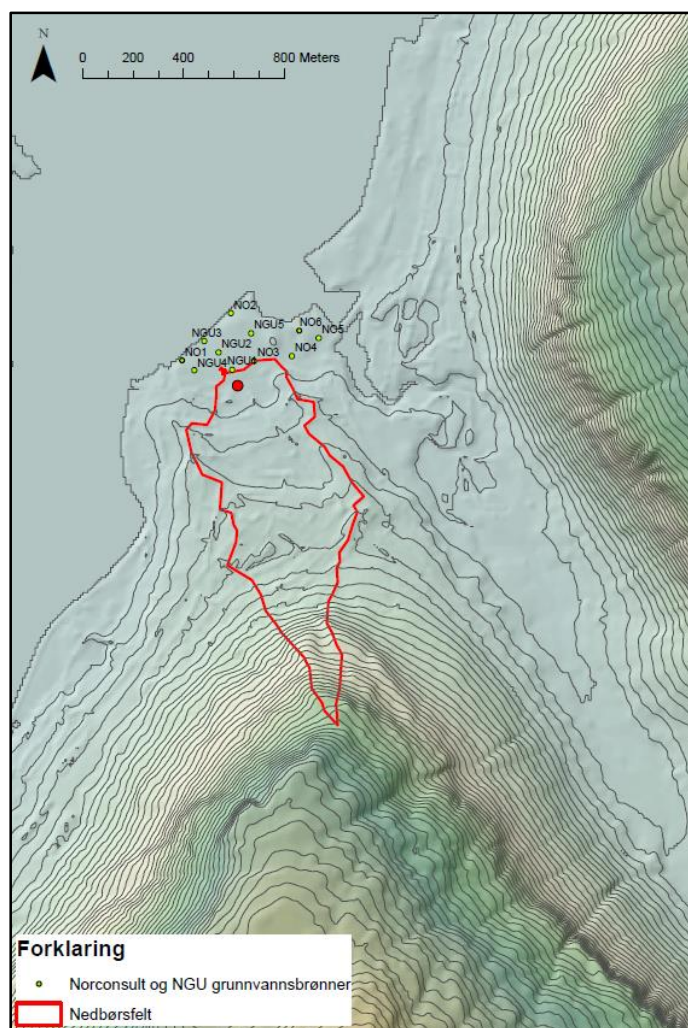
Figur 3.10: Normalverdier for nedbør og middeltemperatur ved stasjon 90490 Langnes (eKlima 2014)



Figur 3.11: Grafisk fremstilling av totalverdier for temperatur og nedbør ved stasjon i Tromsdalen (eKlima 2014)

Tabell 3.4: Totalverdier for temperatur og nedbør ved stasjon i Tromsdalen (eKlima 2014)

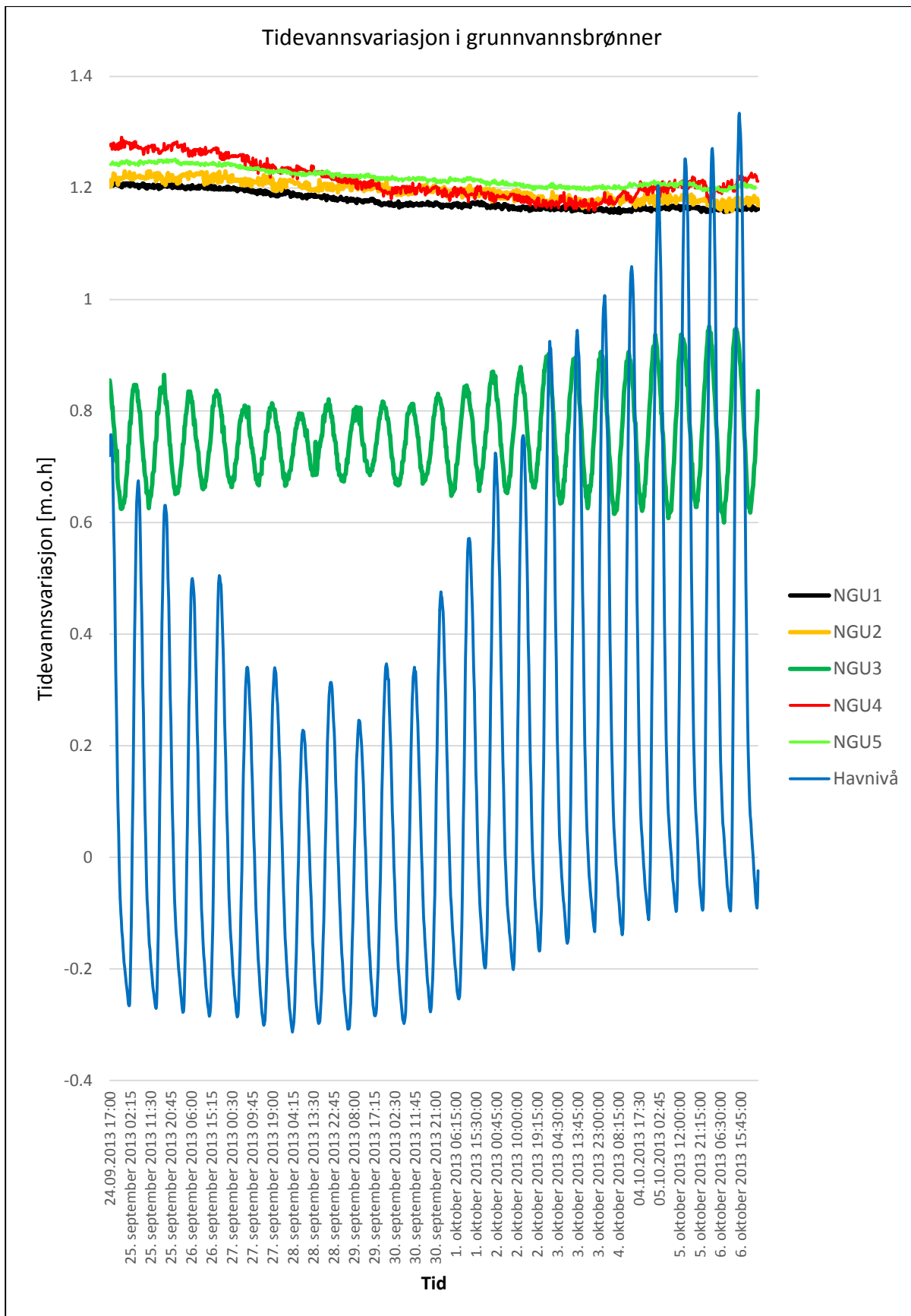
Totalverdier, Stasjon 90490 Tromsdalen		
Måned	Middeltemperatur [⁰ C]	Nedbør [mm]
okt.12	1,5	83,78
nov.12	-0,6	74,08
des.12	-5,6	8,03
jan.13	-3,2	119,4
feb.13	-5,2	131
mar.13	-4,7	85,2
apr.13	1	44,6
mai.13	8,1	17,4
jun.13	11,3	64,9
jul.13	11,7	127,7
aug.13	9,2	59,9
sep.13	9	50,4
SUM		866,38



Figur 3.12: Nedbørsfelt for vestre del av Tromsdalsfyllingen. Østre del er antatt å være av ubetydelig størrelse

Gjennomsnittlig havnivå for Tromsø i 2013 var 1,61 m. Høyeste nivå ble målt til omtrent 2 m (seHavnivå 2014). Automatiske loggere ble plassert ut i enkelte brønner under feltarbeid 23. og 24. september. De ble plassert for å få et bedre bilde av hvordan tidevannsendringer påvirker grunnvannsnivået innover fyllingen. Resultatet vises nedenfor i Figur 3.13.

Grafen i Figur 3.13 viser tydelig at det i hovedsak er brønn NGU3 ved fronten av fyllingen som er sterkest påvirket av tidevannsvariasjoner.

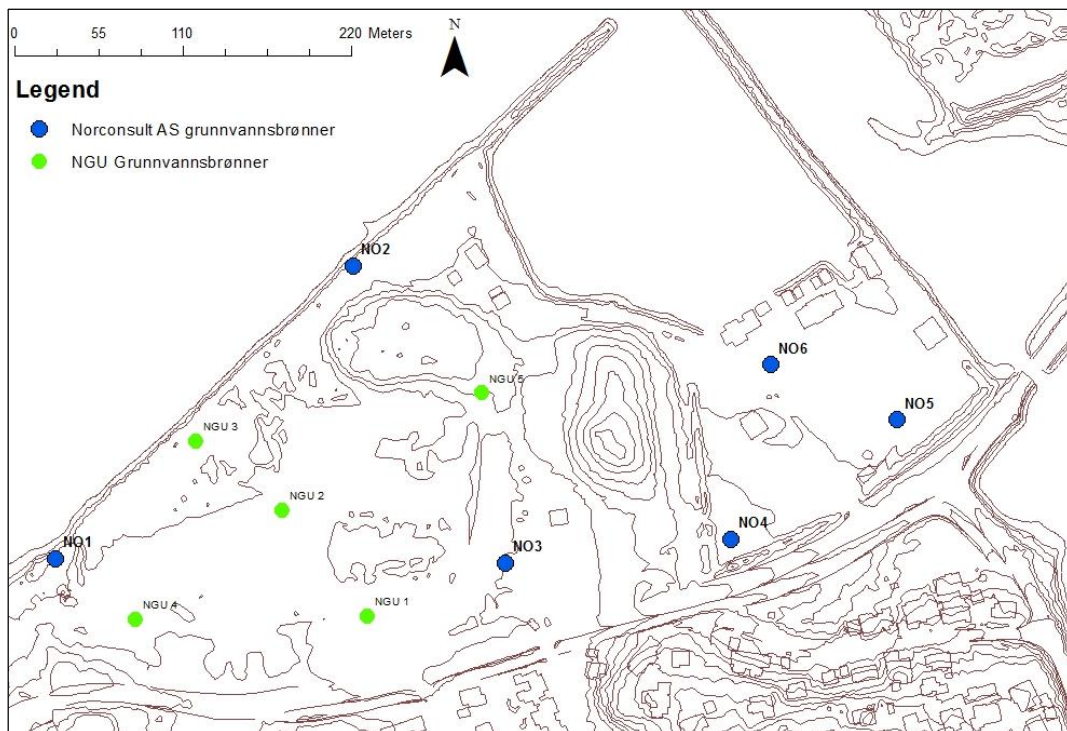


Figur 3.13: Observasjonsdata fra automatiske loggere

3.5 Hydrogeologi

Grunnvannsnivå har liten endring i gradient. Grunnvannsnivået er påvirket av infiltrerende nedbør. I 2005 målte NGU grunnvannsmålinger ved maks flo, i en periode med mye nedbør. Målingene de gjorde, er omtrentlig like med de målingene som ble utført september 2013, i en periode med lite nedbør. Dette tyder på at grunnvannsnivå er sterkt påvirket av drenerende masser, noe avfallsmasser som ligger i fyllingen kan være.

Brønnene til NGU ble satt med 1 m filter, i grunnvannsnivå. Grunnvannsnivå er registrert å stå i avfallsmassene. Det ble lagt grus rundt filteret og deretter forseglet med bentonitt (Jensen and de Beer 2005).



Figur 3.14: Kart som viser plassering av grunnvannsprønner på Tromsdalsfyllingen

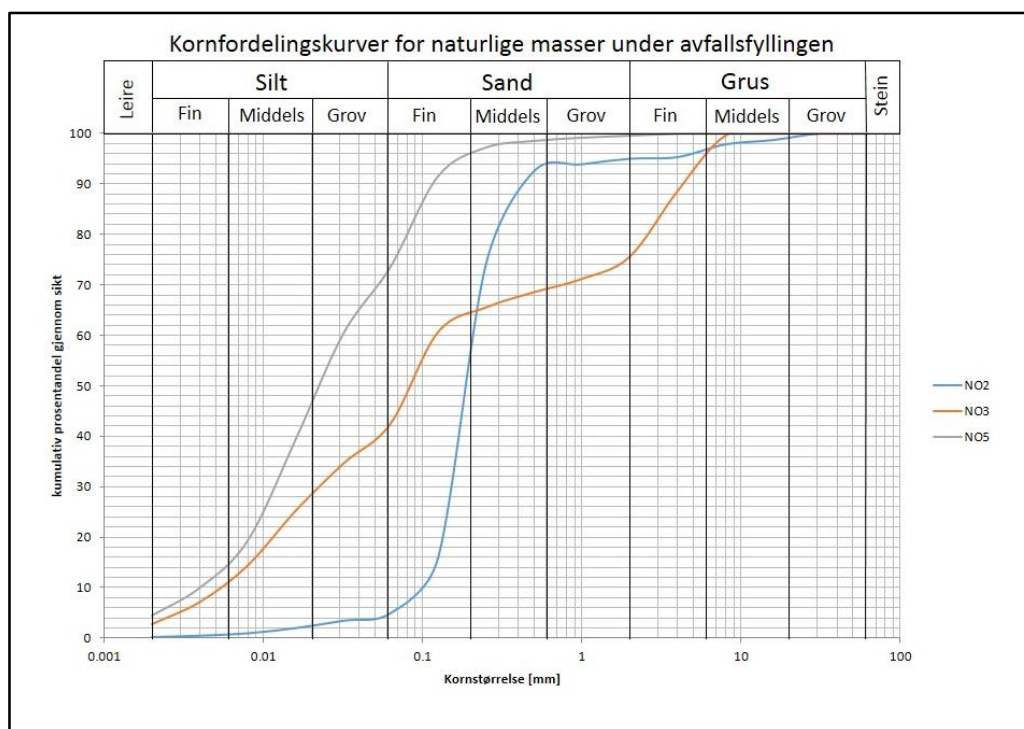
Tabell 3.5: Grunnvannsnivåmålinger utført i 2005 (Jensen and de Beer 2005)

Brønn	X	Y	Z [m]	Grunnvannsnivå [m]
NGU1	654844.9	7731958	3,77	1,28
NGU2	654789.7	7732027	3,20	1,27
NGU3	654733.4	7732072	2,18	0,52
NGU4	654694	7731955	3,50	1,30
NGU5	654919.3	7732103	5,07	1,33

Tabell 3.6: Peilede grunnvannsnivåer under feltarbeid 23. og 24. september. Havnivå er hentet fra seHavnivå (2014), og er referert etter normalnull 1954. Havnivå* er nivå registrert av automatisk logger

Grunnvannsbrønn	Grunnvannsnivå [m]	Tidspunkt	Havnivå [m]	Havnivå*[m]
NGU5	1,245	23.09.13 kl. 18:12	0,61	-
NGU4	1,275	24.09.13 kl. 13:23	-0,59	-
NGU3	0,855	23.09.13 kl. 16:56	0,93	-
NGU2	1,22	24.09.13 kl. 13:17	-0,59	-
NGU1	1,201	23.09.13 kl. 16:30	0,93	-
NO6	0,613	24.09.13 kl. 17:35	0,72	0,758
NO5	0,629	25.09.13 kl. 11:53	-0,99	-0,203
NO4	1,307	25.09.13 kl. 11:57	-0,99	-0,203
NO3	1,226	24.09.13 kl. 13:38, 17:54	-0,47 / 0,70	/ 0,736
NO2	0,162	24.09.13 kl. 15:22	0,26	-
NO1	0,975	24.09.13 kl. 15:27	0,32	-

Prøver fra brønn NO2, NO3 og NO5 ble tatt av de naturlige massene under fyllingsmassene for analyse av hydraulisk konduktivitet. Beskrivelse av analysemetode ble presentert i prosjektoppgaven (Vasstein 2013). Resultat av kornfordelingskurve vises nedenfor i Figur 3.15. Fotografier tatt av naturlige masser under feltarbeidet vises i Figur 3.16.



Figur 3.15: Kornfordelingskurve for naturlige masser under fyllingsmasser i brønn NO2, NO3 og NO5



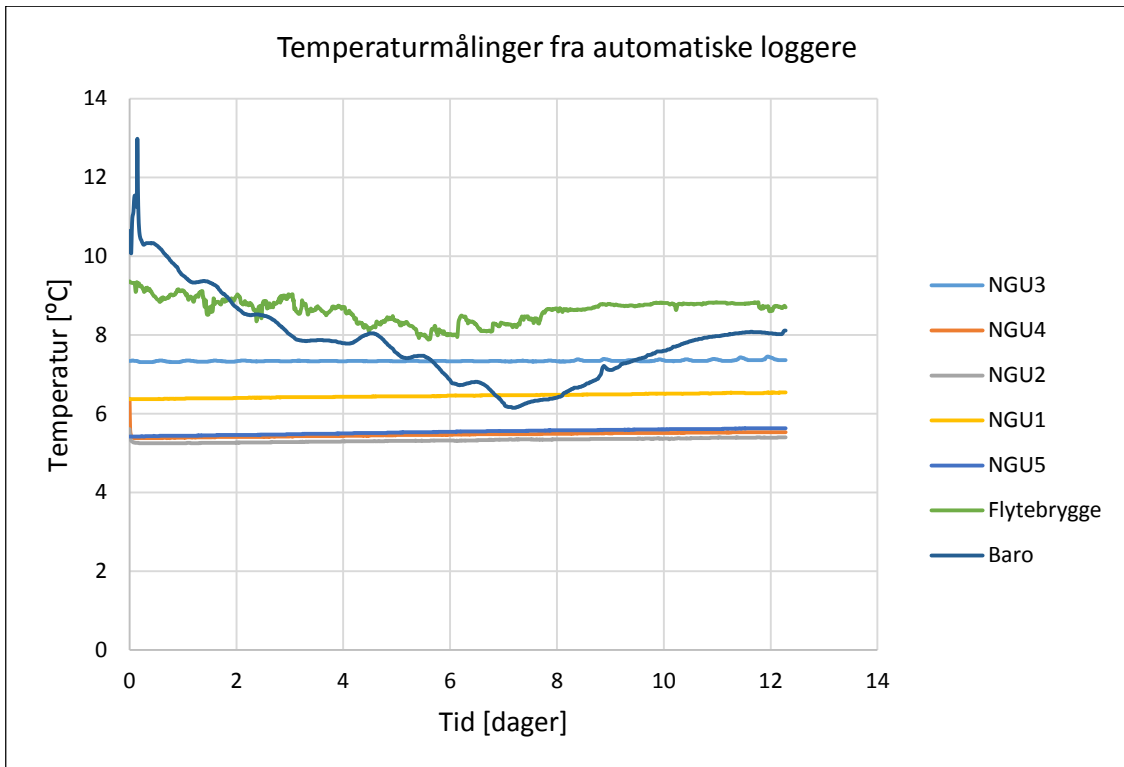
Figur 3.16: Naturlige masser under fyllingsmassene. Det øverste bildet er naturlige masser fra brønn NO3, det nederste er naturlige masser fra brønn NO5 (Foto: Silje Marie Vasstein, 2013)

Nedenfor vises de beregnede verdiene fra kornfordelingsanalyser. Analysene ble utført av ALS Laboratory Group AS. Verdier for hydraulisk konduktivitet for masser i brønn NO5 varierer med beregningsmetode. Under feltarbeid ble det observert tette masser i denne, og det er antatt at verdi $K_{G, \text{matematisk}}$ er gjeldende.

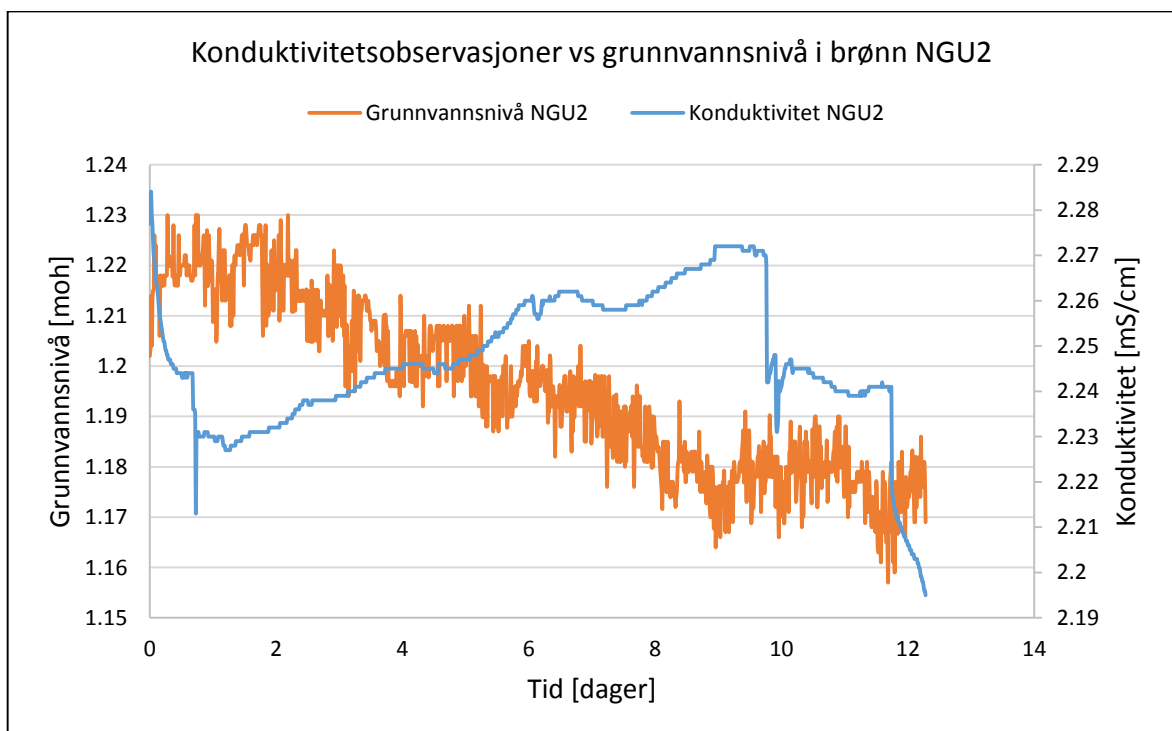
Tabell 3.7: Verdier fra kornfordelingsanalyser for naturlige masser i brønn NO2, NO3 og NO5

Prøve	d10 [mm]	d60 [mm]	$K_{G, \text{matematisk}}$ [m/s]	K_G [m/s]	K_H [m/s]	Kornfordeling
NO2	0,1	0,21	1,69E-4	-	1,6E-4	Fin til medium sand
NO3	0,0056	0,13	1,78E-7	-	-	Siltig skjellsand
NO5	0,004	0,032	1,74E-7	1,728E-4	-	Silt

Nedenfor i Figur 3.17 og Figur 3.18 vises grafer over temperaturmålinger for alle brønner det ble satt ut automatiske loggere, og registrerte verdier for elektrisk ledningsevne i brønn NGU2. I Figur 3.18 er elektrisk ledningsevne sammenlignet med grunnvannsnivå.



Figur 3.17: Temperaturmålinger fra automatiske loggere



Figur 3.18: Konduktivetsmåling i brønn NGU2

3.6 Analyseresultater fra Miljødirektoratet

Alle analyseresultater er innhentet fra fire lokaliteter hos Vannmiljø (2014). Identifisering av lokalitetene er listet opp i Tabell 3.8, og plassering er vist i Figur 3.19. I *Fjæra Tromsdalselvtløpet vannlokalitetskode 04.02-58039* foreligger bare resultater av totalt antall arter, og resultater listes derfor ikke opp nedenfor. Analyseresultater av saltvannssedimenter fra de tre andre lokalitetene er sammenlignet med *Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann TA-2229/2007 (SFT 2007)*. Biota er ikke sammenlignet med noen veiledere.

Tabell 3.8: Foreliggende prøvepunkter utenfor Tromsdalsfyllingen i Tromsøysundet (Vannmiljø 2014)

Navn	Prøvemedium	Vannlokalitetskode
Tromsøysund, Småbåthavn X1	Grisetang	04.02-51610
Tromsøysund, Småbåthavna Tromsdalselvtløp	Saltvannssediment og blåskjell	04.02-58038
Tromsøysund, St1-Tromsdalselvtløpet	Saltvannssediment	04.02-58037
Tromsøysund, Fjæra Tromsdalselvtløpet	Totalt antall arter	04.02-58039



Figur 3.19: Plassering av prøvepunkter registrert i (Vannmiljø 2014)

Tabell 3.9: Analyseresultater av grisetang 22.10.2001 ved Tromsøysund Småbåthavn X1, vannlokalitetskode 04.02-51610 (Vannmiljø 2014)

Parameter	Enhet	Registreringsverdi
Ag	mg/kg	0,14256
Cd	mg/kg	0,07452
Cr	mg/kg	1,6848
Cu	mg/kg	1,6848
Hg	mg/kg	0,00713
Ni	mg/kg	0,45684
Pb	mg/kg	0,07776
Zn	mg/kg	22,356
TS	g/kg	324

Tabell 3.10: Analyseresultater ved utløpet til Tromsdalselva, vannlokalitetskode 04.02-58038 og saltvannssediment 28.09.2011 (Vannmiljø 2014). Prøver er sammenlignet med TA-2229/2007 (SFT 2007)

Parameter	Enhet	Registreringsverdi
Saltvannssediment 28.09.2011		
As	mg/kg	10,4
Cu	mg/kg	102
Zn	mg/kg	128
Co	mg/kg	8,51
Cd	mg/kg	0,299
TOC	g/kg	20,8
C		
Sum PCB-7	µg/kg	5,68
Sum PAH-16	µg/kg	666
Ni	mg/kg	25
Cr	mg/kg	44,1
Pb	mg/kg	18,1
V	mg/kg	57,6
Hg	mg/kg	0,0883
MBT	µg/kg	116
DBT	µg/kg	176
TBT	µg/kg	195
Biota bløtdeler (blåskjell) 22.10.2001		
Sum PAH	µg/kg	65
Benzo(a)pyren	µg/kg	1
Sum PCB	µg/kg	2
Sum DDT	µg/kg	0,56
Heksaklorbenzen	µg/kg	0,2
Sum HCH	µg/kg	0,12

Tabell 3.11: Analyseresultater av saltvannssediment 06.10.2011 ved Tromsøysund St1, Tromsdalselvtløpet, vannlokalitetskode 04.02-58037 (Vannmiljø 2014). Prøver er sammenlignet med TA-2229/2007 (SFT 2007)

Parameter	Enhet	Registreringsverdi
TOC63	g/kg C	8,4
Sum PAH-16	µg/kg	227
Sum PCB-7	µg/kg	21,2
TOC63	g/kg C	20
As	mg/kg	3,0
Cu	mg/kg	8,11
Zn	mg/kg	36,8
Co	mg/kg	2,8
Cd	mg/kg	0,04280
Ni	mg/kg	7,54
Cr	mg/kg	11,8
Pb	mg/kg	5,41
V	mg/kg	17,0
Hg	mg/kg	0,04000
MBT	µg/kg	3,38
DBT	µg/kg	3,19
TBT	µg/kg	3,20



4 Numerisk modellering i Visual MODFLOW

Numerisk modellering av grunnvannsstrømning er utført i Visual MODFLOW Flex 2013.1 og Visual MODFLOW Classic 2011.1 Pro. Begge programvarer er utviklet av Schlumberger Water Services (SWS 2011), og inneholder en rekke moduler som vist i Tabell 4.1.

Visual MODFLOW er et tredimensjonalt modelleringsprogram for grunnvannsstrømning og forurensningstransport. Visual MODFLOW Flex 2013.1 er kompatibel med både Windows 7 og Windows 8. Visual MODFLOW Classic 2011.1 er bare kompatibel med Windows 7.

Programmene løser et sett differensialligninger som beskriver to- og tredimensjonal strømning. I programmet deles modellområdet inn i celler, der hver enkelt celle tilegnes fysiske egenskaper som konduktivitet, lagringskapasitet og initiale grunnvannsnivåhøyder. Programvaren løser ligninger for hver celle, avhengig av betingelser og grenser satt av brukeren (SWS 2011). En strømningmodell krever et sett verdier som initial grunnvannsnivå, hydraulisk ledningsevne og en grensebetingelse, for å kunne kjøre strømningssimuleringer. Det samme gjelder for transportmodeller. Dersom disse verdiene ikke tilegnes av brukeren, vil programvaren anvende standardverdier. Akviferens egenskaper vil vises når numeriske beregninger konvergerer mot et resultat.

Visual MODFLOW Flex er et godt verktøy for å bygge tre-dimensjonale modeller ved bruk av rå GIS dataobjekter. Programmet har en godt oppbygd fremgangsmetode for å sette opp en konseptuell modell. Dette gjøres ved at geologiske lag og egenskaper bygges opp utenfor rutenettet til modellen. Dette gir en fleksibilitet til å justere modellørens tolkninger av grunnvannssystemet, før modellen oversettes til en numerisk modell. Visual MODFLOW Flex er fremdeles under utvikling, og er av erfaringer opplevd mindre numerisk stabil enn Visual MODFLOW Classic. Som det vises av Tabell 4.1, kommer Visual MODFLOW Flex svakere ut enn Visual MODFLOW Classic.

For å simulere tidevannsvariasjoner, trengs en tetthetsavhengig kode. SEAWAT-2000 er en slik modul, og er kun tilgjengelig i Visual MODFLOW Classic 2011.1 Pro. SEAWAT er bygd opp av modulene MODFLOW og MT3DMS. Disse er nøyere forklart i delkapittel 4.4.

Tabell 4.1: Tilgjengelige moduler i de to modelleringsprogrammene (SWS 2011)

Modul	Visual MODFLOW Classic 2011.1 Pro	Visual MODFLOW Flex 2013.
MODFLOW 2000/2005	X	X
MODPATH	X	X
ZoneBudget	X	X
MT3DMS	X	X
RT3D 1.0/2.5	X	
PHT3D	X	
StreamRouting	X	
Multi-Node Well	X	

MGO	X	
WinPEST	X	X
VMOD 3D-Explorer	X	X
SEAWAT	X	
Mike 11 Support	X	
SAMG		
GMG	X	
EnviroBase Pro	X	
MT3D99	add-on	
MFSURFACT	add-on	

I prosjektoppgaven skrevet høst 2013, ble prosessen bak numerisk modellering gjennomgått. Dette vil ikke bli gjentatt her. Det skal kort repeteres at en god konseptuell modell og et godt initial grunnvannskart minimerer kalibreringstid ved numerisk modellering. Jo flere observasjonsdata som er tilgjengelig, jo lettere er det å kalibrere modellen. Det bør startes med en enkel modell som mulig. Denne kalibreres til så lik løsning som mulig, for deretter å gjøre den mer kompleks dersom det er nødvendig.

Mål med numerisk modellering har vært å etablere en grunnvannsmodell for stasjonær og transiente tilstander, modellering av tidevannspåvirkninger, samt hvordan en lav-permeabel barriere i front av fyllingen vil påvirke grunnvannsstrømninger. Mål med grunnvannsmodell uten tetthetsvariasjoner, er å se om grunnvannet i bakkant av fyllingen er påvirket av fluktuerende havnivå.

4.1 MODFLOW-2000/2005

MODFLOW-2000/2005 er modulen som simulerer grunnvannsstrømning. Her vil det utredes for aktuelle prinsipper innenfor stasjonær og transient grunnvannsstrømning, som er nødvendige for å forstå resultat av modellering.

Bernoullis ligning beskriver den totale energien for et enhetsvolum av newtonsk væske som strømmer i et lukket system. Under ideelle tilstander er summen av alle energibidrag (kinetisk, gravitasjons, og trykenergier) konstante, og kan uttrykkes (Brattli 2009):

$$\frac{1}{2v^2} + gz + \frac{P}{\rho} = \text{konstant} \quad (4.1)$$

Der z er høyde over et gitt datum [m], P er trykk [kgm/s²/m²], g er tyngdeakselerasjon [m/s²], ρ er tetthet [kg/m³] og v er hastighet [m/s].

Summen av alle leddene representerer den totale mekaniske energien per tyngdeenhet, også kalt hydraulisk potensial h . Denne verdien måles i felt, og er det nivået vannet vil ha i et åpent rør i en peilebrønn (Brattli, 2009).

Vanligvis er grunnvannsstrømning så treg, at bevegelsesenergien neglisjeres. Uttrykket for hydraulisk potensial blir dermed (Brattli, 2009):

$$h = z + \frac{P}{\rho g} \quad (4.2)$$

For en væske i ro er trykket på et punkt lik vekten av overliggende vannsøyle per arealenhet (Brattli, 2009):

$$P = \rho g h_p \quad (4.3)$$

Der h_p er høyde av vannsøylen. Dersom ligning 4.3 settes inn i ligning 4.2, fås:

$$h = z + h_p \quad (4.4)$$

Dette sier at det hydrauliske potensialet h , er lik summen av stedshøyde z og trykkehøyde h_p over et gitt datum (Brattli, 2009).

Strømningsretninger er avhengig av det totale hydrauliske potensialet, eller kraftpotensialet, og avtar i strømningsretningen. Strømning i et porøst medium utsettes for friksjon mellom kornene. Av Darcy's lov, er volumetrisk strømningsrate (Q [m³/s]) gjennom en sandsøyle proporsjonal med energitapet per vektenhet, og uttrykkes den differensielle formen av Darcy's lov

$$Q = -KA \frac{dh}{dl} \quad (4.5)$$

Der A er en tverrsnittsflate [m], K er hydraulisk konduktivitet [m/s] og dh/dl er hydraulisk gradient. Det negative fortegnet indikerer at strømning går i retning mot avtagende hydraulisk potensial (Brattli, 2009). Darcy's lov forutsetter laminær strømning.

Dersom ligning 4.5 omorganiseres fås uttrykket:

$$\frac{Q}{A} = q = -K \frac{dh}{dl} \quad (4.6)$$

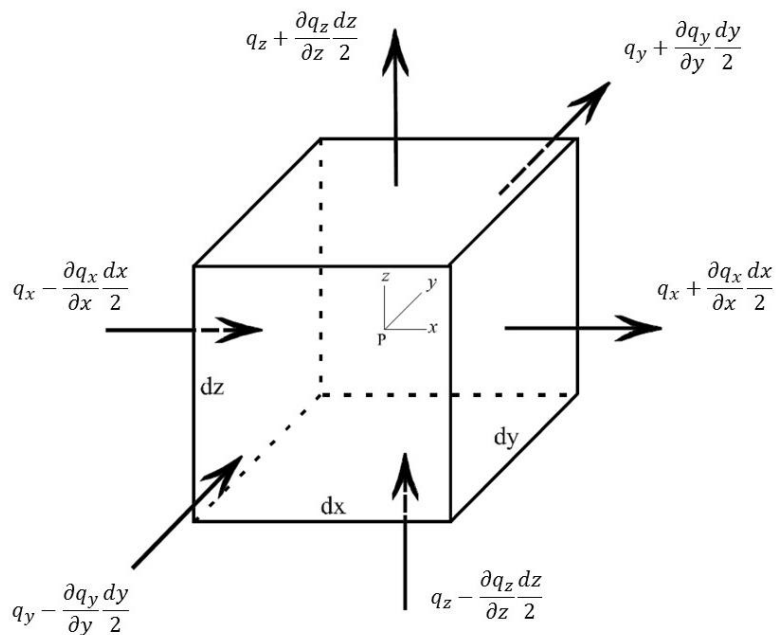
Der q er spesifikk avrenning [m/s]. Dette er tilsynelatende hastighet som forutsetter strømning gjennom en akvifer uten hindring. Dette er lite naturtro. Spesifikk avrenning må ikke oppfattes som et mål for den virkelige hastigheten til vannstrømning i en akvifer. I realiteten vil vannet strømme gjennom porer i kontakt med hverandre. Arealet som vannet strømmer gjennom, vil derfor bli mye mindre i en naturtro situasjon. For å uttrykke vannets «reelle hastighet», må porøsitet inkluderes i ligningen ovenfor. Ligningen blir da (Brattli, 2009):

$$v = \frac{Q}{n_{eff}A} = \frac{q}{n_e} = -\left(\frac{K}{n_e}\right) \frac{dh}{dl} \quad (4.7)$$

Den tre-dimensjonale generaliseringen av Darcy's lov, antar at en-dimensjonale forhold gjelder for de tre komponenter av strømning i x, y og z-retning:

$$q_x = -K_x \frac{\partial h}{\partial x} \quad q_y = -K_y \frac{\partial h}{\partial y} \quad q_z = -K_z \frac{\partial h}{\partial z} \quad (4.8)$$

Ved å anta strømning ut og inn av en kube som vises i Figur 4.1, kan massebalansen for volumet uttrykkes ved å summere resultater for strømning i hver retning.



Figur 4.1: Strømning for et enhetsvolum av væske gjennom en kube (Modifisert etter Segar, Basberg et al. (1997))

Strømningsraten gjennom hver overflate, er produktet av strømningsrate gjennom flaten per enhetsareal, og arealet av flaten. Ved å anvende kubene i Figur 4.1, vil uttrykket for det totale volumet av vann som strømmer gjennom elementet uttrykkes ved (Segar, Basberg et al. 1997):

$$\left(\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z}\right) dy dx dz \quad (4.9)$$

Ved stasjonære forhold må ligning 4.9 være lik null (Segar, Basberg et al. 1997):

$$\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} = 0 \quad (4.10)$$

Ligning 4.10 er kjent som kontinuitetsligningen for stasjonære forhold.

Ved å differensiere Darcy's lov med hensyn på x, y og z, og legge det til kontinuitetsligningen, fås en andregrads partiell differensiell ligning for tre-dimensjonal stasjonær strømning (Segar, Basberg et al. 1997):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(-K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(-K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(-K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = 0 \quad (4.11)$$

For tidsavhengige forhold, er ikke summen lik null for alle strømningskomponenter i x, y og z-retning. Et uttrykk av strømning som varierer over tid må introduseres. Nedenfor er uttrykk for en åpen akvifer gitt.

I en åpen akvifer er forandring i magasinert vann et resultat av at porerommene tømmes eller fylles (Brattli, 2009). Magasinerer er en funksjon av vannavgivningstallet S_y , som er forholdet mellom fritt drenert vannvolum av vannmettet jord (eller fjell) og det totale volum (Brattli, 2009). S_y er ofte antatt å være tilnærmet lik effektiv porøsitet (n_e).

Vann som bidrar til en akvifer på grunn av vannavgivning, er enten innstrømning eller infiltrasjon. Dersom det antas at grunnvannspeilet er tilnærmet horisontalt, kan vannstrømning utledet fra vannavgivningstallet skrives som:

$$q_s = -S_y \frac{\partial h}{\partial t} \quad (4.12)$$

Ligningen for en åpen akvifer ved tredimensjonal strømning er:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(-K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(-K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(-K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} + S_y \frac{\partial h}{\partial t} \quad (4.13)$$

Der S_s er spesifikk magasinkoeffisient [m^{-1}], $\frac{\partial h}{\partial t}$ er endring i potensial over tid, K_x , K_y , K_z er hydraulisk konduktivitet i henholdsvis x , y og z -retning [m/s], og $\frac{\partial h}{\partial x}$, $\frac{\partial h}{\partial y}$, $\frac{\partial h}{\partial z}$ er romlig forandring i det hydrauliske potensialet langs de tre komponentene x , y og z .

Dersom den eksterne stresskomponenten $q(x,y,t)$ inkluderes, oppnås den gjeldende ligningen for tre-dimensjonal grunnvannsstrømning i en åpen akvifer:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(-K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(-K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(-K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} + S_y \frac{\partial h}{\partial t} - q(x, y, t) \quad (4.14)$$

I praksis, neglisjeres akviferens elastisitet, fordi $S_s h \ll S_y$.

I MODFLOW kan både stasjonære og tidsavhengige strømningsforhold modelleres. Ved transiente strømningsbetingelser defineres tidsperioder. En stasjonær modell må etableres og brukes som en grunnlagmodell i den transiente modellen.

I en akvifer vil permeabilitet og akvifer-tykkelse variere romlig, og vertikale komponenter av grunnvannsstrømning kan ofte neglisjeres.

En endelig-differensial-tilnærming til differensialligningene av grunnvannsstrømning, deler akviferen i rektangulære blokker. Tilnærmingene tillegges som ligninger av grunnvannsstrømning mellom hver blokk. Modellering av grunnvannsstrømning innebærer mange antagelser. Observerte fenomener kan allikevel presenteres med en god nøyaktighet, som kan utdype forståelsen av et naturlig system (Segar, Basberg et al. 1997).

Det er viktig å gjøre de riktige antagelsene. Som for eksempel vil det være av liten nytte å modellere transport av hydrokarboner uten å ta hensyn til reaksjonene som inntreffer mellom det porøse medium og løseligheten (Segar, Basberg et al. 1997). Lineære isotermer kan beskrive retardasjon i det porøse media, og mikrobiologisk aktivitet kan simuleres ved å anvende en nedbrytningsrekke.

4.2 Stasjonær simulering grunnvannsmodell

4.2.1 Konseptuell modell

Den konseptuelle modellen er bygget opp i Visual MODFLOW Flex 2013.1, og er en videreføring av konseptuell modell utarbeidet i prosjektoppgaven høst 2013. Oppbygging av den konseptuelle modellen er basert på feltobservasjoner og tilgjengelig litteratur for den geologiske utviklingen i Tromsø. Den er en grov forenkling av det naturlige systemet og hydrogeologiske egenskaper som hydraulisk konduktivitet og geometri. Disse parameterne ble endret underveis i prosessen.

Topografisk overflate er hentet som digital terrengmodell 10 m, UTM 33, fra Kartverket (2014). Den er bearbeidet i ArcMap 10.1, og deretter importert til Visual MODFLOW Flex 2013.1, se Figur 4.3. Den konseptuelle modellen ble eksportert til Visual MODFLOW Classic 2011.1 for numerisk modellering.

I Tromsdalsfyllingen ligger grunnvannsnivået på en gjennomsnittlig høyde 1,12 m over havnivå. Grunnvannsspeilet står i fyllingsmassene. Grunnvannsstrømningen er antatt å strømme radielt ut mot sjøen. Kirkegården er antatt å representere et grunnvannsskille mellom østlig og vestlig del av fyllingen.

Randmorenen som dekker kirkegården, er definert til å gå som en tunge ut fra veien og har antatt tykkelse ned til fast fjell. Grensen mellom randmorenen og omkringliggende masser er antatt å være vertikal. Denne antagelsen er kun basert på begrensninger i programmet. Det øvre laget, avfallsmasser, er definert som overflaten og ned til antatt fyllingsbunn. Tykkelse er basert på boringer utført av NGU og Norconsult AS. Det er antatt en sandig marin strandavsetning under avfallsmassene. Fra historiske flybilder, ser det ut til at sjøbunnen er flat og langgrunn, før det blir raskt dypere omtrent 200 m fra land. Tromsøysundet har sterke strømninger, og er sterkt påvirket av høye tidevannsforskjeller. Under strandavsetningen er det antatt en havavsetning med tettere masser av silt. Berggrunnen er antatt å være en hornblenderik genis med oligoklaspegmatitter.

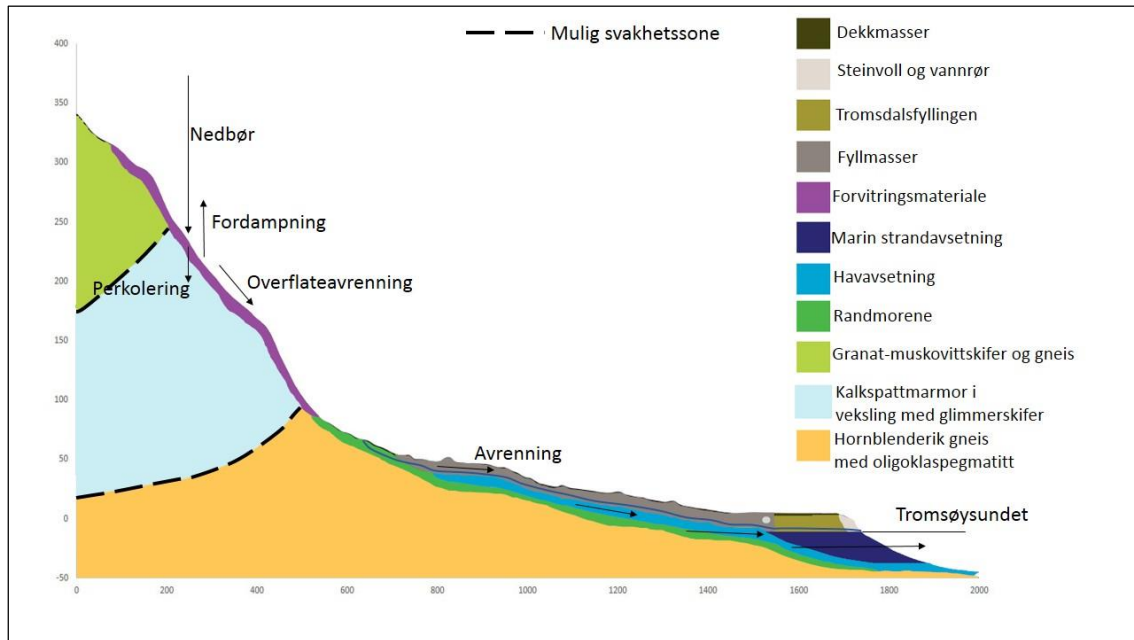
Ved første valg av hydraulisk konduktivitet, ble randmorene antatt å ha grove masser som virker drenerende (på grunn av kirkegården). Det samme gjaldt for avfallsmassene. De andre verdiene for hydraulisk konduktivitet er basert på analyseresultater fra feltarbeid. En oversikt vises i Tabell 4.2. Akviferen er antatt å være inhomogen, med anisotrop formasjon. Hydraulisk konduktivitet er antatt å være lik i x- og y-retning, med en lavere vertikal hydraulisk konduktivitet ($K_x=K_y>K_z$).

Tabell 4.2: Initiale verdier i den konseptuelle modellen.

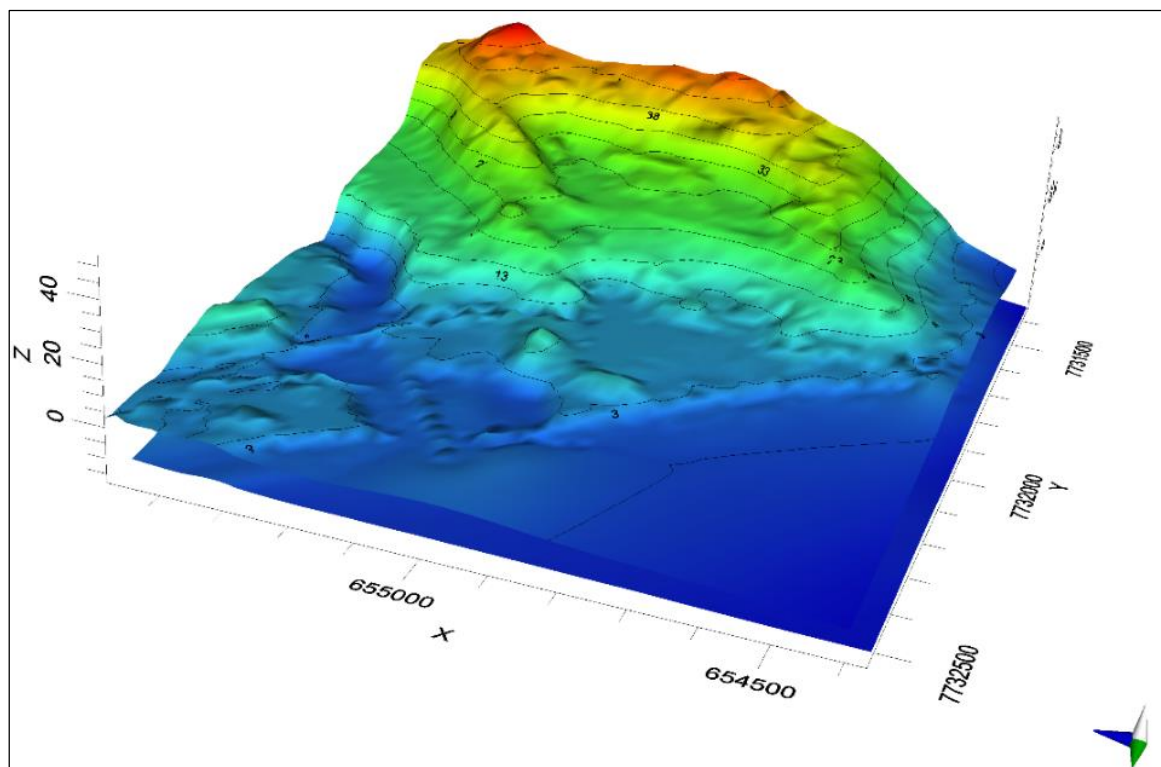
Sone	Avfallsmasser	Randmorene	Marin strandavsetning	Tykk havavsetning	Berggrunn
$K_x=K_y$ [m/s]	9E-4	3E-4	1.69E-4	1.78E-4	2E-4

I den konseptuelle modellen ble det antatt at fyllingen er påvirket av innstrømmende grunnvann i dype masser, som vist i Figur 4.2. Av grensebetingelser ble det definert infiltrerende nedbør i det øverste laget. Det ble også definert en konstant trykkehøyde lik null

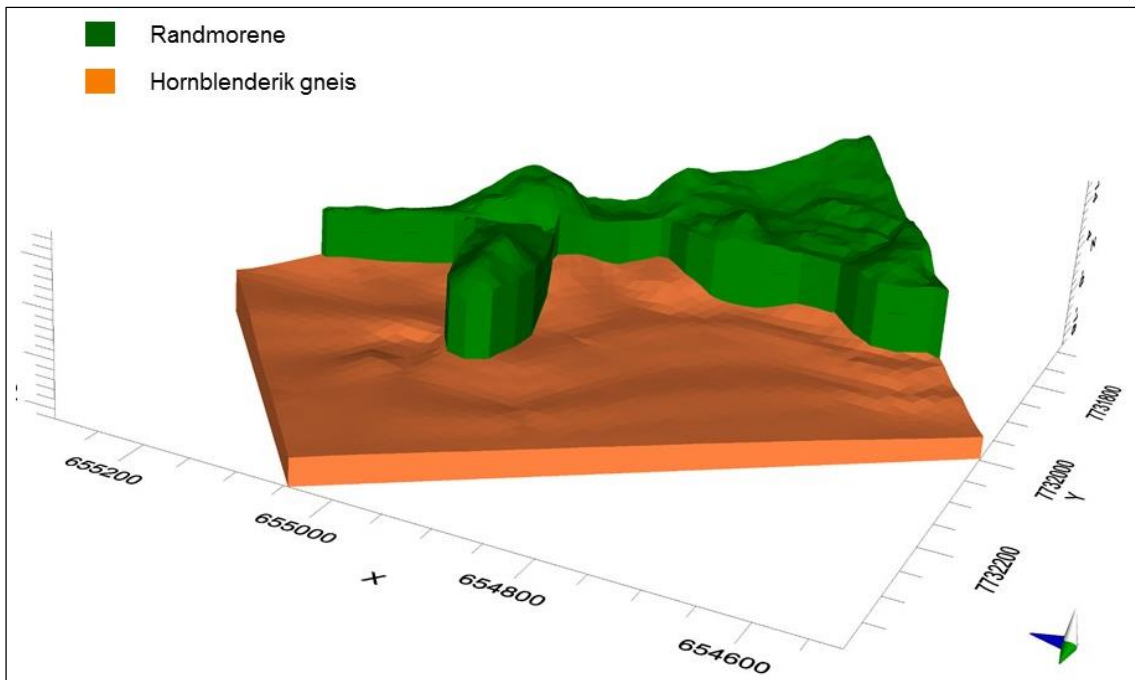
langs strandkanten i det øverste laget. Den konseptuelle modellen fra prosjektoppgaven er utviklet og endret noe. Det er definert tettere masser vest for kirkegården, og lik fordeling av naturlige masser øst og vest for kirkegården. Illustrasjoner over konseptuell modell laget i Visual MODFLOW Flex 2013.1 vises i Figur 4.4 og Figur 4.5.



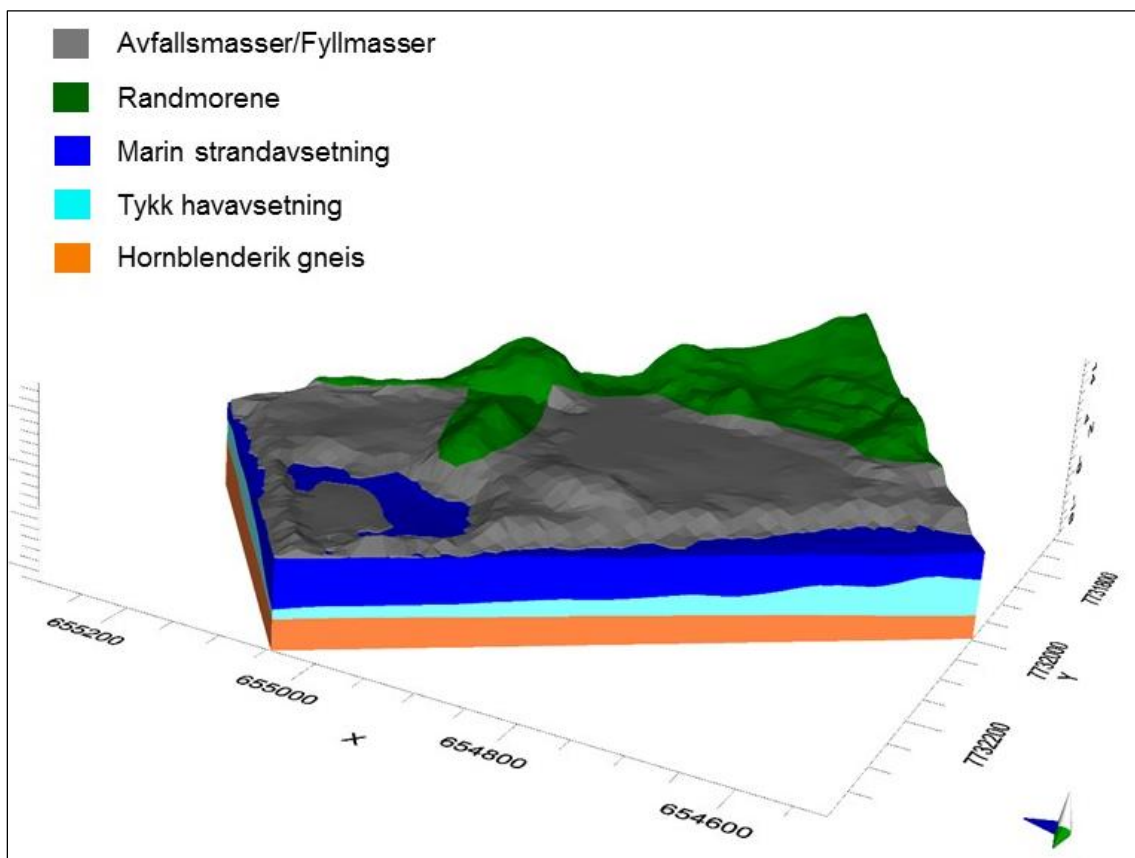
Figur 4.2: Konseptuell modell for nedslagsfeltet



Figur 4.3: Topografisk lagdeling med en vertikal overdrivelse på 5



Figur 4.4: Konseptuell modell som viser plassering av randmorene som skiller fyllingen i to



Figur 4.5: Konseptuell modell av modellområdet

4.2.2 Metode

En første gjett av initialverdier ble tatt fra den konseptuelle modellen. Parametere er hentet fra Brattli (2009), Appelo and Postma (1993) og Anderson and Woessner (1992). Disse ble kraftig endret i løpet av kalibreringsprosessen. Parameterne er konduktivitet, lagringskapasitet og initial grunnvannsnivå. Disse trengs for og i det hele tatt kunne kjøre modellen. Det er også nødvendig med observasjonsdata for å ha noe å kalibrere mot. Verdier for lagringskapasitet vises nedenfor i Tabell 4.3.

Modellområdet har et areal på 273 912 m². Det nedre laget (berggrunn) går til – 18 m. Det øvre laget går opp mot høyde 15 moh. Infiltrerende nedbør ble satt til 975 mm/år. Denne verdien er gjeldende for hele modellarealet som ikke er tilegnet inaktiv strømming. Data er hentet fra avrenningskartet (NVE 2014). Tallet er differansen mellom nedbør og fordampning. Det er antatt at store deler av nedbøren vil infiltrere massene på grunn av grusige masser på overflaten. S_s brukes ikke i stasjonær simulering. S_y brukes for åpne akviferer. Eff. Por. Anvendes i transiente simuleringer, men ikke i MODFLOW. Tot. Por. Anvendes ikke i MODFLOW.

Tabell 4.3: Verdier for lagringskapasitet i stasjonær grunnvannsmodell. Verdier er oppnådd etter kalibrering

Sone	Enhet	S_s [m/s]	S_y []	Eff. Por. []	Tot. Por. []
1	Strandavsetning	1E-5	0,2	0,15	0,3
2	Havavsetning	1E-5	0,0009	0,15	0,3
3	Berggrunn	1E-5	0,29	0,15	0,3
4	Morene landsiden	1E-5	0,34	0,15	0,3
5	Fyllingsmasser	1E-5	0,33	0,15	0,3
6	Sigevannselv	1E-5	0,3	0,15	0,3
7	Drenerende masser under rør	1E-5	0,3	0,15	0,3
8	Morene kirkegård	1E-5	0,31	0,15	0,3
9	Steinvoll	1E-5	0,3	0,15	0,3
10	Drenerende masser under rør rundt kirkegård	1E-5	0,3	0,15	0,3

Rutenettet for grunnvannsmodellen er 80 rader og 80 kolonner, med 4 ruter i vertikal retning. Totalt blir dette 25 600 ruter. Hver enkelt rute i planet har dimensjon $\Delta X=678/80=8,475$ m og $\Delta Y=404/80=5,05$ m. I vertikal retning varierer ΔZ med lagtykkelsen. Rutenettet er *finite-difference*, med et *semi-deformed* rutenett vertikalt. Figurer som illustrerer rutenettet vises i Figur 4.7 og Figur 4.8. Rutenettet ble laget i Visual MODFLOW Flex 2013.1. Her kan rutenettet roteres, slik det sammenfaller i samme retning som grunnvannsstrømming.

Konstant grensebetingelse ble definert langs strandkanten. Områdene bak den konstante grensen ble satt til inaktivt. I den transiente modellen er det her tidevannsvariasjoner vil defineres. Nivået ble satt til –0,203 m i de tre nedre geologiske lag (marin strandavsetning, havavsetning og berggrunn). Verdien ble tatt fra automatisk logger, hengt opp i småbåthavnen

under feltarbeid 23. september 2013. Verdien er tatt ved tidspunkt 25. september 2013 kl. 12:00 (ved maks lavvann).

Det er viktig å merke seg, at en konstant grensebetingelse med verdier mindre eller lik null, vil fungere som en uendelig sluk av vann. Dette kan medføre store feiltolkninger av analyseresultater. For plassering av konstant grense, se Figur 4.7.

En *no-flow* grensebetingelse er spesifisert langs bunnen av rutenettet, ved -18 m, langs modellkanten til venstre og kanten sør i modellen. En *no-flow* grense betyr at der forekommer ingen strømming på tvers av grensen.

Tidsperiode for simulering ved stasjonær tilstand er ikke av betydning, og ble her valgt til en dag.

Ved tidspunktet for den konstante grensebetingelsen, forela det observasjonsdata for grunnvannsnivå for brønn NO4 og NO5. Disse dataene ble anvendt i kalibreringen. Brønn NO3 ble peilet til samme grunnvannsnivå ved henholdsvis lavvann og høyvann. Det ble antatt at verdien for NO3, kunne brukes uavhengig av nivå av konstant grensebetingelse ved strandkanten. Brønn NO6 ble peilet til nivå 0,613 m ved høyvann under feltarbeid 24.09.13. Brønn NO6 ble ikke anvendt sammen med de andre brønnene for kalibrering. Brønnene NO2 og NO1 ble heller ikke anvendt. Disse er antatt å være sterkt påvirket av tidevannet, noe som vil gjøre kalibreringen krevende.

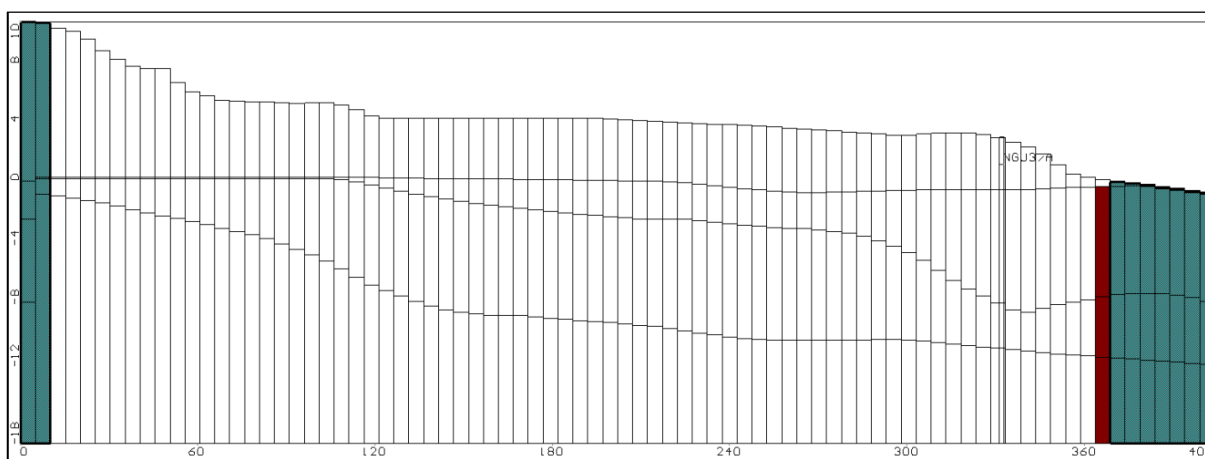
Loggere var plassert i brønn NGU1, NGU2, NGU3, NGU4 og NGU5. Grunnvannsnivåer for kalibrering ble tatt fra brønn NGU1, NGU2, NGU4 og NGU5 ved tidspunkt 25.09.2013 kl. 12:00. Brønn NGU3 ble ikke anvendt av samme grunner som brønn NO1 og NO2.



Figur 4.6: Modellareal av Tromsdalsfyllingen



Figur 4.7: Rutenett med konstant grensebetingelse (rød farge) for lag 2 i Visual MODFLOW 2011.1



Figur 4.8: Tverrsnitt av modellen som viser vertikal inndeling av lagfordelingen og konstant grensebetingelse (farget rød) i de tre nedre lag i Visual MODFLOW 2011.1. Figuren har vertikal overdrivelse med en faktor på 5.

En tabell over observasjonsdata og kalibreringsdata vises i Tabell 4.4.

I Visual MODFLOW kan det ikke registreres filterintervall for observasjonsbrønner. Årsaken til dette er at et filter kan strekke seg over flere vertikale rutenett-celler (lag) i modellen. Det ville vært umulig for Visual MODFLOW å instinktivt vite hvilke rutenett-celler å bruke for å sammenligne observerte verdier mot kalkulerte verdier. Derfor brukes en enkelt verdi for å eliminere enhver tvetydighet om hvilken celle som skal brukes. SWS Technology anbefaler å sette nivå av filterhøyde til midtpunktet av filteret.

NGU-brønnene ble satt med filterhøyde i grunnvannsnivå. Norconsult-brønnene ble satt med filter i de naturlige massene under fyllingsmassene. Da det er NGU sine brønner som er hyppigst anvendt i modellen, og er brønnene med flest observasjonsdata, er filterhøyde satt til grunnvannsnivå i modellen.

Ved kalibreringsformål, vil Visual MODFLOW bare sammenligne observasjonen for hvert observasjonspunkt til verdien som er regnet ut i rutenettcellen, der observasjonspunktet er lokalisert. Visual MODFLOW utfører ikke spesielle justeringer for å ta hensyn til observasjonspunkter som ikke presist korresponderer til midtpunktet av rutenett-cellen.

Kalibrerte data ble etablert ved å manuelt endre verdiene av hydraulisk konduktivitet til Normalized RMS var under 5 %, og kalibrerte grunnvannsnivåer var lik observerte grunnvannsnivåer. Definisjon av Normalized RMS beskrives i Vedlegg 8. Kalibreringen ble foretatt i stasjonær tilstand i Visual MODFLOW Classic 2011.1. Som forventet, måtte den konseptuelle modellen bearbeides vesentlig for å oppnå ønsket resultat. En tabell over oppnådde verdier for hydraulisk konduktivitet etter kalibrering er presentert i Tabell 4.5.

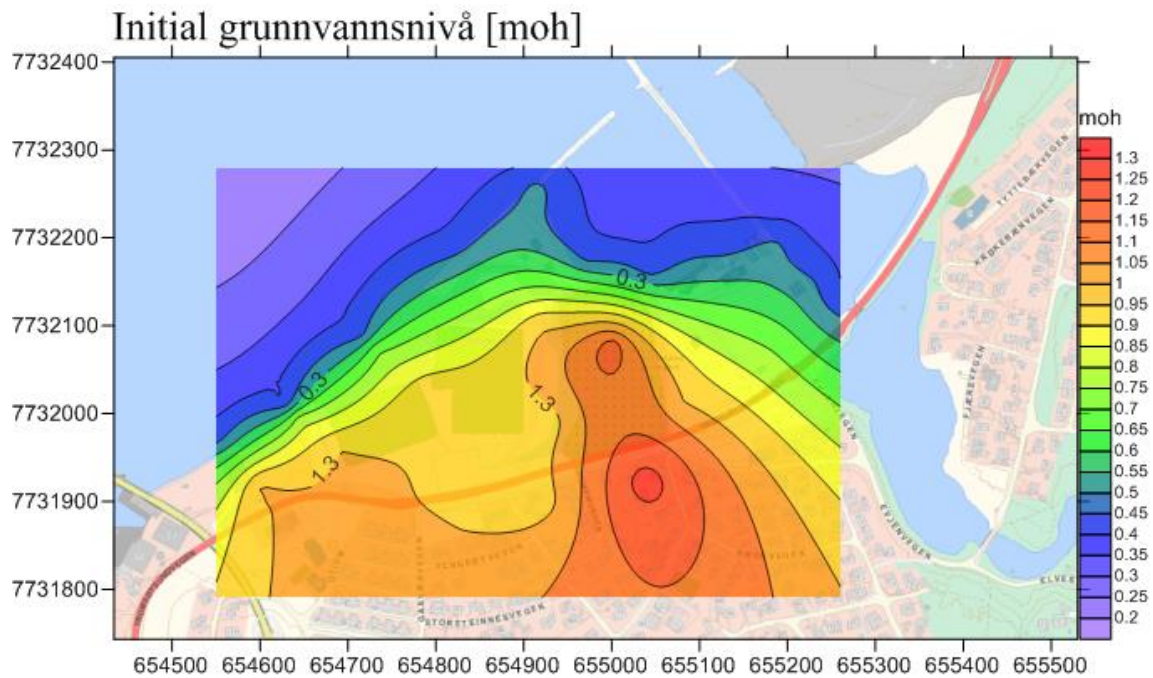
Tabell 4.4: Observasjonsdata for grunnvannsnivå 25.09.2013 kl. 12:00, med havnivå - 0,203 m, registrert av logger i småbåthavn

Brønn	X	Y	Grunnvannsnivå [m]	Tidspunkt
NGU4	654693.954	7731955.44	1,275	25.09.13 kl. 12:00
NGU2	654789.674	7732026.65	1,22	25.09.13 kl. 12:00
NGU1	654844.863	7731957.77	1,201	25.09.13 kl. 12:00
NGU5	654919.345	7732102.71	1,245	25.09.13 kl. 12:00
NO3	654931.463	7731992.22	1,226	25.09.13 kl. 12:00
NO4	655081.17	7732012.29	1,307	25.09.13 kl. 12:00
NO5	655188.076	7732083.12	0,629	25.09.13 kl. 12:00

Tabell 4.5: Verdier for hydraulisk konduktivitet oppnådd etter manuell kalibrering

Sone	Enhet	K_x [m/s]	K_y [m/s]	K_z [m/s]
1	Strandavsetning	0,000159	0,000159	9E-5
2	Havavsetning	1,78E-7	1,78E-7	1E-7
3	Berggrunn	2E-8	2E-8	2E-9
4	Morene landsiden	3E-5	3E-5	1E-7
5	Fyllingsmasser	2,9E-6	2,9E-6	1E-7
6	Sigevannselv	0,003	0,003	1E-5
7	Drenerende masser under rør	0,03	0,03	1E-5
8	Morene kirkegård	2E-5	2E-5	1E-7
9	Steinvoll	0,001	0,001	5E-5
10	Drenerende masser under rør rundt kirkegård	0,0099	0,0099	1E-5

Initiale verdier for grunnvannsnivå ble importert som xls-fil, og interpolert til Visual MODFLOW Classic 2011.1 ved hjelp av kriging. Verdier er basert på feltobservasjoner. Et kart over initial grunnvannsnivå laget i SURFER, vises i Figur 4.9.



Figur 4.9: Initial grunnvannsnivå for stasjonær modell

Sigevannselven og drenerende masser under vann- og avløpsrør ble ikke definert i den konseptuelle modellen. Dette var for å kontrollere om de hadde innvirkninger på grunnvannsstrømningene. Disse ble inkludert underveis.

I Visual MODFLOW kan det velges en *Drain*-grensebetingelse. Denne vil hele tiden tømme de aktuelle cellene for vann, og på den måten bidra negativt til vannbalansen. Vann som infiltrerer fyllingen, vil strømme mot masser med høyere permeabilitet. Dersom en *Drain*-grense defineres der grovere masser under vann- og avløpsrør ligger, vil vann som strømmer dit, dreneres fullstendig bort fra modellområdet.

De høypermeable massene under vannrørene som går helt ut til Tromsøysundet, vil påvirkes av tidevannsendringene. Sjøvann kan trekke inn langs disse massene. Det er derfor bedre å definere en sone med høypermeable masser der vannrørene går, enn å legge inn en *Drain*-grensebetingelse.

For strømningspakker i MODFLOW-2005, kan det velges mellom BCF (*Block-Centered Flow*) eller LPF (*Layer-Property Flow*). Hovedforskjellen er metoden de vektet hydrauliske parametere mellom celler, og hvordan vertikale strømninger mellom grensede celler beregnes (Mulligan, Langevin et al. 2011). For denne modellen har det blitt valgt LPF, fordi den tar hensyn til endringer i vertikal gradient og den ga bedre konvergeringsresultater.

Strømningspakkene i MODFLOW er avhengig av cellefukting og celledørking. For åpne akviferer, er det nødvendig å aktivere denne funksjonen. Det kan velges mellom å fukte en celle fra siden og undersiden, eller bare fra undersiden. Dersom denne funksjonen ikke aktiveres, kan det medføre ikke-konvergens og numeriske ustabiliteter i modellen (Mulligan, Langevin et al. 2011). Her har det blitt valgt cellefukting nedenifra.

Problemløseren ble satt til WHS med MXITER 50, ITER1 25, HCLOSE 0,01, RCLOSE 0,01, DAMP 1, RSCRIT 0 og et faktoriseringsnivå lik null.

Resultatene fra den stasjonære modellen ble brukt videre som initial grunnvannsnivå i den tidsavhengige modellen.

4.2.3 Diskusjon

Modellen ble innledet med et større modellareal som inkluderte store deler av nedbørsfeltet. Dette var for å se om innstrømmende grunnvann hadde noen effekt på grunnvannsnivå i fyllingen. Resultatet var et urealistisk høyt grunnvannsnivå. Utenom dette, vil fjellsiden i nedbørsfeltet gi gradienter som skaper matematiske problemer for programvaren. Dette kan løses ved å velge et finere rutenett, men simuleringsperioden vil da øke betraktelig, spesielt ved større areal. Ved å inkludere nedbørsfeltet i modellen, vil fokuset bli tatt bort fra fyllingen, noe som ikke er ønskelig i dette tilfellet. Det ble konkludert med at et mindre modellareal skulle brukes videre i modelleringen. Det er dette modellarealet som er presentert i Figur 4.6.

Det er verdt å kommentere at nivå for filter og hvilke masser de står i er relativt usikkert. Hvilke masser de står i vil avgjøre hvor høyt grunnvannet stiger. Selv om Tromsdalsfyllingen er relativt flat, er det små gradienter i grunnvannsnivået. Spesielt er grunnvannsnivået høyere på sidene av det vestlige området.

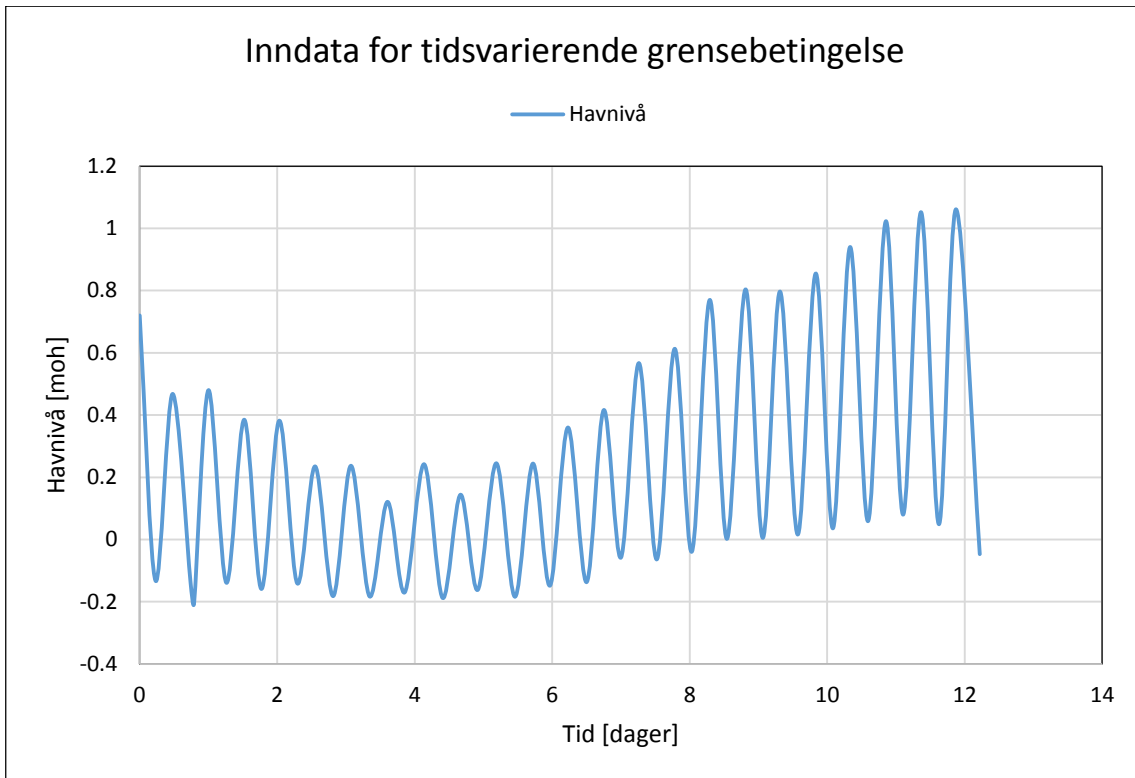
4.3 Transient grunnvannsmodell

4.3.1 Metode

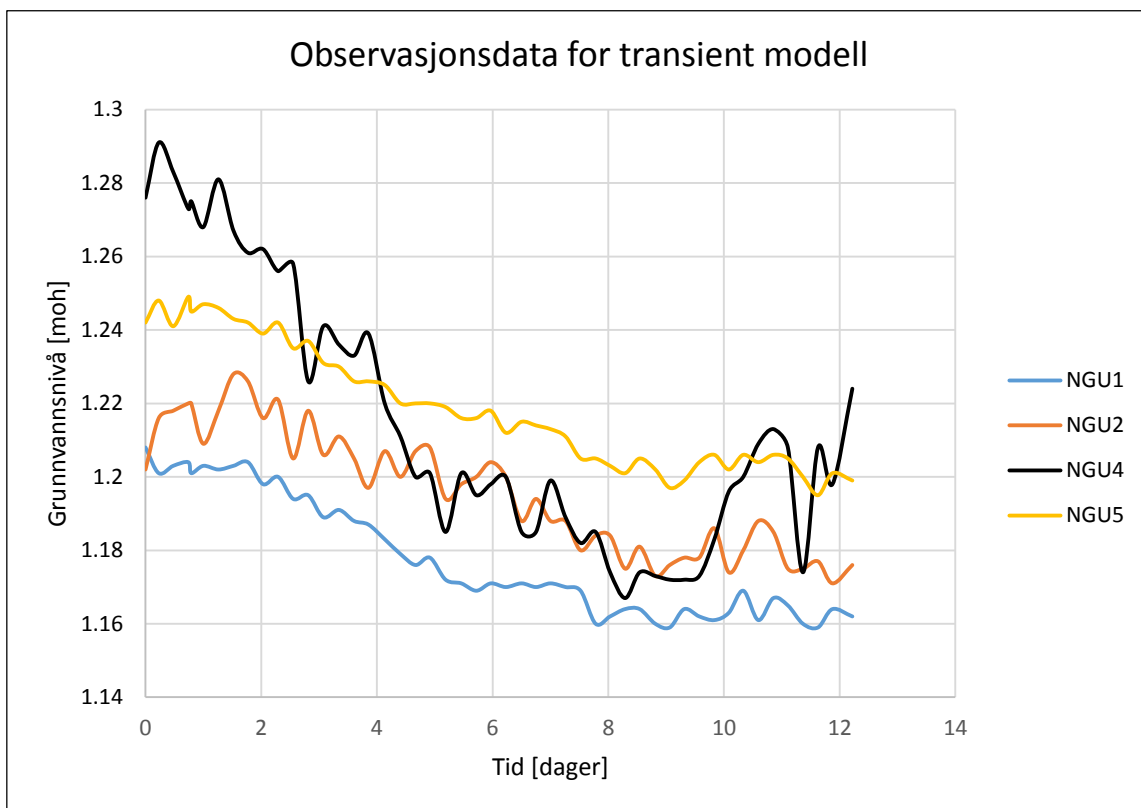
Modell for tidsavhengige variasjoner ble kjørt i MODFLOW-2005. Resultatene fra den stasjonære modellen, som hydrogeologiske egenskaper, oppbygging og initial grunnvannsnivå ble benyttet som initiale verdier i transiente simuleringer. Dette gjorde at det ikke var nødvendig med like omfattende kalibrering som i den stasjonære modellen.

Fordeling av hydrogeologiske egenskaper sees i Vedlegg 9.

I den tidsavhengige modellen er den konstante grensebetingelsen endret til en tidevannsvaryerende grensebetingelse. Verdier for denne grensebetingelsen er hentet fra automatiske loggere, og vises i Figur 4.10. Observasjonsdata anvendt ved kalibrering, er også hentet fra automatiske loggere. Verdier over disse vises i Figur 4.11.



Figur 4.10: Inndata for tidsvarierende grensebetingelse langs strandkanten. Data hentet fra automatisk logger



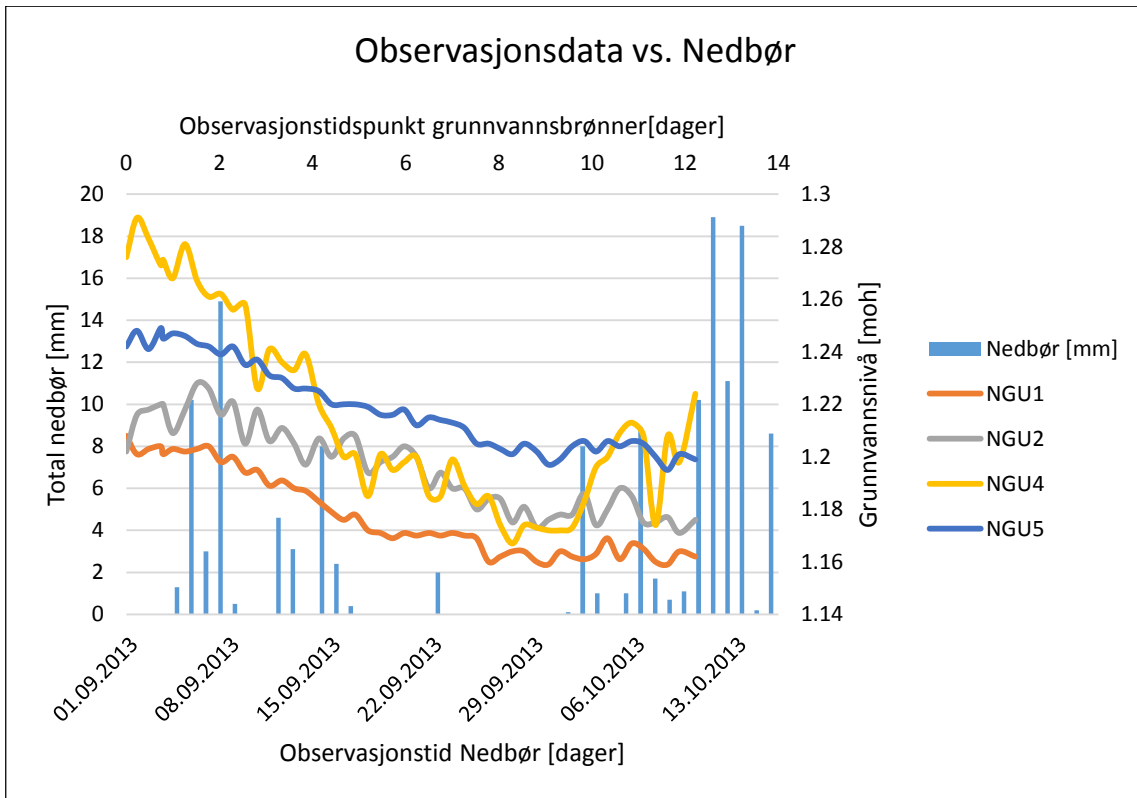
Figur 4.11: Observasjonsdata for kalibrering i transient modell

Det er antatt at grunnvannsnivået er påvirket av infiltrerende nedbør. En illustrasjon i Figur 4.12 viser registrerte nedbørsverdier samtidig som observasjoner for grunnvannsnivå. I Figur 4.13 vises en illustrasjon over registrert nedbør samtidig som observasjoner for tidevannsvariasjoner og observasjoner i brønn NGU3.

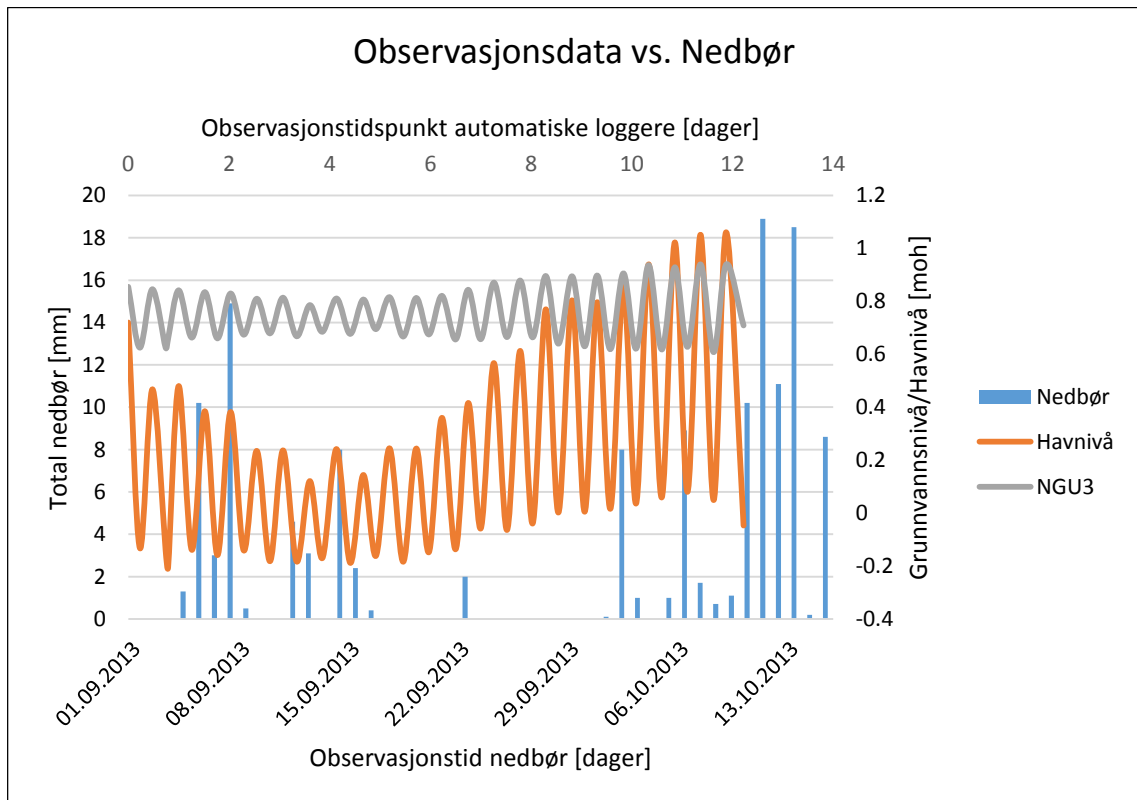
Ved tidsavhengig modellering, er det nødvendig å definere simuleringstid. I denne modellen ble den valgt til 12 dager, med start 24.09.2013 kl. 17:00. Dette er samme tidspunkt som registrering av automatiske loggere startet. Strømningsmotor ble valgt til USG MODFLOW 2005 fra SWS Technology. Hver tidsperiode ble delt inn i 10 tidssteg, med multiplikasjonsverdi 1,2. Nedbør er tilegnet i det øverste aktive laget (NRCHOP=3). Evapotranspirasjon er tilegnet i det øverste aktive laget ((NEVTOP=3). Fire lag er definert der det øverste er definert som lagtype 1 (unconfined). Resterende lag er definert som type 3 (confined/unconfined). Gjenfukting er aktivert med fuktingsmetode fra undersiden (WETDRY<0), og er beregnet fra naboverdier. Verdien i tørre celler tilegnes verdien på cellebunn. Anisotropiforhold er K_y/K_x : 1/1. Motoren som kjører er 64-bit. Problemløseren ble valgt til PCG der MXITER 50, ITER1 10, HCLOSE 0,01, RCLOSE 0,01, DAMP 1,IPRPCG 10 og RELAX. Forbehandlingsmetode ble satt til Cholesky.

Som initial grunnvannsnivå, ble det benyttet grunnvannsnivå fra forrige stasjonære kjøring. Varierende grensebetingelse går fra 0 til 12,21875 døgn. Visual MODFLOW interpolerer tidsstegene selv, basert på definert multiplikasjonsverdi. Jo høyere multiplikasjonsverdi, jo lengre vil tidsstegene bli mot slutten av en stressperiode. Varierende grensebetingelse langs strandkanten starter på 0,72 m til -0,062 m. Verdier tatt fra registreringer til automatisk logger er tilgjengelig for hvert 15 min. Dette er mye data å importere som grensebetingelse, spesielt siden den skal defineres over tre lag. Utvalgte verdier ble valgt ut basert på tidspunkt for høyvann og lavvann. Observasjonsbrønnene er også registrert med verdier for de samme tidspunktene som loggeren, med start på 0 til 12,21875 dager.

Det ble også modellert transient med verdier for grensebetingelser tatt fra seHavnivå (2014). Disse verdiene varierer noe fra den automatiske loggeren. Verdier for disse grensebetingelsene vises i Tabell 4.7.



Figur 4.12: Illustrasjon over registrert nedbør og observert grunnvannsnivå



Figur 4.13: Illustrasjon over registrert nedbør, observert grunnvannsnivå og tidevann

Tabell 4.6: Innputt for tidsavhengig tidevannsvariasjon og grunnvannsnivå

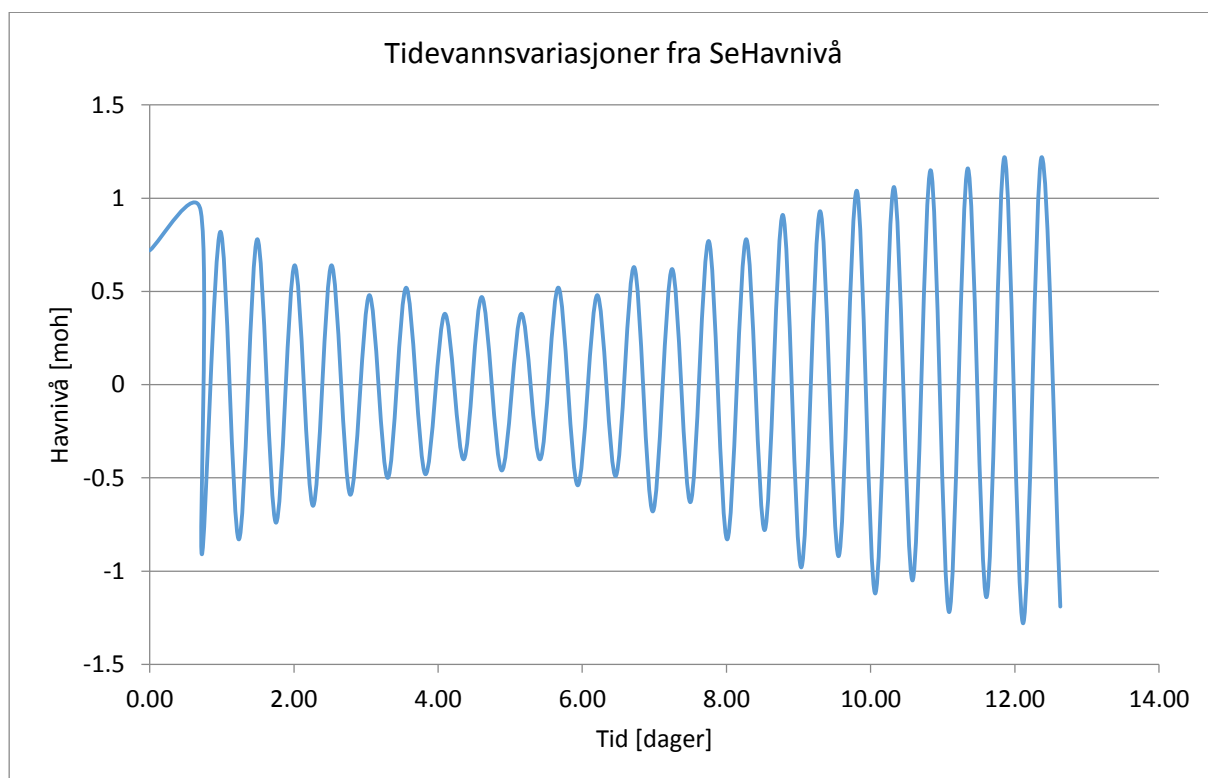
Tid	Dato	Tid MODFLOW	Havnivå	NGU1	NGU2	NGU3	NGU4	NGU5
17:00	24.09.2013	0,0000000000363798	0,72	1,208	1,202	0,855	1,276	1,242
22:30	24.09.2013	0,2291667	-0,132	1,201	1,216	0,625	1,291	1,248
04:30	25.09.2013	0,4791667	0,468	1,203	1,218	0,846	1,283	1,241
10:45	25.09.2013	0,7395833	-0,138	1,204	1,22	0,626	1,273	1,249
12:00	25.09.2013	0,7916667	-0,203	1,201	1,22	0,66	1,275	1,245
17:00	25.09.2013	1	0,48	1,203	1,209	0,842	1,268	1,247
23:15	25.09.2013	1,260417	-0,139	1,202	1,218	0,663	1,281	1,246
05:30	26.09.2013	1,520833	0,385	1,203	1,228	0,835	1,267	1,243
11:30	26.09.2013	1,770833	-0,159	1,204	1,226	0,66	1,261	1,242
17:45	26.09.2013	2,03125	0,382	1,198	1,216	0,83	1,262	1,239
00:00	27.09.2013	2,291667	-0,141	1,2	1,221	0,674	1,256	1,242
06:15	27.09.2013	2,552083	0,235	1,194	1,205	0,81	1,258	1,235
12:30	27.09.2013	2,8125	-0,182	1,195	1,218	0,679	1,226	1,237
18:45	27.09.2013	3,072917	0,237	1,189	1,206	0,814	1,241	1,231
01:15	28.09.2013	3,34375	-0,183	1,191	1,211	0,668	1,236	1,23
07:30	28.09.2013	3,604167	0,121	1,188	1,205	0,786	1,233	1,226
13:30	28.09.2013	3,854167	-0,17	1,187	1,197	0,685	1,239	1,226
20:15	28.09.2013	4,135417	0,242	1,183	1,207	0,811	1,22	1,225
02:45	29.09.2013	4,40625	-0,188	1,179	1,2	0,677	1,211	1,22
09:00	29.09.2013	4,666667	0,144	1,176	1,207	0,807	1,2	1,22
15:00	29.09.2013	4,916667	-0,162	1,178	1,208	0,695	1,201	1,22
21:30	29.09.2013	5,1875	0,245	1,172	1,194	0,816	1,185	1,219
04:00	30.09.2013	5,458333	-0,184	1,171	1,198	0,667	1,201	1,216
10:15	30.09.2013	5,71875	0,244	1,169	1,2	0,813	1,195	1,216
16:15	30.09.2013	5,96875	-0,148	1,171	1,204	0,675	1,198	1,218
22:30	30.09.2013	6,229167	0,36	1,17	1,2	0,821	1,2	1,212
05:00	01.10.2013	6,5	-0,137	1,171	1,188	0,656	1,185	1,215
11:00	01.10.2013	6,75	0,416	1,17	1,194	0,844	1,185	1,214
17:00	01.10.2013	7	-0,058	1,171	1,188	0,657	1,199	1,213
23:15	01.10.2013	7,260417	0,567	1,17	1,188	0,871	1,189	1,211
05:30	02.10.2013	7,520833	-0,064	1,169	1,18	0,665	1,182	1,205
11:45	02.10.2013	7,78125	0,613	1,16	1,184	0,879	1,185	1,205
17:45	02.10.2013	8,03125	-0,039	1,162	1,184	0,664	1,174	1,203
00:00	03.10.2013	8,291667	0,77	1,164	1,175	0,896	1,167	1,201
06:00	03.10.2013	8,541667	0,002	1,164	1,181	0,64	1,174	1,205
12:30	03.10.2013	8,8125	0,804	1,16	1,173	0,895	1,173	1,202
18:30	03.10.2013	9,0625	0,005	1,159	1,176	0,63	1,172	1,197
00:30	04.10.2013	9,3125	0,797	1,164	1,178	0,898	1,172	1,199
06:45	04.10.2013	9,572917	0,016	1,162	1,178	0,619	1,173	1,204
13:00	04.10.2013	9,833333	0,855	1,161	1,186	0,906	1,183	1,206
19:00	04.10.2013	10,083333	0,036	1,163	1,174	0,621	1,196	1,202
01:00	05.10.2013	10,333333	0,94	1,169	1,18	0,937	1,2	1,206
07:15	05.10.2013	10,59375	0,059	1,161	1,188	0,618	1,209	1,204
13:30	05.10.2013	10,85417	1,023	1,167	1,185	0,929	1,213	1,206
19:30	05.10.2013	11,10417	0,08	1,165	1,175	0,628	1,208	1,205
01:45	06.10.2013	11,36458	1,052	1,16	1,175	0,94	1,174	1,2
08:00	06.10.2013	11,625	0,049	1,159	1,177	0,608	1,208	1,195
14:00	06.10.2013	11,875	1,061	1,164	1,171	0,94	1,198	1,201
22:15	06.10.2013	12,21875	-0,047	1,162	1,176	0,709	1,224	1,199

Laveste verdi for havnivå i simuleringsperioden er ved tidspunkt 0,791667. Da er nivået - 0,203 m. Høyeste nivå er ved tidspunkt 11,875. Da er nivået på 1,061 m. Hvert tidspunkt er delt inn i 10 tidsenheter. Ved tidspunkt 3,854167 er tidevannet på et lavt nivå over en lengre periode. Etter dette tidspunktet stiger tidevannet mot maks. NGU4 er den brønnen som varierer mest frem mot tidspunkt 3.85. Etter denne begynner brønn NGU5, NGU2 og NGU1 å variere, selv om dette er små variasjoner på noen få centimeter. Brønnene NO3, NO4 og NO5 har kun observasjoner fra et tidspunkt, og kan derfor ikke anvendes ved å sammenligne tidsvarierende simuleringer. Figur 4.14 viser at de største tidevannsvariasjonene inntreffer mot slutten av simuleringsperioden.

Tabell 4.7: Tidsvarierende grensebetingelse med referansenivå Normalnull 1954 (seHavnivå 2014)

Dato	Tid	Havnivå
24.09.2013	17:00:00	0,72
24.09.2013	17:21:00	0,93
24.09.2013	23:31:00	-0,91
25.09.2013	05:39:00	0,82
25.09.2013	11:48:00	-0,83
25.09.2013	18:00:00	0,78
26.09.2013	00:14:00	-0,74
26.09.2013	06:22:00	0,64
26.09.2013	12:30:00	-0,65
26.09.2013	18:44:00	0,64
27.09.2013	01:05:00	-0,59
27.09.2013	07:15:00	0,48
27.09.2013	13:22:00	-0,5
27.09.2013	19:45:00	0,52
28.09.2013	02:13:00	-0,48
28.09.2013	08:32:00	0,38
28.09.2013	14:34:00	-0,4
28.09.2013	21:09:00	0,47
29.09.2013	03:42:00	-0,46
29.09.2013	10:00:00	0,38
29.09.2013	16:05:00	-0,4
29.09.2013	22:28:00	0,52
30.09.2013	04:58:00	-0,54
30.09.2013	11:09:00	0,48
30.09.2013	17:17:00	-0,49
30.09.2013	23:27:00	0,63
01.10.2013	05:52:00	-0,68
01.10.2013	12:01:00	0,62
01.10.2013	18:07:00	-0,63
02.10.2013	00:14:00	0,77
02.10.2013	06:33:00	-0,83
02.10.2013	12:43:00	0,78
02.10.2013	18:47:00	-0,78

03.10.2013	00:53:00	0,91
03.10.2013	07:09:00	-0,98
03.10.2013	13:20:00	0,93
03.10.2013	19:23:00	-0,92
04.10.2013	01:31:00	1,04
04.10.2013	07:44:00	-1,12
04.10.2013	13:56:00	1,06
04.10.2013	19:59:00	-1,05
05.10.2013	02:07:00	1,15
05.10.2013	08:19:00	-1,22
05.10.2013	14:32:00	1,16
05.10.2013	20:35:00	-1,14
06.10.2013	02:44:00	1,22
06.10.2013	08:55:00	-1,28
06.10.2013	15:08:00	1,22
06.10.2013	21:12:00	-1,19



Figur 4.14: Tidevannsvariasjoner med referansenivå Normalnull 1954 (seHavnivå 2014)

4.3.2 Diskusjon

Den korte perioden for simulering kan by på problemer. Selv om systemet aldri vil være i stasjonær tilstand på grunn av tidevannsvariasjoner og varierende nedbør, er dette noe som modellen vil prøve å regne seg mot. Dette er ikke mulig over en så kort periode. Målet med denne modellen var å se om det fantes en trend med den tidsvarierende grensebetingelsen langs strandkanten. Denne modellen skal sammenlignes med simuleringer som inkluderer tetthetsvariasjoner.

I perioden loggerne hang ute, var det registrert lite nedbør. Definert nedbør i modellen vil fordeles jevnt over hele tidsperioden, noe som kan gi forhøyede kalkulererte verdier.

Ved høyvann sees det en klar trend i grunnvannsstrømninger i akviferen. Ved høyvann går grunnvannet lengre inn i akviferen enn ved lavvann. Ved høyvann, sees det av tverrsnitt at grunnvannet er på innstrømmende vei. Dette sees best ved hjelp av fartsvektorer. Ved lavvann, har tidevannet strekt seg inn i akviferen, og fartsvektorer viser en utstrømmende trend. Tverrsnitt gjennom sigevannellen og gjennom NGU3 viser trender. Det er mulig det initiale grunnvannsnivået brukt fra forrige kjøring vil gi misvisende resultater, og kan være årsak til avvik.

4.4 SEAWAT

Den tetthetsavhengige koden, SEAWAT-2000, er brukt for å simulere ferskvannsutstrømning ved tilstedeværelse av tidevannsvariasjoner. Oppgaven fokuserer på tidevannseffekter. Derfor er ikke påvirkninger av bølger og sesongbaserte variasjoner inkludert. Bølger vil påvirke strømningene inn mot fyllingen, og det er antatt at dette vil medføre en videre utvasking av kjemikalier.

Hydrodynamisk dispersjon over grensen mellom salt- og ferskvann medfører en konveks sirkulasjon (Robinson, Gibbes et al. 2006). Denne grensen er meget kompleks. SEAWAT-2000 er ikke i stand til å simulere formasjon av utlekking ved en hellende grense, mellom land og hav. Modellen neglisjerer også variabel umettet strømning. SEAWAT modellerer bare mettet strømning (Mulligan, Langevin et al. 2011).

4.4.1 Ligninger

Koden som brukes i SEAWAT er MODFLOW og MT3DMS. Deler av ligningene til MODFLOW er modifisert for å ta hensyn til tetthetsforskjeller, og uttrykk som kvantifiserer raten av masseakkumulasjon som følge av endring i løst stoff konsentrasjon.

Hele strømningsligningen er reformulert for å konservere masse i stedet for væskevolum. I SEAWAT, er stressperioder delt inn i tidssteg. Både strømning og transportligninger løses i løpet av tidsstegene i SEAWAT (Guo and Langevin 2002).

SEAWAT bruker enten en eksplisitt eller implisitt metode for å koble ligningene for grunnvannsstrømning, med ligningene for transport av løste stoffer. Ligningene for variabel tetthetsstrømning, er utviklet med hensyn på ekvivalent ferskvannstrykk og væskens tetthet. Ligning 4.1 og 4.2 er de som anvendes i SEAWAT. For å kunne løse ligningene, er programmet avhengig av at det settes inn grensebetingelser. Matematiske grensebetingelser bestemmes ut i fra fysiske egenskaper og prosesser (Guo and Langevin 2002).

Ligningen nedenfor er den som brukes for å regne ut tetthetsavhengig grunnvannsstrømning i SEAWAT-2000:

$$\begin{aligned}
& \frac{\partial}{\partial \alpha} \left(\rho K_{f\alpha} \left[\frac{\partial h_f}{\partial \alpha} + \frac{\rho - \rho_f}{\rho_f} \frac{\partial Z}{\partial \alpha} \right] \right) + \frac{\partial}{\partial \beta} \left(\rho K_{f\beta} \left[\frac{\partial h_f}{\partial \beta} + \frac{\rho - \rho_f}{\rho_f} \frac{\partial Z}{\partial \beta} \right] \right) \\
& + \frac{\partial}{\partial \gamma} \left(\rho K_{f\gamma} \left[\frac{\partial h_f}{\partial \gamma} + \frac{\rho - \rho_f}{\rho_f} \frac{\partial Z}{\partial \gamma} \right] \right) \\
& = \rho S_f \frac{\partial h_f}{\partial t} + \theta \frac{\partial \rho}{\partial C} \frac{\partial C}{\partial t} - \bar{\rho} q_s \quad (4.15)
\end{aligned}$$

Der

h_f	Ekvivalent ferskvannstrykk [L]
ρ	Tetthet til salt grunnvann [ML ⁻³]
ρ_f	Tetthet til ferskvann [ML ⁻³]
Z	Høyde over et gitt datum [L]
g	Akselerasjon på grunn av gravitasjon [LT ⁻²]
$\bar{\rho}$	Tettheten av vann som går inn eller ut [ML ⁻³]
q_s	Volumetrisk strømningsrate per volumenhet til akviferen, representerer kilde/sinke [T ⁻¹]
t	Tid [T]
C	Konsentrasjon til solute [ML ⁻³]
θ	Porøsitet (ingen dimensjon)
K_f	Hydraulisk konduktivitet [LT ⁻¹]
S_f	Ferskvannstrykk [L ⁻¹]
α, β, γ	Romlige retninger

For å ta hensyn til konsentrasjon og tetthet, anvendes en lineær ligning som uttrykker væsketetthet som funksjon av saltkonsentrasjon (C):

$$\rho = \rho_f + EC \quad (4.16)$$

Der

E	Dimensjonsløs konstant med en tilnærmet verdi på 0,7143 for saltkonsentrasjoner i intervallet null til sjøvannskonsentrasjon
C	Konsentrasjon av salt [ML ⁻³]

Den deriverte av ligning 4.2 med hensyn på saltkonsentrasjon, settes inn i uttrykket ovenfor:

$$\frac{\partial \rho}{\partial C} = E \quad (4.17)$$

Ligning for konservativ transport av flere komponenter i systemet uttrykkes ved (Guo and Langevin 2002):

$$\frac{\partial C^k}{\partial t} = \nabla \cdot (D \cdot \nabla C^k) - \nabla \cdot (\vec{v} C^k) + \frac{q_s}{n_e} C_s^k + \sum_{k=1}^N R_k \quad (4.18)$$

Der

- D Hydrodynamisk dispersjonskoeffisient [L^2T^{-1}]
- \vec{v} Strømningshastighet [LT^{-1}]
- C_k Konsentrasjon av oppløst kjemikalie k [ML^{-3}]
- C_s^k Konsentrasjon av kjemikalie k fra kilde/sinke [ML^{-3}]
- R_k Produksjons eller reduksjonsraten av kjemikalie k av N ulike reaksjoner [$ML^{-3}T^{-1}$]
- ∇C Konsentrasjonsgradient

Grunnvannsstrømninger refordeler salt og endrer tetthetsfeltet, noe som igjen endrer grunnvannsstrømningene. Derfor må grunnvannsstrømninger og salttransport anvendes samtidig. Modellen løser ligning (4.1) og (4.4) simultant, ved å anvende en celle-sentrert endelig-differensial-tilnærming (Robinson, et al 2007). Pakken *Preconditioned Conjugate Gradient* (PCG) brukes for å løse ligningen for variabel tetthetsfordeling, og *Implisitt Generalised Conjugate Gradient Package* (GCG) for å løse transportligningen. Ligning 1 og 2 er implisitt koblet.

SEAWAT kan ikke direkte simulere skråninger. Hvis det er ønskelig, må området deles inn i ruter, og ulike egenskaper definerer grensen. Når det skal modelleres tidevannseffekter, må det spesifiseres grensebetingelser for både strømninger og salttransport (Mulligan, Langevin et al. 2011).

4.4.2 Metode

Når tidevannsbølgen propagerer innover i akviferen, avtar amplituden eksponentielt mens fasen forskyves. De fleste analytiske løsninger er basert på homogene akviferer, uniform helning av strandkanten, og relativt små tidevannsendringer. En slik løsning vil gi en urealistisk modell for Tromsdalsfyllingen. Ved modellering kan det velges mellom to tilnærminger: et skarpt grenseskille eller en dispers grenseflate. For akviferer utsatt for tidevann, vil den disperse tilnærmingen være mer realistisk. Denne metoden kan være utslagsgivende på effekten av hydrodynamisk dispersjon nærme strandkanten. Tidligere forskning har vist at skråningsvinkel er en kritisk faktor ved modellering av tidevannsintrusjon (Mao, Enot et al. 2006).

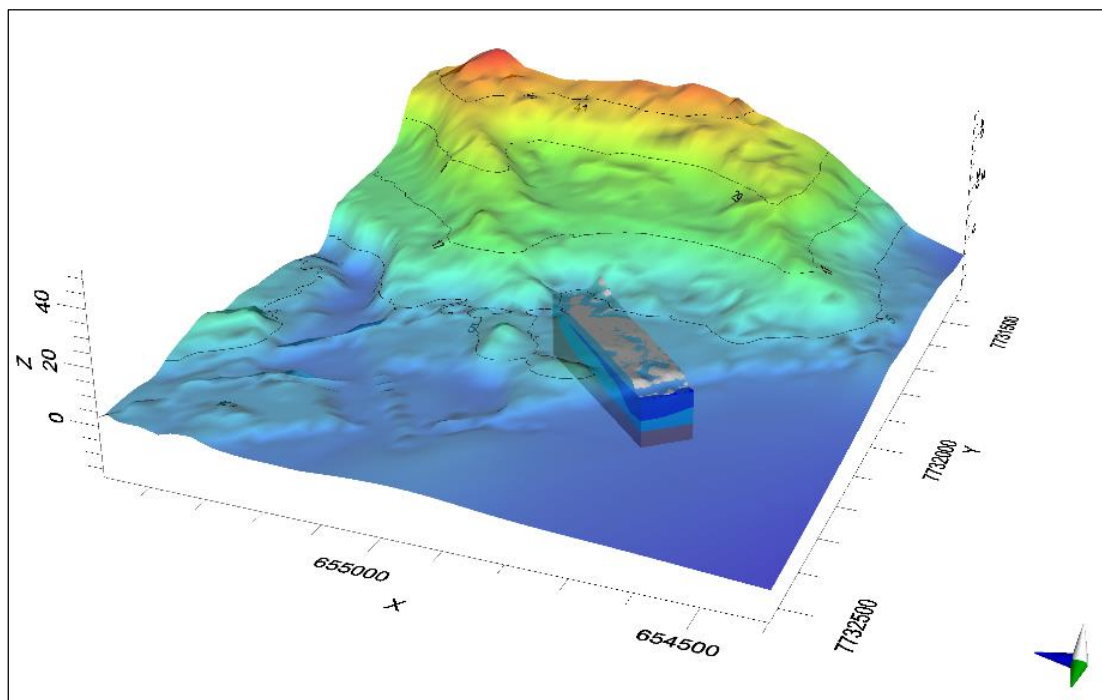
Tromsdalsfyllingen ligger på en opprinnelig svakt hellende strandslette. Det er derfor antatt at metoden ved en svakt hellende flate er gjeldende. Hovedstrømningene er mot Tromsøysundet, og tidevannet varierer med omtrent 2 m. Det foregår ingen ekstraksjon av grunnvann. Den vertikale grunnvannsfluksen kommer stort sett fra infiltrerende nedbør, fordampning og transpirasjon. I den vestlige delen av fyllingen, ligger grunnvannsnivået på en gjennomsnittlig høyde 1,212 m i fyllingsmassene, med et lavere nivå nærmere strandkanten. På den østlige delen av fyllingen ligger grunnvannsnivået på en gjennomsnittlig høyde 0,658 m. Utstrømninger er antatt gjennom strandkantsonen ved lavvann.

Feltobservasjoner er anvendt for å karakterisere tidevannssyklusen i grunnvannet. Observasjoner fra seHavnivå (2014) er anvendt for å simulere tidevannssykluser i havnivå. Logger i brønn NGU2 målte konduktivitet. Disse observasjonene er ikke tatt med i simuleringen.

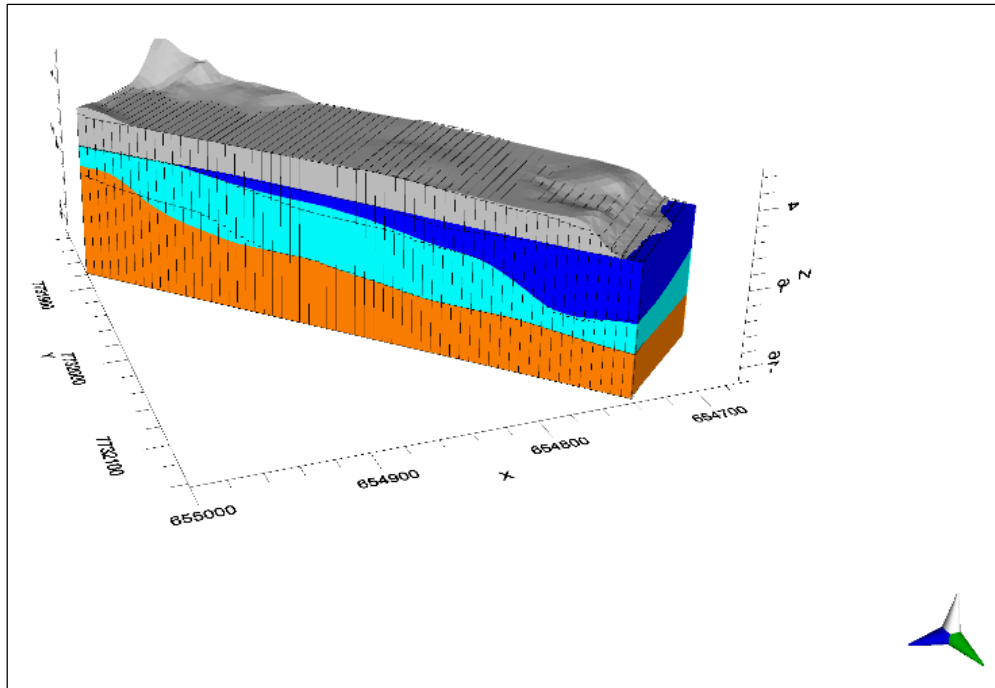
Det var ønskelig å inkludere geologiske lag ved modellering av sjøvannsintrusjon og tidevannspåvirkninger. Strukturen og den konseptuelle modellen ble bygget opp i Visual MODFLOW Flex 2013.1. Denne ble importert til Visual MODFLOW Classic 2011.1 for numeriske simuleringer. Det er ønskelig å se i et tverrsnitt hvordan tidevannsvariasjoner påvirker grunnvannsstrømninger i fyllingen. Det var derfor ikke nødvendig å lage en 3D-modell, noe som igjen er meget tidsbesparende.

Modellområde ble valgt basert på tilgjengelige kalibreringsdata. Brønnene NGU1, NGU2 og NGU3 står plassert på en rekke fra strandkanten og innover fyllingen. Alle brønnene ble installert med automatiske dataloggere under feltarbeid 23. september 2013. Disse brønnene inneholder derfor informasjon om hvordan tidevannsvariasjoner påvirker innover fyllingen. En 2D-modell ble definert ved å definere en kolonne i rutenettet. Den konseptuelle modellen er basert på kalibrering av stasjonær grunnvannsmodell.

Det er antatt neglisjerbar grunnvannsstrømning og kjemisk transport i retning langs strandkanten. En feilkilde ved denne antagelsen, er påvirkninger fra Tromsdalselven som har elvemunning ved den østlige delen av fylling. Sesongvariasjoner kan påvirke fyllingen, men dette er ikke inkludert i modellen.



Figur 4.15: Illustrasjon over topografien med konseptuell modell for sjøvannsintrusjon



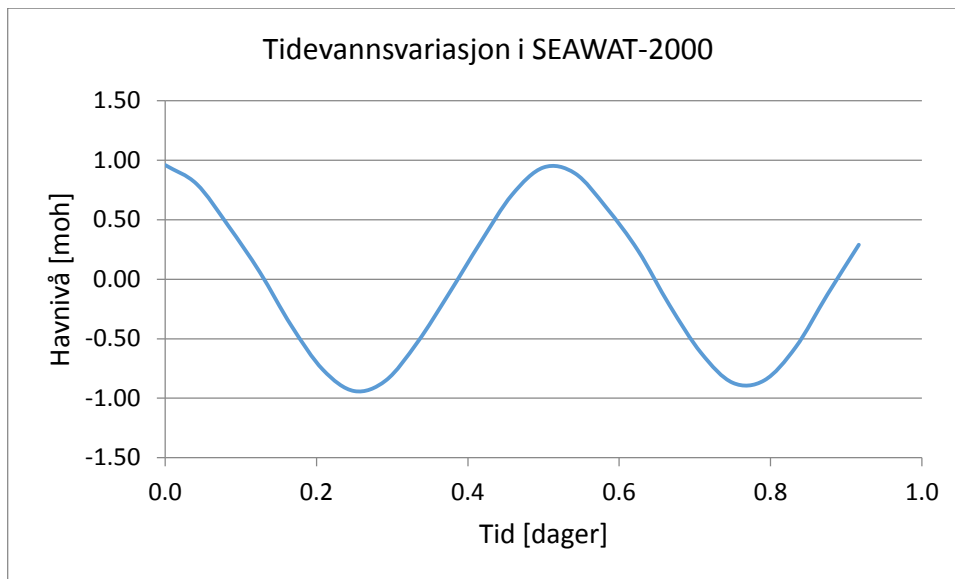
Figur 4.16: Konseptuell modell med rutenett ved modellering av sjøvannsintrusjon

En variabel konstant-grensebetingelse ble definert med en form som en opp-ned L, vist i Figur 4.18. Denne grensen skulle etterligne tidevannsvariasjoner i de ulike geologiske lagene, samt påvirkninger fra varierende havnivå. Topografien for lag 1 måtte heves, slik at den variable grensen fikk høy nok influens i modellområdet.

Endringene i den tidsvarierende konstante grensen varierer vertikalt. Dette kan medføre at enkelte celler blir tørre og inaktive når det beregnede grunnvannsnivå i cellen faller under høyden av bunnen på cellen ved avtagende tidevannshøyde. SEAWAT-2000 modellerer ikke variabel mettet strømming, men bruker en *rewetting*-funksjon for å simulere fluktuerende grunnvannspeil. Ved stigende tidevann, blir tørre celler fuktet når vannivå i naboceller oppnår et gitt nivå. Den fuktete funksjonen (*rewetting*) i Visual MODFLOW må aktiveres for at den skal gjelde. I modellen er det valgt å fukte tørre celler nedenifra, og tilegne tørre celler verdien for bunnen av cellen.

En grense for infiltrerende nedbør ble definert ved overflaten i modellområdet. Verdi ble hentet fra NVE Atlas, og representerer nedbør minus fordampning.

En «no-flow» - grense er definert ved bunnen av modellområdet og til sør ved landsiden. Det er antatt neglisjerbar innstrømmende grunnvann, basert på resultater fra tredimensjonal grunnvannsm modellering. Denne viser at drenerende masser under overvannsrør leder vannet bort fra fyllingen. Grunnvannsnivå i fyllingsmassene er dermed antatt å være kontrollert av infiltrerende nedbør og innstrømmende/utstrømmende tidevann.



Figur 4.17: Verdier for tidsvarierende grensebetingelse i SEAWAT-2000. Verdiene er hentet fra seHavnivå (2014), og viser verdier i Normalnull 1954

Høyvann inntreer rundt tidssteg 0,04 og 0,54. Lavvann inntreer rundt tidssteg 0,25 og 0,75.

I Visual MODFLOW kan det velges mellom to ulike egenskapspakker for lagdelingen i modellen. Det kan velges mellom BCF og LPF. BCF-pakken krever at den vertikale konduktansen (VCONT) skal tilegnes som en statisk modellegenskap som ikke endres med tid. LPF pakken kalkulerer den vertikale konduktansen mellom lagene, ved å bruke den mettede tykkelsen av cellene. Dette er en mer korrekt metode for å bestemme VCONT, men den kan medføre ustabiliteter og konvergensproblemer. Dette er spesielt hvis der er store endringer i grunnvannsnivå i løpet av simuleringen, eller hvis grunnvannsnivået dropper under bunnen på den øverste cellen. Tromsdalsfyllingen er en åpen akvifer, og derfor vil det være mest naturlig å bruke LPF-pakken. På grunn av de store variasjonene av grunnvannsnivå i brønn NGU3, kan dette medføre konvergensproblemer. Dette kan eventuelt rettes på ved hjelp av *rewetting*.

Startdato ble satt til 03.10.2013, med simuleringstid 1 dag. Valg av dato begrunnes med at her er det store variasjoner i tidevannsmålinger. Det er ønskelig å se ulikheter i grunnvannsstrømning ved høyvann og lavvann. Dettets er antatt å sees best ved toppunkt og bunnpunkt.

Transportkode var SEAWAT med MODFLOW som strømningskode. Hverken sorpsjon eller reaksjoner ble inkludert. CREF (Reference concentration for density and viscosity calculations) ble satt til 1025.7 mg/L. Referanse væsketettheten ble satt til 1000 kg/m³ (tetthet ferskavnn). Minste væsketetthet (DENSEMIN) ble satt til 0 kg/m³, største væsketetthet (DENSEMAX) ble satt til 1000 kg/m³.

Initial saltkonsentrasjon er 0 mg/l i hele modellområdet, og 35 000 mg/l langs hele grensen for tidsvarierende konstant grensebetingelse. Konstant saltkonsentrasjon ble definert som 35 000 mg/l langs konstant grense. Hydraulisk konduktivitet er det samme som fra kalibrert stasjonær grunnvannsmodell.

Tidevannsvariasjoner mellom 03.10.13 kl. 00:00 – 04.10.13 kl. 00:00 med 1 time mellomrom ble importert som tekst-fil. Variasjoner vises i Figur 4.17. Observasjonsdata for brønnene NGU1, BGU2 og NGU3 ble importert for samme periode.

Valg av rutenett i simuleringer som inkluderer SEAWAT, er avgjørende for et godt resultat. Ved å velge en finere inndeling nærme tidevannsvariasjonene, fås et bedre resultat. For å finne riktig rutenett, kan retningslinjer basert på Péclet-nummeret anvendes. Retningslinjene sier at Péclet-nummeret ($P_x = \Delta x / \alpha_T$, $P_z = \Delta z / \alpha_T$) skal være mindre enn 2 og rutenett Courant-nummeret ($C_r = v \Delta t / \Delta l$; Δl er maks av Δx og Δz) skal være mindre enn 1 for å minimere oskuleringer (Robinson 2007).

Rutenettet vil ha en kritisk betydning ved løsning av problemer med variabel tetthetsstrømning. To mekanismer som virker parallelle er ansvarlig for numeriske feilkilder i simuleringen. Unøyaktigheter kan introduseres mens transportligningen i et for grovt rutenett løses, med et avvik som er avhengig av det anvendte numeriske skjema. Eulerian tilnærminger (upstream-finite-different-metoden anvendt i SEAWAT), lider av dette problemet (Brovelli, Mao et al. 2007).

Derfor har det blitt valgt å modellere to ulike scenarioer med SEAWAT-2000. Det ene scenarioet har finere og flere vertikale rutenett, som varierer med geologiske lag. Det andre har en grovere vertikal rutenettinndeling som er brukt i tidligere modelleringer. Metoden for disse to fremgangsmåtene presenteres nedenfor. Smith (2004) har vist at verdier for longitudinal dispersjon påvirker salinitetsgradienten, konvektiv sirkulasjon og utbredelse av miksing mellom ferskvann og saltvann.

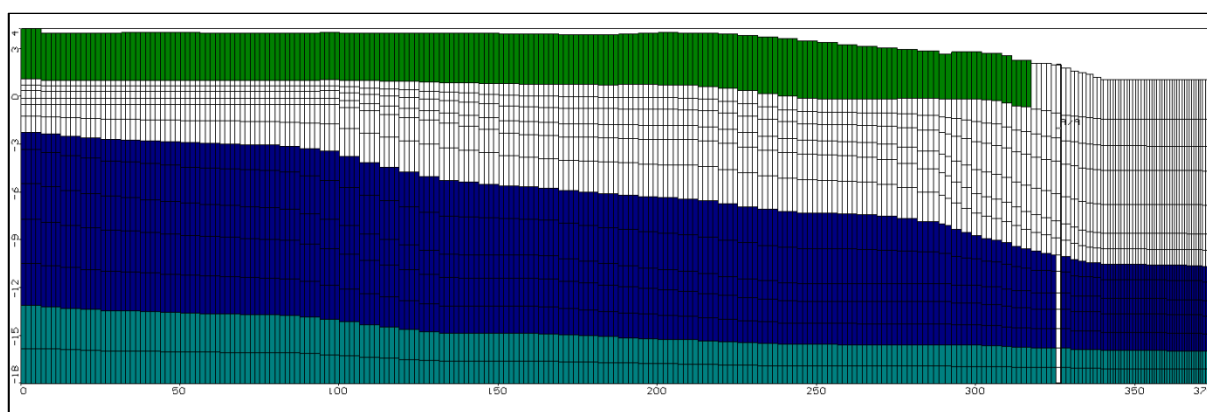
4.4.2.1 Fint vertikalt rutenett

En finere inndeling av det vertikale rutenettet var nødvendig for å oppfylle Peclet-nummeret for definert hydrodynamisk dispersjon. Modellen ville heller ikke konvergere ved for grovt rutenett, og en justering av rutenettet var nødvendig for å opprettholde dispersjonskoeffisienten. Selv om det vertikale rutenettet ble økt, måtte dispersjonskoeffisienten øke fra 0,5 til 0,8 for å få modellen til å konvergere. Initial konsentrasjon av ferskvann ble satt til 0 mg/l. Initial konsentrasjon av sjøvann ble satt til 35 000 mg/l. Konstant grensebetingelse ble satt som en omvendt L, med verdier for hver time i et døgn fra 03.10.2013. Verdier er tatt fra seHavnivå (2014). Nedbør ble satt til 975 mm/år. Fordampning ble satt til 100 mm/år. Konstant konsentrasjon ble satt i samme område som konstant grensebetingelse med konsentrasjon 35 000 mg/l. Observasjonsbrønn for NGU3 ble importert for tidsperiode 03.10.13 med registreringer hvert 15 minutt. Tetthetskalkulasjoner ble beregnet fra bare salt, med en *upstream-weighted* algoritme. En implisitt kobling av VDF og IMT ble valgt. Kalkulasjonene var uavhengig av temperatur. Ligningsløseren ble valgt til PCG for strømninger (erfart som mer stabil). Parametere til motoren måtte endres underveis for å unngå ikke-konvergens i kjøringen av PCG (MXITER 100, ITER1 80, HCLOSE 1E-8, RCLOSE 10, Damp factor 0,98, Cholesky, RELAX 0,98). For transport ble det valgt implisitt løsningsmetode ved bruk av GCG, med adveksjonsløsning som Central-Finite-Difference. Effektiv porøsitet ble anvendt i beregninger. Courant nummeret ble satt til 0,75. For GCG ble Jacobi valgt (erfart mindre simuleringstid, men kan medføre konvergensproblemer), med

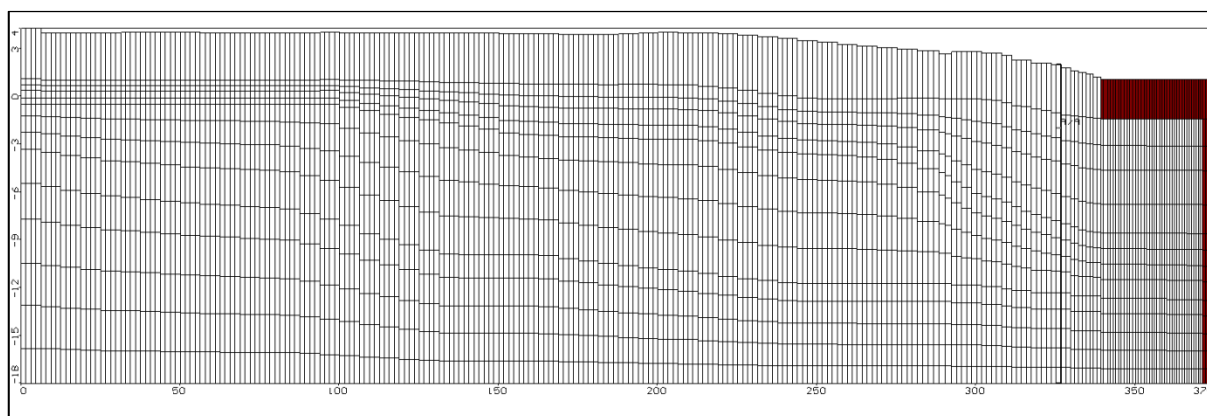
dispersjonsuttrykk til høyre side av ligningen. For beregning av strømninger ble tidssteg på 5 valgt for hver stressperiode, med en multiplikasjonsfaktor på 1,2. Rewetting ble aktivert med fukting fra siden og fra nedsiden. Verdier ble beregnet basert på verdier i naboceller. Initial grunnvannsnivå ble valgt fra topografi til det øverste laget.

Tabell 4.8: Hydrogeologiske egenskaper for simuleringer kjørt i SEAWAT-2000 med et finere oppdelt vertikalt rutenett

Sone	Lag	K_x [m/s]	K_y [m/s]	K_z [m/s]	S_s [1/m]	S_y []	Eff.Por []	Tot.Por []	D [m ² /dag]	DI [m]
Fyllingsmasser	1	5e-5	5e-5	1e-6	1e-5	0,34	0,34	0,36	1e-4	0,8
Marin strandavsetning	2	1,69e-4	1,69e-4	9e-5	1e-5	0,33	0,33	0,38	1e-4	0,8
Havavsetning	3	1,78e-7	1,78e-7	1e-8	1e-5	0,2	0,15	0,3	1e-5	0,8
Fjell	4	2e-8	2e-8	1e-9	1e-5	0,04	0,22	0,38	1e-6	0,8



Figur 4.18: Vertikalsnitt gjennom modellområdet gjennom plassering av brønn NGU3. Figuren viser vertikalt rutenett og egenskapssoner. Bildet har en vertikal overdrivelse med faktor 5.



Figur 4.19: Vertikalsnitt gjennom modellområdet ved plassering av brønn NGU3. Figuren viser plassering av grensebetingelse (farget rødt). Tverrsnittet har en vertikal overdrivelse med faktor 5.

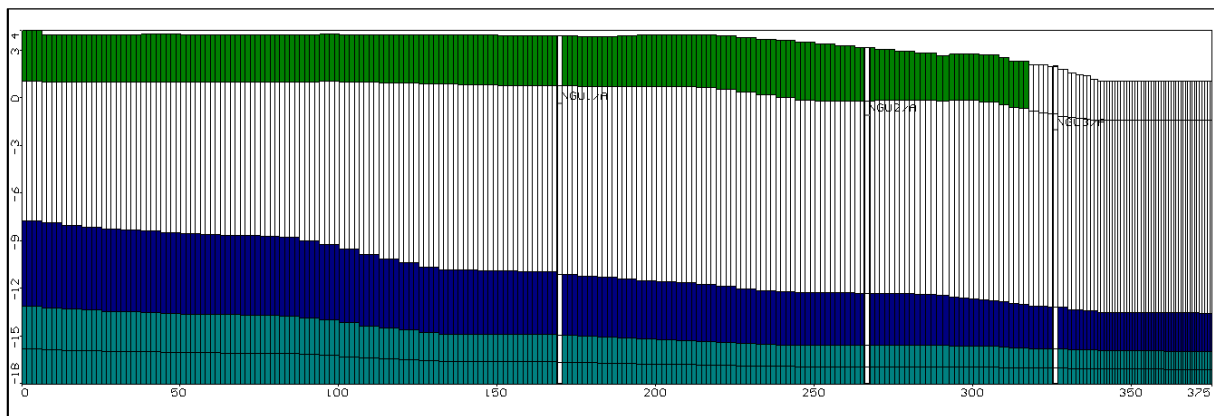
4.4.2.2 Grovt vertikalt rutenett

I denne modellen ble det brukt grovere horisontalt rutenett for å se om det hadde noen innvirkning på hvor langt inn i akviferen tidevannspåvirkninger gikk. Det er også denne inndelingen som har blitt brukt i tidligere simuleringer, og det er derfor fint å bruke denne som en sammenligning. En høyere verdi av hydrodynamisk dispersjon ble valgt for å unngå ustabiliteter på grunn av det grove vertikale rutenettet. En initial konsentrasjon på 35 000 mg/l ble valgt for sjøvann langs den konstante grensen, det samme ble den konstante konsentrasjonsgrensen. For grunnvann ble det valgt en initial konsentrasjon på 0 mg/l. De samme simuleringsparameterne som i modell med finere vertikalt rutenett ble også anvendt her. Simuleringsperioden ble satt til en dag, med de samme observasjoner og grensebetingelser som tidligere (Fint vertikalt rutenett).

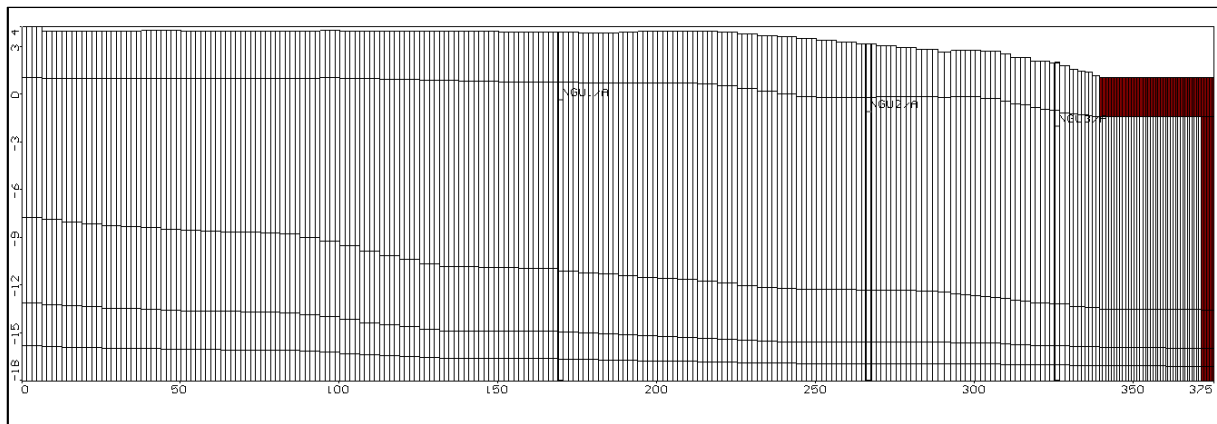
Modellen har 277 rader, 5 lag og en kolonne. Dette gir 1385 ruter for hele modellen.

Tabell 4.9: Hydrogeologiske egenskaper for simulering kjørt i SEAWAT-2000 med et grovere vertikalt rutenett

Sone	Lag	K_x [m/s]	K_y [m/s]	K_z [m/s]	S_s [1/m]	S_y []	Eff.Por []	Tot.Por []	D [m ² /dag]	DI [m]
Fyllingsmasser	1	5E-5	5E-5	1E-6	1E-5	0,34	0,34	0,36	1E-4	1
Marin strandavsetning	2	1,69E-4	1,69E-4	9E-5	1E-5	0,33	0,33	0,38	1E-4	2
Havavsetning	3	7E-8	7E-8	1E-8	1E-5	0,2	0,15	0,3	1E-5	1
Fjell	4	2E-8	2E-8	1E-9	1E-5	0,02	0,02	0,1	1E-6	1



Figur 4.20: Vertikalsnitt gjennom modellområdet gjennom plassering av brønn NGU3. Figuren viser vertikalt rutenett og egenskapssoner. Bildet har en vertikal overdrivelse med en faktor på 5.



Figur 4.21: Vertikalsnitt gjennom modellområdet ved plassering av brønn NGU3. Figuren viser plassering av grensebetingelse (farget rødt)

4.4.3 Diskusjon

Ved å velge mindre verdier av diffusjonskoeffisienten vil konsentrasjoner av salt spres lettere inn i akviferen.

Det ser ut som at det dannes en utstrømningssone i det nedre laget i fjellmassene. Dette kan skyldes den konstante grensen som er definert helt ned til bunnen av modellen. På vei til lavvann (tid 0.29) drenerer mye vann ned mot hjørnet av modellen. På vei mot høyvann snur strømningsretninger nærme brønn NGU3, og en klassisk saltvannsgrense kan skimtes mellom retningsvektorer. Man kan se at det helt tydelig er nedre strømningsretninger fra tidevannet går innover i landet og presses nedenfor ferskvannet som strømmer over. En liten sirkulasjonssone dannes helt nærme tidevannsgrensen, men denne sonen er ikke like tydelig som det har blitt referert til i litteraturen. Modellen er ikke godt nok kalibrert. Grunnvannsnivåer er for høye og lave, Spesielt NGU3 er for lav, noe som kan tyde på at modellen ikke er godt nok kalibrert.

Resultatet viser et lavere grunnvannsspeil og mindre variasjoner enn hva som er observert. Dette kan skyldes heterogeniteter som ikke er oppdaget under feltarbeidet, sterkt heterogene avfallsmasser, grovhet i rutenettet, modellering av tidevannsvariasjoner over strandflaten, og bruk av høypermeable områder. For rutenettet, er det viktig å huske at SEAWAT-2000 er en endelig-differanse-kode, og inkluderer ikke konvertering av rektangulære prizmer til skråninger. Ved å anvende en høy konduktivitet for området som etterligner havet, oppstår numeriske ustabiliteter. Kontrasten mellom konduktivitet blir for stor. Dette vil påvirke infiltrasjon og eksfiltrasjon rater gjennom strandflaten, noe som igjen vil påvirke nivået til grunnvannsspeilet.

Ved landsiden, vil grunnvannsstrømmingene strømme mot havet ved både lavvann og høyvann. Her er oscillerer grunnvannsnivået lite i vertikal retning. Ved høyvann, vil vann strømme innover i landet ved strandsonen. Ved tidevann gående mot lavvann, strømmer vannet ned i sonen i grunnvannet.

Sensitivitetsanalyser viser at simuleringer med variabel tetthetsstrømning er avhengig av Peclet nummer mindre enn 4. Dette oppnås ved å justere på rutenettstørrelse og longitudinal dispersjon. I simuleringer ble longitudinal dispersjon på 0,5 m anvendt. Dette innebar en maks

lengdeenhet på 2 m i rutenettet. Modellen har heterogene lag, noe som medfører vanskeligheter med å oppnå ønskede størrelser på rutenettet. Ved inndeling av finere rutenett økte simuleringsperioden betraktelig, med 5 timer 40 min og 30 s av CPU på 6 GHz datamaskin. Lang simuleringsperiode medførte vanskeligheter ved kalibrering. Metoder fra litteraturen har også blitt utprøvd i denne simuleringen. Her var tilgjengelige metoder ikke anvendbare og medførte ustabiliteter. En årsak til dette, kan være kompleks stratigrafi.

Det ble først modellert uten SEAWAT-2000 for å se om tidevannsvariasjonene hadde noen betydning. Først ble det prøvd å modellere med variasjonene fra loggeren. Denne viste en faseforskyvning, slik at toppunktet i brønnen kom før toppunktet til kalkulerte verdier. Dette kan tyde på at loggeren ikke er korrigert for tetthetsvariasjoner i grunnvannet. Det ble satt inn tidevannsvariasjoner fra seHavnivå (2014). Disse dataene viste seg å ha god effekt. Toppunkt og bunnpunkt ble registrert på samme tidspunkt for kalkulert og observert. Men nivået for kalkulert var lavt i forhold til observert. Det ble benyttet initial grunnvannsnivå basert på topografien.

CPU kan være en begrensende faktor ved modellering, spesielt i 3D. Den største svakheten ved å anvende MODFLOW, er manglende evne til å modellere umettet sone. Ved Darcy's lov kan det regnes ut hvor lang tid det vil ta for en forurensning å strømme til overflaten av grunnvannsspeilet fra overflaten. Det vil ta omtrent 2 minutter. Umettet sone er relativt tynn i forhold til mett sone. Dersom forurensninger skal inkluderes i modellen, kan den derfor plasseres på grunnvannsspeilet, og ta hensyn til en 2 minutters forsinkelse ved transporttid gjennom akviferen (Brovelli, Mao et al. 2007).



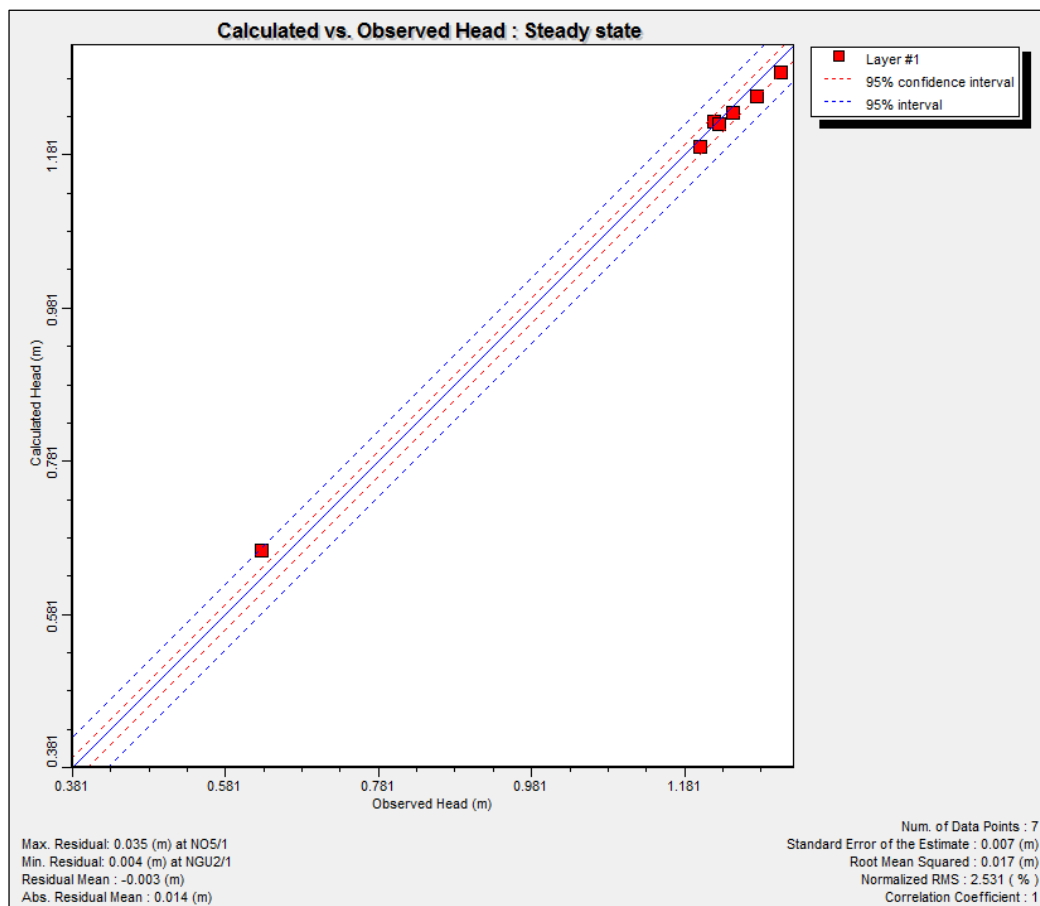
5 Resultater

I de kommende avsnittene presenteres resultatene for numeriske simuleringer av grunnvannstrømning med og uten tidevannpåvirkning og saltvannsintrusjon. Det presenteres også numeriske simuleringer med effekt av en barriere. En diskusjon av analyseresultater fremlegges i Kapittel 7.

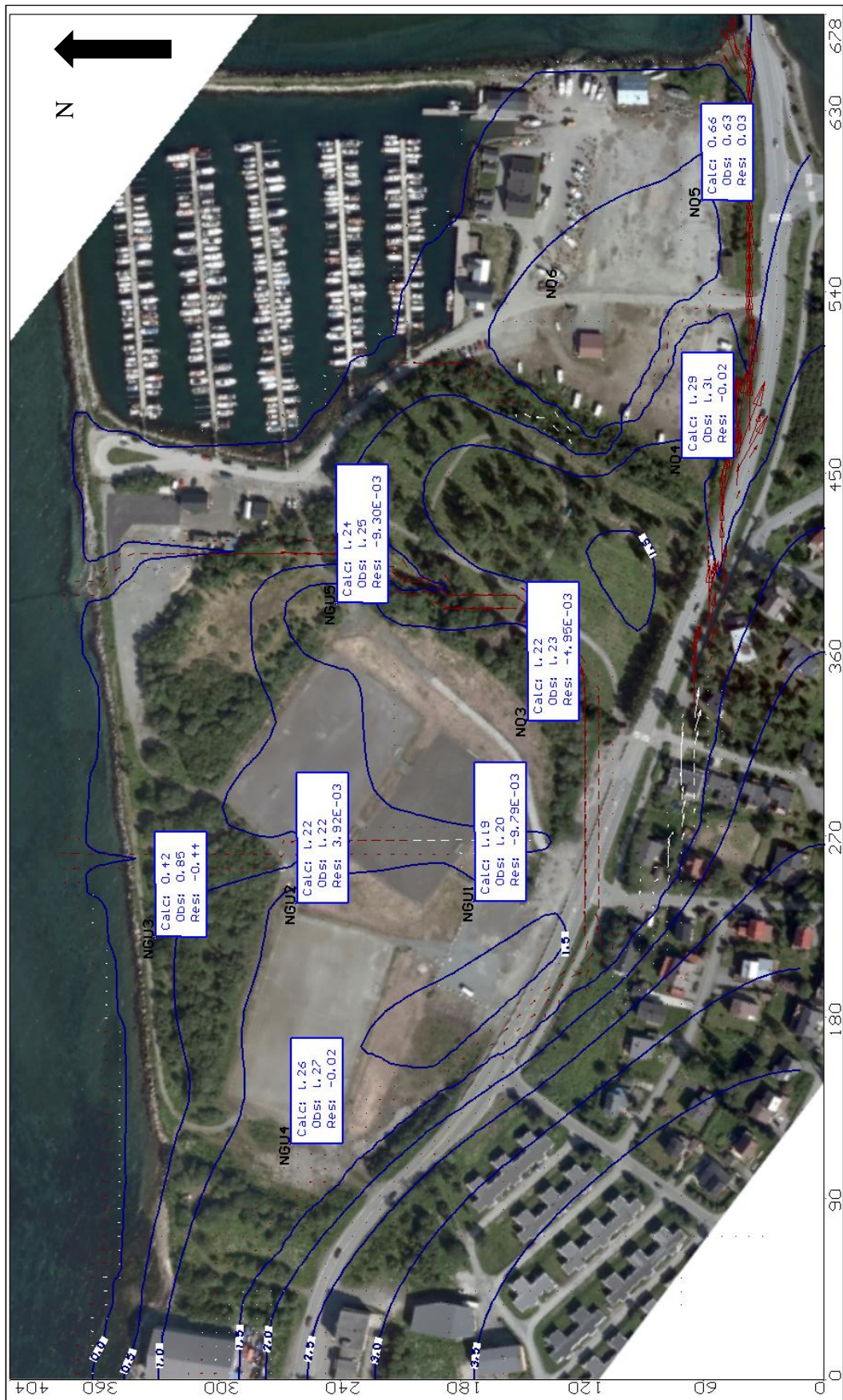
5.1 Stasjonær grunnvannsmodell

Enkelte modellområder ble markert inaktive. De inaktive områdene er havoverflaten i småbåthavn, noe av Tromsøysundet og et lite område vest i modellen ved landsiden. Det siste området ble merket inaktivt på grunn av nivå av cellebunn var høyere enn initial grunnvannsnivå. Dersom cellebunn er høyere enn initial grunnvannsnivå, vil ikke modellen kjøre med de gitte motorene. Løsningen ble derfor å gjøre området inaktivt. Det hvite området skyldes manglende områder for overliggende kart.

For innstrømmende vann ble det totalt tilført 574,15 m³/dag fra nedbør. Utstrømmende vann var gjennom konstant grensebetingelse og var på 573,77 m³/dag. Total rate av massebalanse for innstrømmende og utstrømmende vann ble 0,38 m³/dag, med et avvik på 0,07 %.



Figur 5.1: Kalkulerte vs. Observerte grunnvannsnivå. Kalibreringen ga en Normalisert RMS verdi på 2,531 % og korrelasjonskoeffisient på 1. Gjennomsnittlig residualverdi for kalibrerte mot kalkulerte grunnvannsnivåer er på -0,003 m.

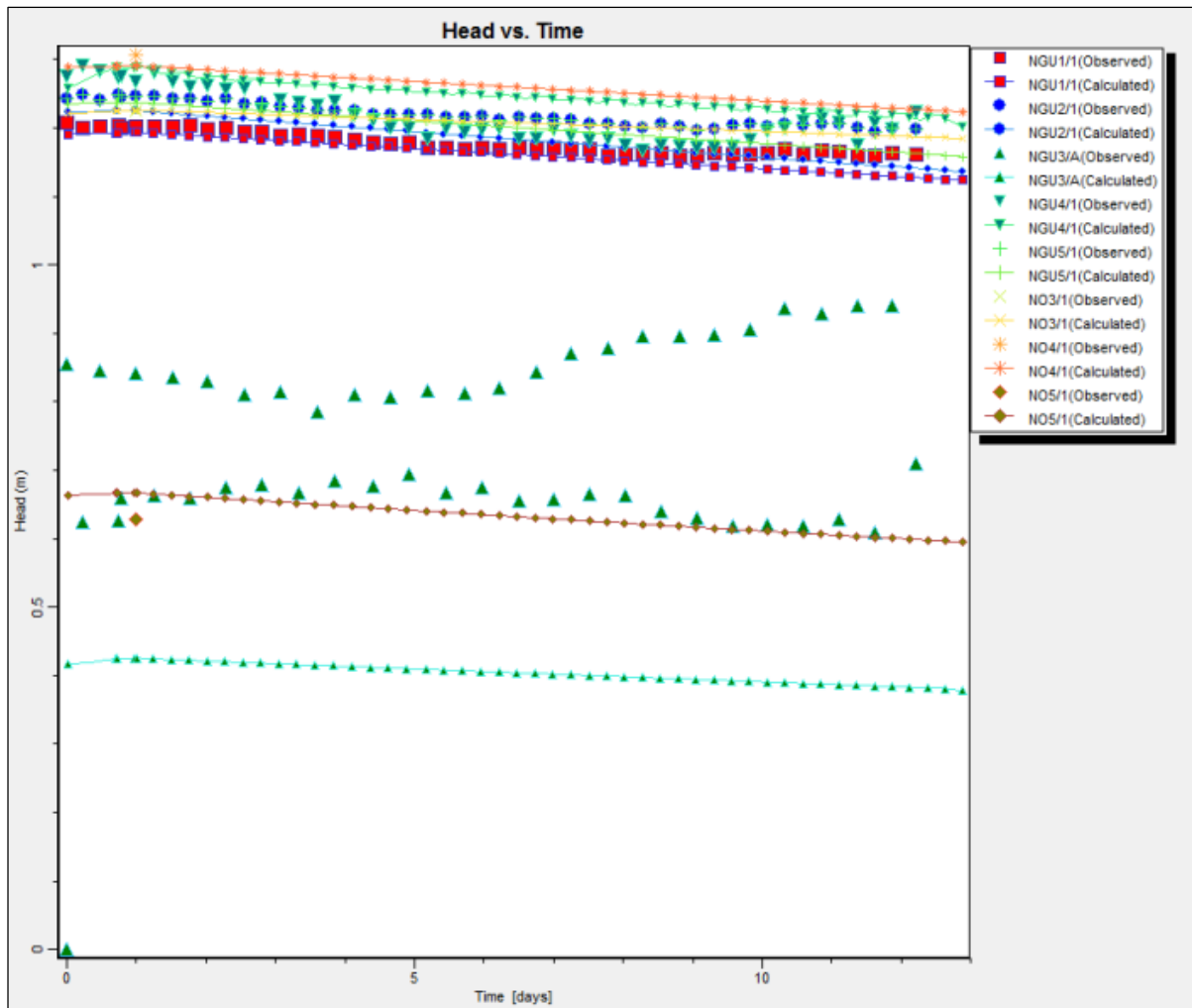


Figur 5.2: Resultat av stasjonær simulering. Grunnvannskart med kalkulererte og observerte verdier i observasjonsbrønner

5.2 Tidevannspåvirkninger

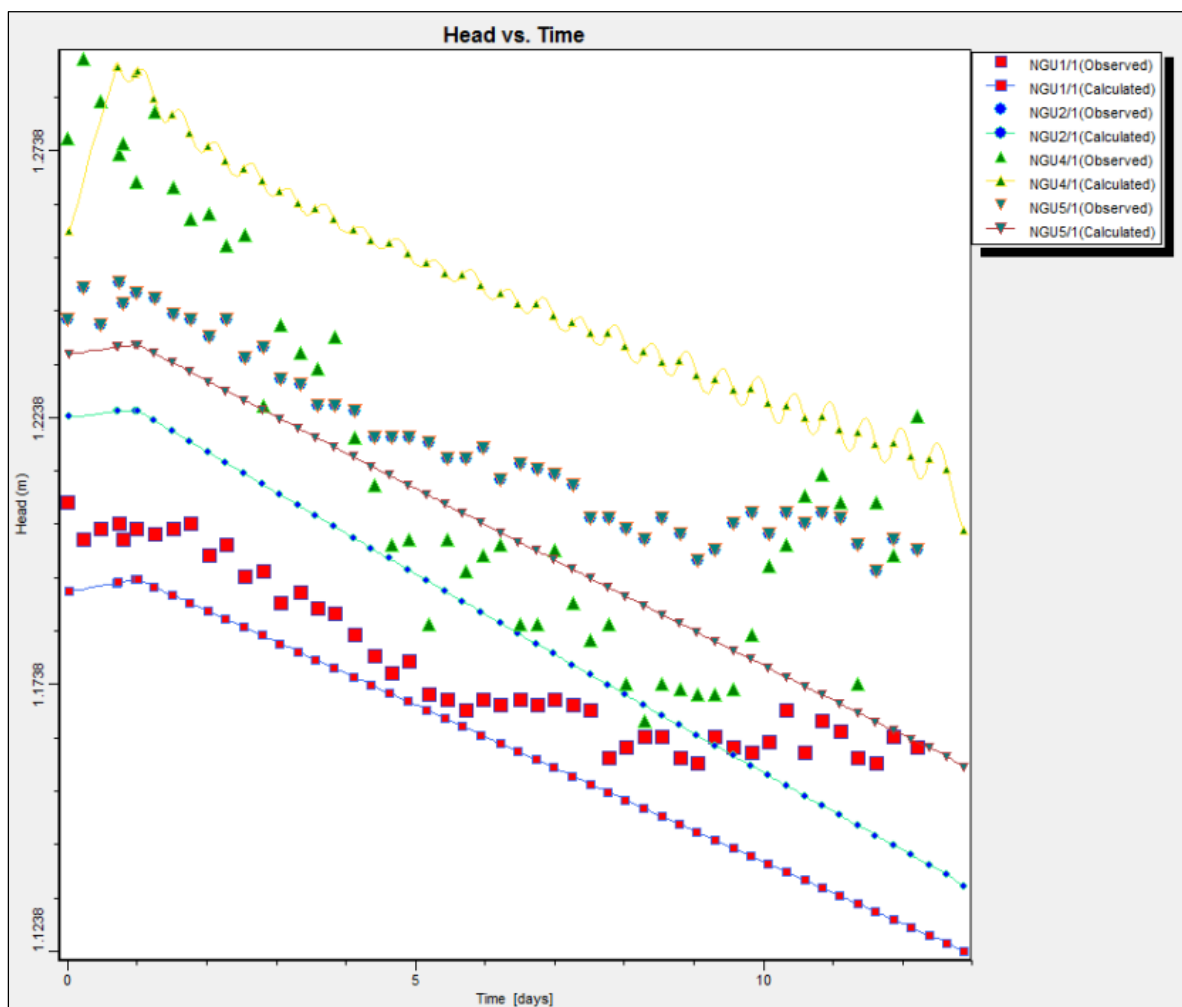
Tabell 5.1: Massebalanse for henholdsvis lavvann og høyvann i rater for tidssteg og kumulativt volum, for transient modell med konstant varierende grensebetingelse med verdier fra seHavnivå (2014)

	Rater for tids steg [m³/dag]		Kumulativt volum [m³]	
	Tids steg		Tids steg	
INN:	11,86	12,11	11,86	12,11
Lagringskapasitet	238,37	19884,24	54073,37	57141,65
Konstant trykkehøyde	22774,46	0	49144,57	49709,73
Nedbør	0	0	574,14	574,14
Evapotranspirasjon	0	0		0
Sum INN:	23012,83	19884,24	103792,08	107425,5
UT:				
Lagringskapasitet	23012,80	0,33	53386,96	54052,5
Konstant trykkehøyde	0	0	50405,06	53372,98
Nedbør	0	0	0	0
Evapotranspirasjon	0	0	0	0
Sum UT:	23012,80	19884,23	103792,02	107425,5
INN-UT:	0,027	0,002	0,063	0,055
Avvik	0 %	0 %	0 %	0 %



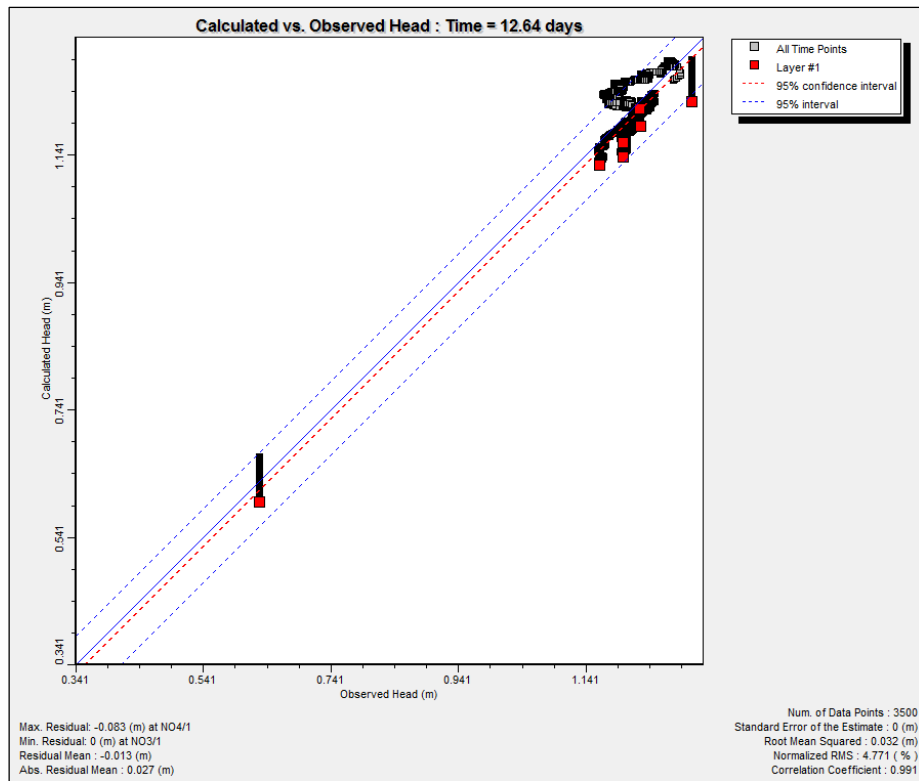
Figur 5.3: Grunnvannsnivå vs. Tid for observasjonsbrønner. Resultatet er fra transient grunnvannmodell med tidsvarierende grensebetingelse fra (seHavnivå 2014)

Brønnene NO3, NO4 og NO5 har ikke tidsvarierende observasjonsdata. Brønn NGU3 har ikke blitt anvendt i kalibrering, men ble tatt med for å sammenligne denne modellen med modell i SEAWAT-2000. At grunnvannsnivå synker, kan tyde på uavhengighet av tidevannsvariasjoner og sjøvnnsintrusjon.

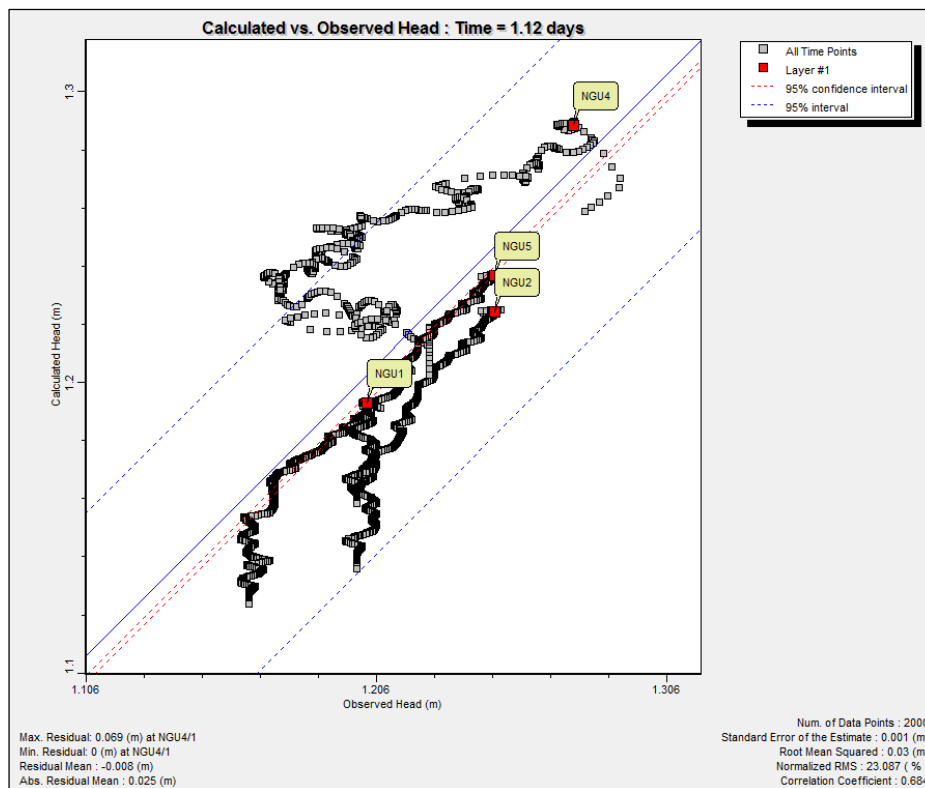


Figur 5.4: Grunnvannsnivå vs. Tid for observasjonsbrønner NGU1, NGU2, NGU4 og NGU5. Resultatet er fra transient grunnvannsmodell med tidsvarierende grensebetingelse fra (seHavnivå 2014)

Kalkulert grunnvannsnivå for brønnene NGU1, NGU2, NGU4 og NGU5 følger i all hovedsak likt hovedmønster, med minkende grunnvannsnivå. Det kalkulerede grunnvannsnivå har en tilnærmet lineær nedgang. De kalkulerede verdiene har ikke samme mønster som de observerte, med små variasjon i grunnvannsnivå. Variasjonen i kalkulerede verdier i NGU4 kan skyldes nærhet til drenerende masser.

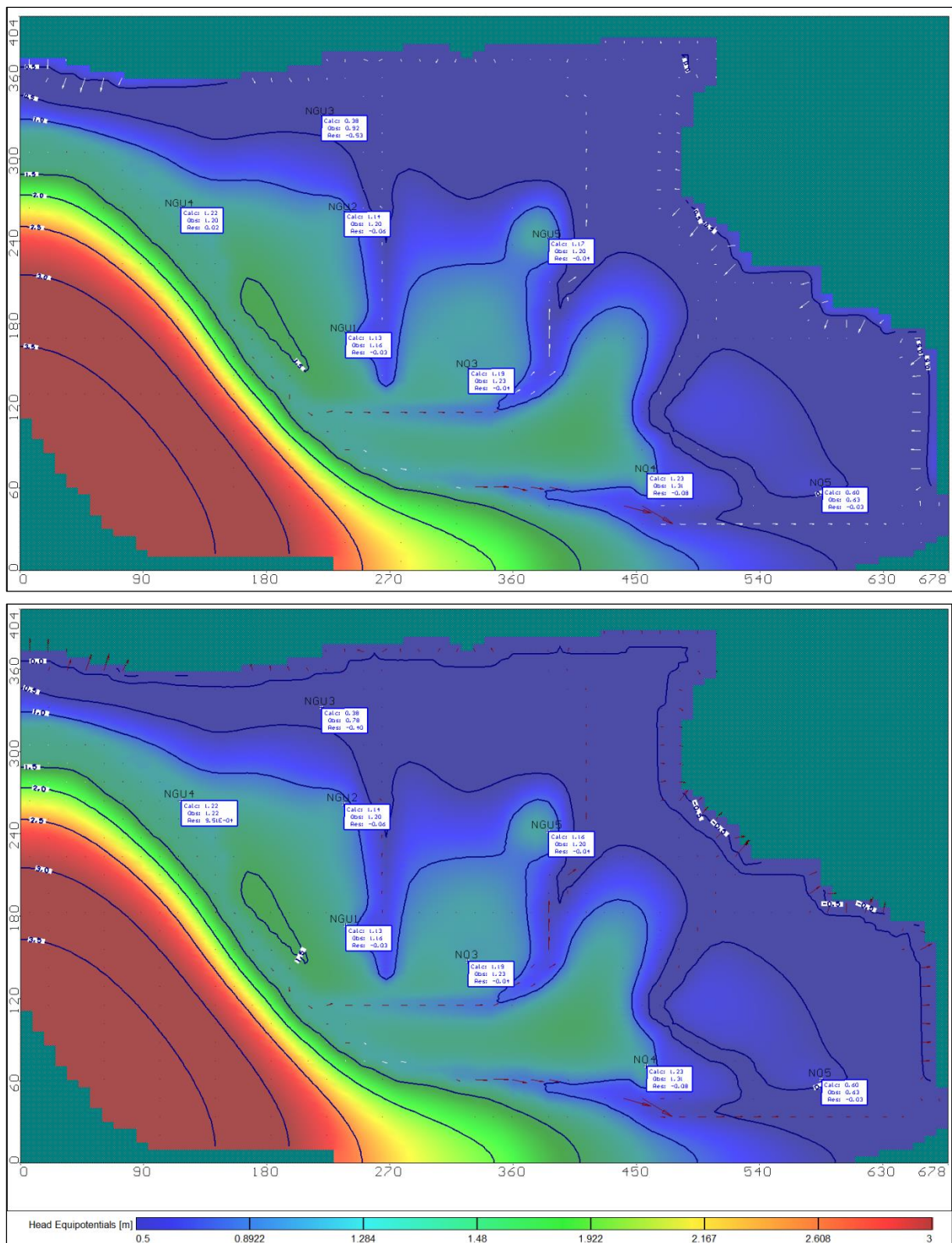


Figur 5.5: Kalkulert vs. Observert grunnvannsnivå for alle tids steg. Total normalisert RMS er på 4,771 %. Resultatet er fra transient grunnvannsmoell med tidsvarierende grensebetiingelse fra (seHavnivå 2014)

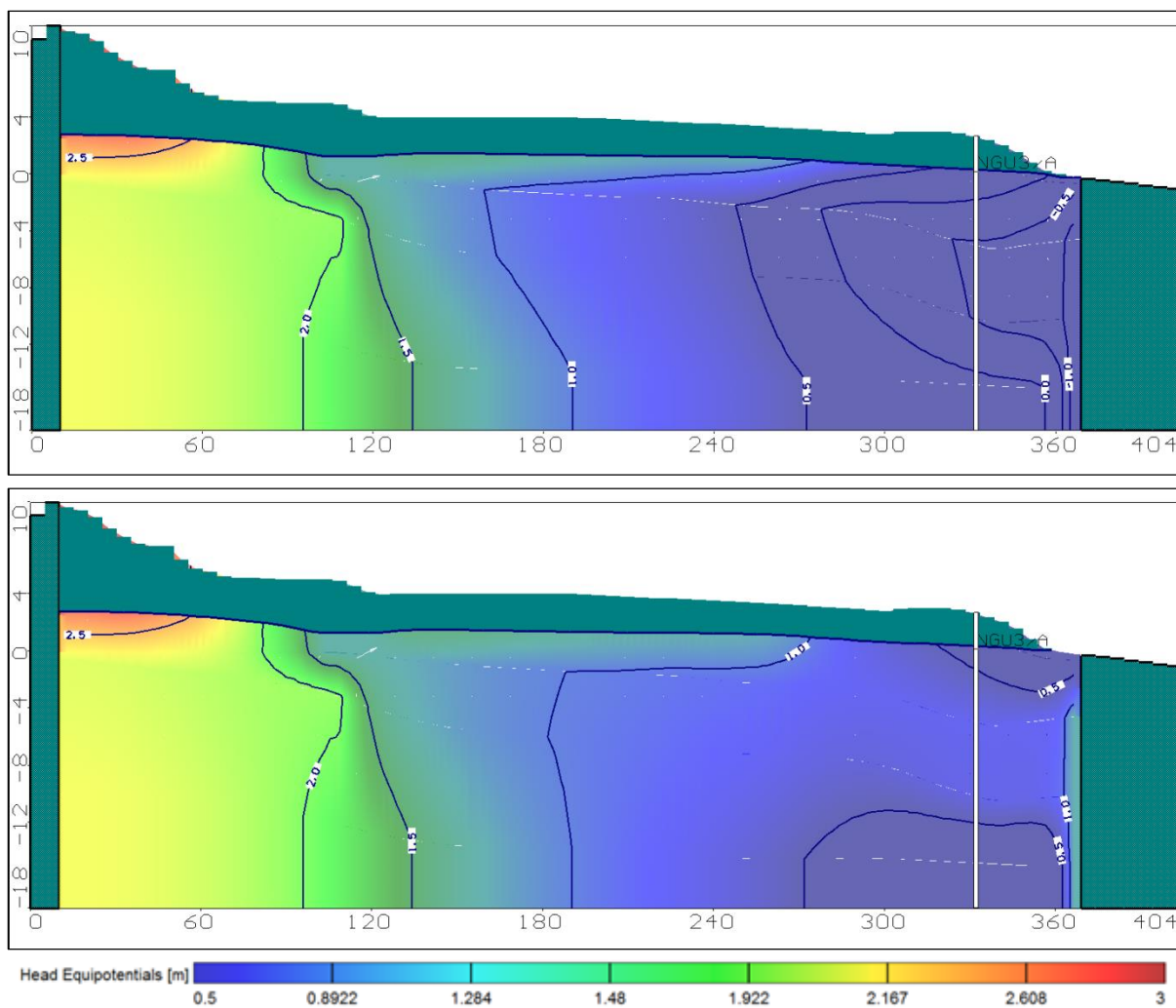


Figur 5.6: Kalkulert vs. Observert grunnvannsnivå for alle tids steg for brønnene NGU1, NGU2, NGU4 og NGU5. Normalisert RMS er på 23,087 %. Resultatet er fra transient grunnvannsmoell med tidsvarierende grensebetiingelse fra (seHavnivå 2014)

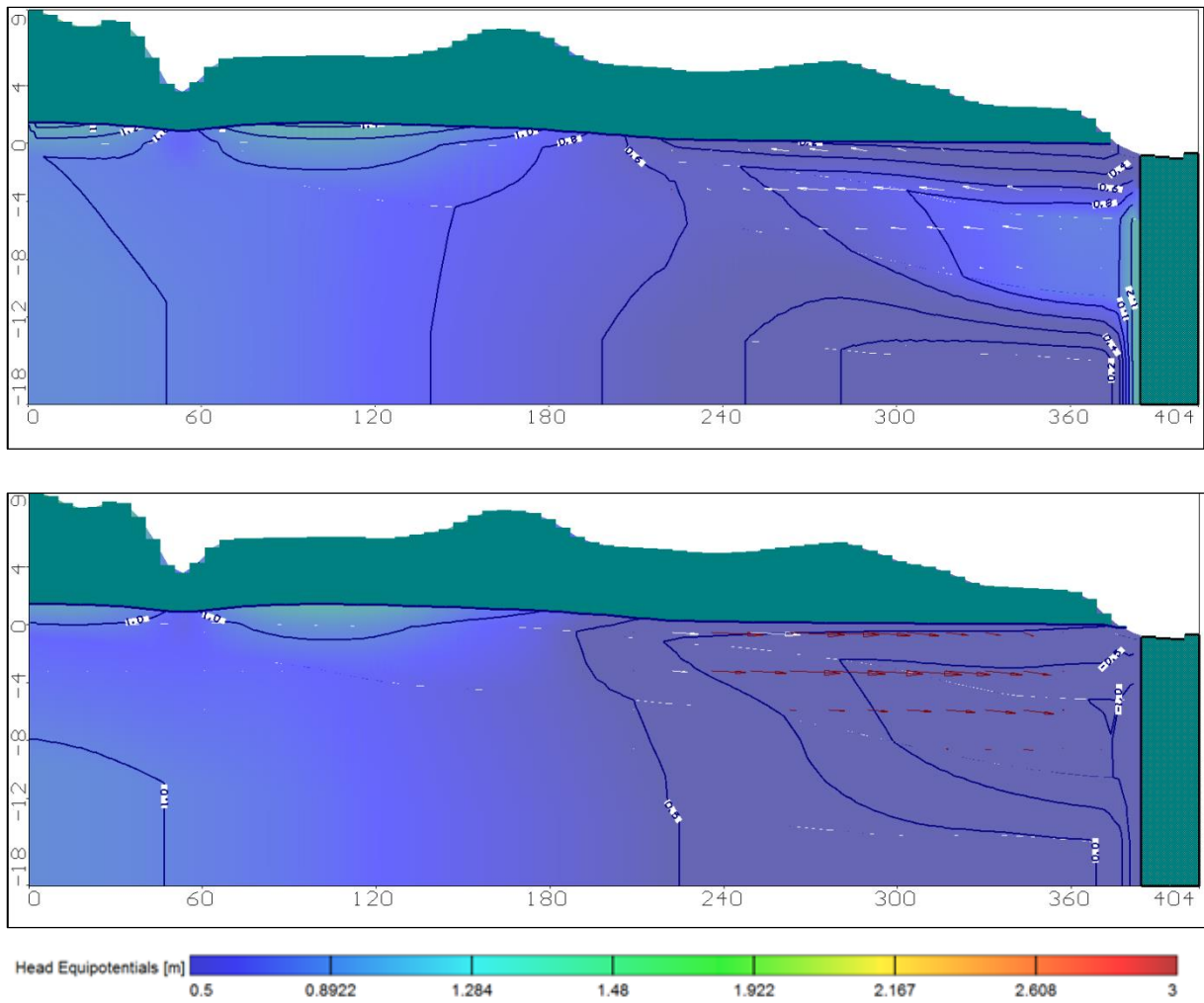
Kalkulerte grunnvannsnivå sammenfaller godt med observerte data. Total normalisert RMS er på 4,771 %. Dette kommer av at brønnene NO5, NO4 og NO3 er inkludert. Dersom de tas bort fra plottet, vil normalisert RMS øke. Akviferen har meget lav gradient. Dette medfører høye normalisert RMS-verdier, selv om største avvik mellom observert og kalkulert grunnvannsnivå er 0,069 m. I Figur 5.5 er brønnene NO5, NO4 og NO3 de som viser vertikal oppførsel ved alle tidspunkt. Dette fordi de har registrert kun et observasjonspunkt.



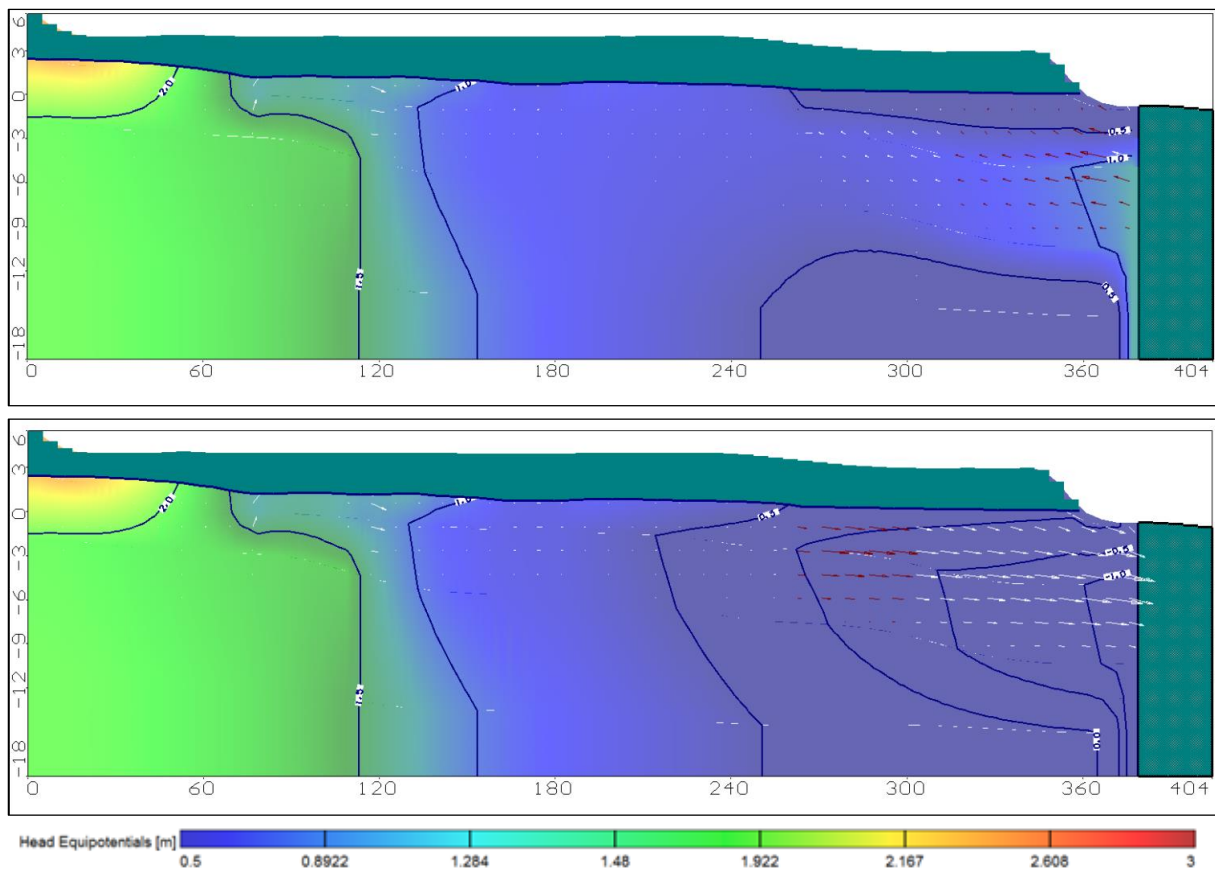
Figur 5.7: Grunnvannskart for transient grunnvannsmmodell med tidsvarierende grensebetinger fra www.sehavniva.no. Det øverste grunnvannskartet er ved høyvann. Det nederste er ved lavvann.



Figur 5.8: Tverrsnitt gjennom kolonne for brønn NGU3 ved lavvann (øverste bildet) og høyvann (nederste bildet). Resultatet er fra transient modell med tidsvarierende grensebetingelse fra (seHavnivå 2014). Tverrsnittene har vertikal overdrivelse med faktor 5



Figur 5.9: Tverrsnitt gjennom kolonne med vannrør ut mot Tromsøysundet ved høyvann (øverste bildet) og lavvann (nederste bildet). Resultatet er fra transient modell med tidsvarierende grensebetingelse fra (seHavnivå 2014). Tverrsnittene har vertikal overdrivelse med faktor 5

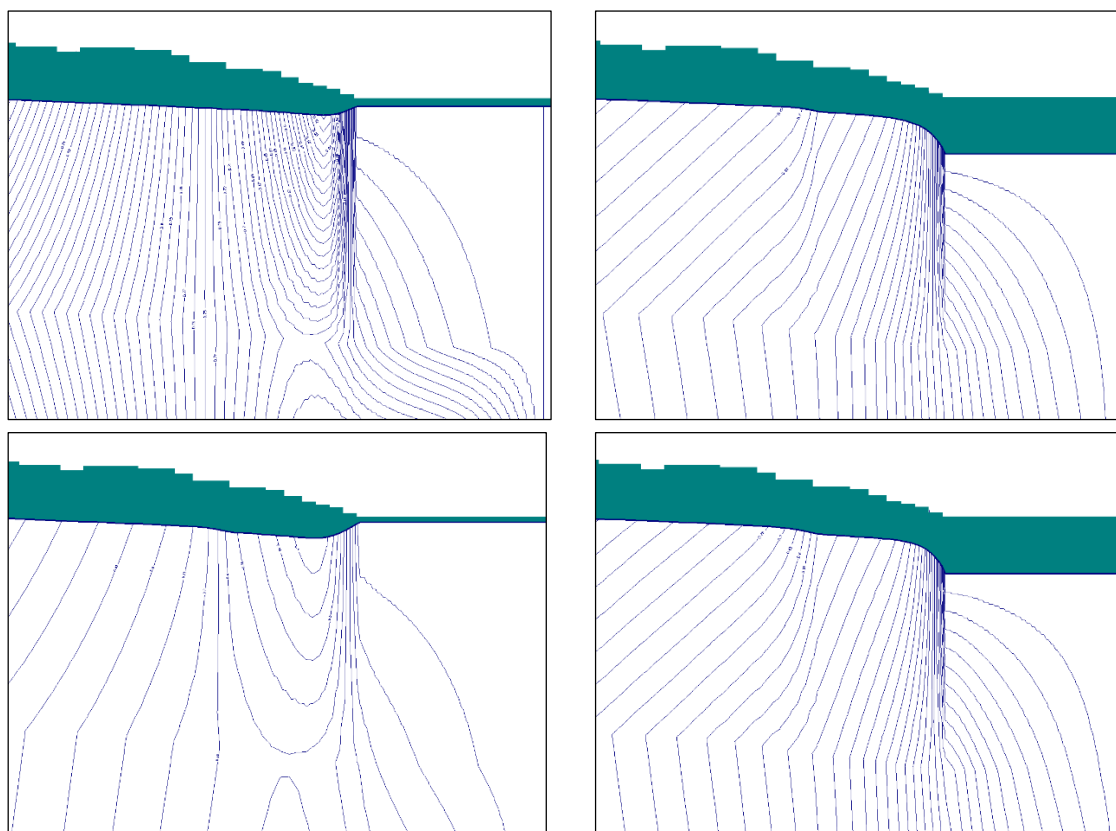


Figur 5.10: Tverrsnitt gjennom sigevannselv ved høyvann (øverst) og lavvann (nederst). Resultatet er fra transient modell med tidsvarierende grensebetingelse fra seHavnivå (2014). Tverrsnittene har vertikal overdrivelse med faktor 5

Resultater viser at tidevannsvariasjoner danner en sirkulerende lomme innover i strandavsetningen. Det foregår også bevegelser som følge av tidevannsendringer i berggrunnen, men de kommer noe senere enn overliggende lag.

Fra Figur 5.8, Figur 5.9 og Figur 5.10 kan det tydelig observeres at grunnvannsnivået blir veldig høyt ved strandkanten av modellområdet. Dette kan skyldes høye gradienter på grunn av topografien til det øverste laget, samt store variasjoner til den transiente tidevannsgrensen som er definert helt opp til det øverste laget.

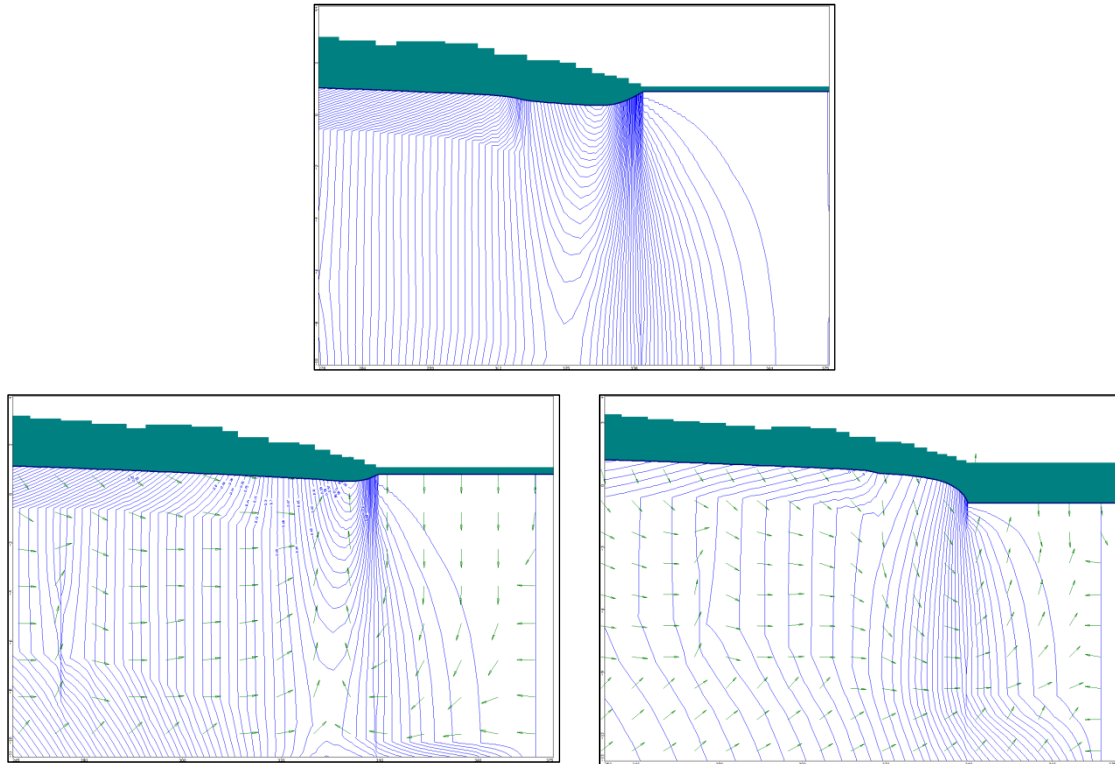
5.3 SEAWAT



Figur 5.11: Ekvipotensiallinjer ved lavvann og høyvann, zoomet inn ved strandkantsonen. Modellen har grovere vertikalt rutenett med bare 5 lag. Figurene til venstre er ved høyvann. Figurene til høyre er ved lavvann

Tabell 5.2: Massebalanse for SEAWAT-2000 modell med grovere vertikalt rutenett. SEAWAT konserverer masse i stedet for væskevolum, derav oppgis massebalanse i kg

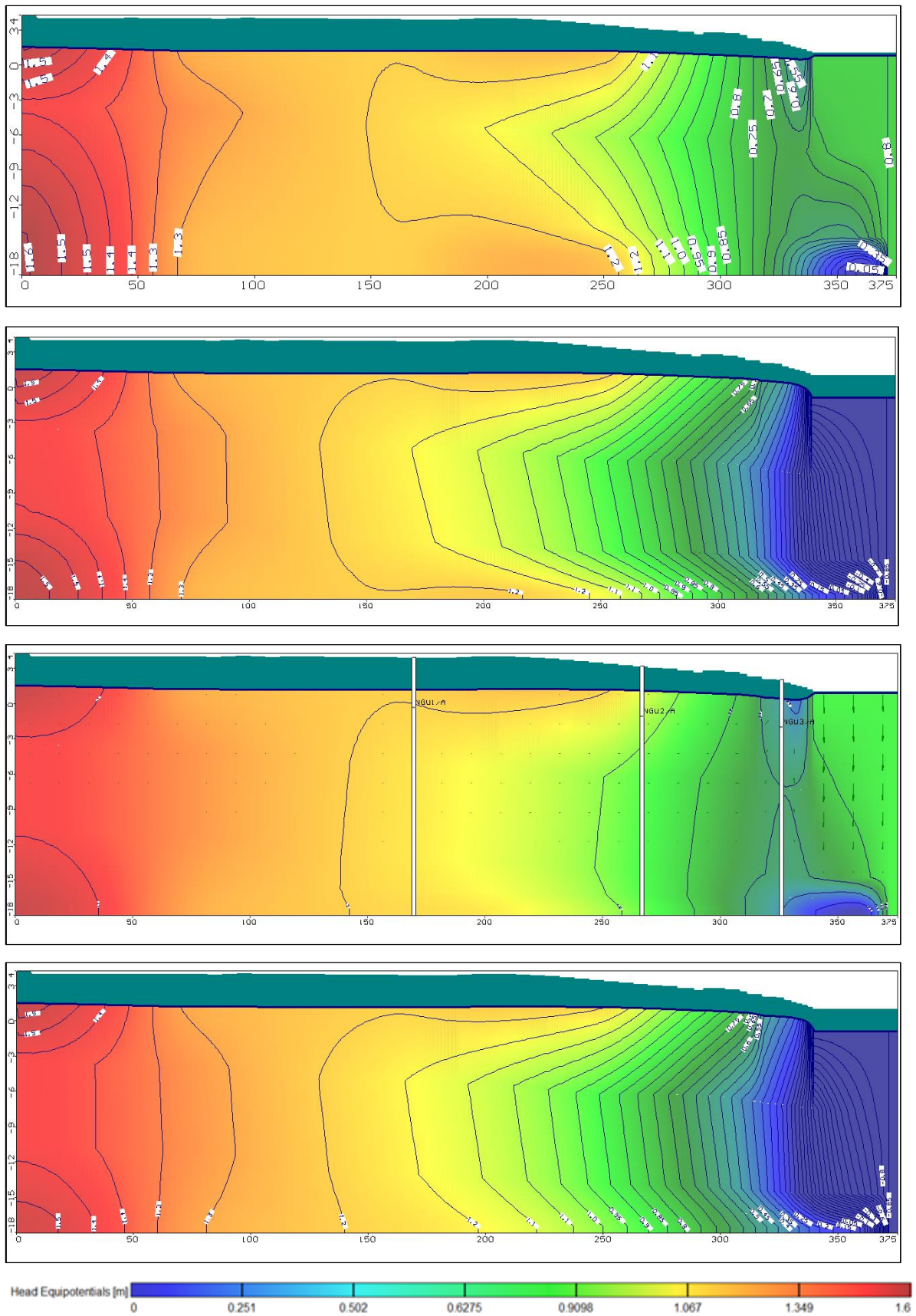
	Rater for tids steg [kg/dag]		Kumulativt volum [kg]	
	Tidssteg		Tidssteg	
INN:	0,54	0,75	0,54	0,75
Lagringskapasitet	87035,51	1155775,89	306150,18	461776,19
Konstant trykkehøyde	542673,81	0	142037,71	149977,12
DCDT	1296,73	17870,52	4284,36	6014,26
Nedbør	81206,57	81206,57	43987,24	60905,42
Evapotranspirasjon	0	0	0	0
Sum INN:	712212,62	1254852,99	496459,50	678672,99
UT:				
Lagringskapasitet	701427,22	28901,22	210904,48	243571,64
DCDT	8787,28	290,97	1176,73	1517,22
Konstant trykkehøyde	1963,66	1225660,34	284359,86	433558,64
Nedbør	0	0	0	0
Evapotranspirasjon	35,1	0	6,40	9,41
Sum UT:	712213,26	1254852,53	496447,46	678656,91
INN-UT:	-0,64	0,46	12,04	16,07
Avvik	0 %	0 %	0 %	0 %



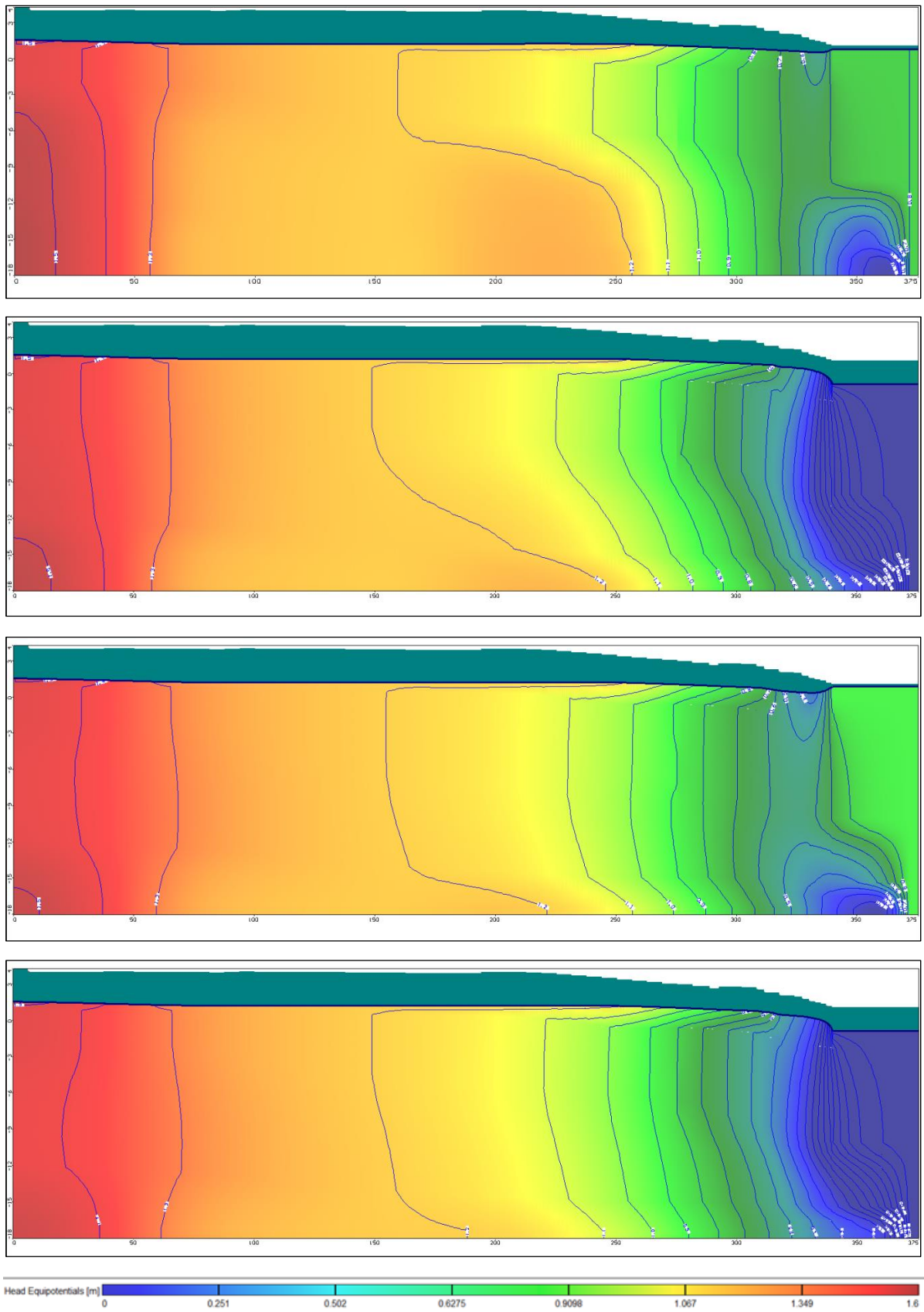
Figur 5.12: Figurer som viser ekvipotensiallinjer zoomet inn ved strandkanten. Modellen har et finere vertikalt rutenett, med flere lag

Tabell 5.3: Massebalanse for SEAWAT-2000 modell med et finere vertikalt rutenett. SEAWAT konserverer masse i stedet for væskevolum, derav oppgis massebalanse i kg

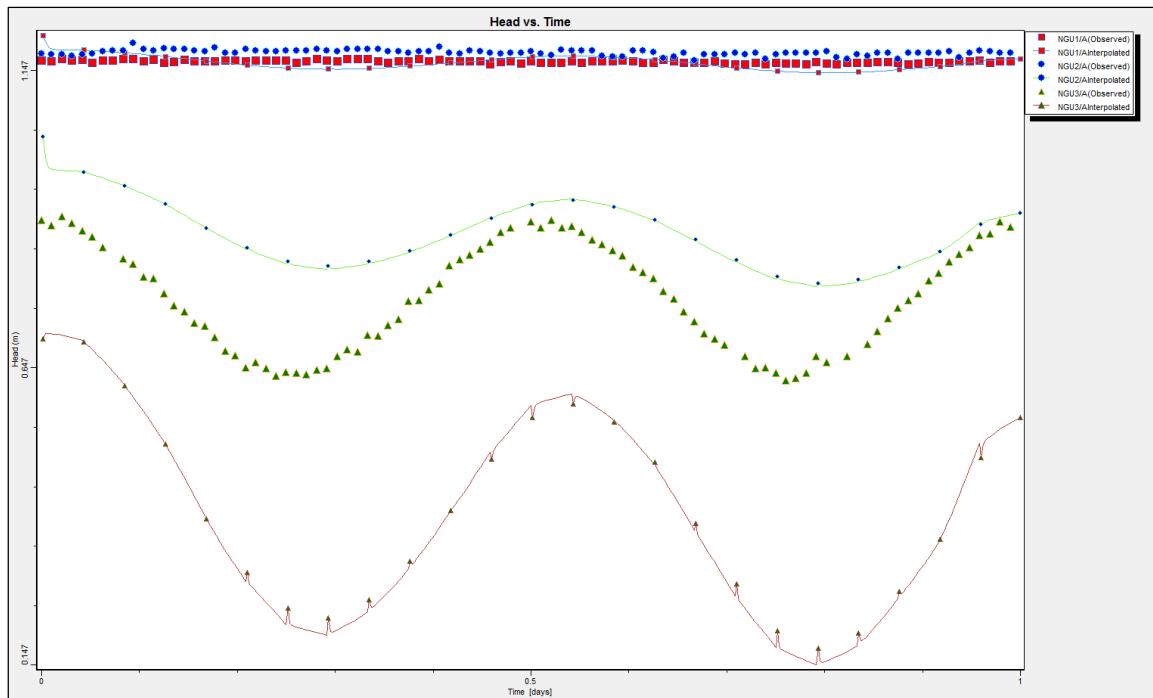
	Rater for tids steg [kg/dag]		Kumulativt volum [kg]	
	Tidssteg		Tidssteg	
INN:	0,54	0,75	0,54	0,75
Lagringskapasitet	88156,88	1221075,86	316731,61	480832,94
Konstant trykkehøyde	598284,86	0	158160,87	166667,42
DCDT	2651,30	0	1378,57	1381,25
Nedbør	81206,57	81206,57	43987,24	60905,41
Evapotranspirasjon	0	0	0	0
Sum INN:	770299,61	1302282,43	520258,30	709787,04
UT:				
Lagringskapasitet	768299,49	39445,08	233150,92	268421,11
DCDT	0	0	1300,22	1381,26
Konstant trykkehøyde	1963,65	1262837,37	285798,09	439972,45
Nedbør	0	0	0	0
Evapotranspirasjon	36,45	0	6,48	9,37
Sum UT:	770299,59	1302282,45	520255,71	709784,19
INN-UT:	0,03	-0,02	2,59	2,84
Avvik	0 %	0 %	0 %	0 %



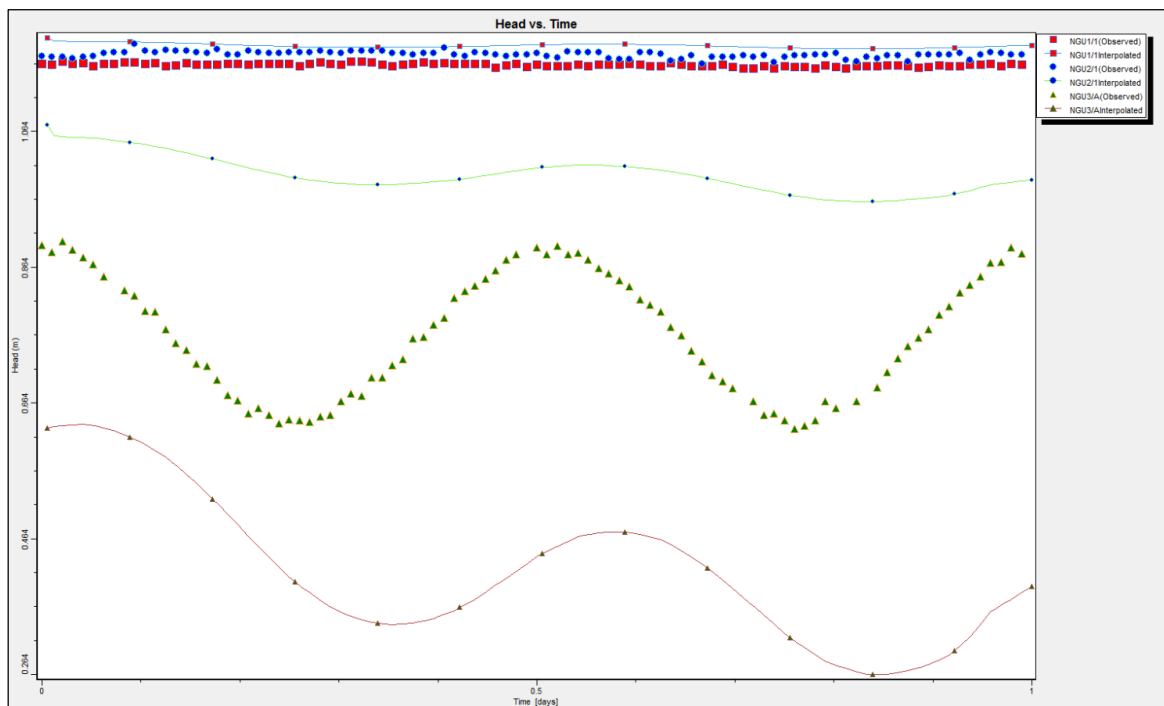
Figur 5.13: Det øverste bildet er fra tidspunkt $t=0,04$ (høyvann). Bildet nr. 2 er fra $t=0,29$. Bildet nr. 3 er fra $t=0,54$. Bildet nr. 4 er fra $t=0,79$ (lavvann). Modellene er fra SEAWAT-2000 med grovere vertikalt rutenett



Figur 5.14: Det øverste bildet er fra tidspunkt $t=0,04$ (høyvann). Bildet nr. 2 er fra $t=0,29$. Bildet nr. 3 er fra $t=0,54$. Bildet nr. 4 er fra $t=0,79$ (lavvann). Modellene er fra SEAWAT-2000 med et finere vertikalt rutenett



Figur 5.15: Grunnvannsnivå vs. Tid for SEAWAT-2000 modell med grovt vertikalt rutenett

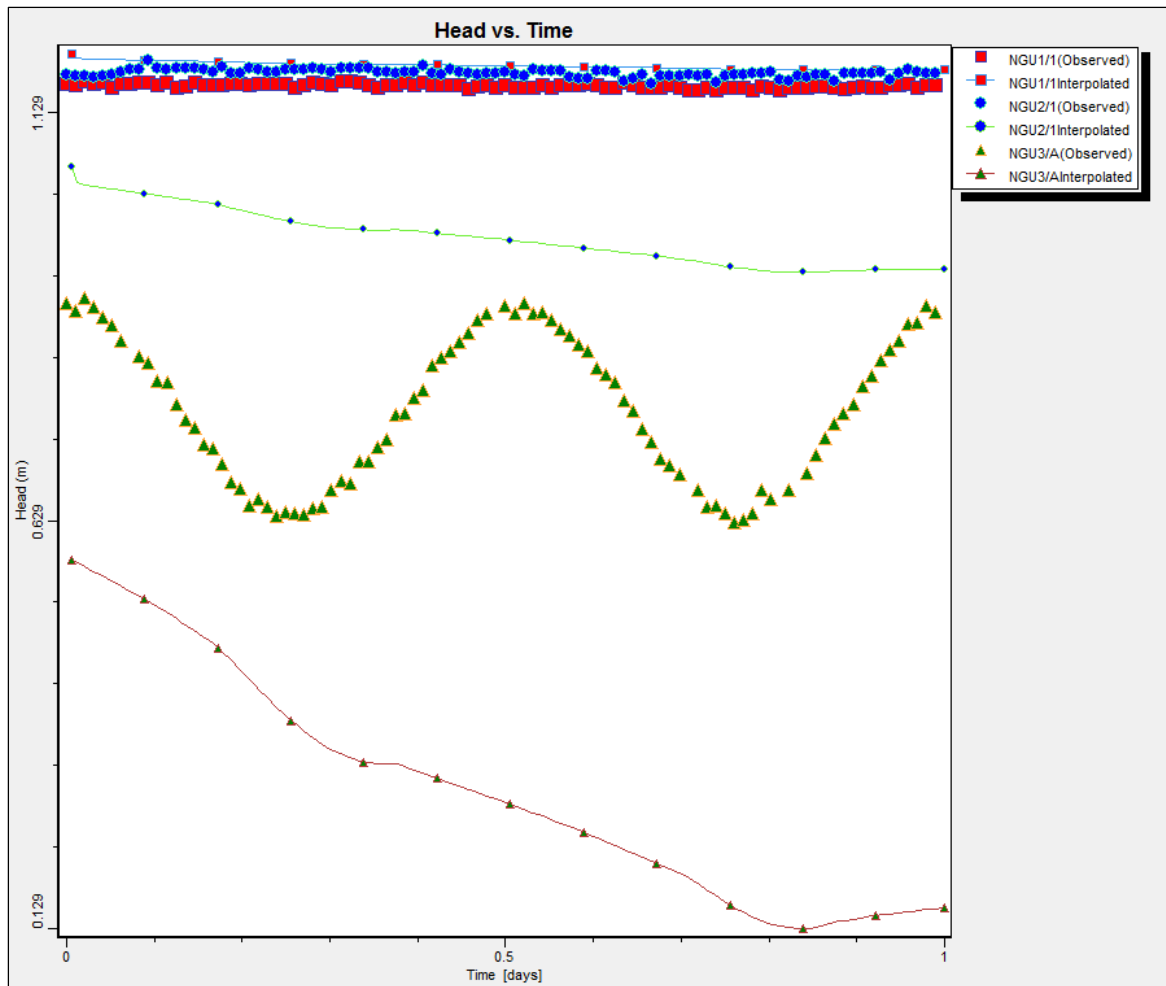


Figur 5.16: Grunnvannsnivå vs. Tid for SEAWAT-2000 modell med finere vertikalt rutenett

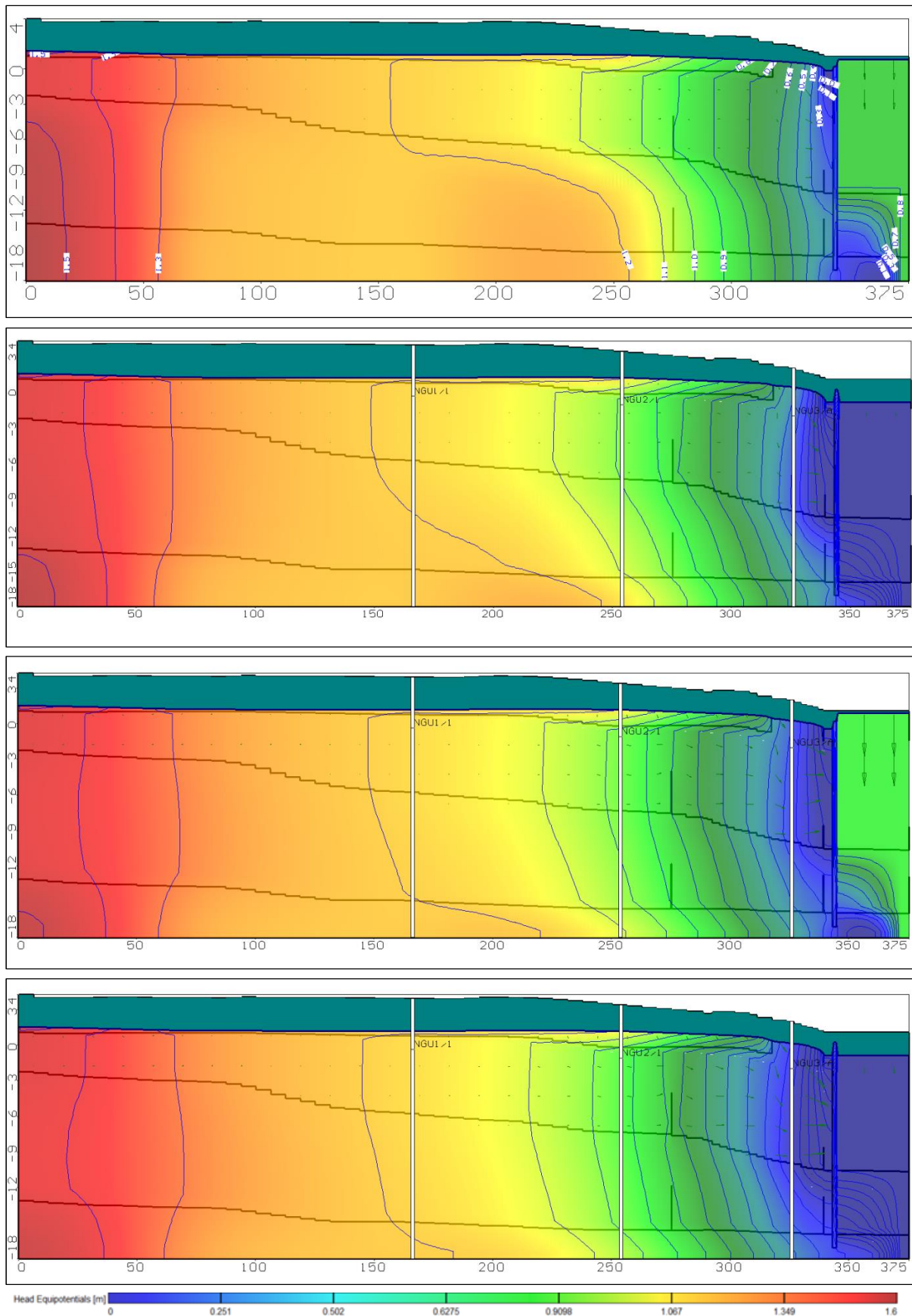
5.4 Hydrogeologisk effekt av barriere

Tabell 5.4: Massebalanse for grunnvannsstrømning ved tilstedeværelse av barriere. SEAWAT konserverer masse i stedet for væskevolum, derav oppgis massebalanse i kg

	Rater for tids steg [kg/dag]		Kumulativt volum [kg]	
	Tidssteg		Tidssteg	
INN:	0,54	0,75	0,54	0,75
Lagringskapasitet	405180,74	696542,72	315887,23	422504,80
Konstant trykkhøyde	228,43	0	7540,70	7542,56
DCDT	11958,64	0	3792,32	4657,39
Nedbør	81616,51	81616,51	44209,30	61212,87
Evapotranspirasjon	0	0	0	0
Sum INN:	498984,32	801945,06	371429,55	495917,63
UT:				
Lagringskapasitet	40576,95	38511,60	51553,46	59762,57
DCDT	1395,59	0	181,12	181,12
Konstant trykkhøyde	457003,50	763426,12	319690,68	435968,06
Nedbør	0	0	0	0
Evapotranspirasjon	8,35	7,35	4,27	5,85
Sum UT:	498984,41	801945,07	371429,53	495917,60
INN-UT:	-0,09	-0,01	0,02	0,03
Avvik	0 %	0 %	0 %	0 %



Figur 5.17: Grunnvannsnivå vs. tid for fylling med tilstedeværelse av impermeabel barriere



Figur 5.18: Grunnvannsstrømning ved nedsetting av impermeabel barriere. Øverste figur er ved $t=0,04$ (høyvann). Figur nr.2 ved $t=0,29$ (lavvann), figur nr. 3 ved $t=0,54$ (høyvann) og figur nr. 4 ved $t=0,79$ (lavvann)



6 Miljøteknisk analyseresultater

Transportveiene for kjemikalier er avhengig av grunnvannsstrømningene ved grensen mellom land og sjø. En forståelse av denne er nødvendig for å kunne forutsi transportveier for kjemikalier (Robinson, Li et al. 2007).

Det har blitt analysert en rekke parametere under miljøteknisk arbeid ved Tromsdalsfyllingen. Ikke alle parametere kan evalueres, og det har blitt valgt to komponenter. Det er Zn og toluen. Disse har blitt valgt fordi de har ulike transporteringsmekanismer. Zn kan evalueres ved konservativ transport. Toluene er avhengig av mikrobiologisk nedbrytning, og derfor må andre parametere må evalueres.

Detaljert beskrivelse av feltarbeid for prøvetaking av jordprøver, grunnvann og sigevann finnes i Vasstein (2013).

Prøvepunkt for samtlige analyser vises i Figur 6.1 og Figur 6.2.

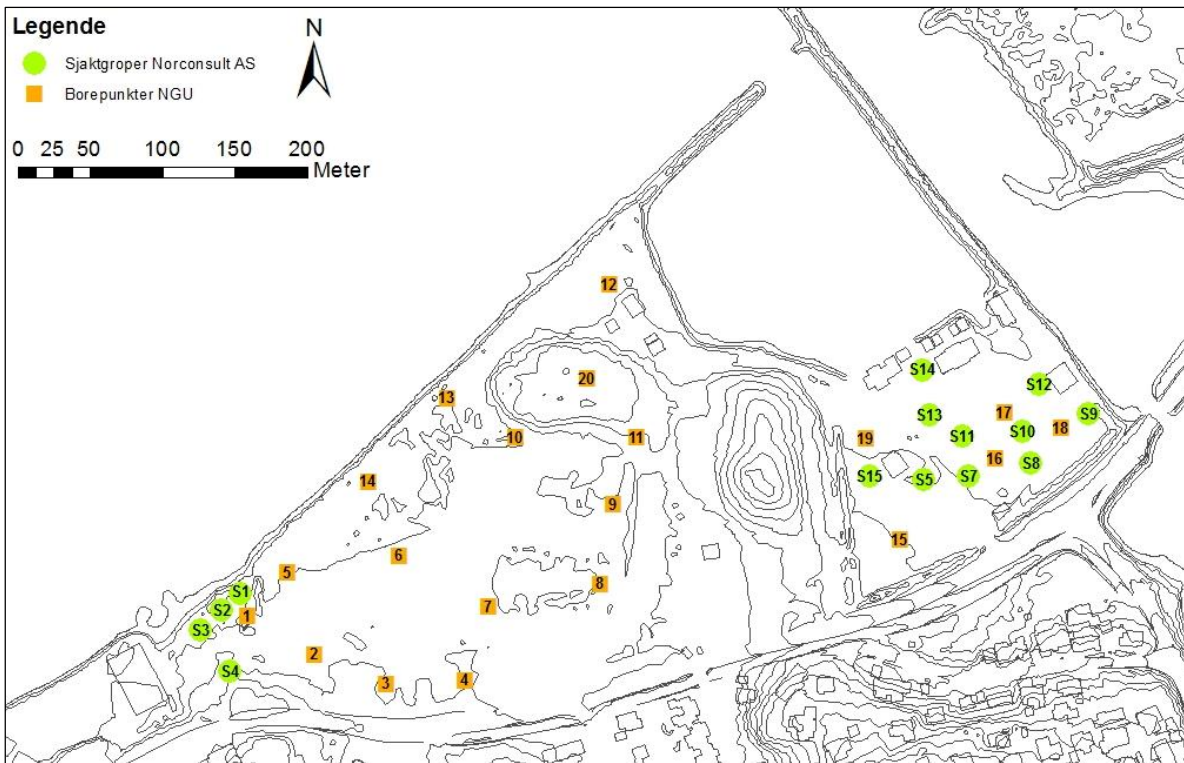
Analyseresultatene for jord, grunnvann og sigevann er presentert hver for seg, og bare detekterte verdier er presentert. For fullstendige analyseresultater, se Vedlegg 11.

Jern er en viktig parameter i sigevann, fordi det sier noe om redoks-forholdene i sigevannet og hvilken tilstand fyllingen er i. Til tross for dette, ble det ikke analysert for jern i analysene til Norconsult AS i september 2013. Årsaken til dette, er at jern ikke er ansett som et farlig kjemikalie, og blir ikke inkludert i forurensningsanalyser.

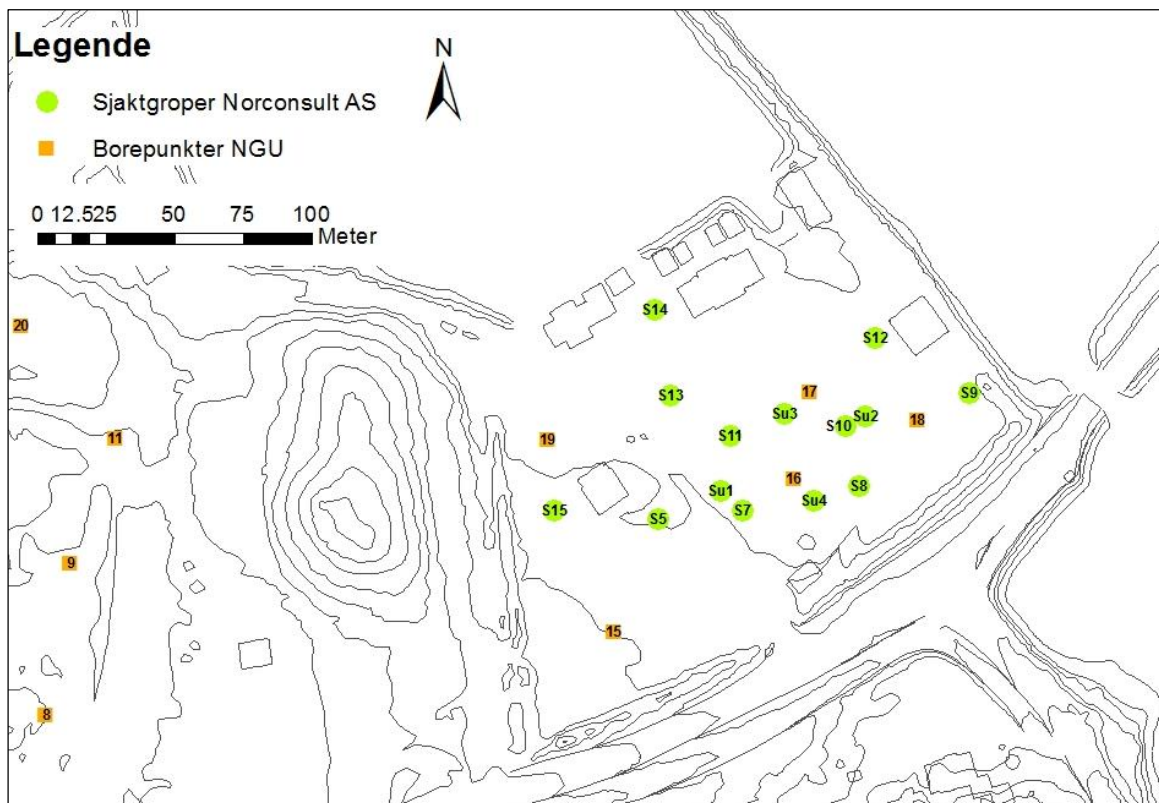
Det var opprinnelig planlagt å modellere Zn og toluen av analyseresultatene nedenfor. Av tidsmessige årsaker, ble det ikke tid til dette. En analytisk vurdering skal derfor gjennomgås.

6.1 Jordprøver

Analyseresultater for jordprøver er sammenlignet med grenseverdier for forurenset grunn, og fargelagt etter tilstandsklasser fra veileder for forurenset grunn (SFT 2009). Analyseresultatene for jordprøver tatt av NGU i 2005 vises i Tabell 6.1. Jordprøver tatt av Norconsult AS i 2013 vises i Tabell 6.2. Tabellene viser hvilket dyp prøvene ble tatt. Tilstandsklassene ble presentert i kapittel 1.2



Figur 6.1: Plassering av prøvepunkt for sjaktprøver til Norconsult AS og skovlprøver til NGU



Figur 6.2: Plassering av supplerende sjaktgroper (Su) utført av Norconsult AS høst 2013

Tabell 6.1: Analyseresultater for jordprøver tatt av NGU i 2005 (NGU, 2005)

Parameter [mg/kg TS]	2	6	7	8	9	11	12	14	16	17	18	19	20
Dybde [m]	2-3	2-3	2-3	2-3	2-3	3-4	2-3	3.5-4	0-0,02	0-0,02	0-0,02	0,5-3	1,5-3
Tørrstoff [%]	81,8	59,1	83	80,3	82,2	89,8	65,8	75,8		94,8		65,2	89,3
As	15	7	4	3	-	3	3	5	120	9	95	6	-
Pb	49	337	268	20	15	14	19	6,6	12	21	16	200	4,8
Cu	126	44,3	15,4	17,1	12,8	42,2	16,1	20,1	70,8	1010	57,8	1230	6,3
Cr	21,00	23,1	20	16,3	13,5	16,9	15,4	19,3	43,2	47,6	64,2	29,2	12,2
Zn	697	867	220	414	538	609	397	67,9	59	377	89,3	1180	37,6
Benzen	-	0,48	-	-	-		0,11	-				0,24	-
C8-C10	12	39	24	33	67		21	10				48	5,9
C10-C12	-	26	53	77	140		20	-				160	11
Benzo(a)pyren	0,058	0,14	0,0087	0,08	0,034	0,012	0,95	0,11	-	0,18	-	0,04	0,7
Sum PAH-16	1,1	3,3	0,33	2,2	0,75	0,39	21	7,7	-	2,3	-	1,3	9

Tabell 6.2: Analyseresultater for jordprøver tatt av Norconsult AS i 2013

Parameter [mg/kg TS]	S1	S2	S5	S7	S13	S13	S14	Su2	Su3	Su4	Havn
Tørrstoff [%]	72	64,8	84,1	-	-	-	-	89,1	-	-	-
As	8,25	22,6	2,53	2,6	1,01	2,14	7,24	64,6	50,5	35,6	2,68
Cr	22	59,4	21	22,2	62,2	36,7	11,2	33,9	46,7	44	18,8
Cu	207	941	38,2	31,3	112	47,8	77,7	92,8	99,7	96,7	1100
Pb	950	234	30,5	24,3	8,2	5,2	102	9,48	7,43	10,6	19,5
Zn	678	1320	300	71,8	70,1	46,9	135	73	62,5	71,4	361
C12-C35	822	1010	778	388	113	37	51	-	-	-	-
Fluoranten	0,321	0,235	2,36	0,174	0,541	0,46	0,269	-	-	-	-
Pyren	0,258	0,186	1,65	0,155	0,44	0,355	0,21	-	-	-	-
Benzo(a)pyren	0,088	0,065	0,788	0,075	0,642	0,233	0,127	-	-	-	-
Sum PAH-16	3,05	1,86	12,6	0,989	4,63	2,69	1,5	-	-	-	-
Sum PCB-7	0,0459	0,0174	0,0187	-	0,0522	-	-	-	-	-	-
TBT [µg/kg TS]	-	-	-	-	-	3,18	0,00982	0,0779	0,189	0,0818	12,1

6.2 Sigevann

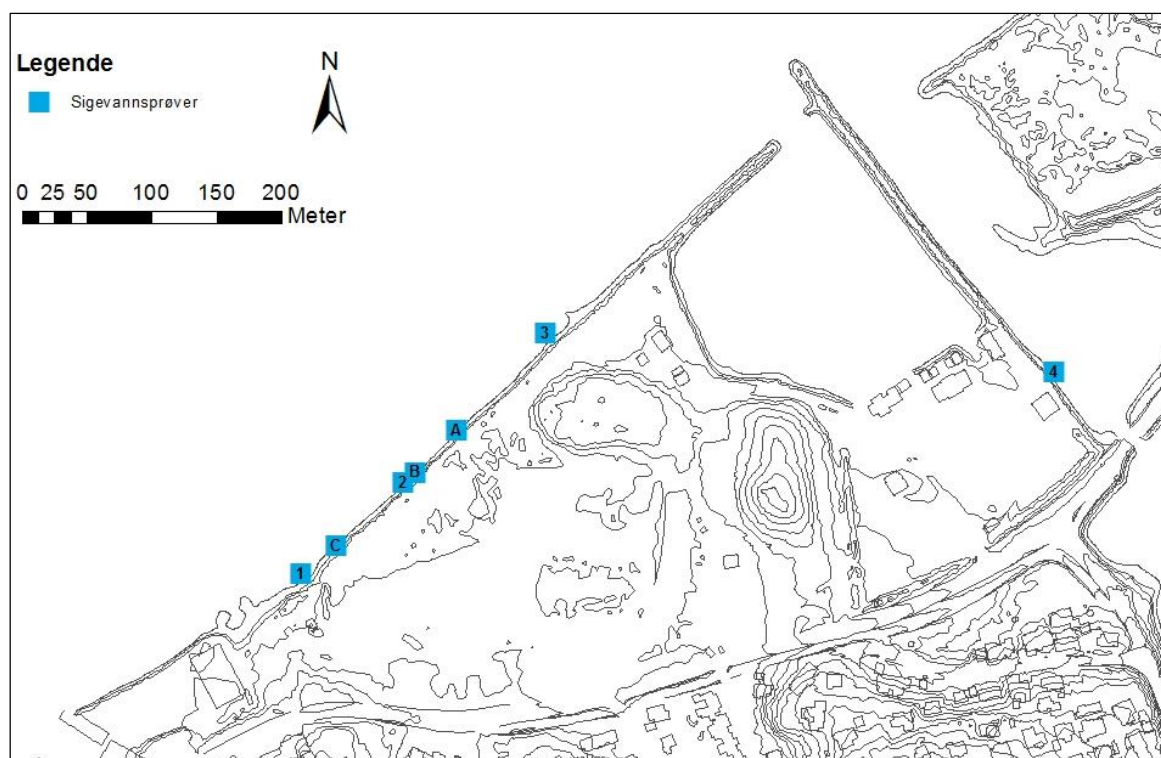
Sigevannsprøver er sammenlignet med tilstandsklasser for kystfarvann (SFT 2007) og erfaringstall fra norske deponier i perioden 2006-2010 utarbeidet av NGU (Okkenhaug 2012).

For sigevannsprøver tatt ved fronten av fyllingen, er det få parametere som er høyere enn erfaringstallene fra rapporten til Okkenhaug (2012). Verdien for pH er noe høyere (7,36) enn hva som er registrert ved stengte deponier (7,0-7,1). Høy pH-verdi i sigevann ved fronten av fyllingen kan skyldes sjøvann, som normalt har en høy alkalisk pH. Sigevannsresultatene viser også høye verdier for Na (7750 mg/l) og Cl (15 200 mg/L). Høyere Cl-konsentrasjon enn Na-konsentrasjon kan skyldes ionebytte. Av metaller er det bare Cr (16,6 og 12,4 µg/l) som har høyere eller lik verdi som registrerte sigevannsdata fra norske deponier. Denne

verdien kan skyldes båtaktivitet og vedlikehold. Av andre parametere som oversteg verdier, var det BTEX (6,81 $\mu\text{g/l}$) ved prøvepunkt 2 og PAH-16 (1,15 $\mu\text{g/l}$) ved prøvepunkt 4.



Figur 6.3: Bilder av sivevannsprøver (Foto: Lena Evensen, Norconsult AS)



Figur 6.4: Plassering av sivevannsprøver

Tabell 6.3: Sivevannsprøver sammenlignet med TA-2229/2007 (SFT 2007), og erfaringstall fra norske deponier (Okkenhaug 2012)

Parameter [$\mu\text{g/l}$]	4	1	2	A, B, C	NGI
pH				7,39	7-7,1
Ledningsevne [mS/m]	-	-	-	5430	197-270
Naftalen	0,3	0,049	1,74	0,166	
Acenaftalen	0,01	-	0,011	-	
Acenaften	0,471	0,126	0,458	0,063	
Fluoren	0,102	0,072	0,226	0,022	
Fenantren	0,064	-	0,205	-	
Antracen	-	-	0,029	-	
Fluoranten	0,071	0,024	0,06	-	
Pyren	0,064	0,015	0,028	-	
Benzo(a)antracen	0,018	-	-	-	
Krysen	0,018	-	-	-	
Benzo(b)fluoranten	0,018	-	-	-	
Benzo(k)fluoranten	0,013	-	-	-	
Sum PAH-16	1,15	0,286	2,76	0,251	0,9-2,4
Sum BTEX	0,38	-	6,81	0,55	5,0-11
As	-	1,21	-	-	
Cd	-	-	-	0,0509	
Cr	1,42	16,6	12,4	2,53	7,0-18
Cu	2,24	1,45	3,9	2,28	

Ni	1,6	-	1,37	1,04
Pb	-	-	0,629	-
Zn	16	-	20,8	15,5
Alkalinitet pH 4,5 [mmol/l]	9,01	5,81	5,65	4,94

6.3 Grunnvann

Grunnvannsprøver er sammenlignet med *Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann TA-2229/2007* (SFT 2007), samt erfaringstall fra norske deponier i perioden 2006-2010 (Okkenhaug 2012). Det ble kun tatt grunnvannsprøver fra brønn NGU2, NO2 og NO6 under feltarbeid høsten 2013. NGU tok grunnvannsprøver fra alle brønnene sine under feltarbeid i 2005. Per dags dato står brønnene fremdeles på Tromsdalsfyllingen. Brønnloggere for Norconsult AS-brønnene ligger i Vedlegg 10.

Tabell 6.4: Detekterte analyseresultater fra grunnvannsprøver analysert høst 2013 av Norconsult AS, der enkelte parametere er sammenlignet med TA-2229/2007 (SFT 2007). Uthevde verdier er sammenlignet med erfaringstall fra norske deponier (Okkenhaug 2012)

Parameter [µg/L]	NO2	NGU2	NO6	NGI
Fraksjon >C10-C12	-	145	115	100-300
Fraksjon >C12-C16	-	23,2	69,5	100-300
Fraksjon >C16-C35	-	61	1210	100-300
Benzen	-	1,36	1,29	
Toluen	-	-	0,75	
Etylbenzen	-	22,5	28,4	
m/p-Xylener	-	47,6	23,4	
o-Xylen	-	0,76	2,47	
Sum BTEX	-	72,3	56,3	5-11
Naftalen	-	5,59	13,2	
Acenaftalen	-	0,028	0,027	
Acenaften	-	0,594	2,43	
Fluoren	-	0,467	0,985	
Fenantren	-	0,546	0,826	
Antracen	-	0,063	0,06	
Fluoranten	-	0,106	0,177	
Pyren	-	-	0,123	
Benzo(a)antracen	-	-	0,043	
Krysen	-	-	0,03	
Benzo(b)fluoranten	-	-	0,051	
Benzo(k)fluoranten	-	-	0,018	
Benzo(a)pyren	-	-	0,039	
Benzo(ghi)perylene	-	-	0,017	
Indeno(123cd)pyren	-	-	0,017	
Sum PAH-16	-	7,39	18	0,9-2,4
Sum PAH carcinogene	-	-	0,198	
Sum PCB-7	-	-	-	
As	-	-	12	4-8

Pb	-	-	12,1	2-4
Cd	-	-	1,39	0,1-0,2
Cu	2	-	296	6-9
Cr	10,7	7	50,7	7-18
Hg	-	-	-	
Ni	3,8	-	46,2	12-16
Zn	13,8	47,8	1050	60-74
Monoklorbenzen	-	-	0,16	0,06-0,18
Sum Diklorbenzener	<0,150	0,69	2,54	
3-Monoklorfenol	-	1,35	-	0,1-0,2
a-Endosulfan	-	0,046	-	
Bisfenol A	-	1,1	4,3	
Dibutyltinnkation [ng/L]	-	-	5,6	
Tributyltinnkation [ng/L]	-	-	11	

Tabell 6.5: Grunnvannsprøver fra NGU-brønnene analysert i 2005. Enkelte parametere er sammenlignet med tilstandsklasser fra TA-2229/2007 (SFT 2007). Kjemikalier merket (-) betyr ikke detekterte konsentrasjoner. Uthevede konsentrasjoner betyr overskridelse av gjennomsnittskonsentrasjoner fra norske deponier (Okkenhaug 2012)

Parameter [µg/L]	NGU1	NGU2	NGU3	NGU4	NGU5	NGI*
Temp.	22,3	22,1	22,1	22,1	22,1	
pH	6,55	6,63	7,48	7,1	6,56	7,0-7,1
ALK [mmol/L]	13,63	13,71	2,32	6,94	13,71	
Ledningsevne [mS/m]	148,7	179,7	4290	91,7	126,9	197-270
Konduktivitet	148,9	179,7	4290	91,7	22,1	
Ammonium/Ammoniakk-N	27	39	0,088	9,4	30	
Total-N	30	40	0,8	11	33	
Total-P	0,56	0,47	0,28	0,58	0,73	0,5
Klorid	112	168	17750	77,6	46,4	
Sulfat	8,19	5,58	2600	25,9	3,17	
BOF5	8,4	9,7	2	3,9	30	16-32
KOF	150	100	630	90	190	170-256
Hardhet	13,63	13,71	2,32	6,94	13,71	
TOC [mg/L]	15	20	3	8,3	33	
VOC [mg/L]	-	0,11	-	-	-	
NVOC [mg/L]	15	20	3	8,3	33	
NO ₃ ⁻	0,16	-	1,1	0,06	-	
SO ₄ ²⁻	8,19	5,85	2600	25,9	3,17	
PCB 28	11	-	0,042	0,019	0,027	
PCB 52	1,9	-	-	-	-	
PCB 101	0,37	-	-	-	-	
PCB 118	0,27	-	-	-	-	
PCB 138	0,073	-	-	0,011	-	
PCB 153	0,06	-	-	0,011	-	
PCB 180	0,038	-	-	0,012	-	
Sum PCB-7	14	-	0,042	0,053	0,027	

Naftalen	1,8	5,8	0,083	2,2	6,6	
Acenaftylen	-	0,028	-	0,027	0,038	
Acenaften	0,062	0,37	0,055	0,16	0,47	
Fluoren	0,07	0,35	0,033	0,13	0,35	
Fenantren	0,14	0,56	0,056	0,31	0,61	
Antracen	0,01	0,053	-	0,046	0,053	
Fluoranten	0,085	0,14	0,053	0,16	0,2	
Pyren	0,074	0,095	0,036	0,15	0,2	
Benzo(a)antracen	0,02	0,018	-	0,05	0,041	
Krysen	0,017	0,012	0,011	0,053	0,042	
Benzo(b+k)fluoranten	0,053	0,021	0,017	0,081	0,041	
Benzo(a)pyren	0,017	-	-	0,039	0,026	
Benzo(ghi)perylene	0,018	-	-	0,027	0,044	
Indeno(123cd)pyren	-	-	-	0,021	0,013	
PAH-16	2,4	7,4	0,34	3,4	8,8	0,9-2,4
Benzen	0,8	2,8	-	1	7,7	
Toluen	1,1	3,4	-	0,43	110	
Etylbenzen	18	70	-	0,45	62	
Xylener	29	77	-	2,1	110	
Sum BTEX	49	153	-	4	289,7	5-11
Fraksjon >C8-C10	110	240	-	14	420	100-300
Fraksjon >C10-C12	120	210	-	42	500	100-300
Fraksjon >C12-C16	40	41	-	29	87	
Fe [mg/L]	0,0447	0,0117	0,0038	0,653	0,0259	
As	72	66	29	24	73	4-8
Cd	0,029	0,055	0,167	0,035	0,032	0,1-0,2
Hg	-	-	0,05	-	-	0,02-0,03
Ni	8,3	-	-	-	29,8	12-16
Pb	1,26	1,3	1,78	1,6	1,35	
Zn	170	43,1	74,5	73,8	107	60-74
Ca	164000	162000	379000	185000	213000	
Na	127000	170000	9350000	36400	38800	

7 Diskusjon

Sjøvannet vil tilføre fuktighet til avfallsfyllingen, og på denne måten medføre raskere nedbrytning. Samtidig kan infiltrasjon av sjøvann medføre raskere utvasking og transport av forurensninger ut mot resipient. Dette har sannsynligvis skjedd over mange år allerede, noe som vises i de lave konsentrasjonene fra analyseresultater.

Det har ikke blitt tatt hensyn til økning av havnivå, og det har ikke blitt modellert verste tilfelle scenario. Det har bare blitt modellert en gjennomsnittlig langtidsendring.

7.1 Hydrogeologi

I den konseptuelle modellen for stasjonær grunnvannsmodell, ble det antatt lik sammensetning av masser øst og vest for kirkegården, basert på analyseresultater av hydraulisk konduktivitet med en verdi på $1,78E-7$ m/s vest for kirkegården, og $1,74E-7$ m/s øst for kirkegård. I kalibreringen ble det nødvendig å tilegne øst-siden tettere masser enn vest-siden for å oppnå ønskede grunnvannsnivåer. Dette sammenfaller med feltobservasjoner. Masser på vest-siden inneholdt skjellfragmenter. Det gjordet det ikke i alle prøvepunkt på vest-siden. Skjellinnhold kan være et usikkerhetsmoment i hydraulisk konduktivitet.

For å få ønsket grunnvannsnivå ved brønn NGU5, ble det også her nødvendig å legge inn celler med lavere hydraulisk ledningsevne. Fra (Jensen and de Beer 2005) var det rapportert om større mektighet for avfallsmasser ved NGU5, enn ellers på fyllingen. Dette kan være en forklaring på nødvendigheten av lav hydraulisk ledningsevne rundt brønnen. Avfallsmasser ble kalibret til å ha en relativt lav hydraulisk ledningsevne på $2,9E-6$ m/s.

Etter diskusjoner med veileder (Tuttle 2014), kom det frem at modellen skulle kalibreres mot grunnvannsnivåer fra brønner som ikke stod nærme strandkantlinjen og ikke var påvirket av tidevannsvariasjoner. Modellen ble kalibrert mot brønnene NO3, NO4, NO5, NGU1, NGU2, NGU4 og NGU5. I etterkant har det av rapport fra Segar, Basberg et al. (1997), blitt funnet ut at kalibrering mot data som ikke utsettes for stress (som for eksempel pumping av grunnvann) ofte ikke vil gi pålitelige kalibreringsdata. Generelt, jo mere stress som utføres på akviferen, jo mer pålitelig kalibrering oppnås. Kalibrering utført mot data samlet inn over en lengre periode, vil generelt være mer pålitelig enn data målt over en kortere periode (Segar, Basberg et al. 1997). Valg av kalibreringsdata vil derfor være en feilkilde ved modellen.

Ved kalibrering er det viktig å huske at modellen ikke er en eksakt representasjon av akviferen, og at modellen bare omfatter deler av akviferen. En kalibrert modell vil ikke gi en unik løsning til de observerte grunnvannsdatabene. Andre kombinasjoner av fysiske og hydrauliske egenskaper kan gi minst like gode resultater. Kalibrering av en transient modell er mer komplisert en kalibrering av en stasjonær modell (Segar, Basberg et al. 1997).

For den stasjonære modellen, ble en normalisert RMS-verdi på 2,531 % oppnådd. Grunnvannsmodellen hadde god effekt av drenerende masser under vann- og avløpsrør, samt definisjon av sivevannselv. Av fartsvektorer med skaleringsfaktor 3, sees det av Figur 5.1 at grunnvann strømmer langs de drenerende massene og ut mot Tromsøysundet. Modellen var sensitiv ved valg av hydraulisk konduktivitet for avfallsmasser og randmorenen. Brønn NO4

var avhengig av innstrømmende grunnvann fra kirkegården. Brønn NO3 var avhengig av en kombinasjon mellom infiltrasjon fra kirkegård og drenerende masser under vannrør. Brønnene NGU1 og NGU2 var sterkt påvirket av sivevannselven som ble definert mellom dem, og ned mot Tromsøysundet. NGU4 viste seg å være avhengig av å definere grovere masser på overflaten, og ikke definere overflaten som avfallsmasser. Dersom tette masser ble definert her, ble grunnvannsnivået alt for høyt. Det kan henge sammen med at den ligger nærme drenerende masser under vannrør, og at det dannes en sone der grunnvannsnivået stiger raskt etter drenerende masser.

Nærme brønn NO5 står en pumpestasjon for vann og avløp. Det ble derfor antatt at grunnvannsnivået her ville være sterkt avhengig av pumpestasjonen. Etter en lang runde med manuell kalibrering, viste det seg at dette var ikke tilfellet. Tettere masser og en smal sone med drenerende masser ble nødvendig. Dersom sonen med drenerende masser ved brønn NO5 ble for stor, ble grunnvannsnivå ved brønn NGU4 for sterkt påvirket. De drenerende massene er definert til å gå i retning mot den konstante grensebetingelsen. På den måten, vil vann som strømmer via de drenerende sonene tømme modellen for vann ved nedadgående tidevann, og fylle modellen med vann ved oppadgående tidevann. En påminnelse blir her gitt om at en konstant grensebetingelse vil virke som en uendelig sluk av vann, dersom den er definert med verdier lik eller lavere enn null.

Grunnvannsnivå ved brønn NO6 er lavere ved høyvann, enn grunnvannsnivå ved brønn NO5 er ved lavvann. Dette kan skyldes tettere masser rundt brønn NO5, og at grunnvannet henger igjen i massene. Dette kan tyde på at brønn NO5 ikke er merkbart påvirket av tidevannet.

Sivevannet som perkolerer gjennom avfallsmassene og ned i naturlige masser, kan tette igjen porene i de naturlige massene, og på den måten redusere den hydrauliske ledningsevnen. Sjøvannet som trenger inn under grunnen kan også bidra til å redusere porerommet, og på den måten bidra til at massene under deponiet blir tettere. En reduksjon i porevolum av naturlige masser under fyllingsmassene, kan være en forklaring på hvorfor det var nødvendig med tettere masser noen steder.

Ved transient modellering, ble det oppdaget at logger hengt i småbåthavn ga ukorrekte resultater med tanke på faseforskyvning av tidevannsbølgen. Det ble derfor feilaktig å bruke $-0,203$ m ved den konstante grensebetingelsen. Endringer ble utført i den stasjonære modellen, og resultater ble videreført til transient modell. Dette ga et mye bedre resultat. Verdi for konstant grensebetingelse fra seHavnivå (2014) på $-0,97$ m ble satt inn i den stasjonære modellen. Resultat av endringen ga et lavere grunnvannsnivå i den transiente modellen. I utgangspunktet steg verdiene for grunnvannsnivå til brønnene NGU1, NGU2, NGU4 og NGU5 med tiden. Ved å endre verdier til konstant grensebetingelse, fikk derimot kalkulerte grunnvannsnivåer samme nedadgående trend som de observerte, selv om kalkulerte og observerte data ikke sammenfaller fullstendig med hverandre.

Usikkerheter i strømningsberegninger kan komme fra lite informasjon om heterogene masser, anisotropi, og avstand mellom observasjonsbrønner. Darcy's lov (ligning 4.5), tar ikke hensyn til tetthetsvariasjoner ved beregning av hydraulisk trykkehøyde. Tetthetsforskjeller kan inntre som følge av temperaturforandringer, sjøvannsintrusjon eller tilstedeværelse av

sigevannslommen fra avfallsfyllingen. Grunnvannsstrømning er avhengig av ulikheter i poretrykk og tetthetsvariasjoner. I Darcy's lov er disse kreftene neglisjert. Observasjonsdata er uttrykt i høyde vannsøyle. Ligning 4.3 sier at høyde av vannsøyle for en væske i ro er omvendt proporsjonal med tettheten til væsken. Jo høyere tetthet, jo høyere nivå av vannsøyle. Saltvann har høyere tetthet enn ferskvann. Ligning 4.3 sier også at likt trykk kan gi ulike nivå av vannsøylen (h_p) ved varierende tetthet. Strømningsligningene som anvendes i SEAWAT-2000 tar hensyn til tetthetsforskjeller, og uttrykker strømningskomponenter med hensyn på ferskvannets trykkehøyde. Brønn NGU3 er antatt å være sterkt påvirket av tidevann, og derav vil sjøvann trenge inn i brønnen. Observasjonene for brønner med loggere kan derfor gi ukorrekte kalibreringsdata, da de ikke er korrigert for tetthetsvariasjoner. Loggere er bare korrigert for lufttrykk. Automatiske loggere vil registrere et høyere grunnvannsnivå enn det som er reelt, med tanke på tetthet dersom det er vann med saltinnhold i brønnen. NGU3 har høyere observasjonsdata enn kalkulerte data.

En forklaring på avvik mellom observerte og kalkulerte verdier for brønn NGU3, kan også skyldes grensebetingelse satt i modellen. En grensebetingelse så nærme problemområdet kan medføre urealistiske verdier. For brønn NGU2 hadde det antakelig hjulpet å heve den hydrauliske konduktiviteten for å få senket grunnvannsnivået. Det ser ut til at grunnvannsnivå er kontrollert av definert avfallsbunn. Dette er ikke urimelig, da det er en tidels kontrast i hydraulisk konduktivitet for de to ulike massene. Det er antageligvis definert for grove masser innover i akviferen, hvor det burde vært definert tettere masser som marin havavsetning.

Bare en brønn ble installert med logger for elektrisk konduktivitet under feltarbeidet i september. Det var brønn NGU2. Fra Figur 3.18, vises en trend med økning i elektrisk konduktivitet ved nedgang i grunnvannsnivå. Et fall i elektrisk konduktivitet observeres ved dag 10. Denne dagen er det registrert 19 mm nedbør, noe som kan forklare den raske endringen. Registrert elektrisk konduktivitet varierer mellom 2,21 – 2,27 mS/cm. Dette er veldig lave verdier i forhold til elektrisk ledningsevne for saltvann. På grunnlag av den lave verdien for elektrisk ledningsevne, kan det derfor antas at denne brønnen ikke er påvirket av saltvann. Sammen med observasjoner i grunnvannsnivå fra Figur 3.13 (som viser seg å være meget lave), kan det bekreftes at tidevannsvariasjoner ikke virker inn til brønn NGU2.

Brønnene til NGU er satt med 1 m filter i grunnvannsnivå (Jensen and de Beer 2005). Da grunnvannsnivå er antatt å stå i avfallsmasser, er det derfor antatt at filtrene til NGU står i avfallsmassene.

En forklaring på økende elektrisk ledningsevne ved avtagende grunnvannsnivå og økende mengder nedbør, kan være nettopp av den grunn at brønnen står i fyllingsmasser. Sigevann er kjent å inneholde salter (Christensen, Kjeldsen et al. 2001), noe som kan øke elektrisk ledningsevne. Ved minkende grunnvann kan sigevannet oppkonsentrere seg, noe som kan medføre en økning i elektrisk ledningsevne. Når det regner, vil vannet infiltrere fyllingsmassene, og på den måten fortynne sigevannet som står i brønnen.

Fra analysene av NGU i 2005, ble elektrisk ledningsevne målt til 1,49 mS/cm i brønn NGU1, 1,80 mS/cm i brønn NGU2 og 42,90 mS/cm i brønn NGU3. Verdien for brønn NGU3 ligger på det nivået som er forventet for sjøvann. Under feltarbeid ble det målt elektrisk

ledningsevne av vannet som rant ut av fyllingen. Nedstrøms brønn NGU3, ble det målt elektrisk ledningsevne på 41 mS/cm. Den høye verdien i brønn NGU3 tyder på at denne er påvirket av innstrømmende sjøvann, og derfor også tidevannsvariasjoner.

Modellen viser at brønn NGU3 varierer med tidevannet. Det gjorde også brønn NGU2 når SEAWAT-2000 ble anvendt. En forklaring på hvorfor NGU2 også fikk varierende kalkulerte verdier, kan være grove masser med hydraulisk konduktivitet på $1,69E-4$ m/s. Massene er definert som sandig. En høy dynamisk dispersjon var nødvendig for at simuleringen skulle konvergere. Dersom det hadde blitt definert tettere masser, ville antakelig tidevannsvariasjonen ikke hatt like stor innvirkning på brønn NGU2. Tettere masser rundt brønn NGU3 ville formodentlig også medført høyere grunnvannsnivå.

I den transiente modellen uten SEAWAT-2000, har modellen en massebalanse på $0,027$ m³/dag ved høyvann, og $0,002$ m³/dag ved lavvann. Av massebalansen kommer det tydelig frem påvirkningen den tidsvarierende konstante grensebetingelsen har på modellen. Ved høyvann tilfører den konstante grensebetingelsen $22\,774$ m³/dag, mens ved lavvann er denne lik null. Resultater finnes i Tabell 5.1. Dersom alle observasjonspunkt inkluderes (NO3, NO4, NO5, NGU1, NGU2, NGU4 og NGU5), fås en normalisert RMS-verdi på 4,771 %. Da brønnene NO3, NO4 og NO5 bare har et observasjonspunkt, vil det være ukorrekt å inkludere disse i korrelasjonsdiagrammet (Figur 5.5). Dersom bare brønnene til NGU velges, fås en normalisert RMS verdi på 23,087 %. Denne verdien er for høy. Brønn NGU4 er den som varierer mest.

Brønn NGU3 ble importert til den transiente grunnvannsmodellen for å se hvor store avvikene var. Et tverrsnitt av kolonnen der NGU3 er definert (Figur 5.8), viser ekvipotensiallinjer ved henholdsvis lavvann og høyvann. Effekten av en tidsvarierende grensebetingelse har god effekt, med varierende forhold i ekvipotensiallinjer nærme strandkanten, og tilnærmet stasjonære forhold på landsiden. Det er valgt ut tverrsnitt langs kolonner gjennom drenerende masser under vannrør som avslutter i Tromsøysundet på vest-siden av fyllingen, og gjennom sigevannselv. Hastighetsvektorer viser en sterk strømning inn og ut av akviferen ved lavvann og høyvann. Tverrsnittene ved høyvann kan indikere at modellen reagerer tregt i forhold til tidspunkt for høyvann. Påvirkninger går meget langt inn i akviferen, noe målinger av elektrisk ledningsevne og grunnvannsnivå motsier.

Ved modellering i SEAWAT-2000, inkluderes tetthetsvariasjoner til sjøvann og ferskvann. Ønsket resultat var å oppnå en sirkulasjonssone, slik tidligere modelleringer funnet i litteraturen har oppnådd Robinson, Brovelli et al. (2009), Robinson, Li et al. (2007) og Mao, Enot et al. (2006). Figur 5.11 og Figur 5.12 viser inn-zomet strandkantsone med ekvipotensiallinjer. Det er tydelig fra figurene at det dannes en sone der ferskvann strømmer ut og over saltvann ved høyvann, med utstrømning til Tromsøysundet gjennom det øvre laget. Ved lavvann strømmer grunnvannet ut gjennom dypere masser. Oppnådde resultater ligner det som ble modellert av Robinson, Li et al. (2007). Forskjellen mellom modellene laget i SEAWAT-2000 i denne masteroppgaven, og modellene til Robinson, Li et al. (2007) og Mao, Enot et al. (2006), er definisjon av sjøvann. I modeller fra litteraturen har det blitt anvendt en meget høypermeabel sone som skulle etterligne sjøvannsområdet. Denne metoden ble også utprøvd her, men resulterte stadig til ikke-konvergens.

To modeller ble laget i SEAWAT- 2000 for å sammenligne effekten av vertikalt rutenett. I modellen med grovt vertikalt rutenett (Figur 5.13), sees det at effekten av sjøvannsintrusjon trekker lengre inn i akviferen enn hva det gjør med et finere vertikalt rutenett (Figur 5.14).

Smith (2004) viste at verdier for longitudinal og transversal dispersjon påvirker salinitetsgradienten, konvektiv sirkulasjon og utbredelse av miksing mellom ferskvann og saltvann. I denne modellen var den minste longitudinale dispersjonen definert til 0,8 m. Ved å definere en konstant saltkonsentrasjon langs grensen til Tromsøysundet, vil denne også være aktiv ved utstrømmende tidevann. Dette kan medføre at saltkonsentrasjonen ikke ville spre seg lengre enn det gjorde i modellen. Grensen mellom saltvann og ferskvann er tilnærmet vertikal i modellen.

Simuleringene viser ulike hastigheter i de geologiske lagene, der hastigheten er størst i soner med høyest hydraulisk konduktivitet. Sirkulasjoner er kun tilstede ved høyvann. Ekvipotensiallinjer trekker seg langt inn i akviferen, men saltkonsentrasjoner gjør ikke det. Brønn NGU2 er kalkulert til å ha for store variasjoner i grunnvannsnivå, og følger trenden til tidevannsvariasjonen. En demping i varierende tidevannsvariasjoner for brønn NGU2 inntre som følge av finere inndeling av vertikalt rutenett. Et finere rutenett kan medføre gradienter, da lagdelingen er antatt å følge geologiske lagdelinger, med en hellende flate oppover.

Fra Figur 5.13 og Figur 5.14 vises en god drenering av grunnvann gjennom berggrunn ved lavvann. Ved høyvann strømmer det vann inn til modellen gjennom det samme området. Modellen med grovere vertikalt rutenett (Figur 5.13), viser tydelig skille mellom strømminger i sandige masser, siltavsetninger og berggrunn. Dette sees best ved lavvann, når vannet strømmer ut, og brytninger av ekvipotensiallinjer dannes mellom de ulike geologiske lagene. I det finere vertikale rutenettet (Figur 5.14), har ekvipotensiallinjene en vertikal oppførsel, og det er ikke like stor kontrast i strømningslinjer som i forrige modell. Sirkulasjonssonen er mer tydelig i modellen med grovere vertikalt rutenett.

Når det gjelder massebalanse, vil modellen med fint rutenett ha større verdier for innstrømmende og utstrømmende vann. Dette er ikke overraskende på grunn av flere rutenettceller. Det største bidraget kommer fra konstant trykkehøyde.

Feltobservasjoner og simuleringer har vist at tidevannet påvirker grunnvannsstrømningene og forurensningstransporten. Disse påvirkningene er antatt å være mest kraftig dersom lokaliteten har lav skråningsvinkel. Tromsdalsfyllingen er demt opp med en steinvoll som går langs strandkanten. Denne og avfallsmassene er deponert dirkete på opprinnelige strandavsetninger. Det er mulig der finnes flere steinvoller i fyllingen. Dette kan gjøre at tidevannet ikke influerer lenger inn i avfallsdeponiet som det gjør i grunnvannet ved fronten av fyllingen. Tidevannspåvirkninger er antatt å avta eksponentielt innover landet.

Det var ikke mulig å oppnå en bedre korrelasjon mellom observerte og kalkuleerte grunnvannsmålinger. Dette er en følge av begrenset tid på grunn av store problemer med programvaren. Det lille modellområdet vil også medføre avvik. Dersom en modell er for liten, vil den påvirkes i for høy grad av grensebetingelsene, enn hva som forekommer naturlig. Derfor må analyseresultatene analyseres i lys av at de foreligger som et kompromiss mellom numerisk forenkling og naturlig kompleksitet.

7.2 Spredning av forurensning

Arbeidet gjort i denne masteroppgaven har fokusert på tidevannsendringer og sjøvannsintrusjon til en antatt forurenset akvifer. Det er ikke tatt hensyn til påvirkninger fra bølger, sesongvariasjoner for nedbør eller snøsmelting, eller langtidseffekter som økning i havnivå. Det kan antas at disse faktorene vil bidra i form av å øke effektene som er funnet av tidevannsvariasjoner, og at de vil bidra til økt fortykning av kjemikalier.

Sammensetning av fyllingsmasser, er sterkt heterogene. Prøvetakingspunkt må derfor tas med en klype salt. Forhold i et punkt, representerer ikke nødvendigvis det neste. For eldre avfallsfyllinger der sigevann har nådd grunnvannet, er den romlige fordelingen av sigevannskvalitet spesielt viktig for å evaluere signing til underliggende enheter (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002).

Parametere som overskrider gjennomsnittsverdier for sigevann fra norske avfallsdeponier er: Zn, Ni, Hg, Cd, As, oljeforbindelser, Sum BTEX, PAH-16, KOF, BOF5, Total-P og ledningsevne. Sistnevnte gjaldt bare brønn NGU3 og skyldes antageligvis sjøvannsintrusjon.

Analyseresultater viser at masser i topplaget fra området som har vært brukt til båtvedlikehold, har et høyt innhold av parametere som kobber, arsen, PAH og TBT. Dette er typiske komponenter i tidligere produkter for bunnstoffing til båtvedlikehold. På vestre del er det ikke påvist konsentrasjoner av miljøgifter i toppdekket.

Kornfordelingsanalyser utført i prosjektoppgave (Vasstein, 2013), viser masser med relativt lav hydraulisk ledningsevne. Unntaket er prøven fra NO2 ved fyllingskanten, bestående av sandige masser. De to andre prøvene (NO3 og NO5) hadde høyt siltinnhold. Analysene tilsier at NO2 er godt sortert. Dette er ugunstig for en avfallsfylling, da godt sorterte avsetninger vil medføre større spredningsfare. Sorterte materialer har høyere permeabilitet. Da NO2 ligger langs kanten av fyllingen, er det ikke utenkelig at denne type masser finnes langs hele fyllingskanten. Dette sammen med påviste påvirkninger av tidevannet, kan utgjøre høy risiko for spredning av kjemikalier som ikke er lett nedbrytbare.

Analyseresultater er basert på miljøprogram for en forurenset grunnlokalitet. Det er ikke analysert for typiske avfallskomponenter i jordprøver og det er ikke gjort en total analyse av vannkvalitet. Prosjektet var presset med lite økonomisk handlingsrom. Det foreligger usikkerheter knyttet til analyseresultater med tanke på konservering og prøvetaking. Vannprøver for analyse av metaller ble blant annet prøvetatt på glassflasker.

Pyren, kobber, sink og TBT er parametere som er klassifisert til tilstandsklasse 5 i grunnvannsprøver fra analyser høst 2013. Enkelte PAH'er, As, Pb, Cr og Ni er klassifisert til tilstandsklasse 4. Parameterne kobber og TBT kommer mest sannsynlig fra båtvedlikehold, og ikke avfallsfyllingen. Av analyseresultatene er det tydelig at sigevann fra brønn NO2 er betydelig påvirket av tidevannet, ved at konsentrasjoner av kjemikalier er mye lavere. Dette tyder på en fortykning av grunnvannet.

Siden det har blitt foretatt analyser av grunnvann fra brønn NGU2 i 2005 og 2013, kan verdiene sammenlignes. Bare detekterte verdier for Norconsult AS sine grunnvannsprøver blir gjennomgått mot analyser fra 2005 utført av NGU.

Sum BTEX hadde i 2013 hadde verdi på 72,3 µg/l. Gjennomsnittstallet fra norske deponier ligger mellom 5-11 µg/l. I 2005 ble Sum BTEX målt til 153 µg/l. Dette betyr at en nedbrytning av BTEX-komponenter har inntrådt. I 2005 ble disse BTEX-komponentene målt til: benzen 2,8 µg/l, toluen 3,4 µg/l, etylbenzen 70 µg/l og xylener til 77 µg/l. I 2013 ble de samme BTEX-komponentene målt til: benzen 1,36 µg/l, toluen ikke detekter bart, etylbenzen 22,5 µg/l og xylener 48,36 µg/l. Toluene hadde en lav konsentrasjon i 2005, og det er derfor ikke overraskende at denne er under deteksjonsgrense i 2013. Sum BTEX hadde høy konsentrasjon i brønn NGU2 i forhold til brønn NGU1 (49 µg/l), NGU3 (under deteksjonsgrense) og NGU4 (4 µg/l). Brønn NGU5 derimot hadde analyseresultater på Sum BTEX 289,7 µg/l. Av denne høye registrerte verdien, er det antageligvis konsentrasjoner av BTEX-komponenter rundt denne brønnen i dag. For Norconsult AS sin brønn NO6, var det analysert 56,3 µg/l av SUM BTEX, der etylbenzen har den høyeste konsentrasjonen på 28,4 µg/l.

Naftalen har en konsentrasjon på 5,59 µg/l i 2013. I 2005 ble denne analysert til 5,8 µg/l. Naftalen brytes dermed langsomt ned.

For oljeforbindelsene C10-C12, har det vært en nedgang i alle parameterne fra 2005 til 2013. Unntaket er fraksjon C16-C35 som har hatt en økning i konsentrasjon, fra 0 til 61 µg/l.

Sum-PAH har endret seg fra 7,4 µg/l i 2005 til 7,39 µg/l i 2013. Enkelte komponenter som acenaften, fluoren og antracen har økt i konsentrasjon, mens resterende har minket eller holdt seg på samme nivå. Dette kan tyde på at PAH er persistent og brytes sakte ned i fyllingen.

Sum PCB er hverken detektert i 2005 eller i 2013.

As har minket fra 66 µg/l i 2005 til under deteksjonsgrense i 2005.

Cd har minket fra 0,055 µg/l i 2005 til under deteksjonsgrense i 2013.

Cr, Cu, Hg og Ni var under deteksjonsgrense i 2005. I 2013 ble Cr analysert til 7 µg/l. Cu og Hg var under deteksjonsgrense. Pb har minket fra 1,3 µg/l i 2005 til under deteksjonsgrense i 2013. Zn har økt fra 43,1 µg/l til 47,8 µg/l i 2013.

Hovedmønsteret for komponenter er at konsentrasjonen minker fra 2005 til 2013.

Sigevannsanalysene viser at parameterne pyren, benzo(a)antracen, Cr, Cu og Zn ligger i klasse 4 eller 5. Cr, Sum BTEX og Sum PAH overgår gjennomsnittsverdier for sigevann fra norske deponier. Fra Tabell 3.9 vises tilgjengelige analyseresultater fra Miljødirektoratet. Verdiene her er tatt fra grisetang langs strandkanten ved Tromsdalsfyllingen. Her er det Zn som er registrert med høyest verdi på 22,356 mg/kg. I småbåthavnen er det registrert verdier for sedimenter og biota. Parameterne her kommer mest sannsynlig fra båtaktivitet, noe som gjenspeiles i høye verdier for TBT, DBT, MBT og Cu. Ved utløpet til Tromsdalselva er det registrert verdier der igjen Zn, TBT, PAH og PCB har høy konsentrasjon.

Av analyseresultatene viser det seg at saltvannssedimenter i småbåthavnen (vannlokalitetskode 04.02-58038) har konsentrasjoner av kobber og TBT i henholdsvis klasse IV og V. Dette forekommer mest sannsynlig fra båtvedlikehold, og ikke fra sigevann fra avfallsfyllingen. Det er påvist konsentrasjoner av Sum PCB-7 i klasse 3 ved utløpet til

Tromsdalselva (vannlokalitetskode 04.02-58037). Dette kan komme fra sigevann fra avfallsfyllingen, eller andre aktiviteter i Tromsøysundet.

Forurensninger utsettes for mange prosesser etter hvert som de transporteres gjennom grunnvann. Prosessene som påvirker for metaller er presentert i adveksjons-dispersjons-ligningen (Ligning 1.5), og inkluderer prosessene dispersjon, adveksjon, sorpsjon og reaksjon.

Sink er det tungmetallet som vanligst har høyest konsentrasjon i sigevann (Christensen, Kjeldsen et al. 2001). Dette er også tilfellet for Tromsdalsfyllingen. Innhold av kolloider og organiske kompleksmetaller øker løseligheten og mobilitet til tungmetaller.

Ved høy pH, er Zn biotilgjengelig på grunn av løselighet av dens organiske og mineralske kolloider. Zn hydrolyseres ved pH 7,0-7,5. Det dannes $Zn(OH)_2$ ved pH høyere enn 8. Under anoksiske forhold, kan ZnS dannes ved utfelling, mens den løste formen av Zn kan danne $ZnOH^+$, $ZnCO_3$ og $ZnCl^+$ (Mulligan, Langevin et al. 2011).

Endringer i pH og redoksforhold i miksesonen mellom saltvann og ferskvann har merkbare effekter på fordeling av metaller og næringsstoffer i akviferen. Jernoksider dannes når redusert grunnvann blandes med oksygenrikt sjøvann, før det strømmer ut. Kloridioner kan danne komplekser med metaller, og er trolig mindre utsatt for sorpsjon. Økte konsentrasjoner av Na^+ kan forflytte giftige metaller og basekationer gjennom kationebytte. Et ionebytte med Na^+ og Zn^{2+} kan medføre en mobilisering av Zn^{2+} for å oppnå likevekt mellom metaller og overflateområder (Paus 2014).

Dersom en fylling omvandles til et aerobt system, vil dette påvirke metallmobilisering. En minking i pH vil forsterke metallmobilisering. Hvis massene blir aerobe, kan sulfidutfellinger forventes å oksidere til metallsulfater. Sulfatkomponenter er betydelig mer løselig enn metallsulfider, og mobilisering av metaller vil derfor øke.

Tidevannet er forventet å ha store effekter på kjemikalier. Det vil dannes en oksygenrik sone nærme strandkanten, noe som vil medføre økt nedbrytning av toluen. Aerobisk bakteriell aktivitet opprettholder den høye O_2 konsentrasjonen i den aktive sonen, og bryter ned forurensninger.

Det er antatt at Tromsdalsfyllingen er i en sen/stabil metanogenisk fase (Figur 2.1), med lavt innhold av nedbrytbart organisk innhold. I denne fasen får man mobilisering av metaller som Mn og Fe sammen med ammonium. Økt fukttilførsel vil medføre raskere nedbrytning, og dermed raskere nedbrytning av organisk innhold. Avfallsfyllinger vil fortsette å nedbrytes helt til det ikke eksisterer flere degraderinger, og fyllingen vil etter hvert bli aerob (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002). Det er antatt at Tromsdalsfyllingen er på vei mot en slik fase.

Nedbrytning av BTEX er kontrollert av tilgjengeligheten av passende elektronakseptorer som oksygen, sulfat og nitrat (Robinson, Brovelli et al. 2009). BTEX løst i grunnvann vil utsettes for biologisk nedbrytning med mikrober som katalysator for reaksjonene (Brattli 2009). I denne prosessen endres BTEX fra toksisk form til ufarlig form.

Transport av toluen i grunnvann er avhengig av fordampning, spredning til grunnvann, sorpsjon som forhindrer bevegelse, og sist men ikke minst, transformasjon og nedbrytning av

kjemiske og mikrobiologiske reaksjoner. Toluen i grunnvann kan negligjere fordampning. Dette er mest aktuelt for kjemikalier som ligger over grunnvannsspeilet.

Ved beregninger av forurensningstransport og nedbrytning av biologisk materiale, kan to mobile kjemikalier inkluderes. Disse er oksygen som elektron akseptor, og toluen som en representativ biologisk nedbrytningsbar forurensningskjemikalie. En aerobisk bakterie kan inkluderes som en immobil fase. Biologisk nedbrytning er oksygenbegrenset. Dersom det er for lite oksygen, vil ikke toluen brytes ned. Da vil det heller ikke vokse nok bakterier.

Fra reaksjonsligningene 1.12 og 1.13 til toluen, medfører produsert CO₂ en lavere pH.

BTEX-konsentrasjoner er forventet å minke med tiden, og hver komponent er avhengig av nedbrytning i deponiet (Christensen, Kjeldsen et al. 2001). Ved beregninger av spredning av toluen, er det viktig å ta hensyn til nedbrytningsrater av komponenten, halveringskonstanten for komponent og oksygen, samt konsentrasjon av aerob biomasse. Ligninger for fortykning av et enkelt BTEX-komponent vises i Ligning 1.14.

Første-ordens reaksjoner benyttes for å forklare oksygenforbruk i sedimenter. Det kan antas at ferskvannet er anaerob med lavt løst oksygenkonsentrasjon, mens sjøvannet er antatt å være aerobisk med tilnærmet mettet oppløst oksygenkonsentrasjon. Det er forventet at toluen vil blande seg med sjøvann på grunn av sirkulasjonen forårsaket av tidevannsvariasjoner, dersom komponenter spres til fronten av fyllingen.

Redoks-potensialet øker med avstand fra avfallsfyllinger (Christensen, Kjeldsen et al. 2001). Tromsdalsfyllingen er ikke en typisk fylling som beskrevet i litteratur, på grunn av tilknytning til havet. Økt oksygentilførsel vil medføre økt nedbrytning av organisk innhold, samt en høyere pH. Økende pH-verdier påvirker uorganiske makrokomponenter som jern. I eldre avfallsfyllinger er nedbrytning av organisk karbon redusert, og medfører en økning i pH (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002).

7.3 Tiltak

I USA er det et krav om overvåkning 30 år etter at en fylling er avsluttet. Det er antatt at etter 30 år er fylling stabil, og dermed trenger ikke overvåkes lengre. Men, det finnes lite data om langtidseffekter av fyllinger og sigevannet som genereres. (Kjeldsen, Barlaz et al. 2002).

Karakterisering av avfall i deponiet, og avfallets utlekkingspotensial vil være viktige faktorer ved vurdering av filterets levetid i barrieren. I praksis er det vanskelig å karakterisere avfallet dersom deponiet består av inhomogent materiale, og selve historikken til avfallet ikke er kjent eller dokumentert.

Det viktigste med rensebarrieren, er at den drives til fast fjell eller tette masser. Da det er usikkert hvor dypt de siltige massene ligger, og om leirholdige masser ligger enda dypere, er det anbefalt å sette barrieren til fast fjell.

Begrunnelsen for dette, er at det vil unngås strømming av forurensninger under barrieren, slik simuleringer viste (Figur 5.18). Konfigurasjonen av barrieren er anbefalt å være en kontinuerlig reaktiv barriere, med sylinderelement satt på en rekke langs fyllingskanten. Det er viktig at barrieren går langt nok ut til sidene, og omslutter større arealer enn bare fyllingen.

Det permeable reaktive materialet må forventes å byttes ut etter omtrent 10-20 år (Simon, Meggyes et al. 2002).

Prosjektet vil bli kostbart, spesielt med tanke på dybde til fast fjell og areal av fyllingsmasser. Påvirkninger fra tidevannet kan medføre økt vedlikehold enn det som er registrert for utprøvd barriere i Tyskland (Birke, Burmeier et al. 2003).

I modellen som er simulert med barriere, er det antatt en sluse som er definert i det øverste laget, nærme overflaten ved strandkanten. Det er ønskelig å la grunnvann og sigevann strømme gjennom og ut av barrieren, men det er ikke ønskelig at sjøvann skal strømme inn i fyllingen. Årsaken til at det ønskes utstrømmende vann fra fyllingen, er for å unngå strømning av kjemikalier under og/eller til siden for barrieren. Dersom trykket blir for høyt bak barrieren, kan dette medføre ustabiliteter. Årsaken til at det ikke ønskes innstrømmende sjøvann, er fordi dette vil transportere flere kjemikalier til Tromsøysundet. Men, tilførsel av sjøvann vil også bidra til fortykning av kjemikalier, og økt nedbrytning av fyllingsmasser.

Barrieren ble modellert ved å definere en konstant grensebetingelse som bare har verdier mindre eller lik null, altså vann strømmer bare ut ved nedadgående tidevann. Effekten ble ikke fullstendig oppnådd i simuleringen, fordi disse masser ble definert der slusen skulle fungere. Fra Figur 5.17, sees det at grunnvannsnivå til brønn NGU3 minker betraktelig ved nedsetting av barriere. Den karakteriserende tidevannsamplituden forsvinner, og grunnvannsnivå går ned til 0,129 m. Brønn NG11 er ikke påvirket av barrieren. Brønn NGU2 får en nedgang i grunnvannsnivå, og tidevannsvariasjoner forsvinner.

En kombinasjon av reaktivt permeabelt materiale, vil forsikre at ulike uønskede kjemikalier med ulike egenskaper fanges opp. PAH kan ikke brytes ned av granulert jern, på grunn av dens lave reduksjonspotensiale (Birke, Burmeier et al. 2003). Aktivt karbon derimot, er registrert til å fungere godt ved nedbrytning av PAH. En kombinasjon av granulert jern og aktivt karbon/organisk innhold kan være et anbefalt materiale for den permeable reaktive barrieren. Granulert jern vil fjerne klorinerte forbindelser. Dersom aktivt karbon skal brukes i barrieren, er det viktig at det opprettholdes høy nok hydraulisk konduktivitet for å slippe ut vannet ved nedadgående tidevann. Materialet til barrieren må ha høyere permeabilitet enn omliggende materialer, og den kan derfor ikke inneholde for mye finstoffer. Det er viktig at barrieren ikke sveller ut.

Organisk innhold i en rensebarriere bør tilsettes dersom det ønskes å binde metaller, PAH og BTEX. Organisk materiale kan være torv eller annet egnet materiale (Aasen 2007). Av undersøkelsene til Bioforsk, ble det konkludert med at det bør tilsettes opp til 10 % volum av organisk innhold i en barriere for å øke binding av nevnte kjemikalier.

Det bør tilsettes opp til 10 volumprosent torvjord til maskinsand 0-2 mm, for å oppnå nødvendig sorpsjon av metaller og organiske stoffer. Filter med sand og 12,5 volumprosent torv har høyest beregnede adsorpsjonskapasitet for PAH, og noe lavere for BTEX og totale hydrokarboner. Det er ikke nødvendig å lufte eller gjødsle sigevannet for å oppnå tilstrekkelig rensing av sigevannet i barrieren (Aasen 2007).

Baciacchi, Boni et al. (2003), foreslo en hydraulisk konduktivitet på $1,4-7,3E-5$ m/s for reaktivt materiale sand og jern.

Området er betydelig forurensset med TBT. Organisk innhold i barrieren vil binde betydelig mengder TBT. En viktig parameter i barrieren når det gjelder adsorpsjon av TBT, er pH. TBT er sterkt pH-avhengig. pH i marine sedimenter ligger ofte rundt 7,5, mens pH i sjøvann kan være høyere (7,5-8,3). Adsorpsjonen av TBT er høyest mellom pH 6-7 og avtakende mot pH 7-8. Adsorpsjonen av TBT for de fleste materialer er med andre ord ikke maksimal ved de pH-verdier som råder i sedimenter og sjøvann. TBT stammer mest sannsynlig fra småbåthavnen, og ikke fra avfallsfyllingen. Konsentrasjoner på TBT overgikk aksepterte tilstandsklasser i henhold til veileder TA-2229/2007.

Redusert sigevann har lav pH. Jern vil felles ut som løste jernioner ved lav pH. Det er derfor usikkert om jern vil fungere i redusert sigevann. I oksidert tilstand forekommer jern som tungt løselige oksider/-hydroksider. I redusert tilstand forekommer jern som løst Fe^{2+} . Jern felles under reduserende forhold dersom pH går mot basisk side. Utfellingen foreligger vanligvis som jernkarbonat. Stabilitetsdiagrammet til jern vises i Figur 2.3. Av diagrammet kan det sees at jern kan forekomme som $Fe(OOH)$ ved nøytral pH-

Dersom barrieren inneholder jern, kan jernutfellinger inntre som følge av økende oksygeninnhold fra sjøvannet. Jernutfellinger legger seg som et lag utenpå partiklene, og kan redusere ønsket effekt av barriere. Nullverdig jern omdannes til toverdige jern, og kan felles ut som $Fe(OH)$. Korrosjonsreaksjonen inntre raskt ved tilstedeværelse av oksygen. En konsekvens er økende pH, som medfører formering av jernutfellinger på grunn av tilgjengeligheten av jernioner i løsningen. Prosessene kan ødelegge reaktiviteten, hydraulisk konduktivitet og porøsitet til jernet i barrieren (Baciacchi, Boni et al. 2003).

Noe som kan påvirke barrieren, er at den hydrauliske ledningsevnen endres på grunn av endring i porøsitet. Dette kan oppstå på grunn av sjøvannsintrusjoner. Dersom Na-rikt sjøvann erstatter Ca på partikler i barrieren, vil det medføre dispersjon i jordaggregater og tetting av porer, og videre en reduksjon i hydraulisk konduktivitet. Sjøvann som trenger inn kan også medføre utfelling av mineraler (kalsitt), noe som kan medføre at porøsiteten til barrieren minker over tid. Det er derfor det er behov for å bytte denne etter et gitt tidspunkt.

Porevannet i barrieren er antatt å være i likevekt med kalsitt, og sjøvann er antatt å være i likevekt med CO_2 . Det kan antas at det dominerende bytte skjer mellom Na og Ca, dette på grunn av sjøvann med høgt innhold av Na. Vanligvis vil Na være et enkelt ion å erstatte. I sjøvannsintrusjon, vil Ca tvinges ut av sin posisjon på grunn av høy Na konsentrasjonen. Bytte mellom Na og Ca vil finne sted der sjøvann er tilgjengelig i barrieren. Det er viktig å huske at bytte mellom Ca og Na kan medføre ustabiliteter i kornstrukturen til jordarten i barrieren, spesielt dersom det er høyt nok innhold av leirpartikler. Det vil medføre at barrieren blir tettere (altså lav K), som igjen vil hjelpe på å forhindre sjøvannsintrusjon, men igjen kan dette medføre at barrieren raser sammen.

Sjøvann er alkalisk. Sjøvannet kan bufre sigevannet, dersom det foreligger i syrefasen. For Tromsdalsfyllingen har sigevannet en nøytral pH. Dersom sigevann har pH høyere enn 8 eller

høyere enn sjøvannet, kan det begrense alkaliteten. Det er antatt at pH vil øke som følge av sjøvannsintrusjon.

8 Konklusjon

Dersom modelleringen av tidevannseffekt i høypermeable masser er korrekte, vil kjemikalier transporteres gjennom denne sonen, som har direkte kontakt til Tromsøysundet. Brønn NGU5 ble i 2005 analysert for høye konsentrasjoner av enkelte kjemikalier som Zn, PCB og BTEX (Jensen and de Beer 2005). Fra historisk flyfoto (Figur 3.3), er det tydelig at området rundt NGU5 er betraktelig endret i topografien siden 1952. Masser under overflaten består mest sannsynlig av fyllingsmasser.

Modellens troverdighet reduseres på grunn av manglende observasjonsdata. Dette til tross, modellering utført i SEAWAT-2000 bekrefter det som har vært funnet i litteraturen. Det dannes en sirkulerende sone som følge av tidevannsvariasjoner. Denne sonen er dynamisk, og inntreffer stort sett nærme strandkanten. Strømningshastigheten er vesentlig raskere i denne sonen og har dermed også lavere oppholdstid.

Resultatene for sirkulerende sone ved strandkanten, kan tyde på en signifikant endring av transportveier for kjemikalier. Sandige masser og steinvoll langs strandkanten vil ikke bidra til å retardere kjemikalier som Zn fra fyllingen. Men, den høye utskiftningen med tidevannet kan senke konsentrasjon av kjemikalier ved fortykning, og på den måten bidra positivt for forurensningstransporten til Tromsøysundet.

Forurensningskonsentrasjoner i grunnvann fra brønn NGU3 og NO2 er betraktelig lavere enn andre grunnvannsbrønner. Dette støtter teorien om at tidevannsendringer fortykker forurensninger.

Sammenligninger mellom konsentrasjoner fra 2005 og konsentrasjoner i 2013, viser en betydelig nedbrytning og reduksjon av kjemikalier. Det åpne dekket på Tromsdalsfyllingen, og tidevannsintrusjoner, vil bidra til økt oksygeninnhold. Dette vil forsterke nedbrytning av kjemikalier.

En rensebarriere vil medføre ekstremt høye kostnader, og vil ikke være av nytteverdi. Sigevann og grunnvann er ikke forurenset nok til at en rensebarriere vil være samfunnsmessig økonomisk.

Modellering av en avfallsfylling i kontakt med tidevannspåvirket sjøvann, har vært tidskrevende og komplisert. Visual MODFLOW er et av de mest anvendte modelleringsprogrammer på markedet innenfor hydrogeologi. Problemer med programvaren som merkverdige feilmeldinger og plutselig avslutning av programmet, har vært ukjent for supportavdeling av programvaren i Canada. Utenom dette, virker modelleringsprogrammet som et egnet program for å modellere tidevannsvariasjon. Med flere og mer troverdige observasjonsdata, kunne en mer naturtro modell blitt etablert.



9 Videre arbeid

Tiltaksplan for Tromsdalsfyllingen er sendt inn til Tromsø kommune, og det er foreslått å legge supplerende masser på overflaten til området for å forhindre infiltrerende nedbør og dermed redusere nydannelse av sigevann. Påviste konsentrasjoner overskrider ikke gitte miljøkrav, og det er derfor anbefalt å ikke sette i gang tiltak for nedsetting av en rensebarriere. Tiltaksplan ble innsendt Tromsø kommune i april 2014.

Dersom en fullskala rensebarriere skulle ha blitt etablert, er det anbefalt å sette utlekkingsstester i fronten av fyllingen, etablere automatiske dataloggere som måler elektrisk ledningsevne og grunnvannsnivå i flere brønner, og korrigere dataloggere for tetthetsforskjeller. Det bør bores ned til fast fjell i flere punkter langs strandkanten for bedre forståelse av geologiske forhold. Det er også anbefalt å utføre prøvetaking av sigevann og grunnvann ved ulike værforhold. Det er ønskelig å se hvilken effekt økte nedbørsmengder har på sigevannsdannelsen.

For riktig valg av barrierestoff, kunne det blitt satt kolonneforsøk med sigevann fra fyllingen.

10 Referanser

Aasen, R. A., C. E. (2007). Testing av filtermateriale for rensing av sigevann fra Bangarvågen deponi. Resultater fra kolonneforsøk. Bioforsk: 17.

Amundsen, C. E. S., P.; Kitterød, N. O.; Aasen, R.; Eggen, T. (2007). Bioforsk Rapport Vol. 1 Nr. 139 2006 Transport av tributyltinn fra sjønære deponier. Bioforsk, Bioforsk Jord og Miljø: 45.

Anderson, M. P. and W. W. Woessner (1992). Applied groundwater modeling: simulation of flow and advective transport. San Diego, Calif., Academic Press.

Appelo, C. A. J. and D. Postma (1993). Geochemistry, groundwater and pollution. Rotterdam, Balkema.

Ataie-Ashtiani, B., R. E. Volker and D. A. Lockington (1999). "Tidal effects on sea water intrusion in unconfined aquifers." Journal of Hydrology **216**(1-2): 17-31.

Bacocchi, R., M. R. Boni and L. D'Aprile (2003). "Characterization and performance of granular iron as reactive media for TCE degradation by permeable reactive barriers." Water, Air, and Soil Pollution **149**(1-4): 211-226.

Bakker, M. and F. Schaars (2013). "Modeling Steady Sea Water Intrusion with Single-Density Groundwater Codes." Ground Water **51**(1): 135-144.

Beldring, S., L. Roald and A. Voksø (2002). "Avrenningskart for Norge. Årsmiddelverdier for avrenning 1961-1990." Map of annual runoff for Norway for the period 1961-1990. Norwegian Water Resources and Energy Directorate, Document(2): 49.

Benjamin, M. M. (2002). Water chemistry, McGraw-Hill New York.

Birke, V., H. Burmeier and D. Rosenau (2003). "Design, construction, and operation of tailored permeable reactive barriers." Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management **7**(4): 264-280.

Brattli, B. (2009). Fysisk og kjemisk hydrogeologi, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Institutt for geologi og bergteknikk CY - Trondheim.

Brovelli, A., X. Mao and D. A. Barry (2007). "Numerical modeling of tidal influence on density-dependent contaminant transport." Water Resources Research **43**(10): W10426.

Bäckström, M., S. Karlsson, L. Bäckman, L. Folkesson and B. Lind (2004). "Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment." Water Research **38**(3): 720-732.

Cepeda, J. (2012). Risiko for kvikkleireskred, Kvikkleirekartlegging - Tromsø m/omland, Norges vassdrag- og energidirektorat

Christensen, T. H., P. Kjeldsen, P. L. Bjerg, D. L. Jensen, J. B. Christensen, A. Baun, H. J. Albrechtsen and G. Heron (2001). "Biogeochemistry of landfill leachate plumes." Applied Geochemistry **16**(7-8): 659-718.

Cummings, D. E., F. Caccavo, S. Fendorf and R. F. Rosenzweig (1999). "Arsenic mobilization by the dissimilatory Fe (III)-reducing bacterium *Shewanella alga* BrY." Environmental Science & Technology **33**(5): 723-729.

Dahl, R. and H. Sveian (2004). Ka dokker mein førr stein!: geologi, landskap og ressurser i Troms. Trondheim, Norges geologiske undersøkelse.

de Beer, H. (2008). Statusrapport grunnvannsovervåkning og hydrogeologisk modellering ved Bryggen i Bergen, NGU: 41.

eKlima. (2014). "Gratis tilgang til Meteorologiske instituttets vær- og klimadata fra historiske data til sanntidsobservasjoner."

El-Fadel, M. and R. Khoury (2000). "Modeling Settlement in MSW Landfills: a Critical Review." Critical Reviews in Environmental Science and Technology **30**(3): 327-361.

Evenset, A. L., L. H.; Kibsgaard, A.; Pettersen, A. (2005). Forebygging og sanering av miljøforurensning i Tromsø havneområde og Tromsøysund, Akvaplan-Niva: 68+vedlegg.

Fetter, C. W. (1999). Contaminant hydrogeology. Upper Saddle River, N.J., Prentice Hall.

Fetter, C. W. (2001). Applied hydrogeology. Upper Saddle River, N.J., Prentice-Hall.

Guo, W. and C. D. Langevin (2002). User's guide to SEAWAT: A computer program for simulation of three-dimensional variable-density ground-water flow, US Department of the Interior, US Geological Survey.

Jensen, H. K. B. and H. de Beer (2005). Miljøteknisk grunnundersøkelse av Tromsdalen avfallsdeponi, Tromsø. Trondheim.

Kartverket. (2014).

Kjeldsen, P., M. A. Barlaz, A. P. Rooker, A. Baun, A. Ledin and T. H. Christensen (2002). "Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review." Critical Reviews in Environmental Science and Technology **32**(4): 297-336.

Landmark, K. and J. J. Møller (1987). "Tromsøya, berggrunn, løsmasser og strandlinjer." NAGS-nytt **14** (1): 12-15.

Longva, O., D. Ottesen and E. Muring (1998). Undersjøiske skjelsandressursar i Troms. Trondheim: 36.

Mao, X., P. Enot, D. A. Barry, L. Li, A. Binley and D. S. Jeng (2006). "Tidal influence on behaviour of a coastal aquifer adjacent to a low-relief estuary." Journal of Hydrology **327**(1-2): 110-127.

Merkel, B. J., B. Planer-Friedrich and D. Nordstrom (2008). "Groundwater geochemistry." A Practical Guide to Modeling of Natural and Contaminated Aquatic Systems **2**.

Mohammadzadeh, H. and I. Clark (2011). "Bioattenuation in Groundwater Impacted by Landfill Leachate Traced with $\delta^{13}\text{C}$." Groundwater **49**(6): 880-890.

Moore, W. S. (1999). "The subterranean estuary: a reaction zone of ground water and sea water." Marine Chemistry **65**(1): 111-125.

Mulligan, A. E., C. Langevin and V. E. A. Post (2011). "Tidal Boundary Conditions in SEAWAT." Ground Water **49**(6): 866-879.

NGU (2013). "WMS Løsmassekart Tromsø."

NGU. (2014). "Berggrunnskart." 2014.

NGU. (2014). "Nasjonal løsmassedatabase."

Nickson, R., J. McArthur, P. Ravenscroft, W. Burgess and K. Ahmed (2000). "Mechanism of arsenic release to groundwater, Bangladesh and West Bengal." Applied Geochemistry **15**(4): 403-413.

Nickson, R., J. McArthur, B. Shrestha, T. Kyaw-Myint and D. Lowry (2005). "Arsenic and other drinking water quality issues, Muzaffargarh District, Pakistan." Applied Geochemistry **20**(1): 55-68.

NVE. (2014). "NVE Atlas."

Okkenhaug, G. A., H. P. (2012). Miljøgifter i sigevann fra avfallsdeponier. Data fra perioden 2006-2010. Hovedrapport, NGI.

Ottesen, R., J. Bogen, B. Bølviken, T. Volden and T. Haugland (2000). "Geokjemisk atlas for Norge." Norges Geologiske Undersøkelser, Norges Vassdrags og Elektrisitetsverk.

Paus, K. H. (2014). Modeling the Influence of NaCl on Cd and Zn Mobility in Bioretention Cells Using PHREEQC. Chemical Processes in Soil and Groundwater (GEO9900). University of Oslo.

Robinson, C., A. Brovelli, D. A. Barry and L. Li (2009). "Tidal influence on BTEX biodegradation in sandy coastal aquifers." Advances in Water Resources **32**(1): 16-28.

Robinson, C., B. Gibbes and L. Li (2006). "Driving mechanisms for groundwater flow and salt transport in a subterranean estuary." Geophysical Research Letters **33**(3): L03402.

Robinson, C., L. Li and D. A. Barry (2007). "Effect of tidal forcing on a subterranean estuary." Advances in Water Resources **30**(4): 851-865.

Salomons, W. and W. Mook (1980). "Biogeochemical processes affecting metal concentrations in lake sediments (IJsselmeer, The Netherlands)." Science of the Total Environment **16**(3): 217-229.

Segar, D., L. Basberg and O. M. Sæther (1997). "An introduction to hydrogeological and geochemical models and modeling." Geological Survey of Norway, Trondheim, Norway.

Segar, D., L. Basberg and O. M. Sæther (1997). An introduction to hydrogeological and geochemical models and modelling: 108.

seHavnivå. (2014). "Vannstand og tidevannsinformasjon."

-
- SFT (2005). "TA-2095/2005 Veileder om bunn- og sidetetting av deponier."
- SFT (2007). "Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter." TA-2229/2007.
- SFT (2009). "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn." Veileder TA-2553/2009.
- Simon, F. G., T. Meggyes and C. McDonald (2002). Advanced groundwater remediation: active and passive technologies. London, Thomas Telford.
- Smith, A. J. (2004). "Mixed convection and density-dependent seawater circulation in coastal aquifers." Water Resources Research **40**(8).
- SWS (2011). "Visual MODFLOW 2011.1 User's Manual."
- Tuttle, K. J. (2014). Personlig kommunikasjon. Norconsult AS.
- Vannmiljø. (2014). "Registrering og analyse av tilstand i vann."
- Vasstein, S. M. (2013). "Et forstudie av numerisk modelleringsmetode av forurensningstransport i et nedlagt kommunalt avfallsdeponi. Litteraturstudium og metodebeskrivelse." Masteroppgave.
- Vestfjord, T. (2013). Personlig kommunikasjon. Norconsult AS.
- Webinnsyn. (2014). "Kartportalen for Tromsø kommune, web-kart."
- Zwaan, K. B. (2001). "Tromsø. Berggrunnskart Tromsø 15343 1:50 000 trykt i farger." Kart.

11 Vedlegg

11.1 Vedlegg 1: Parametere for BTEX-komponenter

Tabell 11.1: Nedbrytningsreaksjoner og kinetiske parametere for BTEX-komponenter (Robinson, Brovelli et al. 2009)

Parameter	Verdi
<i>Toluene</i>	
Reaksjon	$C_7H_8+9O_2=7CO_2+4H_2O$
$\mu_{max_Toluene}$	$8.6\ d^{-1}$
$K_{s_Toluene}$	$0.0076\ mmol\ l^{-1}$
$Y_{Toluene}$	0.6
<i>Benzene</i>	
Reaksjon	$C_6H_6+7.5O_2=6CO_2+3H_2O$
μ_{max_Benzen}	$8.4\ d^{-1}$
K_{s_Benzen}	$0.03\ mmol\ l^{-1}$
Y_{Benzen}	0.6
<i>Ethylbenzene</i>	
Reaksjon	$C_8H_{10}+10.5O_2=8CO_2+5H_2O$
$\mu_{max_Ethylbenzen}$	$8.5\ d^{-1}$
$K_{s_Ethylbenzen}$	$0.05\ mmol\ l^{-1}$
$Y_{Ethylbenzene}$	0.6
<i>Xylener</i>	
Reaksjon	$C_8H_{10}+10.5O_2=8CO_2+5H_2O$
μ_{max_Xylene}	$8.5\ d^{-1}$
K_{s_Xylene}	$0.065\ mmol\ l^{-1}$
Y_{Xylene}	0.6
<i>Aerob biomasse</i>	
K_{s_O}	$0.036\ mmol\ l^{-1}$
b_b	$0.1\ d^{-1}$

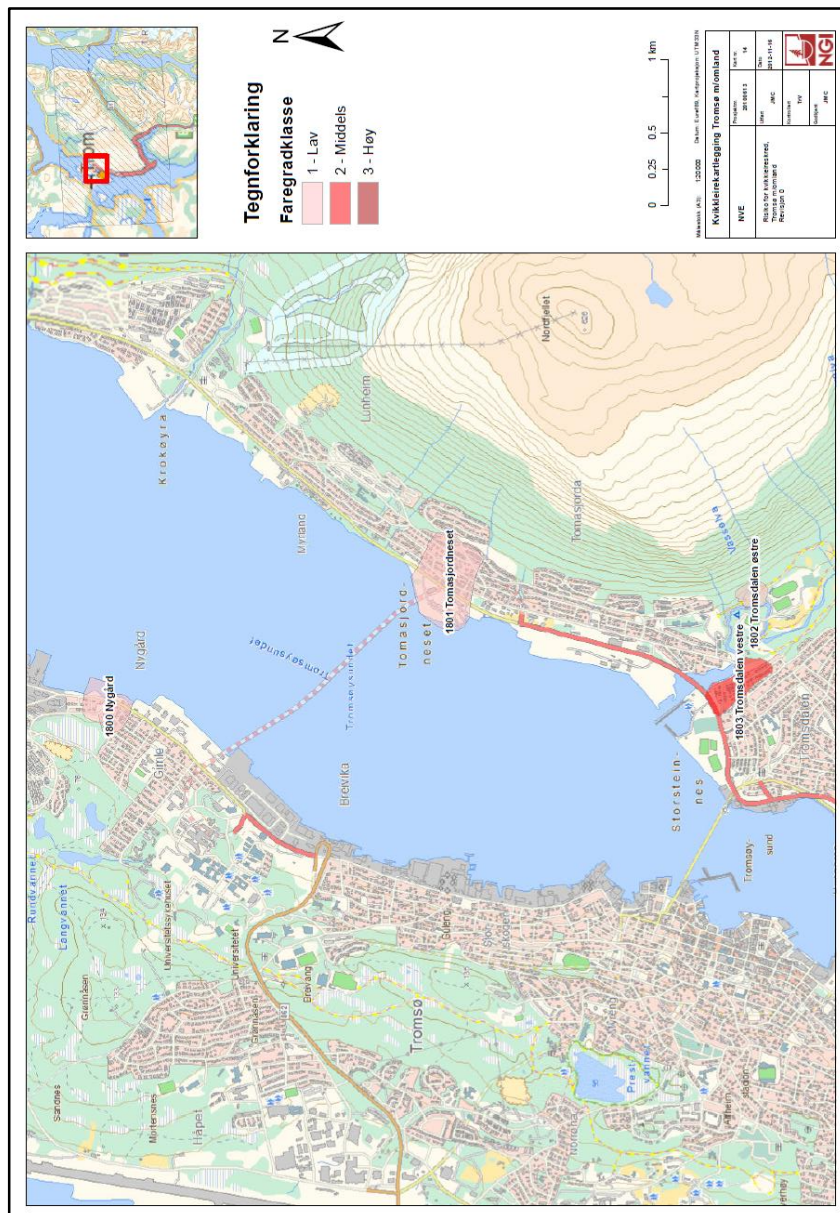
11.2 VEDLEGG 2: Tilstandsklasser for veileder TA-2553/2009

Tilstandsklasse/ Stoff	1	2	3	4	5
	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Arsen	< 8	8-20	20-50	50-600	600-1000
Bly	< 60	60 -100	100-300	300-700	700-2500
Kadmium	<1,5	1,5-10	10-15	15-30	30-1000
Kvikksølv	<1	1-2	2-4	4-10	10-1000
Kobber	< 100	100-200	200-1000	1000-8500	8500-25000
Sink	<200	200-500	500-1000	1000-5000	5000-25000
Krom (III)	<50	50-200	200-500	500-2800	2800-25000
Krom (VI)	<2	2-5	5-20	20-80	80-1000
Nikkel	< 60	60- 135	135-200	200-1200	1200-2500
ΣPCB ₇	< 0,01	0,01-0,5	0,5-1	1-5	5-50
DDT	<0,04	0,04-4	4-12	12-30	30-50
ΣPAH ₁₆	<2	2-8	8-50	50-150	150-2500
Benzo(a)pyren	< 0,1	0,1-0,5	0,5- 5	5 -15	15-100
Alifater C8-C10 ¹⁾	< 10	≤10	10-40	40-50	50-20000
Alifater > C10- C12 ¹⁾	< 50	50- 60	60-130	130-300	300-20000
Alifater > C12- C35	< 100	100-300	300-600	600-2000	2000-20000
DEHP	<2,8	2,8-25	25-40	40-60	60-5000
Dioksiner/furaner	<0.00001	0,00001- 0,00002	0,00002- 0,0001	0,0001- 0,00036	0,00036-0,015
Fenol	<0,1	0,1-4	4-40	40-400	400-25000
Benzen ¹⁾	<0,01	0,01-0,015	0,015-0,04	0,04-0,05	0,05-1000
Trikloretan	<0,1	0,1-0,2	0,2-0,6	0,6-0,8	0,8-1000

1) For flyktige stoffer vil gass som eksponeringsvei gi lave grenseverdier for human helse. Dersom gass i bygg ikke er en relevant eksponeringsvei bør det utføres en stedspesifikk risikovurdering for å beregne stedspesifikke akseptkriterier.

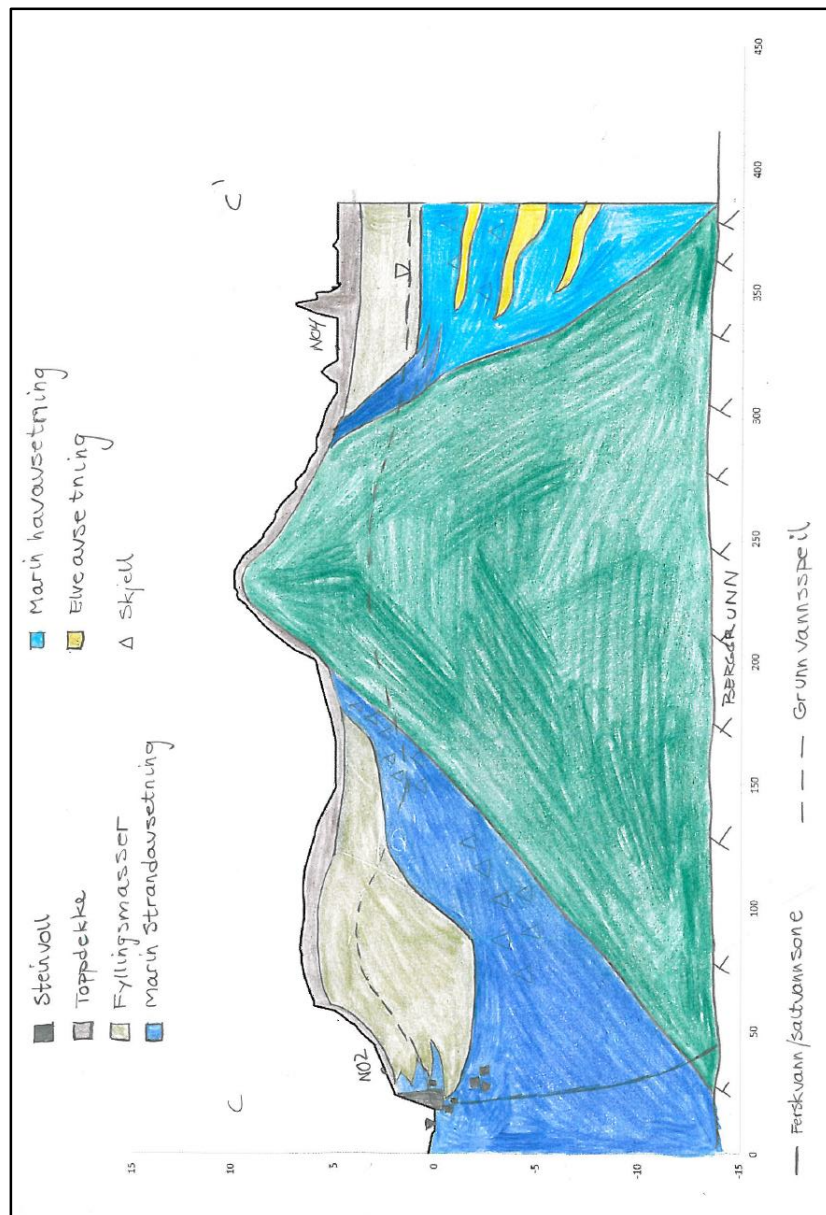
Figur 11.1: Tilstandsklasser for forurenset grunn. Konsentrasjonene er gitt i mg/kg TS (SFT 2009)

11.3 VEDLEGG 3: Områder med risiko for kvikkleire, Tromsø kommune



Figur 11.2: Oversiktskart over kvikkleiresoner og faregrad i Tromsø (Cepeda 2012)

11.4 VEDLEGG 4: Geologisk profil av Tromsdalsfyllingen



Figur 11.3: Geologisk profil fra brønn NO2 til brønn NO4, gjennom randmorenen

11.6 VEDLEGG 6: Data for korrigering av manglende nedbørsdata

Tabell 11.2: Verdier av nedbør for nærliggende stasjoner til Tromsdalen stasjon (eKlima 2014)

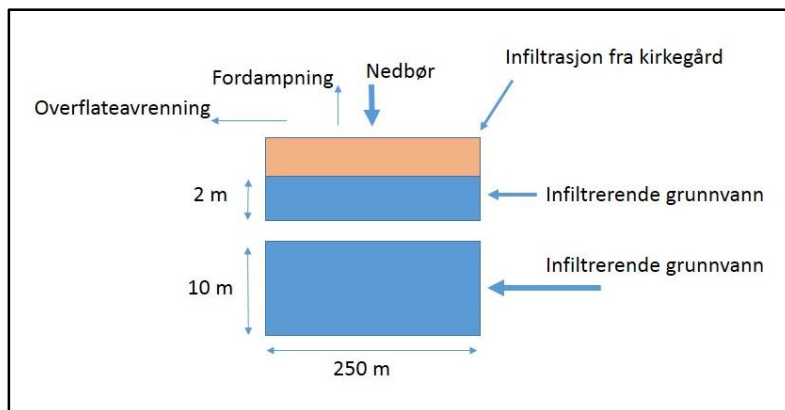
Måned	Nedbør [mm]				Gjennomsnittlig nedbør [mm]
	90400	90451	90495	90490	Tromsdalen
okt.12	83.7	80.8	90.8	79.8	83.775
nov.12	74.5	62.3	80.8	78.7	74.075
des.12	13.5	5	6.4	7.2	8.025
jan.13	111	97.7	121.3	127.2	
feb.13	135.1	106.9	84.2	130.4	
mar.13	84.4	55	79.9	86.6	
apr.13	50.5	34.2	46.2	54.6	
mai.13	19.6	10.9	21.7	15	
jun.13	59.4	62	59.4	49.4	
jul.13	140.7	115.5	108.1	123.3	
aug.13	103.5	93.3	103.8	93.4	
sep.13	44.2	41.5	43.3	27.1	

11.7 VEDLEGG 7: Beregning av vannbalanse

Beregninger ble utført i prosjektoppgaven (Vasstein 2013). Bidraget til øst-siden er ansett neglisjerbart i forhold til vest-siden.

Parametere til området vest for kirkegården:

Areal kirkegård:	3898 m ²
Areal fylling:	58 904 m ²
Areal nedbørsfelt:	477 766 m ²
Areal aktivt deponilag:	500 m ²
Hydraulisk konduktivitet, K:	1.89*10 ⁻⁷ m/s
Gradient, dh/dl:	0.007142
Gjennomsnittlig normalnedbør:	1000 mm/år
Avrenning:	0.943 m/år
Fordampning:	0.057 m/år
Infiltrasjonsrate på deponisletten og kirkegård:	90 %
Infiltrasjonsrate på nedbørsfeltet:	40 %



Figur 11.5: Inn- og utstrømninger i vannbalansen for vest-siden på Tromsdalsfyllingen

Vannbalanse Vest-siden:	
Øvre lag:	
Nedbør – Fordampning	49 992 m ³ /år
Infiltrasjon fra kirkegård	3308 m ³ /år
Infiltrerende grunnvann	21.3 m ³ /år
SUM Øvre lag:	53 321 m ³ /år
Nedre lag:	
Infiltrasjon fra nedbørsfelt	180 213 m ³ /år
Infiltrerende grunnvann	106.4 m ³ /år
Sum Nedre lag:	180 320 m ³ /år
SUM TOTALT:	233 641 m³/år

11.8 VEDLEGG 8: Parametere for kalibreringsdata i Visual MODFLOW

Alle definisjoner er hentet fra SWS (2011):

Calibration Residual (R_i): differansen mellom kalkulert resultat og observert resultat ved utvalgte datapunkt. $R_i = X_{cal} - X_{obs}$

Residual Mean (\bar{R}): gjennomsnittlig differanseverdier mellom kalkuleerte og observerte verdier. $\bar{R} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n R_i$. Verdien for residual mean skal aldri brukes alene som et mål mellom korrelasjon mellom observert og kalkuleerte data. Det kan forekomme at over-estimerte og under-estimerte verdier

Absolute Residual Mean: det samme som residual mean, men den måler den gjennomsnittlige absoluttverdien av restverdier. Denne verdien er en bedre indikasjonsparemer enn residual mean, fordi den måler gjennomsnittlig størrelse av restverdier.

Standard Error of the Estimate (SEE): er et mål på variabiliteten av restverdi rundt den

forventede restverdien, og uttrykkes $SEE = \sqrt{\frac{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (R_i - \bar{R})^2}{n}}$

Root Mean Squared (RMS): definert ved følge ligning $RMS = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n R_i^2}$

Normalized Root Mean Squared: denne verdien er RMS dividert på maks forskjell i observerte trykkehøyde, og uttrykkes $NormalizedRMS = \frac{RMS}{(X_{obs})_{max} - (X_{obs})_{min}}$. Verdien uttrykkes i prosent, og er mer representativ for tilpasning av data enn standard RMS, da den tar hensyn til skalaen av det potensielle spekteret av dataverdier. For eksempel vil en RMS verdi på 1.5 % være dårlig hvis data varierer mellom 10 og 20, men vil være en eksemplarisk verdi med dataverdier mellom 100 og 200. I disse to tilfellene vil NormalizedRMS være 15% og 1.5 % respektivt.

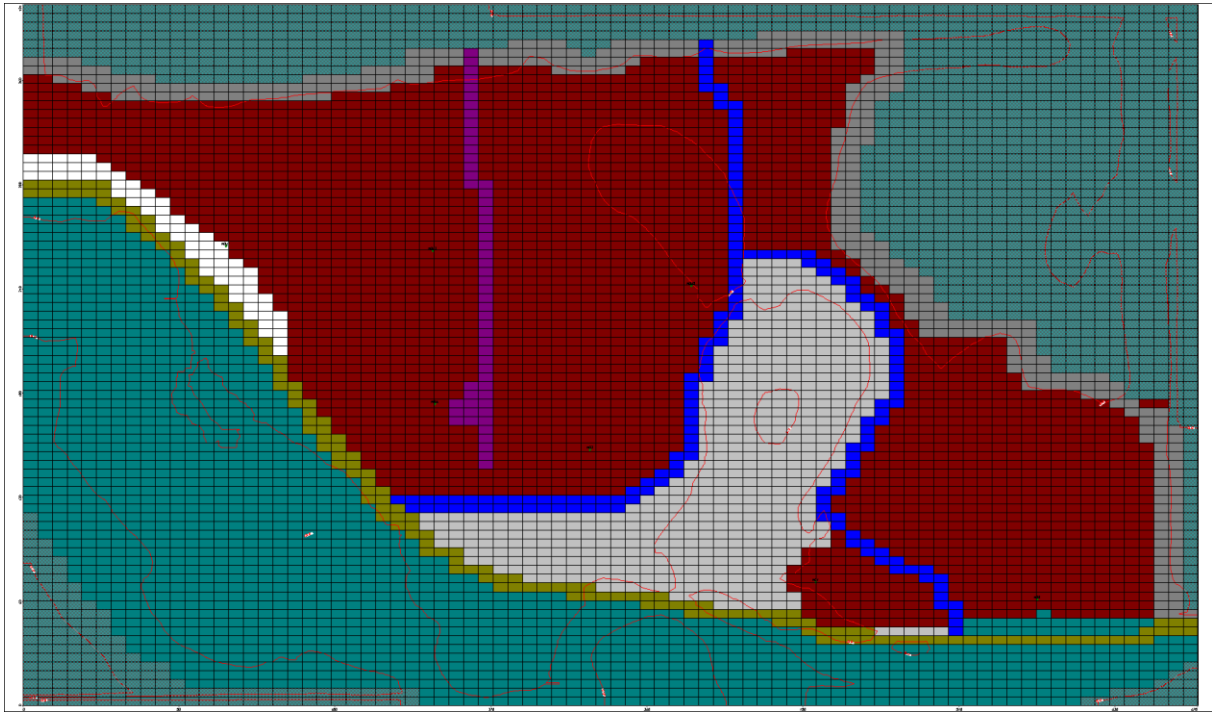
Evaluering av usikkerhet: usikkerheten i hvordan trykkehøyde simuleres kan uttrykkes ved å bruke konfidensintervall. Et konfidensintervall er et intervall der en hypotese er ansett holdbar innenfor et gitt signifikansnivå α . Formål ved modellkalibrering, er å definere en hypotese slik at enhver gitt Residual er lik gjennomsnittlig Residual. For et konfidensintervall, er en øvre og nedre grense for gjennomsnittene generert, noe som gir en indikasjon på hvor mye usikkerhet som er involvert i den estimerte sanne gjennomsnittsverdien. Jo smalere intervall, jo mer presis er estimatet. Konfidensintervallet $(1-\alpha)100\%$ er definert ved følgende ligning: $Range = \bar{X} \pm Z \left[\frac{s}{\sqrt{n}} \right]$ Der X er prøvens gjennomsnitt, s er prøvens standarddeviasjon, n er antallet observasjoner, og Z er verdien av standard normal variabler som setter $\alpha/2$ prosent i hver Student-t fordeling.

95 % Confidence Interval: denne verdien visualiserer spekteret av kalkuleerte verdier for hver observasjonsverdi som med 95 % konfidens simulerer at resultatene er akseptable for gitte

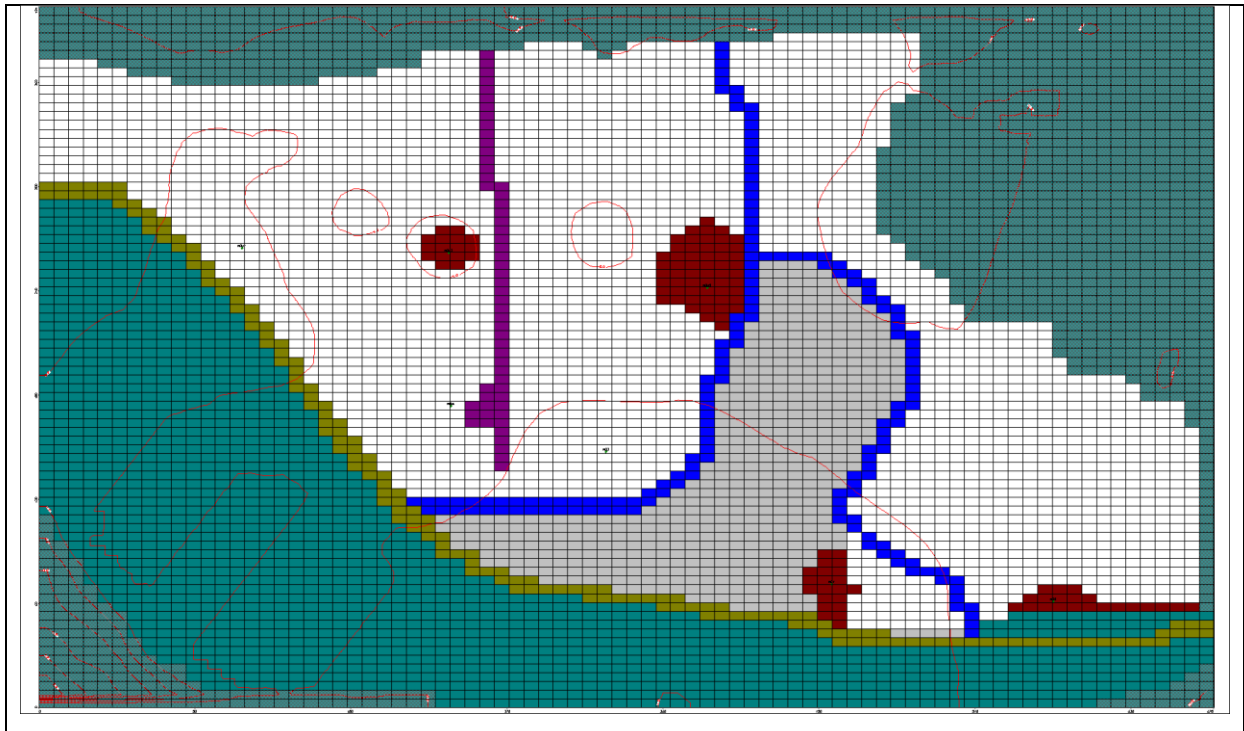
observasjonsverdier. Målet er å få en 45 graders linje der $X=Y$ som faller innenfor 95 % konfidensintervall-linjene.

95 % Interval: dette er intervallet hvor 95 % av totalt antall datapunkt er forventet å opptre.

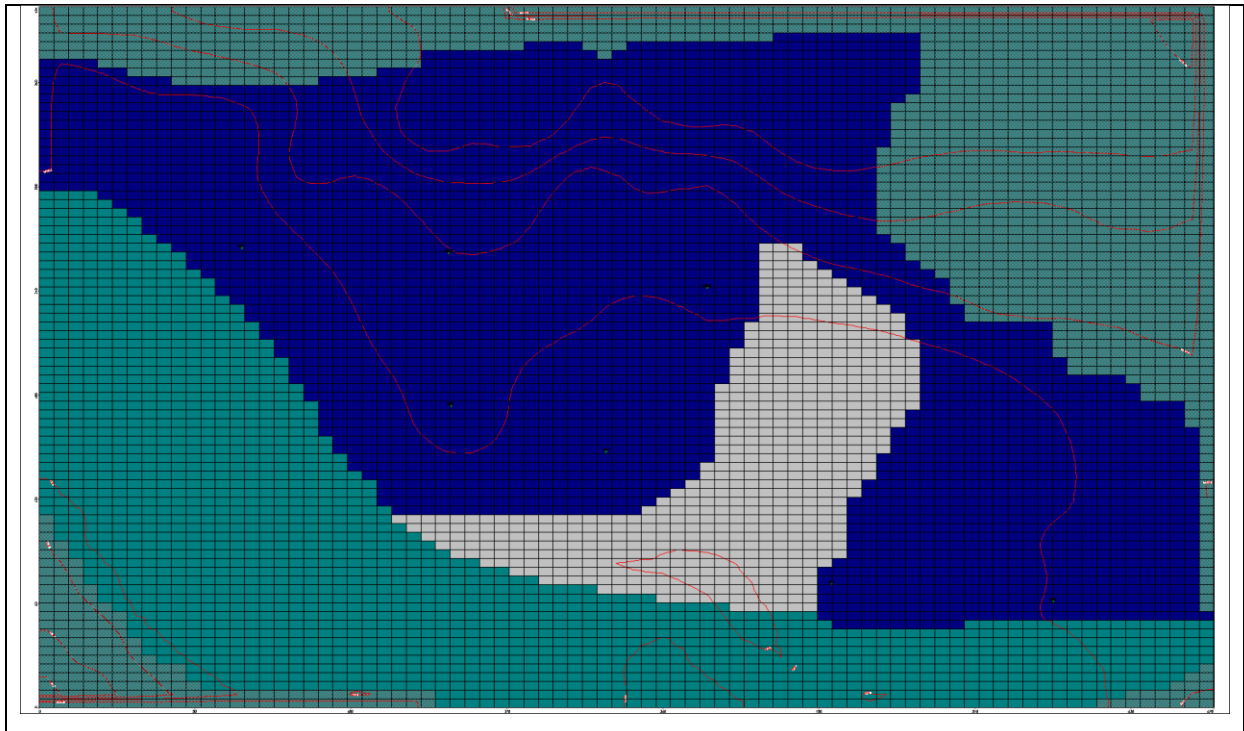
11.9 VEDLEGG 9: Hydrogeologiske egenskapssoner i Visual MODFLOW



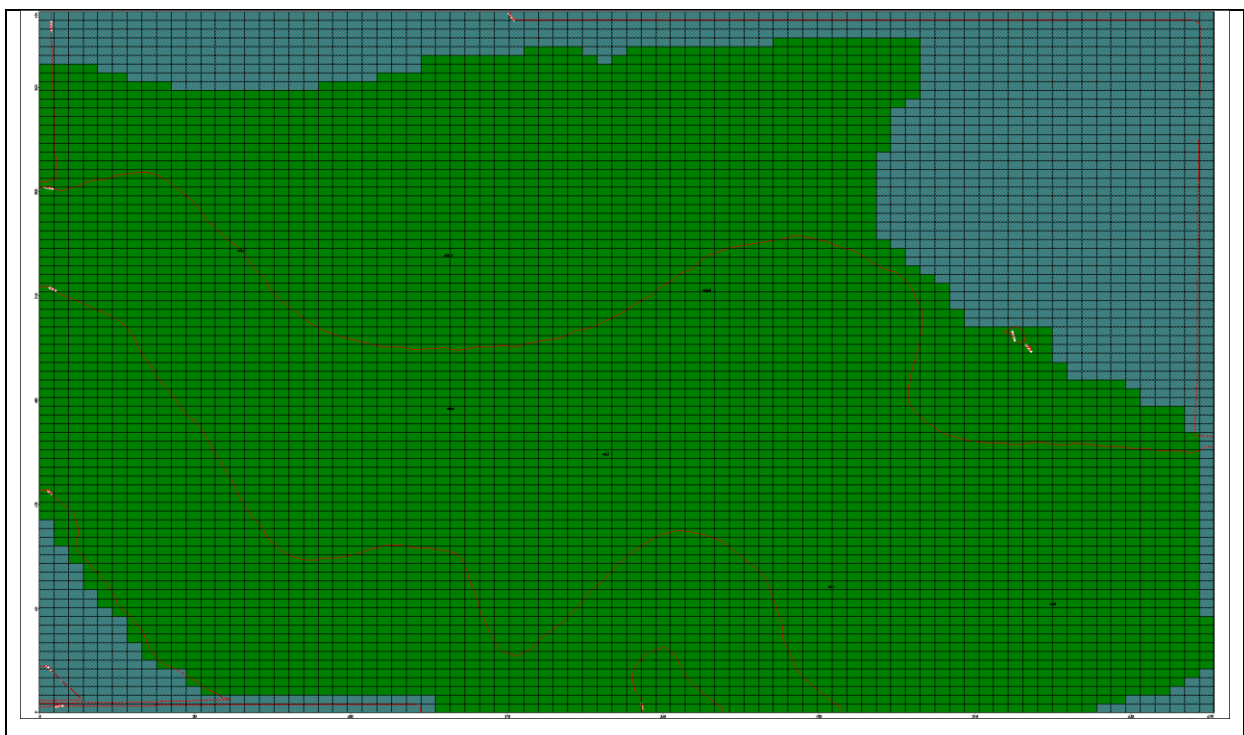
Figur 11.6: Hydrogeologiske egenskapssoner for lag 1 i Visual MODFLOW



Figur 11.7: Hydrogeologiske egenskapssoner for lag 2 i Visual MODFLOW



Figur 11.8 Hydrogeologiske egenskapszoner for lag 3 i Visual MODFLOW

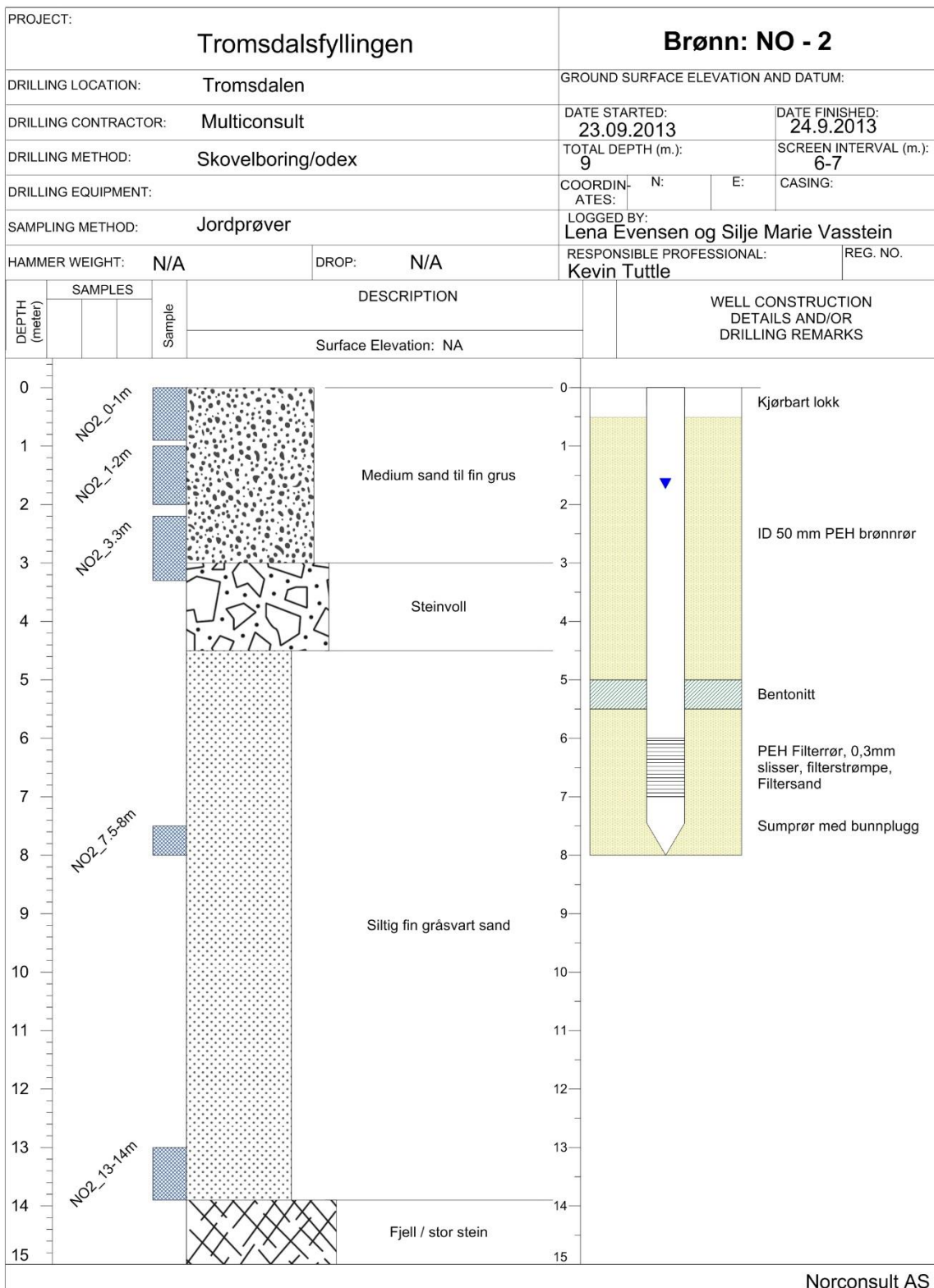


Figur 11.9: Hydrogeologiske egenskapszoner for lag 4 i Visual MODFLOW

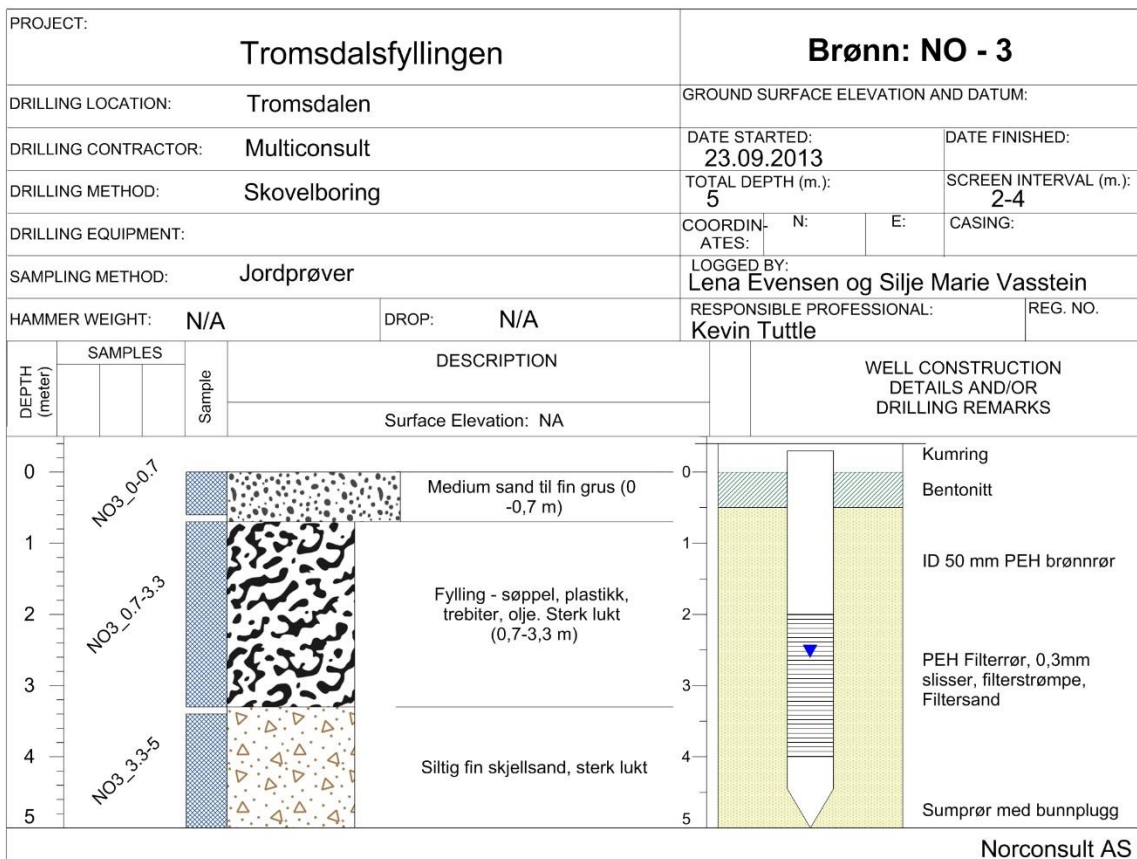
11.10 VEDLEGG 10: Brønnloggere av Norconsult AS

PROJECT:		Tromsdalsfyllingen		Brønn: NO - 1	
DRILLING LOCATION:		Tromsdalen		GROUND SURFACE ELEVATION AND DATUM:	
DRILLING CONTRACTOR:		Multiconsult		DATE STARTED:	DATE FINISHED:
DRILLING METHOD:		Skovelboring		TOTAL DEPTH (m.):	SCREEN INTERVAL (m.):
DRILLING EQUIPMENT:				COORDINATES: N:	E:
SAMPLING METHOD:		Jordprøver		LOGGED BY:	
HAMMER WEIGHT:		N/A	DROP:	N/A	RESPONSIBLE PROFESSIONAL:
				REG. NO.	
				Kevin Tuttle	
DEPTH (meter)	SAMPLES		DESCRIPTION	WELL CONSTRUCTION DETAILS AND/OR DRILLING REMARKS	
		Sample			
Surface Elevation: NA					
0	NO1_1m		Medium sand, organisk rik jord, noe lukt i nederste del (0 - 1 m)	0	Kumring
1	NO1_2m		Fylling - søppel, plastikk, trebiter, olje. Sterk lukt (1 - 2,7 m)	1	Bentonitt
2				2	ID 50 mm PEH brønnrør
3	NO1_3m		Siltig fin skjellsand, sterk lukt	3	PEH Filterør, 0,3mm slisser, filterstrømpe, Filtersand
4				4	
5				5	Sumpør med bunnplugg
Norconsult AS					

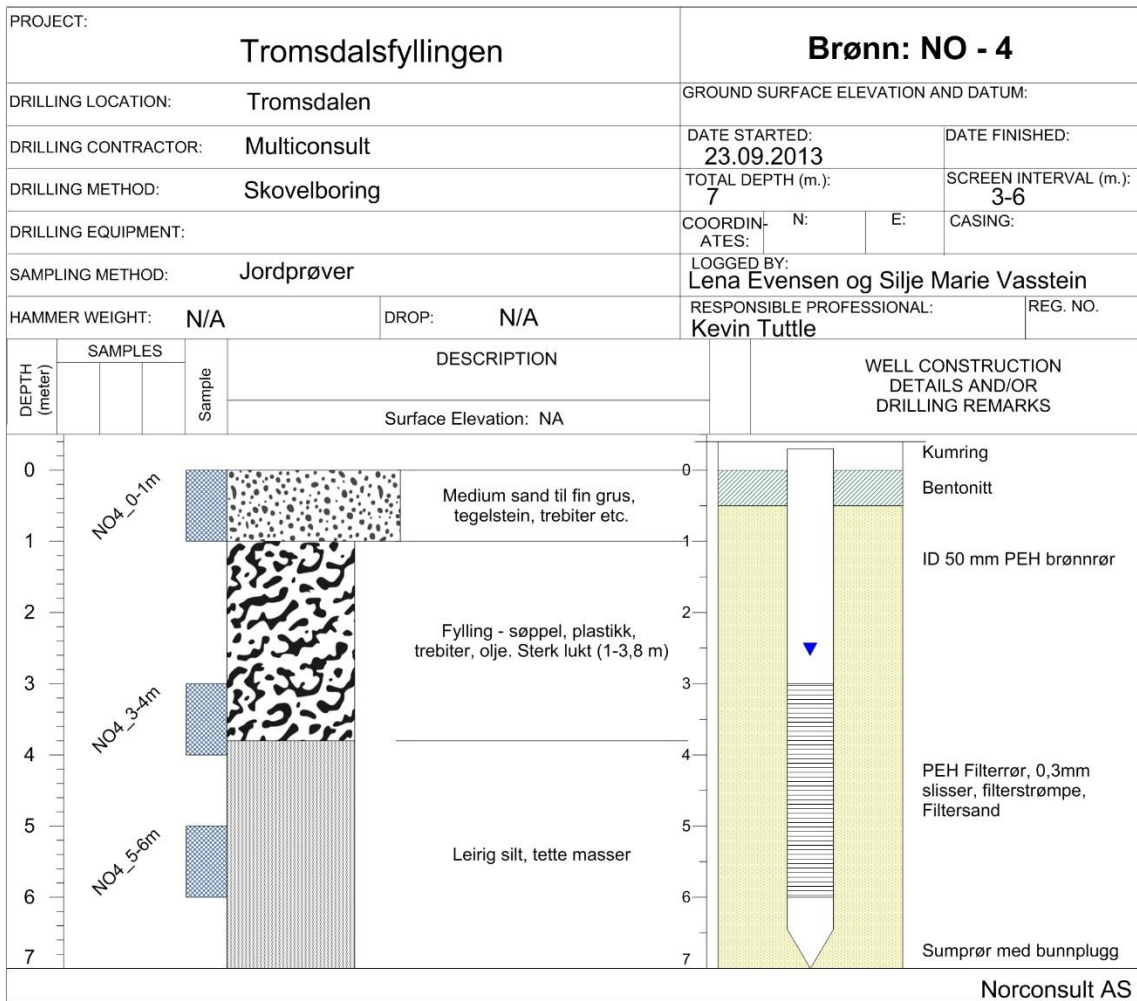
Figur 11.10: Brønnlogger for grunnvannsbrønn NO1



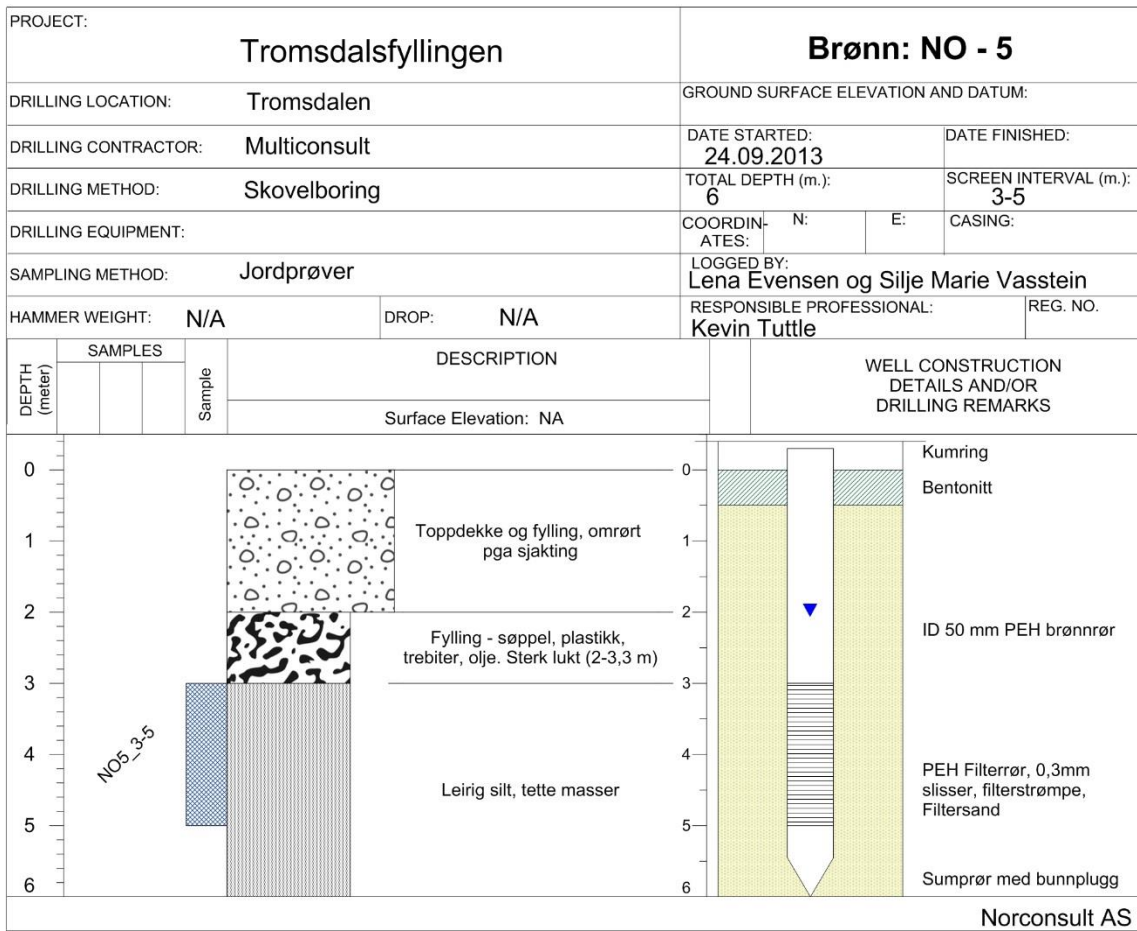
Figur 11.11: Brønnlogger for grunnvannsbrønn NO2



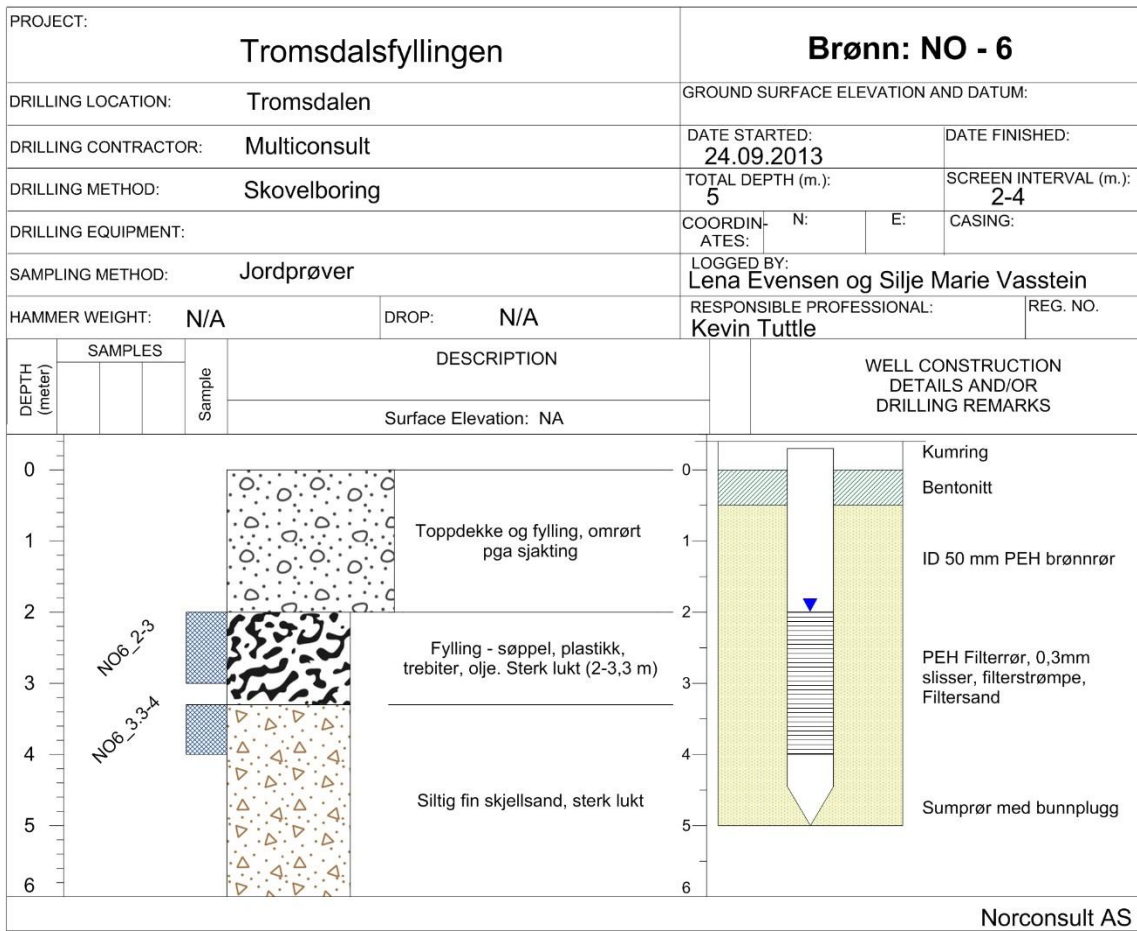
Figur 11.12: Brønnlogger for grunnvannsbrønn NO3



Figur 11.13: Brønnlogger for grunnvannsbrønn NO4



Figur 11.14: Brønnlogger for brønn NO5



Figur 11.15: Brønnligger for grunnvannsbrønn NO6

11.11 VEDLEGG 11: Analyseresultater fra feltarbeid september 2013

Analyseresultatene for grunnvann, sigevann og jordprøver fra ALS Laboratory Group vises nedenfor. Grunnvann kalles sigevann i analyseresultater på grunn av analyseprogram for avfallsdeponi.



Prosjekt Tromsdalsfyllinga
 Bestnr 5132607
 Registrert 2013-10-31
 Utstedt 2013-11-20

Norconsult AS
Robin Bråtveit
Ansattnr: 92211
Ingvald Ystgaardsvei 3A
7047 Trondheim
Norge

Analyse av vann

Deres prøvenavn	NO2					
	Sigevann					
Labnummer	N00274420					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Alifater >C5-C8	<10		µg/l	1	1	MORO
Alifater >C8-C10	<10		µg/l	1	1	MORO
Fraksjon >C10-C12	<5.0		µg/l	1	1	MORO
Fraksjon >C12-C16	<5.0		µg/l	1	1	MORO
Fraksjon >C16-C35	<30		µg/l	1	1	MORO
Bensen	<0.20		µg/l	1	1	MORO
Toluen	<0.50		µg/l	1	1	MORO
Etylbensen	<0.10		µg/l	1	1	MORO
m/p-Xylener	<0.20		µg/l	1	1	MORO
o-Xylen	<0.10		µg/l	1	1	MORO
Sum BTEX*	n.d.		µg/l	1	1	MORO
Styren	<0.20		µg/l	1	1	MORO
MTBE	<0.20		µg/l	1	1	MORO
Naftalen	<0.100		µg/l	1	1	MORO
Acenaftylen	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Acenaften	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Fluoren	<0.020		µg/l	1	1	MORO
Fenantren	<0.030		µg/l	1	1	MORO
Antracen	<0.020		µg/l	1	1	MORO
Fluoranten	<0.030		µg/l	1	1	MORO
Pyren	<0.060		µg/l	1	1	MORO
Benso(a)antracen^	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Krysen^	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Benso(b)fluoranten^	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Benso(k)fluoranten^	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Benso(a)pyren^	<0.020		µg/l	1	1	MORO
Dibenso(ah)antracen^	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Benso(ghi)perylen	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Indeno(123cd)pyren^	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Sum PAH-16*	n.d.		µg/l	1	1	MORO
Sum PAH carcinogene^*	n.d.		µg/l	1	1	MORO
PCB 28	<0.0011		µg/l	1	1	MORO
PCB 52	<0.0011		µg/l	1	1	MORO
PCB 101	<0.0008		µg/l	1	1	MORO
PCB 118	<0.0011		µg/l	1	1	MORO
PCB 138	<0.0012		µg/l	1	1	MORO
PCB 153	<0.0011		µg/l	1	1	MORO
PCB 180	<0.0010		µg/l	1	1	MORO



Deres prøvenavn	NO2					
	Sigevann					
Labnummer	N00274420					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Sum PCB-7*	n.d.		µg/l	1	1	MORO
As (Arsen)	<1.0		µg/l	2	1	MORO
Ba (Barium)	37.9	3.79	µg/l	2	1	MORO
Pb (Bly)	<1.0		µg/l	2	1	MORO
Cd (Kadmium)	<0.50		µg/l	2	1	MORO
Cu (Kopper)	2.0	0.2	µg/l	2	1	MORO
Co (Kobolt)	0.67	0.07	µg/l	2	1	MORO
Cr (Krom)	10.7	1.1	µg/l	2	1	MORO
Hg (Kvikksølv)	<0.020		µg/l	2	1	MORO
Mo (Molybden)	11.0	1.1	µg/l	2	1	MORO
Ni (Nikkel)	3.8	0.4	µg/l	2	1	MORO
Zn (Sink)	13.8	1.4	µg/l	2	1	MORO
Sn (Tinn)	<5.0		µg/l	2	1	MORO
V (Vanadium)	<5.0		µg/l	2	1	MORO
Monoklorbensen	<0.10		µg/l	2	1	MORO
Sum Diklorbensener	<0.150		µg/l	2	1	MORO
1,2,3-Triklorbensen	<0.10		µg/l	2	1	MORO
1,2,4-Triklorbensen	<0.10		µg/l	2	1	MORO
1,3,5-Triklorbensen	<0.20		µg/l	2	1	MORO
Sum Triklorbensener	<0.20		µg/l	2	1	MORO
1,2,3,4-Tetraklorbensen	<0.010		µg/l	2	1	MORO
1,2,3,5+1,2,4,5-Tetraklorbense	<0.020		µg/l	2	1	MORO
Sum Tetraklorbensener	<0.0150		µg/l	2	1	MORO
Pentaklorbensen	<0.010		µg/l	2	1	MORO
Heksaklorbensen	<0.0050		µg/l	2	1	MORO
2-Monoklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
3-Monoklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
4-Monoklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,3-Diklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,4+2,5-Diklorfenol	<0.20		µg/l	2	1	MORO
2,6-Diklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
3,4-Diklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
3,5-Diklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,3,4-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,3,5-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,3,6-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,4,5-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,4,6-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
3,4,5-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,3,4,5-Tetraklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,3,4,6-Tetraklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,3,5,6-Tetraklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
Pentaklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
o,p'-DDD	<0.010		µg/l	3	1	MORO
p,p'-DDD	<0.010		µg/l	3	1	MORO
o,p'-DDE	<0.010		µg/l	3	1	MORO
p,p'-DDE	<0.010		µg/l	3	1	MORO
o,p'-DDT	<0.010		µg/l	3	1	MORO
p,p'-DDT	<0.010		µg/l	3	1	MORO
a-HCH	<0.010		µg/l	3	1	MORO



Deres prøvenavn	NO2					
	Sigevann					
Labnummer	N00274420					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
b-HCH	<0.010		µg/l	3	1	MORO
g-HCH (Lindan)	<0.010		µg/l	3	1	MORO
Aldrin	<0.0050		µg/l	3	1	MORO
Dieldrin	<0.010		µg/l	3	1	MORO
Endrin	<0.010		µg/l	3	1	MORO
Isodrin	<0.010		µg/l	3	1	MORO
Telodrin	<0.010		µg/l	3	1	MORO
Heptaklor	<0.010		µg/l	3	1	MORO
cis-Heptakloreposid	<0.010		µg/l	3	1	MORO
trans-Heptakloreposid	<0.010		µg/l	3	1	MORO
a-Endosulfan	<0.010		µg/l	3	1	MORO
Diklormetan	<6.0		µg/l	3	1	MORO
1,2-Dikloreten	<1.0		µg/l	3	1	MORO
1,2-Diklorpropan	<1.0		µg/l	3	1	MORO
Triklorometan (kloroform)	<0.30		µg/l	3	1	MORO
Tetraklormetan	<0.10		µg/l	3	1	MORO
1,1,1-Trikloreten	<0.10		µg/l	3	1	MORO
1,1,2-Trikloreten	<0.20		µg/l	3	1	MORO
Trikloreten	<0.10		µg/l	3	1	MORO
Tetrakloreten	<0.20		µg/l	3	1	MORO
Vinylklorid	<1.0		µg/l	3	1	MORO
Bisfenol A	<0.10		µg/l	4	2	RIKR
2,3,7,8-TetraCDD	<10		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,7,8-PentaCDD	<10		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,4,7,8-HeksaCDD	<20		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,6,7,8-HeksaCDD	<20		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,7,8,9-HeksaCDD	<20		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD	<30		pg/l	5	2	RIKR
Oktaklordibensodioksin	<100		pg/l	5	2	RIKR
2,3,7,8-TetraCDF	<10		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,7,8-PentaCDF	<10		pg/l	5	2	RIKR
2,3,4,7,8-PentaCDF	<10		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,4,7,8-HeksaCDF	<20		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,6,7,8-HeksaCDF	<20		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,7,8,9-HeksaCDF	<20		pg/l	5	2	RIKR
2,3,4,6,7,8-HeksaCDF	<20		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF	<30		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF	<30		pg/l	5	2	RIKR
Sum I-TEQ NATO (PCDD/PCDF)*	n.d.		pg/l	5	2	RIKR



Deres prøvenavn	NGU_2					
	Sigevann					
Labnummer	N00274421					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Alifater >C5-C8	<10		µg/l	1	1	MORO
Alifater >C8-C10	<10		µg/l	1	1	MORO
Fraksjon >C10-C12	145	43.5	µg/l	1	1	MORO
Fraksjon >C12-C16	23.2	7.0	µg/l	1	1	MORO
Fraksjon >C16-C35	61	18	µg/l	1	1	MORO
Bensen	1.36	0.54	µg/l	1	1	MORO
Toluen	<0.50		µg/l	1	1	MORO
Etylbensen	22.5	9.00	µg/l	1	1	MORO
m/p-Xylener	47.6	19.0	µg/l	1	1	MORO
o-Xylen	0.76	0.30	µg/l	1	1	MORO
Sum BTEX*	72.3		µg/l	1	1	MORO
Styren	<0.20		µg/l	1	1	MORO
MTBE	<0.20		µg/l	1	1	MORO
Naftalen	5.59	1.84	µg/l	1	1	MORO
Acenaftylen	0.028	0.008	µg/l	1	1	MORO
Acenaften	0.594	0.178	µg/l	1	1	MORO
Fluoren	0.467	0.117	µg/l	1	1	MORO
Fenantren	0.546	0.142	µg/l	1	1	MORO
Antracen	0.063	0.016	µg/l	1	1	MORO
Fluoranten	0.106	0.033	µg/l	1	1	MORO
Pyren	<0.060		µg/l	1	1	MORO
Benso(a)antracen^	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Krysen^	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Benso(b)fluoranten^	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Benso(k)fluoranten^	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Benso(a)pyren^	<0.020		µg/l	1	1	MORO
Dibenso(ah)antracen^	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Benso(ghi)perylen	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Indeno(123cd)pyren^	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Sum PAH-16*	7.39		µg/l	1	1	MORO
Sum PAH carcinogene^*	n.d.		µg/l	1	1	MORO
PCB 28	<0.0022		µg/l	1	1	MORO
PCB 52	<0.0022		µg/l	1	1	MORO
PCB 101	<0.0015		µg/l	1	1	MORO
PCB 118	<0.0022		µg/l	1	1	MORO
PCB 138	<0.0024		µg/l	1	1	MORO
PCB 153	<0.0022		µg/l	1	1	MORO
PCB 180	<0.0019		µg/l	1	1	MORO
Sum PCB-7*	n.d.		µg/l	1	1	MORO
As (Arsen)	<1.0		µg/l	2	1	MORO
Ba (Barium)	175	17.5	µg/l	2	1	MORO
Pb (Bly)	<1.0		µg/l	2	1	MORO
Cd (Kadmium)	<0.50		µg/l	2	1	MORO
Cu (Kopper)	<1.0		µg/l	2	1	MORO
Co (Kobolt)	1.07	0.11	µg/l	2	1	MORO
Cr (Krom)	7.0	0.7	µg/l	2	1	MORO
Hg (Kvikksølv)	<0.020		µg/l	2	1	MORO
Mo (Molybden)	<1.0		µg/l	2	1	MORO



Deres prøvenavn	NGU 2					
	Sigevann					
Labnummer	N00274421					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Ni (Nikkel)	<1.0		µg/l	2	1	MORO
Zn (Sink)	47.8	4.8	µg/l	2	1	MORO
Sn (Tinn)	<5.0		µg/l	2	1	MORO
V (Vanadium)	<5.0		µg/l	2	1	MORO
Monoklorbensen	<0.10		µg/l	2	1	MORO
Sum Diklorbensener	0.690		µg/l	2	1	MORO
1,2,3-Triklorbensen	<0.10		µg/l	2	1	MORO
1,2,4-Triklorbensen	<0.10		µg/l	2	1	MORO
1,3,5-Triklorbensen	<0.20		µg/l	2	1	MORO
Sum Triklorbensener	<0.20		µg/l	2	1	MORO
1,2,3,4-Tetraklorbensen	<0.010		µg/l	2	1	MORO
1,2,3,5+1,2,4,5-Tetraklorbense	<0.020		µg/l	2	1	MORO
Sum Tetraklorbensener	<0.0150		µg/l	2	1	MORO
Pentaklorbensen	<0.010		µg/l	2	1	MORO
Heksaklorbensen	<0.0050		µg/l	2	1	MORO
2-Monoklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
3-Monoklorfenol	1.35	0.41	µg/l	2	1	MORO
4-Monoklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,3-Diklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,4+2,5-Diklorfenol	<0.20		µg/l	2	1	MORO
2,6-Diklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
3,4-Diklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
3,5-Diklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,3,4-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,3,5-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,3,6-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,4,5-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,4,6-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
3,4,5-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,3,4,5-Tetraklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,3,4,6-Tetraklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
2,3,5,6-Tetraklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
Pentaklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO
o,p'-DDD	<0.010		µg/l	3	1	MORO
p,p'-DDD	<0.010		µg/l	3	1	MORO
o,p'-DDE	<0.010		µg/l	3	1	MORO
p,p'-DDE	<0.010		µg/l	3	1	MORO
o,p'-DDT	<0.010		µg/l	3	1	MORO
p,p'-DDT	<0.010		µg/l	3	1	MORO
a-HCH	<0.010		µg/l	3	1	MORO
b-HCH	<0.010		µg/l	3	1	MORO
g-HCH (Lindan)	<0.010		µg/l	3	1	MORO
Aldrin	<0.0050		µg/l	3	1	MORO
Dieldrin	<0.010		µg/l	3	1	MORO
Endrin	<0.010		µg/l	3	1	MORO
Isodrin	<0.010		µg/l	3	1	MORO
Telodrin	<0.010		µg/l	3	1	MORO
Heptaklor	<0.010		µg/l	3	1	MORO
cis-Heptaklorepoksid	<0.010		µg/l	3	1	MORO



Deres prøvenavn	NGU 2					
	Sigevann					
Labnummer	N00274421					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
trans-Heptaklorepeksid	<0.010		µg/l	3	1	MORO
a-Endosulfan	0.046	0.018	µg/l	3	1	MORO
Diklormetan	<6.0		µg/l	3	1	MORO
1,2-Dikloreten	<1.0		µg/l	3	1	MORO
1,2-Diklorpropan	<1.0		µg/l	3	1	MORO
Triklorometan (kloroform)	<0.30		µg/l	3	1	MORO
Tetraklormetan	<0.10		µg/l	3	1	MORO
1,1,1-Trikloreten	<0.10		µg/l	3	1	MORO
1,1,2-Trikloreten	<0.20		µg/l	3	1	MORO
Trikloreten	<0.10		µg/l	3	1	MORO
Tetrakloreten	<0.20		µg/l	3	1	MORO
Vinylklorid	<1.0		µg/l	3	1	MORO
Bisfenol A	1.1		µg/l	4	2	RIKR
2,3,7,8-TetraCDD	note		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,7,8-PentaCDD	-----		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,4,7,8-HeksaCDD	-----		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,6,7,8-HeksaCDD	-----		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,7,8,9-HeksaCDD	-----		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD	-----		pg/l	5	2	RIKR
Oktaklordibensodioksin	-----		pg/l	5	2	RIKR
2,3,7,8-TetraCDF	-----		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,7,8-PentaCDF	-----		pg/l	5	2	RIKR
2,3,4,7,8-PentaCDF	-----		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,4,7,8-HeksaCDF	-----		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,6,7,8-HeksaCDF	-----		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,7,8,9-HeksaCDF	-----		pg/l	5	2	RIKR
2,3,4,6,7,8-HeksaCDF	-----		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF	-----		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF	-----		pg/l	5	2	RIKR
Oktaklordibensofuran	-----		pg/l	5	2	RIKR
Sum PCDD/PCDF	-----		pg/l	5	2	RIKR
Sum WHO-TEQ (PCDD/PCDF)	-----		pg/l	5	2	RIKR
Sum Nordic-TEQ (PCDD/PCDF)	-----		pg/l	5	2	RIKR
Sum I-TEQ NATO (PCDD/PCDF)	-----		pg/l	5	2	RIKR
PCB: Rapporteringsgrense forhøyet grunnet matriksinterferens.						
2,3,7,8-TetraCDD: Analysen kanselleres pga lite prøvemengde						



Deres prøvenavn	NO6 Sigevann					
Labnummer	N00274422					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Alifater >C5-C8	<10		µg/l	1	1	MORO
Alifater >C8-C10	<10		µg/l	1	1	MORO
Fraksjon >C10-C12	115	34.5	µg/l	1	1	MORO
Fraksjon >C12-C16	69.5	20.8	µg/l	1	1	MORO
Fraksjon >C16-C35	1210	364	µg/l	1	1	MORO
Bensen	1.29	0.52	µg/l	1	1	MORO
Toluen	0.75	0.30	µg/l	1	1	MORO
Etylbensen	28.4	11.3	µg/l	1	1	MORO
m/p-Xylener	23.4	9.34	µg/l	1	1	MORO
o-Xylen	2.47	0.99	µg/l	1	1	MORO
Sum BTEX*	56.3		µg/l	1	1	MORO
Styren	<0.20		µg/l	1	1	MORO
MTBE	<1.40		µg/l	1	1	MORO
Naftalen	13.2	4.37	µg/l	1	1	MORO
Acenaftylen	0.027	0.008	µg/l	1	1	MORO
Acenaften	2.43	0.729	µg/l	1	1	MORO
Fluoren	0.985	0.246	µg/l	1	1	MORO
Fenantren	0.826	0.215	µg/l	1	1	MORO
Antracen	0.060	0.015	µg/l	1	1	MORO
Fluoranten	0.177	0.055	µg/l	1	1	MORO
Pyren	0.123	0.038	µg/l	1	1	MORO
Benso(a)antracen^	0.043	0.012	µg/l	1	1	MORO
Krysen^	0.030	0.009	µg/l	1	1	MORO
Benso(b)fluoranten^	0.051	0.019	µg/l	1	1	MORO
Benso(k)fluoranten^	0.018	0.006	µg/l	1	1	MORO
Benso(a)pyren^	0.039	0.010	µg/l	1	1	MORO
Dibenso(ah)antracen^	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Benso(ghi)perylen	0.017	0.007	µg/l	1	1	MORO
Indeno(123cd)pyren^	0.017	0.006	µg/l	1	1	MORO
Sum PAH-16*	18.0		µg/l	1	1	MORO
Sum PAH carcinogene^*	0.198		µg/l	1	1	MORO
PCB 28	<0.0011		µg/l	1	1	MORO
PCB 52	<0.0011		µg/l	1	1	MORO
PCB 101	<0.0008		µg/l	1	1	MORO
PCB 118	<0.0011		µg/l	1	1	MORO
PCB 138	<0.0012		µg/l	1	1	MORO
PCB 153	<0.0011		µg/l	1	1	MORO
PCB 180	<0.0010		µg/l	1	1	MORO
Sum PCB-7*	n.d.		µg/l	1	1	MORO
As (Arsen)	12.0	1.2	µg/l	2	1	MORO
Ba (Barium)	203	20.3	µg/l	2	1	MORO
Pb (Bly)	12.1	1.2	µg/l	2	1	MORO
Cd (Kadmium)	1.39	0.14	µg/l	2	1	MORO
Cu (Kopper)	296	29.6	µg/l	2	1	MORO
Co (Kobolt)	12.2	1.22	µg/l	2	1	MORO
Cr (Krom)	50.7	5.1	µg/l	2	1	MORO
Hg (Kvikksølv)	<0.020		µg/l	2	1	MORO
Mo (Molybden)	5.4	0.5	µg/l	2	1	MORO



Deres prøvenavn	NO6 Sigevann						
Labnummer	N00274422						
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign	
Ni (Nikkel)	46.2	4.6	µg/l	2	1	MORO	
Zn (Sink)	1050	105	µg/l	2	1	MORO	
Sn (Tinn)	7.3	0.7	µg/l	2	1	MORO	
V (Vanadium)	31.8	3.2	µg/l	2	1	MORO	
Monoklorbensen	0.16	0.06	µg/l	2	1	MORO	
Sum Diklorbensener	2.54		µg/l	2	1	MORO	
1,2,3-Triklorbensen	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
1,2,4-Triklorbensen	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
1,3,5-Triklorbensen	<0.20		µg/l	2	1	MORO	
Sum Triklorbensener	<0.20		µg/l	2	1	MORO	
1,2,3,4-Tetraklorbensen	<0.010		µg/l	2	1	MORO	
1,2,3,5+1,2,4,5-Tetraklorbense	<0.020		µg/l	2	1	MORO	
Sum Tetraklorbensener	<0.0150		µg/l	2	1	MORO	
Pentaklorbensen	<0.010		µg/l	2	1	MORO	
Heksaklorbensen	<0.0050		µg/l	2	1	MORO	
2-Monoklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
3-Monoklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
4-Monoklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
2,3-Diklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
2,4+2,5-Diklorfenol	<0.20		µg/l	2	1	MORO	
2,6-Diklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
3,4-Diklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
3,5-Diklorfenol	<0.13		µg/l	2	1	MORO	
2,3,4-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
2,3,5-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
2,3,6-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
2,4,5-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
2,4,6-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
3,4,5-Triklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
2,3,4,5-Tetraklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
2,3,4,6-Tetraklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
2,3,5,6-Tetraklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
Pentaklorfenol	<0.10		µg/l	2	1	MORO	
Monobutyltinnkation	<3.0		ng/l	6	2	RIKR	
Dibutyltinnkation	5.6	0.78	ng/l	6	2	RIKR	
Tributyltinnkation	11	1.5	ng/l	6	2	RIKR	
o,p'-DDD	<0.010		µg/l	3	1	MORO	
p,p'-DDD	<0.010		µg/l	3	1	MORO	
o,p'-DDE	<0.010		µg/l	3	1	MORO	
p,p'-DDE	<0.010		µg/l	3	1	MORO	
o,p'-DDT	<0.010		µg/l	3	1	MORO	
p,p'-DDT	<0.010		µg/l	3	1	MORO	
a-HCH	<0.010		µg/l	3	1	MORO	
b-HCH	<0.010		µg/l	3	1	MORO	
g-HCH (Lindan)	<0.010		µg/l	3	1	MORO	
Aldrin	<0.0050		µg/l	3	1	MORO	
Dieldrin	<0.010		µg/l	3	1	MORO	
Endrin	<0.010		µg/l	3	1	MORO	
Isodrin	<0.010		µg/l	3	1	MORO	
Telodrin	<0.010		µg/l	3	1	MORO	



Deres prøvenavn	NO6 Sigevann					
Labnummer	N00274422					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (\pm)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Heptaklor	<0.010		$\mu\text{g/l}$	3	1	MORO
cis-Heptaklorepoksid	<0.010		$\mu\text{g/l}$	3	1	MORO
trans-Heptaklorepoksid	<0.010		$\mu\text{g/l}$	3	1	MORO
a-Endosulfan	<0.010		$\mu\text{g/l}$	3	1	MORO
Diklormetan	<6.0		$\mu\text{g/l}$	3	1	MORO
1,2-Dikloreten	<1.0		$\mu\text{g/l}$	3	1	MORO
1,2-Dikloropropan	<1.0		$\mu\text{g/l}$	3	1	MORO
Triklormetan (kloroform)	<0.30		$\mu\text{g/l}$	3	1	MORO
Tetraklormetan	<0.10		$\mu\text{g/l}$	3	1	MORO
1,1,1-Trikloreten	<0.10		$\mu\text{g/l}$	3	1	MORO
1,1,2-Trikloreten	<0.20		$\mu\text{g/l}$	3	1	MORO
Trikloreten	<0.10		$\mu\text{g/l}$	3	1	MORO
Tetrakloreten	<0.20		$\mu\text{g/l}$	3	1	MORO
Vinylklorid	<1.0		$\mu\text{g/l}$	3	1	MORO
Bisfenol A	4.3		$\mu\text{g/l}$	4	2	RIKR
2,3,7,8-TetraCDD	<10		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,7,8-PentaCDD	<10		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,4,7,8-HeksaCDD	<20		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,6,7,8-HeksaCDD	<20		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,7,8,9-HeksaCDD	<20		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD	<30		pg/l	5	2	RIKR
Oktaklordibensodioksin	<100		pg/l	5	2	RIKR
2,3,7,8-TetraCDF	<10		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,7,8-PentaCDF	<10		pg/l	5	2	RIKR
2,3,4,7,8-PentaCDF	<10		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,4,7,8-HeksaCDF	<20		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,6,7,8-HeksaCDF	<20		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,7,8,9-HeksaCDF	<20		pg/l	5	2	RIKR
2,3,4,6,7,8-HeksaCDF	<20		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF	<30		pg/l	5	2	RIKR
1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF	<30		pg/l	5	2	RIKR
Sum I-TEQ NATO (PCDD/PCDF)*	n.d.		pg/l	5	2	RIKR
Klorfenoler: Rapporteringsgrense forhøyet grunnet matriksinterferens.						



* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.
 n.d. betyr ikke påvist.
 n/a betyr ikke analyserbart.
 < betyr mindre enn.
 > betyr større enn.

Metodespesifikasjon		
1	Bestemmelse av Envipack, del 1 (3).	
Metode:	C5-C10: >C10-C35: BTEX: Styren: MTBE: PAH: PCB-7:	SPIMFAB EN ISO 9377-2 EPA 624 EPA 624 EPA 624 EPA 610 DIN 38407-2
Deteksjon og kvantifisering:	C5-C35: BTEX: Styren: MTBE: PAH: PCB-7:	GC-MS GC-MS GC-MS GC-MS HPLC GC-ECD
2	Bestemmelse av Envipack, del 2 (3).	
Metode:	Metaller: Hg: Klorbensener: Klorfenoler:	I-11885, I-17294 C-465735 EPA 624 Intern metode (SOP-350-009)
Deteksjon og kvantifisering:	Metaller: Hg: Klorbensener: Klorfenoler:	ICP-AES, ICP-MS AAS-AMA GC-MS GC-MS
Noter:	Analyse av klorfenoler er ikke akkreditert.	
3	Bestemmelse av Envipack, del 3 (3).	
Metode:	Klorpesticider: Klorerte løsemidler: 1,2-Diklorpropan:	EN ISO 6468 EPA 624 Intern metode (SOP-320-004)
Deteksjon og kvantifisering:	Klorpesticider: Klorerte løsemidler: 1,2-Diklorpropan:	GC-ECD eller GC-MS GC-MS GC (MS, FID, PID, ECD)
Noter:	Analyse av 1,2-Diklorpropan er ikke akkreditert.	
4	Bestemmelse av Bisfenol-A	
Metode: Deteksjon og kvantifisering:	Analog DIN EN 12673-F15 GC-MSD	
5	Bestemmelse av dioksiner.	
Metode:	US EPA 1613	



Metodespesifikasjon	
Deteksjon og kvantifisering:	HRGC/HRMS
Kvantifikasjonsgrenser:	2-8 pg/l
Note:	Sum PCDD/PCDF er oppgitt som internasjonale toksisitets ekvivalenter (I-TE) der den giftigste forbindelsen, 2,3,7,8-Tetra CDD, har fått "vektfaktor" 1, mens de andre mindre giftige forbindelsene er vektet lavere. Vektfaktorene som er benyttet er i henhold til to lister: 1) Nato list ref. NATO/CCMS, 1988b; Kutz et al. 1988 2) Nordic list ref. Nordisk ekspertgrupp, 1988.
6	Bestemmelse av tinnorganiske forbindelser.
Metode:	DIN EN ISO17353-F13
Deteksjon og kvantifisering:	GC-FPD
Kvantifikasjonsgrenser:	1 ng/l

	Godkjenner
MORO	Monia Ronningen
RIKR	Rikke Krefting

Underleverandør ¹	
1	Ansvarlig laboratorium: ALS Laboratory Group, ALS Czech Republic s.r.o, Na Harfě 9/336, Praha, Tsjekkia Lokalisering av andre ALS laboratorier: Ceska Lipa Bendlova 1687/7, 470 03 Ceska Lipa Pardubice V Raji 906, 530 02 Pardubice Akkreditering: Czech Accreditation Institute, labnr. 1163. Kontakt ALS Laboratory Group Norge, for ytterligere informasjon
2	Ansvarlig laboratorium: GBA, Flensburger Straße 15, 25421 Pinneberg, Tyskland Lokalisering av andre GBA laboratorier: Hildesheim Daimlerring 37, 31135 Hildesheim Gelsenkirchen Wiedehopfstraße 30, 45892 Gelsenkirchen Freiberg Meißner Ring 3, 09599 Freiberg Hameln: Brekelbaumstraße 1, 31789 Hameln Hamburg: Goldschmidstraße 5, 21073 Hamburg Akkreditering: DAKs, registreringsnr. D-PL-14170-01-00 Kontakt ALS Laboratory Group Norge, for ytterligere informasjon

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).



Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.



Prosjekt **Tromsdalsfyllinga**
 Bestnr **5132607**
 Registrert **2013-09-20**
 Utstedt **2013-09-30**

Norconsult AS
Robin Bråtveit
Ansattnr: 92211
Ingvald Ystgaardsvei 3A
7047 Trondheim
Norge

Analyse av vann

Deres prøvenavn	Samleprøve fra A, B, C					
	Sigevann					
Labnummer	N00268760					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
PCB 28	<0.0011		µg/l	1	1	JIBJ
PCB 52	<0.0011		µg/l	1	1	JIBJ
PCB 101	<0.0008		µg/l	1	1	JIBJ
PCB 118	<0.0011		µg/l	1	1	JIBJ
PCB 138	<0.0012		µg/l	1	1	JIBJ
PCB 153	<0.0011		µg/l	1	1	JIBJ
PCB 180	<0.0010		µg/l	1	1	JIBJ
Sum PCB-7*	n.d.		µg/l	1	1	JIBJ
Naftalen	0.166	0.055	µg/l	1	1	JIBJ
Acenaftalen	<0.010		µg/l	1	1	JIBJ
Acenaften	0.063	0.019	µg/l	1	1	JIBJ
Fluoren	0.022	0.005	µg/l	1	1	JIBJ
Fenantren	<0.020		µg/l	1	1	JIBJ
Antracen	<0.010		µg/l	1	1	JIBJ
Fluoranten	<0.010		µg/l	1	1	JIBJ
Pyren	<0.010		µg/l	1	1	JIBJ
Benso(a)antracen [^]	<0.010		µg/l	1	1	JIBJ
Krysen [^]	<0.010		µg/l	1	1	JIBJ
Benso(b)fluoranten [^]	<0.010		µg/l	1	1	JIBJ
Benso(k)fluoranten [^]	<0.010		µg/l	1	1	JIBJ
Benso(a)pyren [^]	<0.010		µg/l	1	1	JIBJ
Dibenso(ah)antracen [^]	<0.010		µg/l	1	1	JIBJ
Benso(ghi)perylene	<0.010		µg/l	1	1	JIBJ
Indeno(123cd)pyren [^]	<0.010		µg/l	1	1	JIBJ
Sum PAH-16*	0.251		µg/l	1	1	JIBJ
Bensen	<0.20		µg/l	1	1	JIBJ
Toluen	<0.50		µg/l	1	1	JIBJ
Etylbensen	0.30	0.12	µg/l	1	1	JIBJ
Xylener	0.250		µg/l	1	1	JIBJ
Sum BTEX*	0.550		µg/l	1	1	JIBJ
Fraksjon C5-C6	<5.0		µg/l	1	1	JIBJ
Fraksjon >C6-C8	<5.0		µg/l	1	1	JIBJ
Fraksjon >C8-C10	21.2	8.5	µg/l	1	1	JIBJ
Fraksjon >C10-C12	<5.0		µg/l	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C16	<5.0		µg/l	1	1	KARO
Fraksjon >C16-C35	<30		µg/l	1	1	KARO
Sum C5-C35	<55		µg/l	1	1	KARO
As (Arsen)	<10		µg/l	2	H	JIBJ
Cd (Kadmium)	0.0509	0.0335	µg/l	2	H	JIBJ



Deres prøvenavn	Samleprøve fra A, B, C Sigevann					
Labnummer	N00268760					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Cr (Krom)	2.53	0.50	µg/l	2	H	JIBJ
Cu (Kopper)	2.28	0.76	µg/l	2	H	JIBJ
Hg (Kvikksølv)	<0.02		µg/l	2	F	JIBJ
Ni (Nikkel)	1.04	0.41	µg/l	2	H	JIBJ
Pb (Bly)	<0.5		µg/l	2	H	JIBJ
Zn (Sink)	15.5	4.3	µg/l	2	H	JIBJ
Na (Natrium)	7750	603	mg/l	3	R	JIBJ
Ledningsevne (konduktivitet)	5430	543	mS/m	4	1	KARO
pH	7.39	0.08		5	1	KARO
Suspendert stoff	30.0	3.2	mg/l	6	1	JIBJ
Alkalinitet pH 4.5	4.94	0.593	mmol/l	7	1	KARO
Alkalinitet pH 8.3	<0.150		mmol/l	7	1	KARO
N-total	4.56	1.37	mg/l	8	1	JIBJ
Ammonium (NH₄)	4.44	0.888	mg/l	9	1	KARO
Nitrat (NO₃)	5.60	0.84	mg/l	10	1	KARO
Nitritt (NO₂)	0.0314	0.0063	mg/l	11	1	JIBJ
P-total	0.049	0.010	mg/l	12	1	JIBJ
Sulfat (SO₄)	2060	310	mg/l	13	1	JIBJ
Klorid (Cl⁻)	15200	3050	mg/l	14	1	JIBJ
Turbiditet	76.9	23.1	FNU	15	1	JIBJ
BOF-5	1.7	0.4	mg/l	16	1	KARO
N-tot: prøver fortynnet pga saltinnhold. LOR justert deretter						



* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.

Metodespesifikasjon	
1	<p>Bestemmelse av Normpakke (liten).</p> <p>Metode: PCB-7: DIN 38407 part 2, EPA 8082 PAH-16: EPA 8270, EPA 8131, EPA 8091, ISO 6468 BTEX: EPA 624 og EPA 8260 >C5-C8: EPA 601 og EPA 624, BCME >C8-C10: EPA 601 og EPA 624, BCME >C10-C35: EPA 601, EPA CSN EN ISO 9377-2</p> <p>Deteksjon og kvantifisering: PCB-7: GC-ECD eller GC-MS PAH-16: GC-MS BTEX: GC-MS >C5-C10: GC-FID eller GC-ECD >C10-C35: GC-FID</p>
2	<p>Analyse av tungmetaller (V-3B)</p> <p>Metode: EPA metoder (modifisert) 200.7 (ICP-AES) og 200.8 (ICP-SFMS). Analyse av Hg er utført med AFS etter SS-EN 17852:2008.</p> <p>Oppslutning: Oppslutning og analyse av vannprøver, 12 ml prøve og 1,2 ml HNO₃ (suprapur) er behandlet i mikrobølgeovn, alternativt autoklav.</p>
3	<p>Elementanalyse i vann</p> <p>Metode: Se metode for øvrige elementer. Forbehandling: Se metode for øvrige elementer.</p> <p>For analyse av Svovel: Surgjøring med 1 ml salpetersyre per 100 ml prøve, samt konservering med H₂O₂ (10%).</p>
4	<p>Bestemmelse av Ledningsevne</p> <p>Metode: EN 27 888</p>
5	<p>Bestemmelse av pH</p> <p>Metode: ISO 10523</p> <p>Tidssensitiv parameter: Det gjøres oppmerksom på at resultatet kan påvirkes av tiden mellom prøvetakning og analyse. Prøven bør derfor ha ankommet lab snarest mulig etter prøvetakning.</p>
6	<p>Bestemmelse av Suspendert stoff</p> <p>Metode: EN 872 (tilsvarer NS 4733) Note: Filtrert med glass mikrofilter med porestørrelse 1,5 µm.</p> <p>Tidssensitiv parameter: Det gjøres oppmerksom på at resultatet kan påvirkes av tiden mellom prøvetakning og analyse. Prøven bør derfor ha ankommet lab snarest mulig etter prøvetakning.</p>
7	<p>Bestemmelse av Alkalinitet.</p>



Metodespesifikasjon	
	Metode: EN ISO 9963-1 Kvantifikasjonsgrenser: 0,15 mmol/l
8	Bestemmelse av N-total Metode: EN 12260 (IR bestemmelse) Kvant.grense: 0,1 mg/l
9	Bestemmelse av Ammonium (NH ₄) Metode: Basert på ISO 11732 og ISO 13395 Deteksjon og kvantifisering: FIA (flow injection analysis) og spektrofotometer Kvantifikasjonsgrenser: 0,026 mg/l
10	Bestemmelse av Nitrat-IC Metode: ISO 10304-1 Deteksjon og kvantifisering: Ionekromatograf Kvantifiseringsgrense: 0.5 mg/l
11	Bestemmelse av Nitritt (NO ₂) Metode: Basert på ISO 11732 og ISO 13395 Deteksjon og kvantifisering: CFA (continuous flow analysis) Kvantifikasjonsgrenser: 0,005 mg/l
12	Bestemmelse av P-total Metode: EN ISO 6878 og ISO15681-1 Deteksjon og kvantifisering: Spektrofotometer Rapporteringsgrense: 0,01 mg/l
13	Bestemmelse av Sulfat (SO ₄) Metode: Basert på ISO 10304-1 Deteksjon og kvantifisering: Ionekromatograf Kvantifikasjonsgrenser: 5 mg/l
14	Bestemmelse av Klorid Metode: ISO 10304-1 Deteksjon og kvantifisering: Ionekromatograf Kvantifiseringsgrense: 1,0 mg/l
15	Bestemmelse av Turbiditet Metode: EN ISO 7027
16	Bestemmelse av BOF-5. Metode: EN 1899-1, EN 1899-2 Deteksjon og kvantifisering: Allyl-thiourea blir benyttet som nitrogeninhibitor Kvantifikasjonsgrenser: 1 mg/l



Metodespesifikasjon	
	<p>Tidssensitiv parameter: Det gjøres oppmerksom på at resultatet kan påvirkes av tiden mellom prøvetakning og analyse. Prøven bør derfor ha ankommet lab snarest mulig etter prøvetakning.</p>

Godkjenner	
JIBJ	Jan Inge Bjørnengen
KARO	Karoline Rod

Underleverandør ¹	
F	<p>AFS</p> <p>Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030</p>
H	<p>ICP-SFMS</p> <p>Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030</p>
R	<p>ICP-AES</p> <p>Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030</p>
1	<p>Ansvarlig laboratorium: ALS Laboratory Group, ALS Czech Republic s.r.o, Na Harfě 9/336, Praha, Tsjekkia</p> <p>Lokalisering av andre ALS laboratorier:</p> <p>Ceska Lipa Bendlova 1687/7, 470 03 Ceska Lipa Pardubice V Raji 906, 530 02 Pardubice</p> <p>Akkreditering: Czech Accreditation Institute, labnr. 1163.</p> <p>Kontakt ALS Laboratory Group Norge, for ytterligere informasjon</p>

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).



Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.



Prosjekt Tromsdalsfyllinga
 Bestnr **5132607**
 Registrert **2013-10-14**
 Utstedt **2013-11-18**

Norconsult AS
Robin Bråtveit
Ansattnr: 92211
Ingvald Ystgaardsvei 3A
7047 Trondheim
Norge

Revidert rapport som erstatter tidligere rapport med samme nummer.
 Endringer i resultater er angitt med skyggelagte rader.

Analyse av vann

Deres prøvenavn	1 Sigevann					
Labnummer	N00272080					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
PCB 28	<0.0011		µg/l	1	1	CHLP
PCB 52	<0.0011		µg/l	1	1	CHLP
PCB 101	<0.0008		µg/l	1	1	CHLP
PCB 118	<0.0011		µg/l	1	1	CHLP
PCB 138	<0.0012		µg/l	1	1	CHLP
PCB 153	<0.0011		µg/l	1	1	CHLP
PCB 180	<0.0010		µg/l	1	1	CHLP
Sum PCB-7*	n.d.		µg/l	1	1	CHLP
Naftalen	0.049	0.016	µg/l	1	1	CHLP
Acenaftalen	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Acenaften	0.126	0.038	µg/l	1	1	CHLP
Fluoren	0.072	0.018	µg/l	1	1	CHLP
Fenantren	<0.020		µg/l	1	1	CHLP
Antracen	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Fluoranten	0.024	0.007	µg/l	1	1	CHLP
Pyren	0.015	0.005	µg/l	1	1	CHLP
Benso(a)antracen^	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Krysen^	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Benso(b)fluoranten^	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Benso(k)fluoranten^	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Benso(a)pyren^	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Dibenso(ah)antracen^	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Benso(ghi)perylene	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Indeno(123cd)pyren^	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Sum PAH-16*	0.286		µg/l	1	1	CHLP
Bensen	<0.20		µg/l	1	1	CHLP
Toluen	<0.50		µg/l	1	1	CHLP
Etylbensen	<0.10		µg/l	1	1	CHLP
Xylener	<0.150		µg/l	1	1	CHLP
Sum BTEX*	n.d.		µg/l	1	1	CHLP
Fraksjon C5-C6	<5.0		µg/l	1	1	CHLP
Fraksjon >C6-C8	<5.0		µg/l	1	1	CHLP
Fraksjon >C8-C10	6.2	2.5	µg/l	1	1	CHLP
Fraksjon >C10-C12	<5.0		µg/l	1	1	CHLP
Fraksjon >C12-C16	<5.0		µg/l	1	1	CHLP
Fraksjon >C16-C35	<30		µg/l	1	1	CHLP



Deres prøvenavn	1					
	Sigevann					
Labnummer	N00272080					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Sum C5-C35	<55		µg/l	1	1	CHLP
As (Arsen)	1.21	0.72	µg/l	2	H	CHLP
Cd (Kadmium)	<0.05		µg/l	2	H	CHLP
Cr (Krom)	16.6	2.9	µg/l	2	H	CHLP
Cu (Kopper)	1.45	0.68	µg/l	2	H	CHLP
Hg (Kvikksølv)	<0.02		µg/l	2	F	CHLP
Ni (Nikkel)	<0.6		µg/l	2	H	CHLP
Pb (Bly)	<0.5		µg/l	2	H	CHLP
Zn (Sink)	<4		µg/l	2	H	CHLP
N-total	3.52	1.06	mg/l	3	1	CHLP
P-total	<0.010		mg/l	4	1	CHLP
Klorid (Cl-)	202	40.4	mg/l	5	1	CHLP
Sulfat (SO4)	58.3	8.75	mg/l	6	1	CHLP
Alkalinitet pH 4.5	5.81	0.697	mmol/l	7	1	CHLP
Alkalinitet pH 8.3	<0.150		mmol/l	7	1	CHLP



Deres prøvenavn	2 Sigevann					
Labnummer	N00272081					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
PCB 28	<0.0011		µg/l	1	1	CHLP
PCB 52	<0.0011		µg/l	1	1	CHLP
PCB 101	<0.0008		µg/l	1	1	CHLP
PCB 118	<0.0011		µg/l	1	1	CHLP
PCB 138	<0.0012		µg/l	1	1	CHLP
PCB 153	<0.0011		µg/l	1	1	CHLP
PCB 180	<0.0010		µg/l	1	1	CHLP
Sum PCB-7*	n.d.		µg/l	1	1	CHLP
Naftalen	1.74	0.573	µg/l	1	1	CHLP
Acenaftalen	0.011	0.003	µg/l	1	1	CHLP
Acenaften	0.458	0.138	µg/l	1	1	CHLP
Fluoren	0.226	0.056	µg/l	1	1	CHLP
Fenantren	0.205	0.053	µg/l	1	1	CHLP
Antracen	0.029	0.007	µg/l	1	1	CHLP
Fluoranten	0.060	0.018	µg/l	1	1	CHLP
Pyren	0.028	0.009	µg/l	1	1	CHLP
Benso(a)antracen^	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Krysen^	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Benso(b)fluoranten^	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Benso(k)fluoranten^	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Benso(a)pyren^	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Dibenso(ah)antracen^	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Benso(ghi)perylene	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Indeno(123cd)pyren^	<0.010		µg/l	1	1	CHLP
Sum PAH-16*	2.76		µg/l	1	1	CHLP
Bensen	0.54	0.21	µg/l	1	1	CHLP
Toluen	<0.50		µg/l	1	1	CHLP
Etylbensen	5.24	2.10	µg/l	1	1	CHLP
Xylene	1.03		µg/l	1	1	CHLP
Sum BTEX*	6.81		µg/l	1	1	CHLP
Fraksjon C5-C6	<5.0		µg/l	1	1	CHLP
Fraksjon >C6-C8	<5.0		µg/l	1	1	CHLP
Fraksjon >C8-C10	15.3	6.1	µg/l	1	1	CHLP
Fraksjon >C10-C12	6.9	2.1	µg/l	1	1	CHLP
Fraksjon >C12-C16	<5.0		µg/l	1	1	CHLP
Fraksjon >C16-C35	<30		µg/l	1	1	CHLP
Sum C5-C35	<55		µg/l	1	1	CHLP
As (Arsen)	<10		µg/l	2	H	CHLP
Cd (Kadmium)	<0.05		µg/l	2	H	CHLP
Cr (Krom)	12.4	2.3	µg/l	2	H	CHLP
Cu (Kopper)	3.90	0.95	µg/l	2	H	CHLP
Hg (Kvikksølv)	<0.02		µg/l	2	F	CHLP
Ni (Nikkel)	1.37	0.43	µg/l	2	H	CHLP
Pb (Bly)	0.629	0.217	µg/l	2	H	CHLP
Zn (Sink)	20.8	4.9	µg/l	2	H	CHLP
N-total	10.2	3.06	mg/l	3	1	CHLP
P-total	<0.010		mg/l	4	1	CHLP
Klorid (Cl-)	13400	2680	mg/l	5	1	CHLP
Sulfat (SO4)	1510	226	mg/l	6	1	CHLP



Deres prøvenavn	2 Sigevann					
Labnummer	N00272081					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (\pm)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Alkalinitet pH 4.5	5.65	0.678	mmol/l	7	1	CHLP
Alkalinitet pH 8.3	<0.150		mmol/l	7	1	CHLP
Oljeanalyse, PCB og PAH: prøven var dekantert før analyse.						
As (Arsen): Forhøyet rapporteringsgrense grunnet klor-interferens.						



* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.
 n.d. betyr ikke påvist.
 n/a betyr ikke analyserbart.
 < betyr mindre enn.
 > betyr større enn.

Metodespesifikasjon	
1	<p>Bestemmelse av Normpakke (liten).</p> <p>Metode: PCB-7: DIN 38407 part 2, EPA 8082 PAH-16: EPA 8270, EPA 8131, EPA 8091, ISO 6468 BTEX: EPA 624 og EPA 8260 >C5-C8: EPA 601 og EPA 624, BCME >C8-C10: EPA 601 og EPA 624, BCME >C10-C35: EPA 601, EPA CSN EN ISO 9377-2</p> <p>Deteksjon og kvantifisering: PCB-7: GC-ECD eller GC-MS PAH-16: GC-MS BTEX: GC-MS >C5-C10: GC-FID eller GC-ECD >C10-C35: GC-FID</p>
2	<p>Analyse av tungmetaller (V-3B)</p> <p>Metode: EPA metoder (modifisert) 200.7 (ICP-AES) og 200.8 (ICP-SFMS). Analyse av Hg er utført med AFS etter SS-EN 17852:2008.</p> <p>Oppslutning: Oppslutning og analyse av vannprøver, 12 ml prøve og 1,2 ml HNO₃ (suprapur) er behandlet i mikrobølgeovn, alternativt autoklav.</p>
3	<p>Bestemmelse av N-total</p> <p>Metode: EN 12260 (IR bestemmelse)</p> <p>Kvant.grense: 0,1 mg/l</p>
4	<p>Bestemmelse av P-total</p> <p>Metode: EN ISO 6878 og ISO15681-1</p> <p>Deteksjon og kvantifisering: Spektrofotometer</p> <p>Rapporteringsgrense: 0,01 mg/l</p>
5	<p>Bestemmelse av Klorid</p> <p>Metode: ISO 10304-1</p> <p>Deteksjon og kvantifisering: Ionekromatograf</p> <p>Kvantifiseringsgrense: 1,0 mg/l</p>
6	<p>Bestemmelse av Sulfat (SO₄)</p> <p>Metode: Basert på ISO 10304-1</p> <p>Deteksjon og kvantifisering: Ionekromatograf</p> <p>Kvantifikasjonsgrenser: 5 mg/l</p>
7	<p>Bestemmelse av Alkalinitet.</p>



Metodespesifikasjon	
Metode:	EN ISO 9963-1
Kvantifikasjonsgrenser:	0,15 mmol/l

Godkjenner	
CHLP	Cheau Ling Poon

Underleverandør ¹	
F	AFS Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030
H	ICP-SFMS Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030
1	Ansvarlig laboratorium: ALS Laboratory Group, ALS Czech Republic s.r.o, Na Harfě 9/336, Praha, Tsjekkia Lokalisering av andre ALS laboratorier: Ceska Lipa Bendlova 1687/7, 470 03 Ceska Lipa Pardubice V Raji 906, 530 02 Pardubice Akkreditering: Czech Accreditation Institute, labnr. 1163. Kontakt ALS Laboratory Group Norge, for ytterligere informasjon

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).



Prosjekt Tromsdalsfyllinga
 Bestnr **5132607**
 Registrert **2013-10-01**
 Utstedt **2013-10-04**

Norconsult AS
Robin Bråtveit
Ansattnr: 92211
Ingvald Ystgaardsvei 3A
7047 Trondheim
Norge

Analyse av vann

Deres prøvenavn	4					
	Sigevann					
Labnummer	N00270352					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
PCB 28	<0.0011		µg/l	1	1	MORO
PCB 52	0.00114	0.00046	µg/l	1	1	MORO
PCB 101	0.00109	0.00044	µg/l	1	1	MORO
PCB 118	<0.0011		µg/l	1	1	MORO
PCB 138	<0.0012		µg/l	1	1	MORO
PCB 153	0.00116	0.00046	µg/l	1	1	MORO
PCB 180	<0.0010		µg/l	1	1	MORO
Sum PCB-7*	0.00339		µg/l	1	1	MORO
Naftalen	0.300	0.099	µg/l	1	1	MORO
Acenaftylene	0.010	0.003	µg/l	1	1	MORO
Acenaften	0.471	0.141	µg/l	1	1	MORO
Fluoren	0.102	0.026	µg/l	1	1	MORO
Fenantren	0.064	0.017	µg/l	1	1	MORO
Antracen	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Fluoranten	0.071	0.022	µg/l	1	1	MORO
Pyren	0.064	0.020	µg/l	1	1	MORO
Benso(a)antracen [^]	0.018	0.005	µg/l	1	1	MORO
Krysen [^]	0.018	0.005	µg/l	1	1	MORO
Benso(b)fluoranten [^]	0.018	0.007	µg/l	1	1	MORO
Benso(k)fluoranten [^]	0.013	0.005	µg/l	1	1	MORO
Benso(a)pyren [^]	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Dibenso(ah)antracen [^]	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Benso(ghi)perylene	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Indeno(123cd)pyren [^]	<0.010		µg/l	1	1	MORO
Sum PAH-16*	1.15		µg/l	1	1	MORO
Bensen	0.38	0.15	µg/l	1	1	MORO
Toluen	<0.50		µg/l	1	1	MORO
Etylbensen	<0.10		µg/l	1	1	MORO
Xylener	<0.150		µg/l	1	1	MORO
Sum BTEX*	0.380		µg/l	1	1	MORO
Fraksjon C5-C6	<5.0		µg/l	1	1	MORO
Fraksjon >C6-C8	<5.0		µg/l	1	1	MORO
Fraksjon >C8-C10	<5.0		µg/l	1	1	MORO
Fraksjon >C10-C12	<5.0		µg/l	1	1	MORO
Fraksjon >C12-C16	<5.0		µg/l	1	1	MORO
Fraksjon >C16-C35	<30		µg/l	1	1	MORO
Sum C5-C35	<55		µg/l	1	1	MORO
As (Arsen)	<2		µg/l	2	H	CAFR
Cd (Kadmium)	<0.05		µg/l	2	H	CAFR



Deres prøvenavn	4 Sigevann					
Labnummer	N00270352					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Cr (Krom)	1.42	0.30	µg/l	2	H	CAFR
Cu (Kopper)	2.24	0.98	µg/l	2	H	CAFR
Hg (Kvikksølv)	<0.02		µg/l	2	F	CAFR
Ni (Nikkel)	1.60	1.08	µg/l	2	H	CAFR
Pb (Bly)	<0.5		µg/l	2	H	CAFR
Zn (Sink)	16.0	4.5	µg/l	2	H	CAFR
N-total	5.71	1.71	mg/l	3	1	MORO
P-total	0.228	0.046	mg/l	4	1	MORO
Klorid (Cl-)	7830	1570	mg/l	5	1	MORO
Sulfat (SO4)	1210	181	mg/l	6	1	MORO
Alkalinitet pH 4.5	9.01	1.08	mmol/l	7	1	MORO
Alkalinitet pH 8.3	<0.150		mmol/l	7	1	MORO



* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.

Metodespesifikasjon	
1	<p>Bestemmelse av Normpakke (liten).</p> <p>Metode: PCB-7: DIN 38407 part 2, EPA 8082 PAH-16: EPA 8270, EPA 8131, EPA 8091, ISO 6468 BTEX: EPA 624 og EPA 8260 >C5-C8: EPA 601 og EPA 624, BCME >C8-C10: EPA 601 og EPA 624, BCME >C10-C35: EPA 601, EPA CSN EN ISO 9377-2</p> <p>Deteksjon og kvantifisering: PCB-7: GC-ECD eller GC-MS PAH-16: GC-MS BTEX: GC-MS >C5-C10: GC-FID eller GC-ECD >C10-C35: GC-FID</p>
2	<p>Analyse av tungmetaller (V-3B)</p> <p>Metode: EPA metoder (modifisert) 200.7 (ICP-AES) og 200.8 (ICP-SFMS). Analyse av Hg er utført med AFS etter SS-EN 17852:2008.</p> <p>Oppslutning: Oppslutning og analyse av vannprøver, 12 ml prøve og 1,2 ml HNO₃ (suprapur) er behandlet i mikrobølgeovn, alternativt autoklav.</p>
3	<p>Bestemmelse av N-total</p> <p>Metode: EN 12260 (IR bestemmelse)</p> <p>Kvant.grense: 0,1 mg/l</p>
4	<p>Bestemmelse av P-total</p> <p>Metode: EN ISO 6878 og ISO15681-1</p> <p>Deteksjon og kvantifisering: Spektrofotometer</p> <p>Rapporteringsgrense: 0,01 mg/l</p>
5	<p>Bestemmelse av Klorid</p> <p>Metode: ISO 10304-1</p> <p>Deteksjon og kvantifisering: Ionekromatograf</p> <p>Kvantifiseringsgrense: 1,0 mg/l</p>
6	<p>Bestemmelse av Sulfat (SO₄)</p> <p>Metode: Basert på ISO 10304-1</p> <p>Deteksjon og kvantifisering: Ionekromatograf</p> <p>Kvantifikasjonsgrenser: 5 mg/l</p>
7	<p>Bestemmelse av Alkalinitet.</p> <p>Metode: EN ISO 9963-1</p> <p>Kvantifikasjonsgrenser: 0,15 mmol/l</p>



Godkjenner	
CAFR	Camilla Fredriksen
MORO	Monia Ronningen

Underleverandør ¹	
F	<p>AFS</p> <p>Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige</p> <p>Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030</p>
H	<p>ICP-SFMS</p> <p>Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige</p> <p>Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030</p>
1	<p>Ansvarlig laboratorium: ALS Laboratory Group, ALS Czech Republic s.r.o, Na Harčě 9/336, Praha, Tsjekia</p> <p>Lokalisering av andre ALS laboratorier:</p> <p>Ceska Lipa Bendlova 1687/7, 470 03 Ceska Lipa Pardubice V Raji 906, 530 02 Pardubice</p> <p>Akkreditering: Czech Accreditation Institute, labnr. 1163.</p> <p>Kontakt ALS Laboratory Group Norge, for ytterligere informasjon</p>

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensinterval på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).



Prosjekt **Tromsdalsfyllinga**
 Bestnr **5132607**
 Registrert **2013-09-20**
 Utstedt **2013-10-04**

Norconsult AS
Robin Bråtveit
Ansattnr: 92211
Ingvald Ystgaardsvei 3A
7047 Trondheim
Norge

Analyse av faststoff

Deres prøvenavn	S1:1,5-2m Jord					
Labnummer	N00268847					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	72.0	3.60	%	1	1	KARO
As (Arsen)	8.25	1.65	mg/kg TS	1	1	KARO
Cd (Kadmium)	0.24	0.05	mg/kg TS	1	1	KARO
Cr (Krom)	22.0	4.39	mg/kg TS	1	1	KARO
Cu (Kopper)	207	41.3	mg/kg TS	1	1	KARO
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	1	1	KARO
Ni (Nikkel)	49.6	9.9	mg/kg TS	1	1	KARO
Pb (Bly)	950	190	mg/kg TS	1	1	KARO
Zn (Sink)	678	136	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 28	0.0075	0.0030	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 52	0.0057	0.0023	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 101	0.0069	0.0027	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 118	0.0040	0.0016	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 138	0.0069	0.0028	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 153	0.0078	0.0031	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 180	0.0071	0.0028	mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PCB-7*	0.0459		mg/kg TS	1	1	KARO
Naftalen	0.618	0.185	mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaftalen	0.017	0.005	mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaften	0.410	0.123	mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoren	0.299	0.090	mg/kg TS	1	1	KARO
Fenantren	0.439	0.132	mg/kg TS	1	1	KARO
Antracen	0.052	0.016	mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoranten	0.321	0.096	mg/kg TS	1	1	KARO
Pyren	0.258	0.077	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)antracen^	0.115	0.034	mg/kg TS	1	1	KARO
Krysen^	0.129	0.039	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(b)fluoranten^	0.138	0.041	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(k)fluoranten^	0.058	0.018	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)pyren^	0.088	0.026	mg/kg TS	1	1	KARO
Dibenso(ah)antracen^	0.011	0.003	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(ghi)perylene	0.055	0.016	mg/kg TS	1	1	KARO
Indeno(123cd)pyren^	0.046	0.014	mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PAH-16*	3.05		mg/kg TS	1	1	KARO
Bensen	<0.0100		mg/kg TS	1	1	KARO
Toluen	<0.30		mg/kg TS	1	1	KARO
Etylbensen	<0.200		mg/kg TS	1	1	KARO
Xylener	0.190	0.0760	mg/kg TS	1	1	KARO
Sum BTEX*	0.190		mg/kg TS	1	1	KARO



Deres prøvenavn	S1:1,5-2m Jord					
Labnummer	N00268847					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (\pm)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Fraksjon C5-C6	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C6-C8	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C8-C10	<10		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C10-C12	43	13	mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C16	70	21	mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C35 (sum)	822		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C16-C35	752	226	mg/kg TS	1	1	KARO



Deres prøvenavn	S2:1,5-2m Jord					
Labnummer	N00268848					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (\pm)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	64.8	3.24	%	1	1	KARO
As (Arsen)	22.6	4.51	mg/kg TS	1	1	KARO
Cd (Kadmium)	<0.10		mg/kg TS	1	1	KARO
Cr (Krom)	59.4	11.9	mg/kg TS	1	1	KARO
Cu (Kopper)	941	188	mg/kg TS	1	1	KARO
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	1	1	KARO
Ni (Nikkel)	40.7	8.1	mg/kg TS	1	1	KARO
Pb (Bly)	234	46.9	mg/kg TS	1	1	KARO
Zn (Sink)	1320	265	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 28	0.0046	0.0018	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 52	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 101	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 118	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 138	0.0046	0.0018	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 153	0.0052	0.0021	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 180	0.0030	0.0012	mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PCB-7*	0.0174		mg/kg TS	1	1	KARO
Naftalen	0.379	0.114	mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaftilen	0.010	0.003	mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaften	0.041	0.012	mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoren	0.065	0.019	mg/kg TS	1	1	KARO
Fenantren	0.365	0.109	mg/kg TS	1	1	KARO
Antracen	0.032	0.010	mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoranten	0.235	0.070	mg/kg TS	1	1	KARO
Pyren	0.186	0.056	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)antracen^	0.172	0.052	mg/kg TS	1	1	KARO
Krysen^	0.101	0.030	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(b)fluoranten^	0.100	0.030	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(k)fluoranten^	0.038	0.011	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)pyren^	0.065	0.019	mg/kg TS	1	1	KARO
Dibenso(ah)antracen^	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(ghi)perylene	0.039	0.012	mg/kg TS	1	1	KARO
Indeno(123cd)pyren^	0.027	0.008	mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PAH-16*	1.86		mg/kg TS	1	1	KARO
Bensen	<0.0100		mg/kg TS	1	1	KARO
Toluen	<0.30		mg/kg TS	1	1	KARO
Etylbensen	<0.200		mg/kg TS	1	1	KARO
Xylen	0.0400	0.0160	mg/kg TS	1	1	KARO
Sum BTEX*	0.0400		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon C5-C6	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C6-C8	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C8-C10	<10		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C10-C12	38	11	mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C16	35	10	mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C35 (sum)	1010		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C16-C35	977	293	mg/kg TS	1	1	KARO



Deres prøvenavn	Samleprøve S3:0-1m					
	Jord					
Labnummer	N00268849					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	91.1	4.55	%	1	1	KARO
As (Arsen)	2.96	0.59	mg/kg TS	1	1	KARO
Cd (Kadmium)	<0.10		mg/kg TS	1	1	KARO
Cr (Krom)	11.5	2.30	mg/kg TS	1	1	KARO
Cu (Kopper)	14.8	2.97	mg/kg TS	1	1	KARO
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	1	1	KARO
Ni (Nikkel)	8.3	1.6	mg/kg TS	1	1	KARO
Pb (Bly)	1.9	0.4	mg/kg TS	1	1	KARO
Zn (Sink)	14.0	2.8	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 28	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 52	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 101	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 118	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 138	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 153	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 180	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PCB-7*	n.d.		mg/kg TS	1	1	KARO
Naftalen	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaftilen	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaften	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoren	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Fenantren	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Antracen	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoranten	0.020	0.006	mg/kg TS	1	1	KARO
Pyren	0.016	0.005	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)antracen[^]	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Krysen[^]	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(b)fluoranten[^]	0.014	0.004	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(k)fluoranten[^]	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)pyren[^]	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Dibenso(ah)antracen[^]	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(ghi)perylen	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Indeno(123cd)pyren[^]	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PAH-16*	0.0500		mg/kg TS	1	1	KARO
Bensen	<0.0100		mg/kg TS	1	1	KARO
Toluen	<0.30		mg/kg TS	1	1	KARO
Etylbensen	<0.200		mg/kg TS	1	1	KARO
Xylener	<0.0150		mg/kg TS	1	1	KARO
Sum BTEX*	n.d.		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon C5-C6	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C6-C8	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C8-C10	<10		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C10-C12	<2		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C16	<3		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C35 (sum)	<13		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C16-C35	<10		mg/kg TS	1	1	KARO
Prøvepreparering	Ja			2	1	KARO
Prøve S3:0-1m+ S4:0-1m+ S4_B:0-1m						



Deres prøvenavn	Samleprøve S5:1-2m					
	Jord					
Labnummer	N00268850					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
As (Arsen)	2.53	0.50	mg/kg TS	1	1	KARO
Cd (Kadmium)	<0.10		mg/kg TS	1	1	KARO
Cr (Krom)	21.0	4.19	mg/kg TS	1	1	KARO
Cu (Kopper)	38.2	7.65	mg/kg TS	1	1	KARO
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	1	1	KARO
Ni (Nikkel)	18.8	3.8	mg/kg TS	1	1	KARO
Pb (Bly)	30.5	6.1	mg/kg TS	1	1	KARO
Zn (Sink)	300	60.1	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 28	0.0035	0.0014	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 52	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 101	0.0033	0.0013	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 118	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 138	0.0056	0.0022	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 153	0.0063	0.0025	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 180	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PCB-7*	0.0187		mg/kg TS	1	1	KARO
Naftalen	0.144	0.043	mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaftilen	0.059	0.018	mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaften	0.291	0.087	mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoren	0.573	0.172	mg/kg TS	1	1	KARO
Fenantren	2.15	0.644	mg/kg TS	1	1	KARO
Antracen	0.709	0.213	mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoranten	2.36	0.708	mg/kg TS	1	1	KARO
Pyren	1.65	0.496	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)antracen^	0.968	0.290	mg/kg TS	1	1	KARO
Krysen^	0.781	0.234	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(b)fluoranten^	0.971	0.291	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(k)fluoranten^	0.356	0.107	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)pyren^	0.788	0.236	mg/kg TS	1	1	KARO
Dibenso(ah)antracen^	0.112	0.034	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(ghi)perylene	0.354	0.106	mg/kg TS	1	1	KARO
Indeno(123cd)pyren^	0.325	0.098	mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PAH-16*	12.6		mg/kg TS	1	1	KARO
Bensen	<0.0100		mg/kg TS	1	1	KARO
Toluen	<0.30		mg/kg TS	1	1	KARO
Etylbensen	<0.200		mg/kg TS	1	1	KARO
Xylener	0.912	0.365	mg/kg TS	1	1	KARO
Sum BTEX*	0.912		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon C5-C6	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C6-C8	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C8-C10	<10		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C10-C12	45	14	mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C16	63	19	mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C35 (sum)	778		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C16-C35	715	214	mg/kg TS	1	1	KARO
Prøvepreparering	Ja			2	1	KARO
Tørrstoff (E)	84.1	8.41	%	3	1	KARO
TOC	3.11		% TS	3	1	KARO
Samleprøve S5:1-2m+ S15:1,5m						



Deres prøvenavn	Samleprøve S7:0-0,3m Jord					
Labnummer	N00268851					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	92.8	4.64	%	4	1	KARO
As (Arsen)	10.6	2.11	mg/kg TS	4	1	KARO
Ba (Barium)	66.1	13.2	mg/kg TS	4	1	KARO
Be (Beryllium)	0.081	0.016	mg/kg TS	4	1	KARO
Cd (Kadmium)	<0.10		mg/kg TS	4	1	KARO
Co (Kobolt)	12.1	2.42	mg/kg TS	4	1	KARO
Cr (Krom)	38.9	7.78	mg/kg TS	4	1	KARO
Cu (Kopper)	39.1	7.82	mg/kg TS	4	1	KARO
Fe (Jern)	14300	2860	mg/kg TS	4	1	KARO
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	4	1	KARO
Mn (Mangan)	131	26.3	mg/kg TS	4	1	KARO
Mo (Molybden)	<0.40		mg/kg TS	4	1	KARO
Ni (Nikkel)	32.2	6.4	mg/kg TS	4	1	KARO
P (Fosfor)	488	97.6	mg/kg TS	4	1	KARO
Pb (Bly)	4.5	0.9	mg/kg TS	4	1	KARO
Sr (Strontium)	51.5	10.3	mg/kg TS	4	1	KARO
V (Vanadium)	27.9	5.58	mg/kg TS	4	1	KARO
Zn (Sink)	40.7	8.1	mg/kg TS	4	1	KARO
Li (Litium)	4.4	0.9	mg/kg TS	4	1	KARO
Tørrstoff (L)	95.7		%	5	V	CAFR
Monobutyltinnkation	24.5	8.29	µg/kg TS	5	C	CAFR
Dibutyltinnkation	23.1	7.00	µg/kg TS	5	C	CAFR
Tributyltinnkation	31.4	8.19	µg/kg TS	5	C	CAFR
Samleprøve S7:0-0,3m+ S8:0-0,3m+ S10:0-0,3m+ S11:0-0,5m						



Deres prøvenavn	Samleprøve S7:0,3-1m Jord					
Labnummer	N00268852					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
As (Arsen)	2.60	0.52	mg/kg TS	1	1	KARO
Cd (Kadmium)	<0.10		mg/kg TS	1	1	KARO
Cr (Krom)	22.2	4.44	mg/kg TS	1	1	KARO
Cu (Kopper)	31.3	6.26	mg/kg TS	1	1	KARO
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	1	1	KARO
Ni (Nikkel)	18.0	3.6	mg/kg TS	1	1	KARO
Pb (Bly)	24.3	4.8	mg/kg TS	1	1	KARO
Zn (Sink)	71.8	14.4	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 28	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 52	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 101	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 118	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 138	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 153	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 180	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PCB-7*	n.d.		mg/kg TS	1	1	KARO
Naftalen	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaftilen	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaften	0.011	0.003	mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoren	0.024	0.007	mg/kg TS	1	1	KARO
Fenantren	0.104	0.031	mg/kg TS	1	1	KARO
Antracen	0.022	0.006	mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoranten	0.174	0.052	mg/kg TS	1	1	KARO
Pyren	0.155	0.047	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)antracen^	0.049	0.015	mg/kg TS	1	1	KARO
Krysen^	0.074	0.022	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(b)fluoranten^	0.160	0.048	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(k)fluoranten^	0.042	0.012	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)pyren^	0.075	0.022	mg/kg TS	1	1	KARO
Dibenso(ah)antracen^	0.011	0.003	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(ghi)perylene	0.054	0.016	mg/kg TS	1	1	KARO
Indeno(123cd)pyren^	0.034	0.010	mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PAH-16*	0.989		mg/kg TS	1	1	KARO
Bensen	<0.0100		mg/kg TS	1	1	KARO
Toluen	<0.30		mg/kg TS	1	1	KARO
Etylbensen	<0.200		mg/kg TS	1	1	KARO
Xylener	<0.0150		mg/kg TS	1	1	KARO
Sum BTEX*	n.d.		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon C5-C6	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C6-C8	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C8-C10	<10		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C10-C12	5	2	mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C16	15	4	mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C35 (sum)	388		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C16-C35	373	112	mg/kg TS	1	1	KARO
Prøvepreparering	Ja			2	1	KARO
Samleprøve S7:0,3-1m+ S8:0,3-1m						



Deres prøvenavn	S10:0,3-1m Jord					
Labnummer	N00268853					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
As (Arsen)	3.06	0.61	mg/kg TS	1	1	KARO
Cd (Kadmium)	<0.10		mg/kg TS	1	1	KARO
Cr (Krom)	20.4	4.07	mg/kg TS	1	1	KARO
Cu (Kopper)	33.6	6.71	mg/kg TS	1	1	KARO
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	1	1	KARO
Ni (Nikkel)	18.8	3.8	mg/kg TS	1	1	KARO
Pb (Bly)	51.8	10.4	mg/kg TS	1	1	KARO
Zn (Sink)	192	38.4	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 28	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 52	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 101	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 118	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 138	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 153	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 180	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PCB-7*	n.d.		mg/kg TS	1	1	KARO
Naftalen	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaftilen	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaften	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoren	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Fenantren	0.015	0.005	mg/kg TS	1	1	KARO
Antracen	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoranten	0.048	0.014	mg/kg TS	1	1	KARO
Pyren	0.056	0.017	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)antracen^	0.020	0.006	mg/kg TS	1	1	KARO
Krysen^	0.025	0.008	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(b)fluoranten^	0.044	0.013	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(k)fluoranten^	0.018	0.006	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)pyren^	0.035	0.010	mg/kg TS	1	1	KARO
Dibenso(ah)antracen^	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(ghi)perylene	0.022	0.006	mg/kg TS	1	1	KARO
Indeno(123cd)pyren^	0.017	0.005	mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PAH-16*	0.300		mg/kg TS	1	1	KARO
Bensen	<0.0100		mg/kg TS	1	1	KARO
Toluen	<0.30		mg/kg TS	1	1	KARO
Etylbensen	<0.200		mg/kg TS	1	1	KARO
Xylener	<0.0150		mg/kg TS	1	1	KARO
Sum BTEX*	n.d.		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon C5-C6	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C6-C8	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C8-C10	<10		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C10-C12	6	2	mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C16	12	4	mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C35 (sum)	192		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C16-C35	180	54	mg/kg TS	1	1	KARO
TOC	2.16		% TS	3	1	KARO



Deres prøvenavn	S12:0-0,3m Jord					
Labnummer	N00268854					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	91.2	4.56	%	4	1	KARO
As (Arsen)	<1.00		mg/kg TS	4	1	KARO
Ba (Barium)	19.1	3.81	mg/kg TS	4	1	KARO
Be (Beryllium)	0.061	0.012	mg/kg TS	4	1	KARO
Cd (Kadmium)	<0.10		mg/kg TS	4	1	KARO
Co (Kobolt)	5.37	1.07	mg/kg TS	4	1	KARO
Cr (Krom)	15.2	3.04	mg/kg TS	4	1	KARO
Cu (Kopper)	24.6	4.92	mg/kg TS	4	1	KARO
Fe (Jern)	6340	1270	mg/kg TS	4	1	KARO
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	4	1	KARO
Mn (Mangan)	59.5	11.9	mg/kg TS	4	1	KARO
Mo (Molybden)	<0.40		mg/kg TS	4	1	KARO
Ni (Nikkel)	11.4	2.3	mg/kg TS	4	1	KARO
P (Fosfor)	425	84.9	mg/kg TS	4	1	KARO
Pb (Bly)	4.4	0.9	mg/kg TS	4	1	KARO
Sr (Strontium)	14.6	2.91	mg/kg TS	4	1	KARO
V (Vanadium)	12.6	2.52	mg/kg TS	4	1	KARO
Zn (Sink)	29.1	5.8	mg/kg TS	4	1	KARO
Li (Litium)	3.6	0.7	mg/kg TS	4	1	KARO
Tørrstoff (L)	90.8		%	5	V	CAFR
Monobutyltinnkation	37.7	12.7	µg/kg TS	5	C	CAFR
Dibutyltinnkation	87.3	26.4	µg/kg TS	5	C	CAFR
Tributyltinnkation	162	42.2	µg/kg TS	5	C	CAFR



Deres prøvenavn	S12:0,3-0,7m Jord					
Labnummer	N00268855					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
As (Arsen)	2.04	0.41	mg/kg TS	1	1	KARO
Cd (Kadmium)	<0.10		mg/kg TS	1	1	KARO
Cr (Krom)	24.2	4.84	mg/kg TS	1	1	KARO
Cu (Kopper)	61.6	12.3	mg/kg TS	1	1	KARO
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	1	1	KARO
Ni (Nikkel)	18.4	3.7	mg/kg TS	1	1	KARO
Pb (Bly)	32.6	6.5	mg/kg TS	1	1	KARO
Zn (Sink)	83.3	16.7	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 28	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 52	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 101	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 118	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 138	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 153	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 180	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PCB-7*	n.d.		mg/kg TS	1	1	KARO
Naftalen	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaftalen	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaften	0.015	0.004	mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoren	0.014	0.004	mg/kg TS	1	1	KARO
Fenantren	0.094	0.028	mg/kg TS	1	1	KARO
Antracen	0.022	0.006	mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoranten	0.228	0.068	mg/kg TS	1	1	KARO
Pyren	0.221	0.066	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)antracen^	0.100	0.030	mg/kg TS	1	1	KARO
Krysen^	0.144	0.043	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(b)fluoranten^	0.248	0.074	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(k)fluoranten^	0.103	0.031	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)pyren^	0.138	0.042	mg/kg TS	1	1	KARO
Dibenso(ah)antracen^	0.022	0.006	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(ghi)perylene	0.087	0.026	mg/kg TS	1	1	KARO
Indeno(123cd)pyren^	0.082	0.024	mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PAH-16*	1.52		mg/kg TS	1	1	KARO
Bensen	<0.0100		mg/kg TS	1	1	KARO
Toluen	<0.30		mg/kg TS	1	1	KARO
Etylbensen	<0.200		mg/kg TS	1	1	KARO
Xylener	<0.0150		mg/kg TS	1	1	KARO
Sum BTEX*	n.d.		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon C5-C6	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C6-C8	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C8-C10	<10		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C10-C12	19	6	mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C16	24	7	mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C35 (sum)	298		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C16-C35	274	82	mg/kg TS	1	1	KARO
TOC	2.42		% TS	3	1	KARO



Deres prøvenavn	S13:0-0,5m Jord					
Labnummer	N00268856					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
As (Arsen)	1.01	0.20	mg/kg TS	1	1	KARO
Cd (Kadmium)	<0.10		mg/kg TS	1	1	KARO
Cr (Krom)	62.2	12.4	mg/kg TS	1	1	KARO
Cu (Kopper)	112	22.4	mg/kg TS	1	1	KARO
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	1	1	KARO
Ni (Nikkel)	37.5	7.5	mg/kg TS	1	1	KARO
Pb (Bly)	8.2	1.6	mg/kg TS	1	1	KARO
Zn (Sink)	70.1	14.0	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 28	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 52	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 101	0.0090	0.0036	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 118	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 138	0.0184	0.0074	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 153	0.0152	0.0061	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 180	0.0096	0.0038	mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PCB-7*	0.0522		mg/kg TS	1	1	KARO
Naftalen	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaftilen	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaften	0.019	0.006	mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoren	0.014	0.004	mg/kg TS	1	1	KARO
Fenantren	0.215	0.065	mg/kg TS	1	1	KARO
Antracen	0.044	0.013	mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoranten	0.541	0.162	mg/kg TS	1	1	KARO
Pyren	0.440	0.132	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)antracen^	0.332	0.099	mg/kg TS	1	1	KARO
Krysen^	0.451	0.135	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(b)fluoranten^	0.773	0.232	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(k)fluoranten^	0.347	0.104	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)pyren^	0.642	0.193	mg/kg TS	1	1	KARO
Dibenso(ah)antracen^	0.091	0.027	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(ghi)perylene	0.372	0.111	mg/kg TS	1	1	KARO
Indeno(123cd)pyren^	0.351	0.105	mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PAH-16*	4.63		mg/kg TS	1	1	KARO
Bensen	<0.0100		mg/kg TS	1	1	KARO
Toluen	<0.30		mg/kg TS	1	1	KARO
Etylbensen	<0.200		mg/kg TS	1	1	KARO
Xylener	<0.0150		mg/kg TS	1	1	KARO
Sum BTEX*	n.d.		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon C5-C6	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C6-C8	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C8-C10	<10		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C10-C12	<2		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C16	<3		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C35 (sum)	113		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C16-C35	113	34	mg/kg TS	1	1	KARO
Tørrestoff (L)	92.9		%	5	V	CAFR
Monobutyltinnkation	1210	407	µg/kg TS	5	C	CAFR
Dibutyltinnkation	2250	682	µg/kg TS	5	C	CAFR
Tributyltinnkation	3180	829	µg/kg TS	5	C	CAFR



Deres prøvenavn	S13:0,3-0,5m Jord					
Labnummer	N00268857					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
As (Arsen)	2.14	0.43	mg/kg TS	1	1	KARO
Cd (Kadmium)	<0.10		mg/kg TS	1	1	KARO
Cr (Krom)	36.7	7.35	mg/kg TS	1	1	KARO
Cu (Kopper)	47.8	9.56	mg/kg TS	1	1	KARO
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	1	1	KARO
Ni (Nikkel)	21.6	4.3	mg/kg TS	1	1	KARO
Pb (Bly)	5.2	1.0	mg/kg TS	1	1	KARO
Zn (Sink)	46.9	9.4	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 28	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 52	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 101	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 118	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 138	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 153	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 180	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PCB-7*	n.d.		mg/kg TS	1	1	KARO
Naftalen	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaftalen	<0.010		mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaften	0.050	0.015	mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoren	0.064	0.019	mg/kg TS	1	1	KARO
Fenantren	0.414	0.124	mg/kg TS	1	1	KARO
Antracen	0.166	0.050	mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoranten	0.460	0.138	mg/kg TS	1	1	KARO
Pyren	0.355	0.106	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)antracen^	0.230	0.069	mg/kg TS	1	1	KARO
Krysen^	0.232	0.070	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(b)fluoranten^	0.231	0.069	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(k)fluoranten^	0.102	0.030	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)pyren^	0.233	0.070	mg/kg TS	1	1	KARO
Dibenso(ah)antracen^	0.020	0.006	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(ghi)perylene	0.062	0.019	mg/kg TS	1	1	KARO
Indeno(123cd)pyren^	0.073	0.022	mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PAH-16*	2.69		mg/kg TS	1	1	KARO
Bensen	<0.0100		mg/kg TS	1	1	KARO
Toluen	<0.30		mg/kg TS	1	1	KARO
Etylbensen	<0.200		mg/kg TS	1	1	KARO
Xylener	<0.0150		mg/kg TS	1	1	KARO
Sum BTEX*	n.d.		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon C5-C6	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C6-C8	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C8-C10	<10		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C10-C12	<2		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C16	<3		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C35 (sum)	37		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C16-C35	37	11	mg/kg TS	1	1	KARO



Deres prøvenavn	S14:2,5-2,9m Jord					
Labnummer	N00268858					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
As (Arsen)	7.24	1.45	mg/kg TS	1	1	KARO
Cd (Kadmium)	<0.10		mg/kg TS	1	1	KARO
Cr (Krom)	11.2	2.25	mg/kg TS	1	1	KARO
Cu (Kopper)	77.7	15.5	mg/kg TS	1	1	KARO
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	1	1	KARO
Ni (Nikkel)	8.0	1.6	mg/kg TS	1	1	KARO
Pb (Bly)	102	20.4	mg/kg TS	1	1	KARO
Zn (Sink)	135	27.0	mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 28	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 52	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 101	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 118	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 138	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 153	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
PCB 180	<0.0030		mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PCB-7*	n.d.		mg/kg TS	1	1	KARO
Naftalen	0.051	0.015	mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaftalen	0.011	0.003	mg/kg TS	1	1	KARO
Acenaften	0.090	0.027	mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoren	0.038	0.012	mg/kg TS	1	1	KARO
Fenantren	0.117	0.035	mg/kg TS	1	1	KARO
Antracen	0.044	0.013	mg/kg TS	1	1	KARO
Fluoranten	0.269	0.081	mg/kg TS	1	1	KARO
Pyren	0.210	0.063	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)antracen^	0.101	0.030	mg/kg TS	1	1	KARO
Krysen^	0.091	0.027	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(b)fluoranten^	0.146	0.044	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(k)fluoranten^	0.051	0.015	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(a)pyren^	0.127	0.038	mg/kg TS	1	1	KARO
Dibenso(ah)antracen^	0.014	0.004	mg/kg TS	1	1	KARO
Benso(ghi)perylene	0.078	0.024	mg/kg TS	1	1	KARO
Indeno(123cd)pyren^	0.065	0.020	mg/kg TS	1	1	KARO
Sum PAH-16*	1.50		mg/kg TS	1	1	KARO
Bensen	<0.0100		mg/kg TS	1	1	KARO
Toluen	<0.30		mg/kg TS	1	1	KARO
Etylbensen	<0.200		mg/kg TS	1	1	KARO
Xylener	<0.0150		mg/kg TS	1	1	KARO
Sum BTEX*	n.d.		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon C5-C6	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C6-C8	<7.0		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C8-C10	<10		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C10-C12	<2		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C16	3	1	mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C12-C35 (sum)	51		mg/kg TS	1	1	KARO
Fraksjon >C16-C35	48	14	mg/kg TS	1	1	KARO



Deres prøvenavn	S14:0-1m Jord					
Labnummer	N00268859					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	89.1	4.46	%	4	1	KARO
As (Arsen)	<1.00		mg/kg TS	4	1	KARO
Ba (Barium)	8.24	1.65	mg/kg TS	4	1	KARO
Be (Beryllium)	0.035	0.007	mg/kg TS	4	1	KARO
Cd (Kadmium)	<0.10		mg/kg TS	4	1	KARO
Co (Kobolt)	2.91	0.58	mg/kg TS	4	1	KARO
Cr (Krom)	8.03	1.60	mg/kg TS	4	1	KARO
Cu (Kopper)	4.71	0.94	mg/kg TS	4	1	KARO
Fe (Jern)	3920	784	mg/kg TS	4	1	KARO
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	4	1	KARO
Mn (Mangan)	39.2	7.85	mg/kg TS	4	1	KARO
Mo (Molybden)	<0.40		mg/kg TS	4	1	KARO
Ni (Nikkel)	5.5	1.1	mg/kg TS	4	1	KARO
P (Fosfor)	447	89.3	mg/kg TS	4	1	KARO
Pb (Bly)	<1.0		mg/kg TS	4	1	KARO
Sr (Strontium)	10.4	2.08	mg/kg TS	4	1	KARO
V (Vanadium)	9.10	1.82	mg/kg TS	4	1	KARO
Zn (Sink)	8.8	1.8	mg/kg TS	4	1	KARO
Li (Litium)	3.6	0.7	mg/kg TS	4	1	KARO

Deres prøvenavn	S15:0-1m Jord					
Labnummer	N00268860					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (E)	89.1	4.45	%	4	1	KARO
As (Arsen)	2.60	0.52	mg/kg TS	4	1	KARO
Ba (Barium)	63.5	12.7	mg/kg TS	4	1	KARO
Be (Beryllium)	0.131	0.026	mg/kg TS	4	1	KARO
Cd (Kadmium)	<0.10		mg/kg TS	4	1	KARO
Co (Kobolt)	9.69	1.94	mg/kg TS	4	1	KARO
Cr (Krom)	19.6	3.93	mg/kg TS	4	1	KARO
Cu (Kopper)	59.6	11.9	mg/kg TS	4	1	KARO
Fe (Jern)	12700	2540	mg/kg TS	4	1	KARO
Hg (Kvikksølv)	<0.20		mg/kg TS	4	1	KARO
Mn (Mangan)	158	31.7	mg/kg TS	4	1	KARO
Mo (Molybden)	0.45	0.09	mg/kg TS	4	1	KARO
Ni (Nikkel)	19.2	3.8	mg/kg TS	4	1	KARO
P (Fosfor)	583	117	mg/kg TS	4	1	KARO
Pb (Bly)	28.8	5.8	mg/kg TS	4	1	KARO
Sr (Strontium)	46.6	9.33	mg/kg TS	4	1	KARO
V (Vanadium)	25.0	5.00	mg/kg TS	4	1	KARO
Zn (Sink)	108	21.7	mg/kg TS	4	1	KARO
Li (Litium)	4.2	0.8	mg/kg TS	4	1	KARO



* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.

Metodespesifikasjon																																																																						
1	<p>Bestemmelse av Normpakke (liten).</p> <table> <tr> <td>Metode:</td> <td>Metaller:</td> <td>ISO-11885</td> </tr> <tr> <td></td> <td>PCB-7:</td> <td>DIN 38407-del 2, EPA 8082</td> </tr> <tr> <td></td> <td>PAH:</td> <td>EPA 8270, 8131, 8091, ISO 6468</td> </tr> <tr> <td></td> <td>BTEX:</td> <td>EPA 624, 8260</td> </tr> <tr> <td></td> <td>>C5-C10:</td> <td>EPA 601, BCME</td> </tr> <tr> <td></td> <td>>C10-C35:</td> <td>EN 14039</td> </tr> <tr> <td>Deteksjon og kvantifisering:</td> <td>Metaller:</td> <td>ICP-AES</td> </tr> <tr> <td></td> <td>PCB-7:</td> <td>GC-ECD eller GC-MS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>PAH:</td> <td>GC-MS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>BTEX:</td> <td>GC-MS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>>C5-C35:</td> <td>GC-FID (GC-MS kan bli benyttet på C5-C10)</td> </tr> <tr> <td>Kvantifiseringsgrenser:</td> <td>Metaller:</td> <td>0,10-5,0 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>PCB-7:</td> <td>0,0030 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>PAH-16:</td> <td>0,050 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>Benzen:</td> <td>0,010 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>BTEX:</td> <td>0.01-0.30 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>C5-C6:</td> <td>7,0 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>>C6-C8:</td> <td>7,0 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>>C8-C10:</td> <td>10 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>>C10-C12:</td> <td>2 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>>C12-C16:</td> <td>3 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>>C12-C35:</td> <td>13 mg/kg TS</td> </tr> <tr> <td></td> <td>>C16-C35:</td> <td>10 mg/kg TS</td> </tr> </table>	Metode:	Metaller:	ISO-11885		PCB-7:	DIN 38407-del 2, EPA 8082		PAH:	EPA 8270, 8131, 8091, ISO 6468		BTEX:	EPA 624, 8260		>C5-C10:	EPA 601, BCME		>C10-C35:	EN 14039	Deteksjon og kvantifisering:	Metaller:	ICP-AES		PCB-7:	GC-ECD eller GC-MS		PAH:	GC-MS		BTEX:	GC-MS		>C5-C35:	GC-FID (GC-MS kan bli benyttet på C5-C10)	Kvantifiseringsgrenser:	Metaller:	0,10-5,0 mg/kg TS		PCB-7:	0,0030 mg/kg TS		PAH-16:	0,050 mg/kg TS		Benzen:	0,010 mg/kg TS		BTEX:	0.01-0.30 mg/kg TS		C5-C6:	7,0 mg/kg TS		>C6-C8:	7,0 mg/kg TS		>C8-C10:	10 mg/kg TS		>C10-C12:	2 mg/kg TS		>C12-C16:	3 mg/kg TS		>C12-C35:	13 mg/kg TS		>C16-C35:	10 mg/kg TS
Metode:	Metaller:	ISO-11885																																																																				
	PCB-7:	DIN 38407-del 2, EPA 8082																																																																				
	PAH:	EPA 8270, 8131, 8091, ISO 6468																																																																				
	BTEX:	EPA 624, 8260																																																																				
	>C5-C10:	EPA 601, BCME																																																																				
	>C10-C35:	EN 14039																																																																				
Deteksjon og kvantifisering:	Metaller:	ICP-AES																																																																				
	PCB-7:	GC-ECD eller GC-MS																																																																				
	PAH:	GC-MS																																																																				
	BTEX:	GC-MS																																																																				
	>C5-C35:	GC-FID (GC-MS kan bli benyttet på C5-C10)																																																																				
Kvantifiseringsgrenser:	Metaller:	0,10-5,0 mg/kg TS																																																																				
	PCB-7:	0,0030 mg/kg TS																																																																				
	PAH-16:	0,050 mg/kg TS																																																																				
	Benzen:	0,010 mg/kg TS																																																																				
	BTEX:	0.01-0.30 mg/kg TS																																																																				
	C5-C6:	7,0 mg/kg TS																																																																				
	>C6-C8:	7,0 mg/kg TS																																																																				
	>C8-C10:	10 mg/kg TS																																																																				
	>C10-C12:	2 mg/kg TS																																																																				
	>C12-C16:	3 mg/kg TS																																																																				
	>C12-C35:	13 mg/kg TS																																																																				
	>C16-C35:	10 mg/kg TS																																																																				
2	Prøvepreparering ECO																																																																					
3	<p>Bestemmelse av TOC ved kolorimetrisk bestemmelse (Ceska Lipa)</p> <table> <tr> <td>Metode:</td> <td>CZ_SOP_D06_07_055 (basert på ISO 10694, modifisert og EN 13137/A, modifisert)</td> </tr> <tr> <td>Deteksjon og kvantifisering:</td> <td>Coulometrisk</td> </tr> <tr> <td>Kvantifikasjonsgrenser:</td> <td>0,01 %TS evt 100 mg/kg</td> </tr> <tr> <td>Tørking:</td> <td>Prøvene er blitt tørket ved 105 grader dersom ikke annet er bestilt og oppgitt i analyserapporten</td> </tr> <tr> <td>Note:</td> <td>Coulometrisk bestemmelse er en elektrolyse der forbindelser blir oksidert til en kjent sammensetning. Mengden av elektroner som trengs for å fullføre elektrolysen, blir målt.</td> </tr> </table>	Metode:	CZ_SOP_D06_07_055 (basert på ISO 10694, modifisert og EN 13137/A, modifisert)	Deteksjon og kvantifisering:	Coulometrisk	Kvantifikasjonsgrenser:	0,01 %TS evt 100 mg/kg	Tørking:	Prøvene er blitt tørket ved 105 grader dersom ikke annet er bestilt og oppgitt i analyserapporten	Note:	Coulometrisk bestemmelse er en elektrolyse der forbindelser blir oksidert til en kjent sammensetning. Mengden av elektroner som trengs for å fullføre elektrolysen, blir målt.																																																											
Metode:	CZ_SOP_D06_07_055 (basert på ISO 10694, modifisert og EN 13137/A, modifisert)																																																																					
Deteksjon og kvantifisering:	Coulometrisk																																																																					
Kvantifikasjonsgrenser:	0,01 %TS evt 100 mg/kg																																																																					
Tørking:	Prøvene er blitt tørket ved 105 grader dersom ikke annet er bestilt og oppgitt i analyserapporten																																																																					
Note:	Coulometrisk bestemmelse er en elektrolyse der forbindelser blir oksidert til en kjent sammensetning. Mengden av elektroner som trengs for å fullføre elektrolysen, blir målt.																																																																					
4	<p>Analyse av tungmetaller (M-1C)</p> <table> <tr> <td>Metode:</td> <td>EPA metoder 200.7, ISO 11885</td> </tr> <tr> <td>Forbehandling:</td> <td>Sikting 2 mm.</td> </tr> <tr> <td>Oppslutning jordprøver:</td> <td>HNO₃ og 0,5 ml H₂O₂ i mikrobølgeovn.</td> </tr> <tr> <td>Oppslutning slam- og sedimentprøver:</td> <td>HNO₃/vann (1:1) i mikrobølgeovn.</td> </tr> </table>	Metode:	EPA metoder 200.7, ISO 11885	Forbehandling:	Sikting 2 mm.	Oppslutning jordprøver:	HNO ₃ og 0,5 ml H ₂ O ₂ i mikrobølgeovn.	Oppslutning slam- og sedimentprøver:	HNO ₃ /vann (1:1) i mikrobølgeovn.																																																													
Metode:	EPA metoder 200.7, ISO 11885																																																																					
Forbehandling:	Sikting 2 mm.																																																																					
Oppslutning jordprøver:	HNO ₃ og 0,5 ml H ₂ O ₂ i mikrobølgeovn.																																																																					
Oppslutning slam- og sedimentprøver:	HNO ₃ /vann (1:1) i mikrobølgeovn.																																																																					
5	<p>Bestemmelse av tinnorganiske forbindelser.</p> <table> <tr> <td>Metode:</td> <td>ISO 23161:2011</td> </tr> </table>	Metode:	ISO 23161:2011																																																																			
Metode:	ISO 23161:2011																																																																					



Metodespesifikasjon	
Deteksjon og kvantifisering:	GC-ICP-SFMS
Kvantifikasjonsgrenser:	1 µg/kg TS

Godkjenner	
CAFR	Camilla Fredriksen
KARO	Karoline Rod

Underleverandør ¹	
C	GC-ICP-MS Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030
V	Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030
1	Ansvarlig laboratorium: ALS Laboratory Group, ALS Czech Republic s.r.o, Na Harfě 9/336, Praha, Tsjekkia Lokalisering av andre ALS laboratorier: Ceska Lipa Bendlova 1687/7, 470 03 Ceska Lipa Pardubice V Raji 906, 530 02 Pardubice Akkreditering: Czech Accreditation Institute, labnr. 1163. Kontakt ALS Laboratory Group Norge, for ytterligere informasjon

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).



Prosjekt **Tromsdalsfyllinga**
Bestnr **5132607**
Registrert **2013-10-31**
Utstedt **2013-11-13**

Norconsult AS
Robin Bråtveit
Ansattnr: 92211
Ingvald Ystgaardsvei 3A
7047 Trondheim
Norge

Analyse av faststoff

Deres prøvenavn	S14:2,5-2,9m. Jord					
Labnummer	N00268858					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (\pm)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	90.0	2	%	1	V	KARO
Monobutyltinnkation	6.78	2.29	$\mu\text{g/kg TS}$	1	C	KARO
Dibutyltinnkation	4.45	1.35	$\mu\text{g/kg TS}$	1	C	KARO
Tributyltinnkation	9.82	2.65	$\mu\text{g/kg TS}$	1	C	KARO



* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.
n.d. betyr ikke påvist.
n/a betyr ikke analyserbart.
< betyr mindre enn.
> betyr større enn.

Metodespesifikasjon	
1	Bestemmelse av tinnorganiske forbindelser.
	Metode: ISO 23161:2011
	Deteksjon og kvantifisering: GC-ICP-SFMS
	Kvantifikasjonsgrenser: 1 µg/kg TS

Godkjenner	
KARO	Karoline Rod

Underleverandør ¹	
C	GC-ICP-MS
	Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige
	Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030
V	Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige
	Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).



Prosjekt **Tromsdalsfyllinga**
 Bestnr **5132607**
 Registrert **2013-10-18**
 Utstedt **2013-10-25**

Norconsult AS
Robin Bråtveit
Ansattnr: 92211
Ingvald Ystgaardsvei 3A
7047 Trondheim
Norge

Analyse av faststoff

Deres prøvenavn	Supp1 jord					
Labnummer	N00273282					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	25.0	8.42	µg/kg TS	1	C	CHLP
Dibutyltinnkation	38.0	11.5	µg/kg TS	1	C	CHLP
Tributyltinnkation	53.3	14.2	µg/kg TS	1	C	CHLP
Tetrabutyltinnkation	<1		µg/kg TS	1	C	CHLP
Monooktyltinnkation	<1		µg/kg TS	1	C	CHLP
Dioktyltinnkation	1.21	0.408	µg/kg TS	1	C	CHLP
Trisykloheksyltinnkation	<1		µg/kg TS	1	C	CHLP
Monofenyltinnkation	15.6	5.06	µg/kg TS	1	C	CHLP
Difenyltinnkation	9.66	3.31	µg/kg TS	1	C	CHLP
Trifenyltinnkation	13.9	4.47	µg/kg TS	1	C	CHLP
Tørrstoff (L)	91.3		%	2	V	CHLP
As (Arsen)	13.2	3.6	mg/kg TS	2	H	RIKR
Cd (Kadmium)	<0.1		mg/kg TS	2	H	RIKR
Cr (Krom)	32.0	6.4	mg/kg TS	2	H	RIKR
Cu (Kopper)	53.5	11.2	mg/kg TS	2	H	RIKR
Hg (Kvikksølv)	<0.2		mg/kg TS	2	H	RIKR
Ni (Nikkel)	43.6	11.4	mg/kg TS	2	H	RIKR
Pb (Bly)	8.69	1.77	mg/kg TS	2	H	RIKR
Zn (Sink)	36.5	6.9	mg/kg TS	2	H	RIKR



Deres prøvenavn	Supp2 jord					
Labnummer	N00273283					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	26.5	8.96	µg/kg TS	1	C	CHLP
Dibutyltinnkation	48.5	15.4	µg/kg TS	1	C	CHLP
Tributyltinnkation	77.9	20.3	µg/kg TS	1	C	CHLP
Tetrabutyltinnkation	<1		µg/kg TS	1	C	CHLP
Monooktyltinnkation	<1		µg/kg TS	1	C	CHLP
Dioktyltinnkation	<1		µg/kg TS	1	C	CHLP
Trisykloheksyltinnkation	<1		µg/kg TS	1	C	CHLP
Monofenyltinnkation	11.7	3.65	µg/kg TS	1	C	CHLP
Difenyltinnkation	7.64	2.67	µg/kg TS	1	C	CHLP
Trifenyltinnkation	18.1	5.85	µg/kg TS	1	C	CHLP
Tørrstoff (L)	88.5		%	2	V	RIKR
As (Arsen)	64.6	17.7	mg/kg TS	2	H	RIKR
Cd (Kadmium)	<0.1		mg/kg TS	2	H	RIKR
Cr (Krom)	33.9	6.7	mg/kg TS	2	H	RIKR
Cu (Kopper)	92.8	19.4	mg/kg TS	2	H	RIKR
Hg (Kvikksølv)	<0.2		mg/kg TS	2	H	RIKR
Ni (Nikkel)	51.1	13.4	mg/kg TS	2	H	RIKR
Pb (Bly)	9.48	1.93	mg/kg TS	2	H	RIKR
Zn (Sink)	73.0	13.8	mg/kg TS	2	H	RIKR

Deres prøvenavn	Supp3 jord					
Labnummer	N00273284					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	52.1	17.5	µg/kg TS	1	C	CHLP
Dibutyltinnkation	71.0	21.5	µg/kg TS	1	C	CHLP
Tributyltinnkation	189	49.5	µg/kg TS	1	C	CHLP
Tetrabutyltinnkation	<1		µg/kg TS	1	C	CHLP
Monooktyltinnkation	<1		µg/kg TS	1	C	CHLP
Dioktyltinnkation	<1		µg/kg TS	1	C	CHLP
Trisykloheksyltinnkation	<1		µg/kg TS	1	C	CHLP
Monofenyltinnkation	27.2	8.87	µg/kg TS	1	C	CHLP
Difenyltinnkation	13.4	4.56	µg/kg TS	1	C	CHLP
Trifenyltinnkation	36.0	11.7	µg/kg TS	1	C	CHLP
Tørrstoff (L)	91.1		%	2	V	RIKR
As (Arsen)	50.5	13.8	mg/kg TS	2	H	RIKR
Cd (Kadmium)	<0.1		mg/kg TS	2	H	RIKR
Cr (Krom)	46.7	9.2	mg/kg TS	2	H	RIKR
Cu (Kopper)	99.7	20.9	mg/kg TS	2	H	RIKR
Hg (Kvikksølv)	<0.2		mg/kg TS	2	H	RIKR
Ni (Nikkel)	51.7	13.5	mg/kg TS	2	H	RIKR
Pb (Bly)	7.43	1.51	mg/kg TS	2	H	RIKR
Zn (Sink)	62.5	11.9	mg/kg TS	2	H	RIKR



Deres prøvenavn	Supp4 jord					
Labnummer	N00273285					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Monobutyltinnkation	14.3	4.95	µg/kg TS	1	C	CHLP
Dibutyltinnkation	29.8	9.10	µg/kg TS	1	C	CHLP
Tributyltinnkation	81.8	21.6	µg/kg TS	1	C	CHLP
Tetrabutyltinnkation	<1		µg/kg TS	1	C	CHLP
Monooktyltinnkation	<1		µg/kg TS	1	C	CHLP
Dioktyltinnkation	<1		µg/kg TS	1	C	CHLP
Trisykloheksyltinnkation	<1		µg/kg TS	1	C	CHLP
Monofenyltinnkation	7.33	2.40	µg/kg TS	1	C	CHLP
Difenyltinnkation	6.04	2.04	µg/kg TS	1	C	CHLP
Trifenyltinnkation	17.6	5.85	µg/kg TS	1	C	CHLP
Tørrstoff (L)	91.9		%	2	V	RIKR
As (Arsen)	35.6	9.7	mg/kg TS	2	H	RIKR
Cd (Kadmium)	0.0998	0.0274	mg/kg TS	2	H	RIKR
Cr (Krom)	44.0	8.7	mg/kg TS	2	H	RIKR
Cu (Kopper)	96.7	20.3	mg/kg TS	2	H	RIKR
Hg (Kvikksølv)	<0.2		mg/kg TS	2	H	RIKR
Ni (Nikkel)	52.8	13.8	mg/kg TS	2	H	RIKR
Pb (Bly)	10.6	2.2	mg/kg TS	2	H	RIKR
Zn (Sink)	71.4	13.4	mg/kg TS	2	H	RIKR



* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.
 n.d. betyr ikke påvist.
 n/a betyr ikke analyserbart.
 < betyr mindre enn.
 > betyr større enn.

Metodespesifikasjon	
1	Bestemmelse av tinnorganiske forbindelser. Metode: ISO 23161:2011 Deteksjon og kvantifisering: GC-ICP-SFMS Kvantifikasjonsgrenser: 1 µg/kg TS
2	Analyse av tungmetaller (MS-1) Metode: EPA metoder -modifisert 200.7 (ICP-AES) og 200.8 (ICP-MS) Forbehandling: Siktning 2 mm. Oppslutning: Fuktig prøver veid inn i teflonbeholder, tilsatt 5 ml kons. HNO ₃ + 0,5 ml H ₂ O ₂ , satt på kork og oppsluttet i mikrobølgeovn. Tørking av prøven: Utført ved 105 grader etter svensk standard SS028113.

Godkjenner	
CHLP	Cheau Ling Poon
RIKR	Rikke Krefting

Underleverandør ¹	
C	GC-ICP-MS Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030
H	ICP-SFMS Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030
V	Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).



Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.



Prosjekt **Tromsdalfyllinga**
 Bestnr **5132607**
 Registrert **2013-05-14**
 Utstedt **2013-05-23**

Norconsult AS
Robin Bråtveit
Ansattnr: 92211
Ingvald Ystgaardsvei 3A
7047 Trondheim
Norge

Analyse av faststoff

Deres prøvenavn	Samleprøve havn jord					
Labnummer	N00248465					
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (L)	88.8		%	1	V	JIBJ
As (Arsen)	2.68	0.75	mg/kg TS	1	H	JIBJ
Cd (Kadmium)	0.122	0.030	mg/kg TS	1	H	JIBJ
Cr (Krom)	18.8	3.7	mg/kg TS	1	H	JIBJ
Cu (Kopper)	1100	230	mg/kg TS	1	H	JIBJ
Hg (Kvikksølv)	<0.2		mg/kg TS	1	H	JIBJ
Ni (Nikkel)	23.3	6.2	mg/kg TS	1	H	JIBJ
Pb (Bly)	19.5	4.0	mg/kg TS	1	H	JIBJ
Zn (Sink)	361	68	mg/kg TS	1	H	JIBJ
Monobutyltinnkation	2170	732	µg/kg TS	2	C	JIBJ
Dibutyltinnkation	6700	2030	µg/kg TS	2	C	JIBJ
Tributyltinnkation	12100	3180	µg/kg TS	2	C	JIBJ



* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.

Metodespesifikasjon	
1	<p>Analyse av tungmetaller (MS-1)</p> <p>Metode: EPA metoder -modifisert 200.7 (ICP-AES) og 200.8 (ICP-MS) Forbehandling: Siktning 2 mm. Oppslutning: Fuktig prøver veid inn i teflonbeholder, tilsatt 5 ml kons. HNO₃ + 0,5 ml H₂O₂, satt på kork og oppsluttet i mikrobølgeovn.</p> <p>Tørking av prøven: Utført ved 105 grader etter svensk standard SS028113.</p>
2	<p>Bestemmelse av tinnorganiske forbindelser.</p> <p>Metode: ISO 23161:2011 Deteksjon og kvantifisering: GC-ICP-SFMS Kvantifikasjonsgrenser: 1 µg/kg TS</p>

Godkjenner	
JIBJ	Jan Inge Bjørnengen

Underleverandør ¹	
C	<p>GC-ICP-MS</p> <p>Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030</p>
H	<p>ICP-SFMS</p> <p>Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030</p>
V	<p>Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 2030</p>

Måleusikkerheten angis som en utvidet måleusikkerhet (etter definisjon i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beregnet med en dekningsfaktor på 2 noe som gir et konfidensintervall på om lag 95%.

Måleusikkerhet fra underleverandører angis ofte som en utvidet usikkerhet beregnet med dekningsfaktor 2. For ytterligere informasjon, kontakt laboratoriet.

Denne rapporten får kun gjengis i sin helhet, om ikke utførende laboratorium på forhånd har skriftlig godkjent annet.

Angående laboratoriets ansvar i forbindelse med oppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webside www.alsglobal.no

Den digitalt signert PDF-fil representerer den opprinnelige rapporten. Eventuelle utskrifter er å anse som kopier.

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).