

Deponiet i Adventdalen. En vurdering av spredning av forurensning og permafrostens egnethet som bunntetting

Solveig Vullum Løtveit

Geofag og petroleumsteknologi

Innlevert: Juni 2012

Hovedveileder: Bjørge Brattli, IGB

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for geologi og bergteknikk

Deponiet i Adventdalen. En vurdering av spredning av forurensning og permafrostens egenskaper som bunntetting

Bakgrunn

Svalbard har en egen miljølov (Lov 15. juni 2001 om miljøvern på Svalbard) som samler alt miljøregelverk som gjelder for Svalbard. Formålet med loven er å opprettholde et tilnærmet uberørt miljø på Svalbard. I tillegg til Svalbardmiljøloven har Svalbard en egen avfallsforskrift og en egen forurensningsforskrift som legger føringer for avfallshåndteringen på Svalbard. Det var dette regelverket som lå til grunn da Longyearbyen Lokalstyre Bydrift KF i 2009 fikk innvilget tillatelse til videre drift av avfallshåndteringen i Longyearbyen. En del av avfallshåndteringen er et deponi som befinner seg i Adventdalen, omtrent ti kilometer fra Longyearbyen. Sammen med tillatelsen fra Sysselmannen ble det pålagt en rekke vilkår for videre drift av blant annet deponiet i Adventdalen. Et av vilkårene var at det skulle settes i verk tiltak for å redusere forurensningen av miljøgifter og tungmetaller gjennom sigevannet. Dette innebærer å håndtere sigevannet på en forsvarlig måte, samt analysere, overvåke og sette i verk tiltak for å redusere sigevannsmengden. Denne masteroppgaven, sammen med fordypningsprosjektet som ble skrevet høsten 2011, er ment som et bidrag til Longyearbyen Lokalstyre Bydrift KF for å etterkomme noen av kravene til Sysselmannen.

Hovedmål

Hovedmålet er å besvare problemstillingene "Er det spredning av forurensning fra deponiet i Adventdalen? Hva er de viktigste spredningsveiene og hvor stort område blir påvirket? Og er permafrost godt egnet som bunntetting under deponier?"

Oppgaven gjennomført i tidsrom: *januar-juni 2012*

Studieprogram for geofag og petroleumsteknologi, *Miljø og naturressursteknikk, Miljø- og hydrogeologi.*

Hovedveileder: Professor Bjørge Brattli ved NTNU

Biveiledere: Jan Otto Larsen ved UNIS og Arve Misund ved COWI

Signatur student

Signatur hovedveileder

Sammendrag

”Deponiet i Adventdalen – En vurdering av spredning av forurensning og permafrostens egnethet som bunntetting” er en masteroppgave skrevet av Solveig Vullum Løtveit våren 2012. Masteroppgaven er skrevet i forbindelse med faget *TGB 4935 – Miljø- og hydrogeologi, masteroppgave*, ved Institutt for geologi og bergteknikk ved NTNU. Masteroppgaven er på totalt 178 sider.

Mange avfallsdeponier er kilder til forurensning som kan være skadelig for mennesker og miljø. For å forhindre spredning av forurensning finnes det lovverk som skal sørge for at deponier drives på en forsvarlig måte. På Svalbard er det Svalbards miljølov (Lov 15. juni 2001 om miljøvern på Svalbard), samt Svalbards avfallsforskrift og forurensningsforskrift som legger føringer for deponidrift. I Adventdalen, like utenfor Longyearbyen, ligger det et avfallsdeponi som drives av Longyearbyen Lokalstyre Bydrift KF. Problemstillingen for denne masteroppgaven har vært å undersøke om det er spredning av forurensning fra deponiet samt undersøke hvordan en eventuell forurensning spres. Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften) stiller krav til dobbel bunntetting for deponier beregnet på ordinært avfall. Deponiet i Adventdalen er lagt rett på permafrosten. En annen problemstilling for oppgaven har derfor vært å se på permafrostens egnethet som bunntetting under deponier.

Feltarbeidet i forbindelse med masteroppgaven har bestått i å måle gassutslipp fra deponioverflaten, grave to sjakter gjennom deponiet, ta vannprøver og jordprøver, sette ned temperaturmålere i permafrosten og undersøke grunnen nedstrøms deponiet med georadar. Sjaktingen og temperaturmålingene viser at det pågår nedbrytningsprosesser i deponiet. Gassmålingen viser imidlertid at det ikke er utslipp av metangass fra deponioverflaten, noe som kan forklares med at temperaturene i deponimassene er for lave for optimal gassproduksjon. Kornfordelingsanalyser av jordprøvene sammen med beregning av hydraulisk konduktivitet viser at jordsmonnet rundt deponiet er tilnærmet tett. Dette tilsier at spredningen av sigevann fra deponiet vil være liten. Resultatet fra jordprøvene sammen med bruk av beregningsverktøy for risikovurdering viser at med dagens arealbruk utgjør ikke jordsmonnet ved deponiet noen helserisiko for mennesker. Flere av vannprøvenes konsentrasjoner av tungmetaller overskrider terskelverdiene oppgitt i veiledere utgitt av Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif). Det er mulig noe av innholdet av tungmetaller skyldes avrenning fra gruve 6 som befinner seg i nærheten av deponiet. Permafrost er kun definert ut i fra temperatur. Definisjonen er uavhengig av om det er is tilstedet. Hvis porene i permafrosten er fylt med is er permafrosten i utgangspunktet impermeabel. Dersom permafrostens porerom ikke er fylt med is kan stoffer med lave frysepunkter migrere gjennom permafrosten. Sigevann kan strømme gjennom taliker, som er soner med ufrosset jord i permafrosten. Det er derfor viktig å kartlegge om det finnes taliker under deponiet. Temperaturmålingene viser at varmen fra deponiet har liten påvirkning på permafrosten.

Abstract

“The landfill in Adventdalen – Investigation of spreading of pollution and suitability of permafrost as bottom liner” is a master thesis written by Solveig Vullum Løtveit during the spring semester of 2012. The master thesis is written as part of the subject *TGB 4935- Environmental and Hydrogeology, Master Thesis*, at the Department of Geology and Mineral Resources Engineering at NTNU. The master thesis contains a total of 178 pages.

Many landfills are sources of pollution that might be harmful for humans or the environment. Laws exist to prevent spreading of pollution, and to assure that landfills are operated in a proper way. Svalbard’s environmental legislation and Svalbard’s waste regulations and pollution regulations give guidance on how to operate landfills at Svalbard. The Adventdalen landfill is located in Adventdalen, some kilometers outside Longyearbyen. The problem to be addressed in this thesis is to investigate whether there is spreading of pollution from this landfill, and how a potential pollution is transported out of the landfill. Regulations relating to the recycling of waste (Waste regulation), demands double bottom liners under landfills constructed for non-hazardous waste. The landfill in Adventdalen is resting directly on the permafrost, and an investigation on how suited permafrost is as barrier under landfills is also addressed in this thesis.

Gas emission measurements, shafting, sampling of water and soil, temperature measurements and measurement with ground penetrating radar (GPR) has been performed in the area around the landfill. The results from the shafting and the temperature measurements indicate on-going decomposition of the waste. The gas emission measurement shows that there is no gas emission from the landfill; this is probably because the temperatures are too low for optimal gas production. The estimated hydraulic conductivity is low. It is reasonable to assume that the low hydraulic conductivity will reduce the amount of leachate transported out of the landfill. The analysis of the earth samples together with calculations performed by a risk assessment tool indicates that there is no health risk for human beings associated with today’s land use of the area around the landfill. However the threshold-values for heavy metals are exceeded in many of the water samples. The threshold-values are given in instruction manuals written by the Climate and Pollution Agency (Klif). A coalmine is located in the mountainside above the landfill. Run-off from this mine might be the explanation for some of the raised heavy metal concentrations. Water cannot migrate through permafrost if the pores in the permafrost are filled with ice. If the pores in the permafrost are filled with air, fluids with low freezing point can migrate through the pores. Leachate can be transported through the permafrost in taliks, which are unfrozen zones in the permafrost. It is important to investigate whether taliks exist under the landfill in Adventdalen. Temperature measurements show that the heat generated in the landfill does not have a great influence on the temperature in the permafrost.

Innhold

Sammendrag	i
Abstract	iii
Forord	xv
1 Innledning	1
1.1 Bakgrunn.....	1
1.2 Problemstilling og oppbygging av oppgaven.....	1
2 Teori	3
2.1 Periglasiale områder	3
2.1.1 Permafrost.....	3
2.1.2 Landformer i periglasiale områder.....	6
2.1.3 Permafrost og hydrogeologi.....	13
2.2 Bunnfetting under deponier.....	18
2.2.1 Utlagt membran	18
2.2.2 Dreneringslag for sigevann.....	19
2.2.3 Naturlig geologisk barriere.....	20
3 Beskrivelse av deponiet og tilgrensende områder	25
3.1.1 Deponiets plassering	25
3.1.2 Planskisse og snittskisse av deponiet.....	29
3.1.3 Avfallsmengder og avfallstyper	32
3.1.4 Geologien i området.....	37
3.1.5 Spredningsveier	39
3.1.6 Miljøsmål.....	40
3.1.7 Døde fugler.....	40
3.1.8 Foreligger det mistanke om forurensning?.....	41
4 Metoder	43
4.1 Kornfordelingsanalyser.....	44
4.2 Temperaturmålinger.....	49
4.3 Sjakting	50
4.4 Gassmålinger	50
4.5 Georadar	51

4.6	Jordprøver.....	54
4.6.1	Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn.....	55
4.6.2	Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn	59
4.6.3	Beregningsverktøy SFT 99-01 Vers. 1.0.....	62
4.7	Vannprøver	73
4.7.1	Veileder om miljørisikovurdering av bunnetting og oppsamling av sigevann ved deponier.....	73
4.7.2	Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.....	76
4.8	Vannbalanse for deponiet	79
5	Resultater.....	83
5.1	Kornfordelingsanalyse	83
5.2	Temperaturmålinger.....	91
5.3	Sjaktning	100
5.4	Gassmåling.....	107
5.5	Georadar.....	110
5.6	Jordprøver.....	114
5.6.1	”Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn”	114
5.6.2	”Veiledning for risikovurdering av forurenset grunn” og beregningsverktøyet fra Klif. 116	
5.7	Vannprøver	120
5.7.1	”Veileder om miljørisikovurdering av bunnetting og oppsamling av sigevann ved deponier”	121
5.7.2	Utvikling i konsentrasjoner i sigevann fra 1992 til 2007	124
5.7.3	”Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann”	128
5.8	Vannbalanse for deponiet	131
6	Diskusjon.....	143
6.1	Spredningsvurdering.....	143
6.1.1	Kornfordelingsanalysen.....	143
6.1.2	Temperaturdata	146
6.1.3	Sjaktning	149
6.1.4	Gassmålinger	151
6.1.5	Georadar.....	152

6.1.6	Jordprøver og beregningsverktøy	154
6.1.7	Vannprøver.....	158
6.1.8	Oppsummering av spredningsvurdering.....	166
6.2	Vurdering av permafrost som bunnfetting	168
7	Konklusjon.....	171
8	Referanser.....	173
9	Vedlegg.....	A
9.1	Vedlegg 1: Planskisse og snittskisser av deponiet.....	A
9.2	Vedlegg 2: Avfallsmengder i Longyearbyen	F
9.3	Vedlegg 3: Beskrivelse av stoffene som inngår i "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn"	I
9.4	Vedlegg 4: Resultat av kornfordelingsanalysen	O
9.5	Vedlegg 5: Midlere kornstørrelse, d10 og d60	S
9.6	Vedlegg 6: Rektangler brukt til Hazens formel.....	W
9.7	Vedlegg 7: Temperaturkurve for 1152 uten overflatetemperatur temperatur ved 1 meters dyp.....	Æ
9.8	Vedlegg 8: Resultat av jordprøver	Ø
9.9	Vedlegg 9: Resultat av sigevannsprøvene	CC
9.10	Vedlegg 10: Resultat av overflatevannsprøvene.....	EE
9.11	Vedlegg 11: Rapport fra Veterinærinstituttet	GG

Figurliste

Figur 2-1: Kontinuerlig og diskontinuerlig permafrost (Andersland and Ladanyi, 2004).	3
Figur 2-2: Utbredelsen av permafrost i den nordlige hemisfære. (The International Permafrost Association, 2012).	4
Figur 2-3: Utbredelse av permafrost på Svalbard. De grå områdene er områder dekket av isbreer (The International Permafrost Association, 2012).	4
Figur 2-4: Temperaturprofil for et område med permafrost. (Andersland and Ladanyi, 2004).	5
Figur 2-5: Vekst av en iskile (Andersland and Ladanyi, 2004).	7
Figur 2-6: Åpent - system pingo i Eskerdalen, Svalbard (Humlum et al., 2003).	8
Figur 2-7: Åpent system pingo, dannes av grunnvann som strømmer mot overflaten og fryser. (Liestøl, 1996).	9
Figur 2-8: Utvikling av en lukket – system pingo (Andersland and Ladanyi, 2004).	10
Figur 2-9: Palser i Adventdalen. Deponiet sees i bakgrunnen (Humlum et al., 2003).	11
Figur 2-10: Steinsirkler på Svalbard (Humlum et al., 2003).	12
Figur 2-11: Steinbre fra Alaska (U. S. Geological Survey, 2004).	13
Figur 2-12: Hydraulisk konduktivitet for ulike løsmasseavsetninger (Dagestad et al., 2003)	21
Figur 2-13: Variasjon i hydraulisk konduktivitet for noen løsmasser og noen bergartstyper (Dagestad et al., 2003).	22
Figur 2-14: Krav til bunntetting (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2003b)	23
Figur 3-1: Plassering av deponiet, gruve 6 og Isdammen (Norsk Polarinstittutt, 2008).	25
Figur 3-2: Gruve 6 med skeidesteinstippen til venstre i bildet. Deponiet befinner seg rett utenfor den venstre kanten av bildet (Hansen et al., 1998).	26
Figur 3-3: Her ser man skeidesteinstippen fra gruve 6 i forhold til deponiet. I forgrunnen ser man sigevannsdammen i nedkant av deponiet (Eget foto).	26
Figur 3-4: Kart over Svalbard (Norsk Polarinstittutt, 2012a).	27
Figur 3-5: Forurensede lokaliteter (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2012a)	28
Figur 3-6: Oversikt over hva som er deponert hvor (Lyche and Nedland, 2011).	29
Figur 3-7: Planskisse over deponiet (Lyche and Nedland, 2011).	30
Figur 3-8: Figuren viser bakkens overflate (blå linje) og permafrostens overflate (rød linje). I tillegg er brønnenes plassering tegnet inn. Deponiet ligger i området mellom MB1 og MB3.	31
Figur 3-9: Profilet i figur 3-8 er tegnet inn etter den sorte linjen.	32
Figur 3-10: Avfallsutvikling og innbyggertall for Longyearbyen (Lyche and Nedland, 2011), (Statistisk sentralbyrå, 2012), (Myrlund, 2009), (Myrlund, 2010).	36
Figur 3-11: Nordenskiöldland (Ørvoll, 2011).	37
Figur 3-12: Bergrunnen i området hvor deponiet befinner seg (Major et al., 2000).	38
Figur 3-13: En av måkene som ble funnet nedenfor deponiet, to dager etter sjaktingen.	41
Figur 4-1: Typiske kornfordelingskurver for ulike løsmasseavsetninger (Schomacker, 2011).	45
Figur 4-2: Sammenhengen mellom E(Cu) og Cu (Brattli, 2009).	48
Figur 4-3: Jordprøvene ble tatt ved å skrape av det som henger på boret når det heises opp.	54
Figur 4-4: Oppbygging av en risikovurdering (Vik et al., 1999)	61

Figur 4-5: Gass vil kunne trenge inn i hus, dersom trykket i huset er lavere enn i bakken (Ottesen, 2011).....	66
Figur 4-6: Transport av vann inn og ut av et deponi (McBean et al., 1995).	80
Figur 4-7: Vannbalanse for deponiet	81
Figur 5-1: To jordprøver ble tatt i MB1, en prøve i MB3, en prøve i MB4, to prøver i MB5 og en prøve i MB6.	83
Figur 5-2: Kornfordelingskurver for jordprøvene tatt rundt deponiet	84
Figur 5-3: Målinger fra 1152 i perioden oktober 98 – mai 02.....	91
Figur 5-4: Målinger fra 1248 i perioden mai 99 – mars 01.	92
Figur 5-5: Målinger fra 1248 i perioden november 04 – desember 06.....	93
Figur 5-6: Målinger fra A70308 i perioden juli 2009 til oktober 2010.	94
Figur 5-7: Plassering av målestasjonen i Endalen i forhold til deponiet (Norsk Polarinstitutt, 2012).	95
Figur 5-8: Temperatur i urørt permafrost i Endalen. Målingene er fra november 2010 til november 2011. (University centre in Svalbard (UNIS), 2012).....	96
Figur 5-9: Temperaturutvikling i urørt permafrost ved Janssonhaugen fra 1998 til 2012 (Meteorologisk institutt, 2012b).	96
Figur 5-10: Temperaturmålerne som ble satt ned i januar er markert som T1 og T2 på kartet.	97
Figur 5-11: Thermistorstrengene settes ned i de 10 meter dype hullene.	98
Figur 5-12: Temperaturutvikling ved T1.....	98
Figur 5-13: Temperaturutvikling ved T2.....	99
Figur 5-14: Plassering av sjakter.....	100
Figur 5-15: Slagg og treverk i den øverste meteren av deponiet.	102
Figur 5-16: Bildet viser skillet mellom topplaget og massene under.....	102
Figur 5-17: Godt bevarte aviser og ukeblader, funnet på 4 til 7 meters dyp.	103
Figur 5-18: Avis fra 16. juni 1998. Funnet ved 6 meters dyp.	103
Figur 5-19: Godt bevart genser. Funnet på 6 meters dyp.....	103
Figur 5-20: Utseende på massene i sjakten.	104
Figur 5-21: Masser fra 4-5 meters dyp. Massene inneholder vann.	104
Figur 5-22: Mye jord, sammen med plast og papir dominerte i sjakten.	104
Figur 5-23: Temperaturmålinger fra sjakt 1	106
Figur 5-24: Punktene 1 til 21 er metangassmålinger, 22 og 23 er CO ₂ målinger og 24 er hydrogensulfidmåling.....	107
Figur 5-25: Plassering av georadarprofilene	110
5-26: Georadarprofil for linje 1-1'	111
5-27: Profil for linje 2-2'	112
5-28: Profil for linje 3-3'	112
5-29: Profil for linje 4-4'	113
5-30: Profil for linje 5-5'	113
Figur 5-31: Plassering av sigevannsprøver og overflateprøver.....	120

Figur 5-32: Variasjon i pH fra 1992 til 2007.....	124	
Figur 5-33: Variasjon i konduktivitet fra 1992 til 2007	124	
Figur 5-34: Variasjon i jernkonsentrasjon fra 1992 til 2007.....	125	
Figur 5-35: Variasjon i kadmiumkonsentrasjon fra 1992 til 2007.....	125	
Figur 5-36: Variasjon i blykonsentrasjon fra 1992 til 2007.....	125	
Figur 5-37: Variasjon i kobberkonsentrasjon fra 1992 til 2007.....	126	
Figur 5-38: Variasjon i sinkkonsentrasjon fra 1992 til 2007.....	126	
Figur 5-39: Variasjon i P-total fra 1992 til 2007.....	126	
Figur 5-40: Variasjon i N-total fra 1992 til 2007.....	127	
Figur 5-41: Variasjon i KOF-Cr for perioden 1992 til 2007	127	
Figur 5-42: Tverrsnitt av området mellom deponiet og Adventelva.....	131	
5-43: Figuren viser plasseringen av tverrsnittet i figur 5-42 (Norsk Polarinstitutt, 2012b).....	132	
Figur 5-44: Figuren viser gjennomsnittlig nedbør og temperatur. De blå søylene indikerer snø, de røde indikerer regn. Den grønne linjen er temperaturvariasjoner.....	134	
Figur 5-45: Vann renner inn i deponiet	Figur 5-46: Vann i deponimassene.....	135
Figur 5-47: Vann renner gjennom deponiet i sommersesongen		135
Figur 5-48: Retning på grunnvannstrømmen oppstrøms deponiet.....		137
Figur 5-49: Temperaturer i bakken gjennom et år (University centre in Svalbard (UNIS), 2012). 137		
6-1: Ledningen som gir utslag på profilene som er tatt i nærheten. Bildet viser også sigevannsdammen i nedkant av deponiet. (Foto: Hågen Hatling).....		152
Figur 9-1: Planskisse over deponiet (Asplan Viak AS and Longyearbyen Lokalstyre, 2006). Linjene markerer plasseringen av snittskissene i figur 9-2, 9-3, 9-4 og 9-5.....		A
Figur 9-2: Snittskisser gjennom profil 1 og 2 (Asplan Viak AS and Longyearbyen Lokalstyre, 2006) B		
Figur 9-3: Snittskisser gjennom profil 3 og 4 (Asplan Viak AS and Longyearbyen Lokalstyre, 2006) C		
Figur 9-4: Snittskisser gjennom profil 5 og 6 (Asplan Viak AS and Longyearbyen Lokalstyre, 2006) D		
Figur 9-5: Snittskisser gjennom profil 7 og 8 (Asplan Viak AS and Longyearbyen Lokalstyre, 2006) E		
Figur 9-6: Midlere kornstørrelse (grønn), d10 (rød) og d60 (gul) for MB1 0-1 meter.....		S
Figur 9-7: Midlere kornstørrelse (grønn), d10 (rød) og d60 (gul) for MB1 1-1,7 meter.....		T
Figur 9-8: Midlere kornstørrelse (grønn), d10 (rød) og d60 (gul) for MB3.....		T
Figur 9-9: Midlere kornstørrelse (grønn), d10 (rød) og d60 (gul) for MB4 0-0,6 meter.....		U
Figur 9-10: Midlere kornstørrelse (grønn), d10 (rød) og d60 (gul) for MB5 0-1 meter.....		U
Figur 9-11: Midlere kornstørrelse (grønn), d10 (rød) og d60 (gul) for MB5 1-1,5 meter.....		V
Figur 9-12: Midlere kornstørrelse (grønn), d10 (rød) og d60 (gul) for MB6 0-0,7 meter.....		V
Figur 9-13: Beregning av d10 for MB1 0-1 m.....		W
Figur 9-14: Beregning av d10 for MB1 1-1,7 m.....		X
Figur 9-15: Beregning av d10 for MB3		X
Figur 9-16: Beregning av d10 for MB4 0-0,6 m.....		Y
Figur 9-17: Beregning av d10 for MB5 0-1 m.....		Y
Figur 9-18: Beregning av d10 for MB5 1-1,5 m.....		Z
Figur 9-19: Beregning av d10 for MB6 0-0,7 m.....		Z
Figur 9-20: Temperaturutvikling ved måler 1152 for perioden 1998 til 2002.....		Æ

Tabelliste

Tabell 2-1: Krav til hydraulisk konduktivitet og tykkelse på deponiets bunn og sider (Miljøverndepartementet, 2002).	20
Tabell 3-1: Brønnenes høyde over havet og dyp ned til permafrosten i hvert brønnhull.....	31
Tabell 4-1: Klassifisering etter kornstørrelse. (Rueslåttan and Brattli, 1992).....	44
Tabell 4-2: Regler for navngiving av jordarter (Rueslåttan and Brattli, 1992).....	45
Tabell 4-3: Graderingstall (Rueslåttan and Brattli, 1992)	46
Tabell 4-4: Hydraulisk konduktivitet for ulike materialer (Fetter, 2001).....	47
Tabell 4-5: Verdier for sorterings- og kornstørrelseskoeffisienten i Hazens formel. (Weight, 2008).	47
Tabell 4-6: Anbefalt step size i forhold til frekvens (Sensors & Software, 2006)	52
Tabell 4-7: Radarhastighet for ulike materialer (Sensors & Software, 2006)	53
Tabell 4-8: De ulike tilstandsklassene. (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2009).....	55
Tabell 4-9: Sammenheng mellom tilstandsklasser og arealbruk ved ulike dyp (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2009).....	56
Tabell 4-10: Tilstandsklasser for forurenset grunn (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2009)..	57
Tabell 4-11: Parametre for eksponeringstid og eksponeringsveier (Vik et al., 1999)	64
Tabell 4-12: Eksponeringstider for ulike typer arealbruk (Stang and Vik, 1999).	65
Tabell 4-13: Parametrene for beregning av transport og reaksjonsmekanismer.....	68
Tabell 4-14: Verdier for k (konduktivitet), s (porøsitet), Θ_a (luftinnhold), Θ_w (vanninnhold) og IF (infiltrasjonsfaktor) for ulike jordartstyper (Stang and Vik, 1999).....	69
Tabell 4-15: Andel tørrstoff i prøvene.....	69
Tabell 4-16: Totalt organisk karbon i prøvene	70
Tabell 4-17: Dyp til permafrostens overflate i MB3, MB4, MB5 og MB6.	72
Tabell 4-18: Terskelverdier for stoffer i "Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier (Statens Forurensningstilsyn, 2003).....	74
Tabell 4-19: Tilstandsklasser for næringssalter, organiske stoffer, forsurende stoffer, partikler og tarmbakterier (Andersen et al., 1997)	77
Tabell 4-20: Tilstandsklasser for tungmetaller i vann (Andersen et al., 1997).	78
Tabell 5-1: Navn på jordprøver, plassering og dyp.	83
Tabell 5-2: Navngiving av jordprøvene.	85
Tabell 5-3: Midlere kornstørrelser for jordprøvene.....	86
Tabell 5-4: Graderingstall for prøvene, prøvene i kursiv har stipulerte verdier for d_{60}	87
Tabell 5-5: Hydraulisk konduktivitet for jordprøvene ved bruk av Hazens formel.....	88
Tabell 5-6: Hydraulisk konduktivitet ved hjelp av Gustafssons metode.....	89
Tabell 5-7: Oppsummering av resultater fra kornfordelingsanalysen	90
Tabell 5-8: Tabellen viser hvilke perioder det har vært temperaturmålinger i deponiet.....	91

Tabell 5-9: Dyp til sensorer langs thermistorstrengen (Finseth, J. 2012)	97
Tabell 5-10: Laveste målte temperaturer ved T1 og T2	99
Tabell 5-11: Funn ved ulike dyp i sjakt 1.	101
Tabell 5-12: Resultat av metangassmålingene.....	108
Tabell 5-13: Resultat fra hydrogensulfidmålingen.....	108
5-14: Verdier for lufttrykk ved Svalbard lufthavn (Askautrud,I-L. A., 2012).....	109
Tabell 5-15: Lengde på georadarprofilene	110
Tabell 5-16: Fargekoder for tilstandsklassene	114
Tabell 5-17: Jordprøvene sammenlignet med grenseverdier i Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn.	114
Tabell 5-18: Trinn 1 av risikovurderingen	116
Tabell 5-19: Bakgrunnsverdier for PCB og tungemetaller på Svalbard. (Eggen et al., 2011)	117
Tabell 5-20: Trinn 2 av risikovurderingen	118
Tabell 5-21: Resultater fra analyse av sigevannsprøver.	122
Tabell 5-22: Tilstandsklasser med tilhørende fargekode for næringsalter, organiske stoffer, forsurende stoffer, partikler og tarmbakterier (Andersen et al., 1997).....	128
Tabell 5-23: Resultatene fra vannprøvene, sammenlignet tilstandsklassene for næringsalter, organiske stoffer, forsurende stoffer, partikler og tarmbakterier.....	128
Tabell 5-24: Tilstandsklasser med tilhørende fargekode for miljøgifter (Andersen et al., 1997). 130	
Tabell 5-25: Resultatene fra vannprøvene, sammenlignet med tilstandsklasser for miljøgifter. 130	
Tabell 5-26: Temperatur og nedbørsverdier for Svalbard lufthavn (Meteorologisk institutt, 2012c).....	133
Tabell 5-27: Vannbalanse for deponiet.....	140
Tabell 9-1: Ulike fraksjoner for 1997, 1998, 1999 og 2000.....	F
Tabell 9-2: Ulike fraksjoner for 2001, 2002, 2003 og 2004.....	G
Tabell 9-3: Ulike fraksjoner for 2005, 2006 og 2007.....	G
Tabell 9-4: Ulike fraksjoner for 2008 og 2009.....	H
Tabell 9-5: Kornfordeling av MB1 0-1 meter	O
Tabell 9-6: Kornfordeling til MB1 1-1,7 meter	O
Tabell 9-7: Kornfordeling for MB3	P
Tabell 9-8: Kornfordeling for MB4 0-0,6 meter	P
Tabell 9-9: Kornfordeling for MB5 0-1 meter	Q
Tabell 9-10: Kornfordeling for MB5 1-1,5 meter	Q
Tabell 9-11: Kornfordeling for MB6 0-0,7 meter	R
Tabell 9-12: Resultat av jordprøveanalyser for prøvepunktene MB1 og MB3	Ø
Tabell 9-13: Resultat av jordprøveanalyser for prøvepunktene MB1 og MB3, fortsettelse.	Å
Tabell 9-14: Resultat av jordprøveanalyser for prøvepunktene MB4, MB5 og MB6.	AA
Tabell 9-15: Resultat av jordprøveanalyser for prøvepunktene MB4, MB5 og MB6, fortsettelse. BB	
Tabell 9-16: Resultat av sigevannsprøver	CC
Tabell 9-17: Resultat av sigevannsprøver, fortsettelse.....	DD
Tabell 9-18: Resultat av overflateprøver.....	EE

Tabell 9-19: Resultat av overflateprøver, fortsettelseFF

Forord

”Deponiet i Adventdalen – En vurdering av spredning av forurensning og permafrostens egnethet som bunnetting” er en masteroppgave skrevet ved NTNU våren 2011. Målet med masteroppgaven har vært å undersøke om det er spredning av forurensning fra et avfallsdeponi som ligger i Adventdalen på Spitsbergen og hvilke spredningsveier som er aktuelle. Sammen med tillatelse til å drive avfallsordningen i Longyearbyen har Longyearbyen Lokalstyre Bydrift KF, eierne av deponiet, fått en rekke krav fra Sysselmannen i forhold til drift av deponiet. Masteroppgaven er ment som et bidrag til Longyearbyen Lokalstyre KF for å etterkomme noen av kravene fra Sysselmannen. I følge Avfallsforskriften, kapittel 9, er det et krav om dobbel bunnetting under de fleste deponier, for å forhindre spredning av forurensning. Under deponiet i Adventdalen er det kun enkel bunnetting, og den består av permafrost. Målet med masteroppgaven har også vært å undersøke permafrostens egnethet som bunnetting. Oppgaven har blitt utviklet i samarbeid med Arve Misund, Ruth Husmo Tuven og Hågen Hatling fra COWI og Jomar Finseth fra UNIS. Hovedveileder for oppgaven er Bjørge Brattli fra NTNU. Eksterne veiledere er Arve Misund fra COWI og Jan Otto Larsen fra UNIS.

Jeg vil benytte anledningen til å rette en stor takk til en rekke personer som har gitt svært god støtte underveis i skriveprosessen. Først og fremst en stor takk til Bjørge Brattli, for grundig veiledning og for mange gode innspill underveis. En stor takk også til Arve Misund som tok seg tid til å komme helt til Svalbard, og som har kommet med lærerike tilbakemeldinger gjennom semesteret. En stor takk også til Jomar Finseth, som fikk dratt i gang hele oppgaven, og for uvurderlig hjelp til feltarbeid ved flere anledninger. En takk også til Jan Otto Larsen ved UNIS for god hjelp under perioden ved UNIS. Jeg vil også rette en takk til Håkan Eriksson og Jørn Myrlund ved Longyearbyen Lokalstyre Bydrift KF, som har latt meg skrive oppgave for dem. Takk til Bøye Bøland ved Longyearbyen Lokalstyre Bydrift KF for god hjelp med landmåling flere ganger. En takk også til Oddmund Soldal fra COWI for hjelp med fremstilling av georadarresultatene.

Og sist, en stor takk til venner og familie, ikke minst Endre for gjennomlesing av hele oppgaven, og for mange oppmuntrende ord gjennom hele semesteret ☺

Trondheim, 7. juni 2012

Solveig Vullum Løtveit

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Svalbard har en egen miljølov (Lov 15. juni 2001 om miljøvern på Svalbard) som samler alt miljøregelverk som gjelder for Svalbard. Formålet med loven er å opprettholde et tilnærmet uberørt miljø på Svalbard. I tillegg til Svalbarmiljøloven har Svalbard en egen avfallsforskrift og en egen forurensningsforskrift som legger føringer for avfallshåndteringen på Svalbard. Det var dette regelverket som lå til grunn da Longyearbyen Lokalstyre Bydrift KF i 2009 fikk innvilget tillatelse til videre drift av avfallshåndteringen i Longyearbyen. En del av avfallshåndteringen er et deponi som befinner seg i Adventdalen, omtrent ti kilometer fra Longyearbyen. Sammen med tillatelsen fra Sysselmannen ble det pålagt en rekke vilkår for videre drift av blant annet deponiet i Adventdalen. Et av vilkårene var at det skulle settes i verk tiltak for å redusere forurensningen av miljøgifter og tungmetaller gjennom sigevannet. Dette innebærer å håndtere sigevannet på en forsvarlig måte, samt analysere, overvåke og sette i verk tiltak for å redusere sigevannsmengden. Denne masteroppgaven, sammen med fordypningsprosjektet som ble skrevet høsten 2011, er ment som et bidrag til Longyearbyen Lokalstyre Bydrift KF for å etterkomme noen av kravene til Sysselmannen. I fordypningsprosjektet "Forberedelse til risikovurdering av deponi i Adventdalen. Litteraturstudium og metodebeskrivelse" skrevet høsten 2011, ble teori om prosesser som skjer i et deponi presentert. Nedbrytningsmekanismer, faktorer som påvirker løselighet og mobilitet, massetransport og dannelse av deponigasser ble beskrevet, og spørsmålet om hvordan disse prosessene vil forgå i et kaldt klima ble forsøkt besvart. I tillegg ble feltarbeidet gjort i forbindelse med kartleggingen av spredning av forurensning beskrevet. Formålet med fordypningsprosjektet var å få en bedre forståelse for prosesser som skjer i et deponi, og bruke dette som et teoretisk utgangspunkt for problemstillingene i masteroppgaven.

1.2 Problemstilling og oppbygging av oppgaven

Problemstillingene masteroppgaven har tatt for seg er; "Er det spredning av forurensning fra deponiet i Adventdalen? Hva er de viktigste spredningsveiene og hvor stort område blir påvirket? Og er permafrost godt egnet som bunntetting under deponier?" Hovedfokus har vært på de to første spørsmålene i problemstillingen; kartlegging av spredning av forurensning og spredningsveier.

Oppgaven starter med et teorigapittel der teori knyttet til permafrost og bunntetting under deponier blir presentert. Teorien om permafrost tar for seg permafrostens egenskaper, og hvordan vann eksisterer og beveger seg gjennom permafrost. Teorien om bunntetting tar for seg de viktigste egenskapene ved bunntetting under deponier, og hva slags materialer som egner seg som bunntetting. Deretter følger en beskrivelse av deponiet og tilgrensende områder. I metodedelene er metoder som er brukt beskrevet. Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) har gitt ut en rekke veiledere som er til hjelp når et forurenset område skal vurderes, og fire av disse

veilederne er brukt for å kartlegge tilstanden ved deponiet i Adventdalen. "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn" er brukt for å kartlegge tilstanden til jorda. "Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn" med det tilhørende beregningsverktøyet, "Beregningsverktøy SFT 99-01 Vers 1.0" er brukt for å gjøre en stedsspesifikk risikovurdering av jordsmonnet rundt deponiet. For å kartlegge tilstanden til overflatevannet som renner ut av deponiet er "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" brukt, og for å kartlegge tilstanden til sigevannet er "Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier" brukt. Disse veilederne og beregningsverktøyet er også presentert i metodedelen. I resultatdelen er resultatene fra feltundersøkelsene, og resultatene av bruken av veilederne og beregningsverktøyet presentert. Tilslutt i diskusjonsdelen er alle resultater diskutert og mulige feilkilder beskrevet, før det hele er satt i sammenheng, og problemstillingen forsøkt besvart. Spørsmålet om permafrostens egnethet som bunntetting er også diskutert.

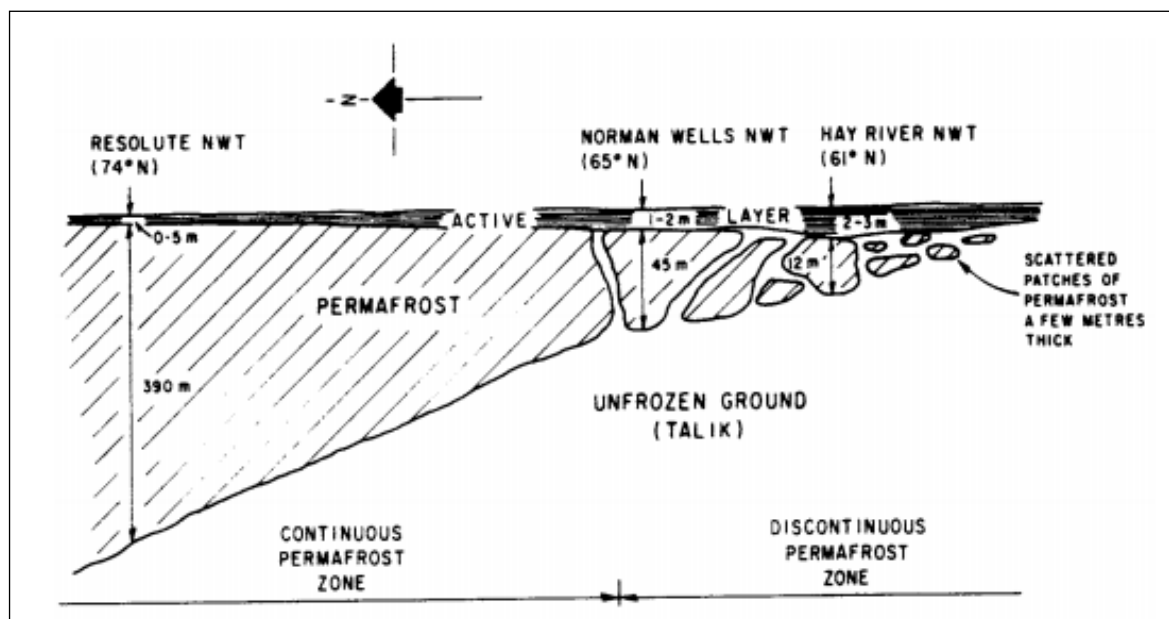
2 Teori

2.1 Periglasiale områder

”Periglasial” brukes for å beskrive forholdene i kalde områder hvor frostprosesser dominerer. Begrepet omfatter ikke glasiale prosesser. Landformene i et periglasialt område vil i stor grad være et resultat av fryse og tine prosesser, og solifluksjon, frostheving og frostsoring preger ofte landskapet. Når vann fryser til is har det en volumøkning på omtrent 9 % (Andersland and Ladanyi, 2004). Denne volumutvidelsen er sentral for utviklingen av mange landformer. Permafrost er svært vanlig i periglasiale områder.

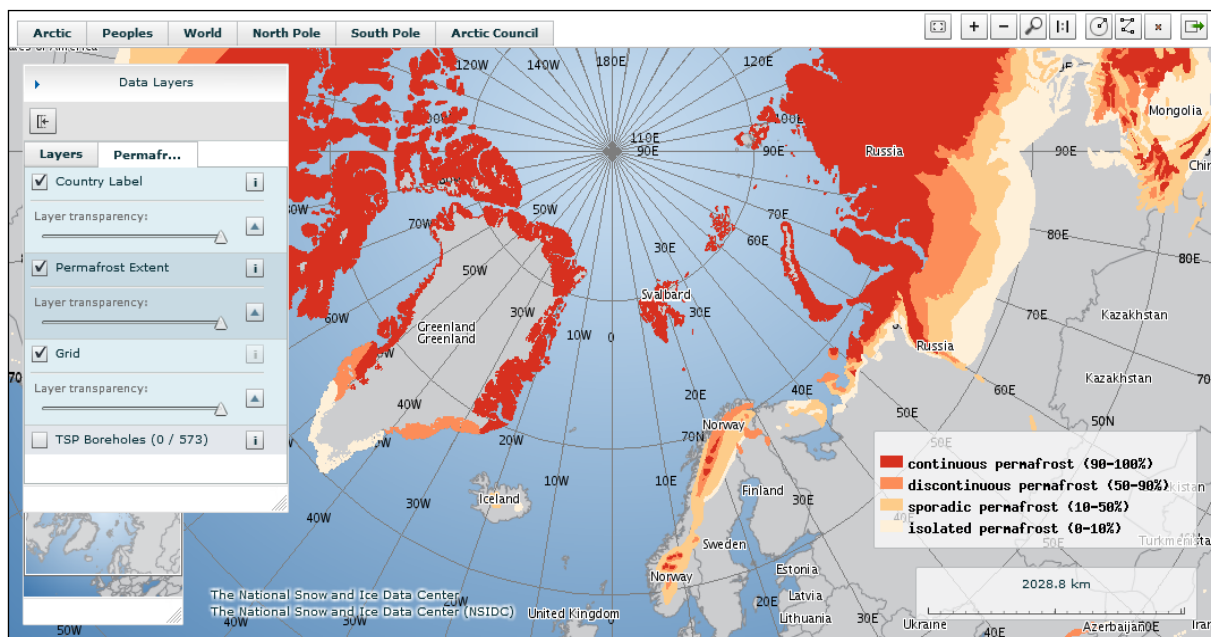
2.1.1 Permafrost

Permafrost er definert som områder der temperaturen i bakken ikke oversiger 0°C to år på rad. Definisjonen på permafrost er kun basert på temperatur, og det kan derfor finnes permafrost i områder både med eller uten vann og is tilstedet (Humlum et al., 2003). Permafrost kan deles inn i fire forskjellige soner, kontinuerlig (90-100 %), diskontinuerlig (50-90 %), sporadisk (10-50 %) og isolert (0-10 %), tallene i parentes beskriver hvor store deler av området som er dekket av permafrost. Dersom permafrosten dekker store, sammenhengende områder betegnes den som kontinuerlig. Det kan imidlertid være taliker i den kontinuerlige permafrosten, det vil si mindre områder med ufrosset jord. Hvis permafrosten opptrer som celler i ufrosset jord betegnes den som diskontinuerlig. Hvis permafrosten opptrer som små øyer i et område som generelt ikke har permafrost betegnes den som sporadisk eller isolert (French, 2007). Figur 2-1 viser forskjellen mellom diskontinuerlig og kontinuerlig permafrost. Generelt vil tykkelsen på permafrosten øke med økende breddegrad (Andersland and Ladanyi, 2004).

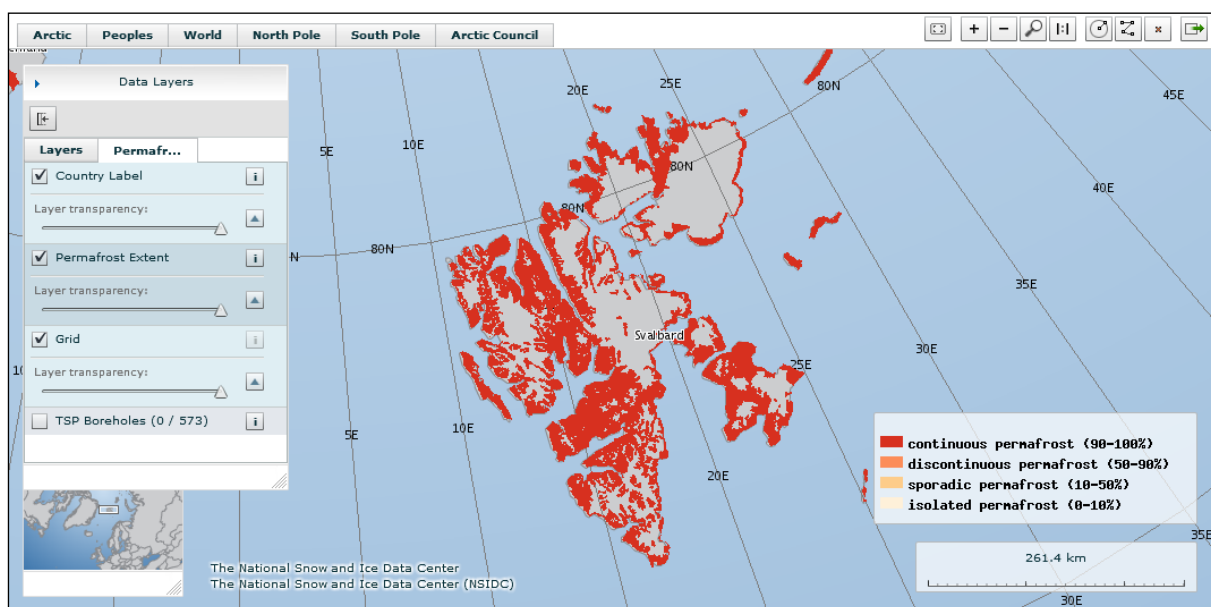


Figur 2-1: Kontinuerlig og diskontinuerlig permafrost (Andersland and Ladanyi, 2004).

Figur 2-2 viser utbredelsen av permafrost i den nordlige hemisfære, og figur 2-3 viser utbredelsen av permafrost på Svalbard. Svalbard har et areal på omtrent 63.000 km² hvor ca 60 % er dekket av isbreer. I de resterende 40 %, det vil si omtrent 25.000 km², er det periglasielle prosesser og permafrost som dominerer (Humlum et al., 2003). De røde områdene representerer områder med permafrost, mens de grå områdene representerer områder dekket med is. Som man ser av figur 2-3 er Svalbard dekket av kontinuerlig permafrost.

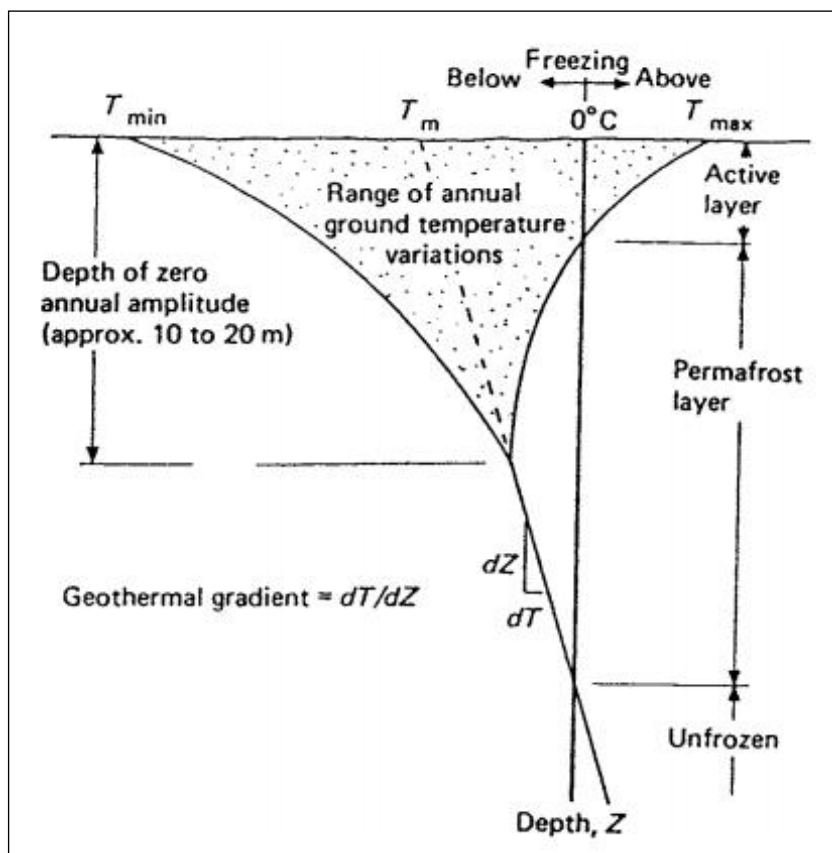


Figur 2-2: Utbredelsen av permafrost i den nordlige hemisfære. (The International Permafrost Association, 2012).



Figur 2-3: Utbredelse av permafrost på Svalbard. De grå områdene er områder dekket av isbreer (The International Permafrost Association, 2012).

Områder med permafrost har et karakteristisk temperaturprofil. Figur 2-4 viser et eksempel på et slikt temperaturprofil. Øverst i profilet, rett under overflaten, finner man det aktive laget. Det aktive laget er den delen av grunnen hvor temperaturen fluktuerer over og under 0°C gjennom året, det vil si veksler mellom å være frosset og ufrosset. Tykkelsen på det aktive laget vil variere ut i fra hvor man befinner seg. Langt nord kan det aktive laget være kun 15 cm tykt, mens lengre sør kan det være tykkere. Stort sett vil permafrosten begynne der det aktive laget slutter, men i noen områder kan man finne et lag som forblir ufrosset gjennom hele året mellom det aktive laget og permafrosten. Parametre som lufttemperatur, jordartstype, fuktighetsinnhold, snødekke, vegetasjonsdekke og orientering av skråning er viktige i forhold til tykkelsen på det aktive laget (Andersland and Ladanyi, 2004).



Figur 2-4: Temperaturprofil for et område med permafrost. (Andersland and Ladanyi, 2004)

Under det aktive laget finner man permafrosten. Utstrekningen av permafrosten går fra det aktive laget og ned til dypet der temperaturen stiger til over 0 °C (Andersland and Ladanyi, 2004). Som man ser av figur 2-4 vil temperaturen i den øvre delen av permafrosten variere gjennom et år. Ved et visst dyp når man "zero annual amplitude", og under dette dypet er temperaturen konstant gjennom året. Under "zero annual amplitude" ser man at temperaturen øker gradvis med økende dyp, og vil på et punkt stige over 0°C. Dette punktet markerer den nedre grensen for permafrosten. Hvor rask temperaturøkningen er, avhenger av den geotermale gradienten i

området. Den geotermale gradienten kan variere mellom alt fra 1 °C per 22 meter to 1 °C per 160 meter (Andersland and Ladanyi, 2004). På Svalbard er den geotermale gradienten på omtrent 2-3°C per 100 meter, og dypet ned til "zero annual amplitude" mellom 15-20 meter (Humlum et al., 2003).

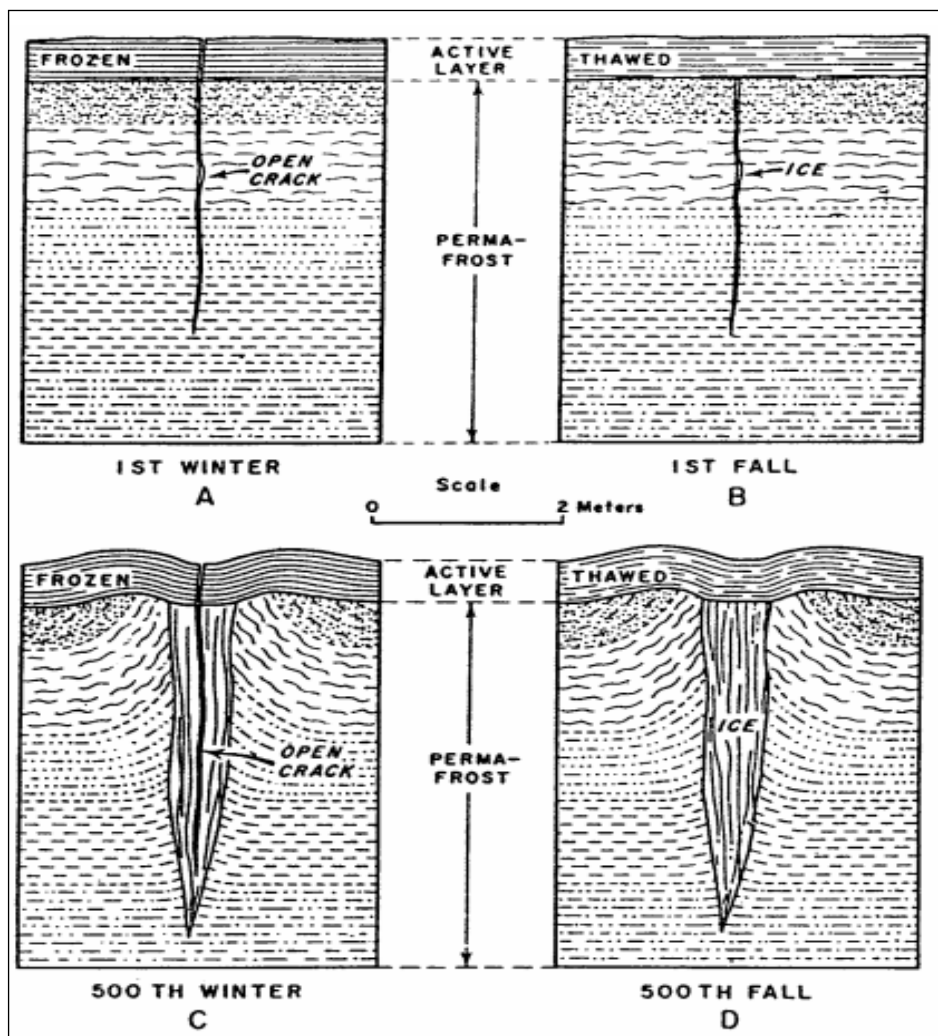
Det er en rekke faktorer som påvirker tykkelse og distribusjon av permafrost. Viktige faktorer er lufttemperatur, topografi, snødekke, vind, litologi, jordvarme og avstand til havet. På Svalbard er topografien spesielt viktig. I større daler er tykkelsen på permafrosten vanligvis rundt 100 meter, mens i fjellområder kan tykkelsen på permafrosten være opptil 400-500 meter. Årsaken til denne forskjellen skyldes delvis at lufttemperaturen er lavere i fjellområder enn i lavereliggende daler. I tillegg er fjellområder og fjellrygger som stikker opp mer utsatt for avkjøling fra kjølige vinder. Vind spiller også en viktig rolle fordi den avgjør hvor snøen akkumuleres. Under tykke snødekker og breer er permafrosten ofte tynnere eller helt fraværende. Dette kommer av at tykke snødekker og breer isolerer, noe som fører til et lavere varmetap fra bakken. De indre områdene av Svalbard er klimaet tørrere enn langs kysten, og har dermed ofte et tynnere snødekke enn kystområdene. Dette fører til et større varmetap fra bakken i indre områder, og tykkelsen på permafrosten er større her enn langs kysten. Kysten og større innsjøer eller elver representerer varmekilder i polare områder. Permafrosten vil derfor ofte være tynnere, det vil si mindre enn 100 meter tykk, i nærheten av kystområder. (Humlum et al., 2003) Under innsjøer som ikke fryser fullstendig om vinteren vil det være en sone med ufrosset jord. Under denne sonen vil permafrostens nedre grense ligge høyere enn ellers i området. Hvis innsjøens diameter er større enn permafrostens dyp vil permafrosten være helt fraværende under innsjøen. Lignende effekt får man ved store elver, siden de kan betraktes som lange innsjøer (Andersland and Ladanyi, 2004).

2.1.2 Landformer i periglasiale områder

Iskiler

Iskiler er et vanlig fenomen på Svalbard. Iskiler kan opptre enkeltvis, men mer normalt er det å finne mange iskiler i samme område. Et område med flere iskiler gjenkjennes ved at det dannes et polygonmønster på overflaten. Iskiler er vertikalt orienterte masser som består av ren is. De er bredere øverst enn nederst, og kan ha en vertikal utstrekning mellom 1 cm og 10 meter (Andersland and Ladanyi, 2004). På Svalbard strekker de seg vanligvis 3-5 meter ned i permafrosten (Humlum et al., 2003). Temperaturvariasjoner i bakken er årsaken til at iskiler dannes. Temperaturfallet i bakken om vinteren fører til at det oppstår strekkspenninger. Disse spenningene kan overgå bakkens strekkfasthet, og når det skjer dannes det en sprekk. Sprekkene er gjerne noen millimeter brede, men kan strekke seg flere meter nedover. Om våren, under smeltesesongen vil sprekkene fylles med vann. Vannet fryser og det dannes en tynn åre med is (Andersland and Ladanyi, 2004). Isen hindrer sprekkene i å lukke seg når permafrosten varmes opp og utvides i løpet av sommeren. Isåren blir dermed bevart i permafrosten, men smelter vekk i den aktive sonen. Isåren utgjør en svakhetszone fordi strekkfastheten til is er lavere enn for frosset sediment. Dette er antageligvis grunnen til at bakken på nytt vil sprekke opp på samme

sted påfølgende vinter når det igjen oppstår strekkspenninger. Neste smeltesesong vil sprekken på ny fylles med vann som fryser. Denne prosessen gjentas hvert år, og fører til at iskilen utvides i horisontal retning, se figur 2-5 (Humlum et al., 2003). I og med at oppsprekningen skjer omtrent midt i iskilen, finner man den yngste isen i midten av iskilen og den eldste isen ytterst.



Figur 2-5: Vekst av en iskile (Andersland and Ladanyi, 2004)

Pingo

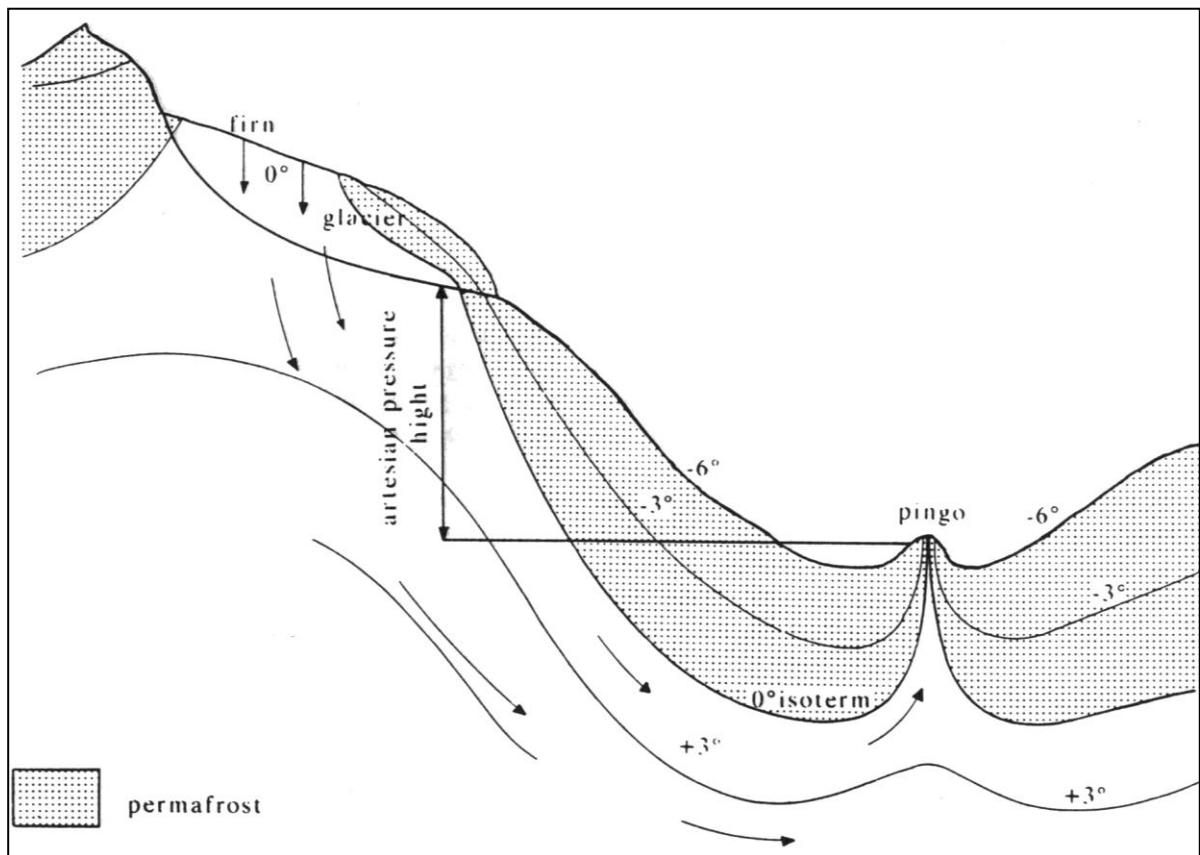
Pingoer er kjegleformede åser, gjerne med sprekke dannelse på toppen og med en rund eller oval base, se figur 2-6. Pingoer opptrer ofte i grupper, og kan bestå av flere åser med ulik alder som vokser i hverandre. Betegnelsen pingo brukes når høyden er mer enn ti meter, og bredden er mer enn 100 meter. Den høyeste målte pingoen på Svalbard er 42 meter høy (Liestøl, 1996). De fleste pingoer befinner seg i områder med alluviale eller glasifluviale avsetninger dominert av sand, med lite innhold av finere eller grovere fraksjoner. Det finnes to hovedtyper pingoer, åpent -system pingo og lukket - system pingo. Av pingoene som finnes på Svalbard er de fleste åpent - system pingoer. Åpent - system pingo finner man stort sett i skråninger. De dannes ved at

grunnvann under artesisk trykk presses oppover gjennom et hull i permafrosten. Når vannet nærmer seg overflaten fryser det, og presser den overliggende jorda oppover, se figur 2-7. Den kontinuerlige tilførselen av vann oppover fører til at pingoen vokser. På Svalbard kan det observeres vann som dreneres ut av aktive pingoer gjennom hele året. Det hender at tilførselen av vann stopper opp, og dreneringen ut av pingoen forsvinner. Man snakker da om en "død" pingo. Betegnelsen åpent – system brukes fordi det er en åpen forbindelse mellom vannet i grunnen, og toppen av pingoen (Liestøl, 1996).

På Svalbard tror man at vannet som danner pingoen i mange tilfeller kommer fra breer. De fleste breene på Svalbard er polytermale. I en polytermal bre vil deler av breen ligge på trykksmeltepunktet, mens andre deler vil ligge under. Trykksmeltepunktet er det smeltepunktet is har når det tas hensyn til trykk. Polytermale breer vil være tempererte i de indre delene hvor trykket er størst, som regel under akkumulasjonsområdet, og polare langs marginene hvor trykket er lavere. (Nesje and Dahl, 2000). I noen tilfeller kan den tempererte isen strekke seg nedenfor likevektslinja. Bakken under den tempererte delen av breen vil være ufrosset, altså vil permafrosten være fraværende. Smeltevann fra breen vil perkolere ned gjennom den tinte jorda. På grunn av høyt hydrostatisk trykk vil vannet danne en grunnvannsstrøm som går under permafrosten (Liestøl, 1996). Artesisk trykk utvikles under permafrosten, og på grunn av dette trykket vil vannet kunne trenge seg gjennom permafrosten og opp til overflaten i områder hvor permafrosten er tynn eller svak (Humlum et al., 2003). Mange av pingoene man finner på Svalbard tror man har blitt til på denne måten. Et eksempel er en pingo som befinner seg i Adventdalen, Janssonhaugen. Pingoer er dermed et bevis på at det kan renne vann gjennom permafrosten.

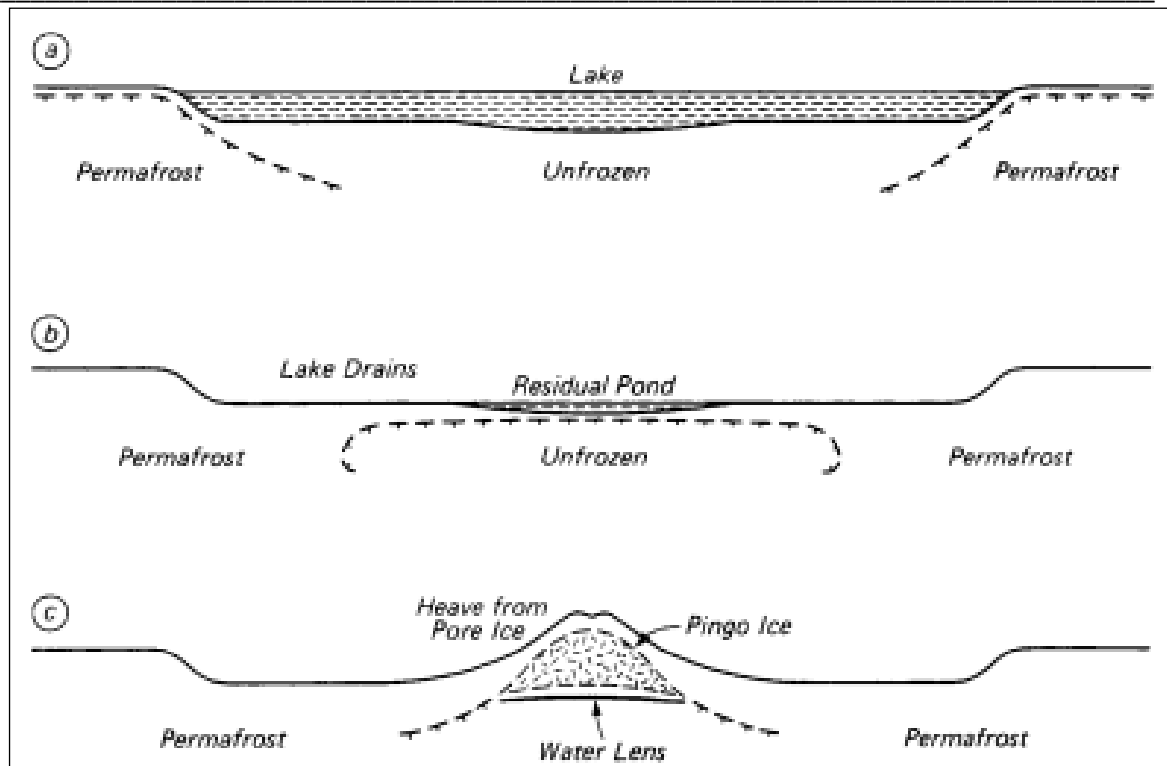


Figur 2-6: Åpent - system pingo i Eskerdalen, Svalbard (Humlum et al., 2003).



Figur 2-7: Åpent system pingo, dannes av grunnvann som strømmer mot overflaten og fryser. (Liestøl, 1996)

Under innsjøer som ikke fryser helt om vinteren finner man et vindu med ufrosset jord, fordi varmen fra vannet varmer opp grunnen under innsjøen. Hvis innsjøen fylles opp med sedimenter eller tappes for vann vil imidlertid kulde trenge nedover, og bunnen av innsjøen fryser. Etter en stund vil tele dekke hele innsjøbunnen, og et lukket system er utviklet. Etter hvert som kulda trenger videre nedover vil den ufrossete jorda fryse og dermed ekspandere. Ekspansjonen fører til at jorda over presses oppover, og en lukket - system pingo utvikles på overflaten (Andersland and Ladanyi, 2004), se figur 2-8.



Figur 2-8: Utvikling av en lukket – system pingo (Andersland and Ladanyi, 2004).

Palser

Palser er mindre enn pingoer, men har omtrent samme form, se figur 2-9. Palser er vanligst i områder med diskontinuerlig permafrost, men det finnes allikevel noen palser på Svalbard. Palser ser ut som en haug med torv som stikker opp fra et myrområde. Dannelsen av palser skjer ved at bakken fryser og det dannes islinsener i den frosne jorda. Dannelsen av islinsene fører til at jorda hever seg, og stikker høyere opp enn resten av området. Siden palsene stikker opp fra bakken vil snøen lettere blåse av toppen om vinteren. Frossen torv isolerer dårlig, og kombinasjonen av ekstra avkjøling fra vinden og dårlig isolering kan føre til at palsen vokser om vinteren. Om sommeren tørker torven, og den tørre torven har gode isoleringsegenskaper. Dette fører til at palsen beskyttes mot oppvarming og den bevares gjennom sommeren. Palsene på Svalbard er relativt små, vanligvis 0,5 til 1 meter høye (Humlum et al., 2003).



Figur 2-9: Palsar i Adventdalen. Deponiet sees i bakgrunnen (Humlum et al., 2003).

Termokarst

Termokarst er en fellesbetegnelse for en rekke landformer som kan oppstå når permafrosten smelter i et avgrenset område. Årsakene til smeltingen av permafrosten kan være lokale eller globale. Lokale forhold kan være endringer i vegetasjonsdekket, endringer av elveløp, branner eller menneskelig aktivitet. Globale forhold kan være klimaendringer med varmere somre, og dermed økt smelting i sommersesongen. Landformene som oppstår er jordhauger, huler, traktformede groper, kanaler og større dalsøkk. I et område nær Fairbanks, Alaska, ble vegetasjonsdekket fjernet for å starte med jordbruk. Det var flere iskiler i samme området, og disse smeltet når vegetasjonen forsvant. Dette resulterte i at bakken kollapset flere steder, og et polygonformet mønster med søkk og hauger utviklet seg på overflaten (Andersland and Ladanyi, 2004).

Strukturmark

Strukturmark er en fellesbetegnelse for mønstre på overflaten som utvikles i periglasiale områder, se figur 2-10. Strukturmark er et resultat av prosesser som skjer i den aktive sonen, og er derfor et tegn på at det er permafrost i jorda under. Man kan klassifisere strukturmark etter hvilke strukturer som er tilstedet (sirkler, striper, eller polygoner) eller etter om de er sortert eller ikke (Andersland and Ladanyi, 2004). Det finnes en rekke teorier på hvordan strukturmark dannes. Det flere forskere er enige om er at mønstrene i overflaten oppstår som en kombinasjon av telehiv, innsykning på grunn av tining, konsolidering og bevegelser på grunn av tine/fryse prosesser i den aktive sonen (Humlum et al., 2003). Polygonmønster starter antageligvis med oppsprekking av bakken på grunn av frost, mens telehiv er viktig i forbindelse med sirkeldannelse (Andersland and Ladanyi, 2004).



Figur 2-10: Steinsirkler på Svalbard (Humlum et al., 2003).

Steinbreer

Steinbreer er et resultat av strømninger i frosset materiale, og har form som en lunge eller lobe, se figur 2-11. De kan være opptil flere kilometer lange i strømningsretningen, men mer vanlig er det med en lengde på 200-800 meter. Steinbreene på Svalbard har stort sett en bredde mindre enn 60 meter og en lengde på mindre enn 500 meter. Overflaten til en steinbre er dekket av grove stein- og blokkfragmenter, og kjernen består av is. En aktiv steinbre beveger seg gjerne mellom 0,1 – 1 meter nedover hvert år. Det finnes omtrent 500 steinbreer på Svalbard, og disse beveger seg med en hastighet på 0 – 10 cm per år. Steinbreer er derfor en effektiv transportør av grovt forvitningsmateriale. Det er uklart hvordan en steinbre dannes og vokser, men det er enighet om at de dannes i områder hvor man har både talus og permafrost. Mange talusområdene dekkes av snøskred om vinteren. En teori er at snøskredene kan føre til en oppbygging av permafrost i området, og at det kan være begynnelsen på en steinbre (Humlum et al., 2003).



Figur 2-11: Steinbre fra Alaska (U. S. Geological Survey, 2004)

2.1.3 Permafrost og hydrogeologi

Frysepunktet til vann er hovedsakelig avhengig av temperatur, men trykk og salinitet spiller også en viktig rolle. (Stotler et al., 2010). Når trykket øker vil vannets frysepunkt synke. Vann som står under høyt trykk vil altså kunne være i væskeform ved temperaturer lavere enn 0°C. Frysepunktet til vann avtar ved økende trykk med en rate på omtrent 0,072°C per 10⁶ Pa. Smeltepunktet til is når man tar hensyn til trykk kalles trykksmeltepunktet. Trykket av en 2000 meter tykk bre er omtrent 17,6 MPa, og dette tilsvarer en senkning av vannets frysepunkt til -1,27° (Nesje and Dahl, 2000). Saltinnholdet påvirker også vannets frysepunkt. Sjøvann som har en salinitet på 35 ‰ har et frysepunkt på -1,92°C. Vann som holdes flytende ved lavere temperaturer enn 0°C kalles underkjølt vann (Kunnskapsforlagets papirleksikon, 2011). Forurensning som kommer i kontakt med permafrosten kan føre til et økt smeltepunkt for permafrosten. Den samme effekten oppstår når salt strøs på veiene om vinteren for å smelte is (Alaska Department of Environmental Conservation, 2009).

Permafrost er, som nevnt i avsnitt 2.1.1, kun definert ut i fra temperatur. Det vil si at permafrost kan eksistere både med eller uten is tilstedet. Dersom porene i permafrosten er fylt med is vil transporten av væsker gjennom permafrosten være minimal. I tillegg vil væsker med frysepunkt på 0°C raskt fryse i kontakt med permafrosten. Dette har ført til at permafrosten tradisjonelt har blitt sett på som impermeabel. Forskning som er gjort de siste årene har derimot vist at organisk materiale som ikke er blandbart med vann (Non Aqueous Phase Liquid, NAPL) kan migrere ned gjennom permafrosten. Disse væskene kan ha lave frysepunkter slik at de ikke fryser i kontakt med permafrosten, og dermed kan migrere gjennom luftfylte porer og sprekker i permafrosten. Faktorer som påvirker migrasjonen av hydrokarboner i frosne jord vil være; mengden ufrosset vann i den frosne jorda, oppløsning og diffusjon av hydrokarboner gjennom vann og is, graden av migrasjon av vann i den frosne jorda, migrasjon av NAPL i de umettede porene og fryse/tine prosesser i jorda. Hydrokarbonene kan sorberes til jordpartikler eller til organisk materiale som finnes i jordsmonnet. De kan også brytes ned ved ulike prosesser. Dette vil begrense spredningen (Rike, 2003). Vanligvis vil migrasjonen av hydrokarboner gjennom permafrosten være minimal fordi porene i de øverste meterne av permafrosten vil ha et høyt innhold av is. I frosne jordarter med et høyt innhold av fine korn kan det eksistere ufrosset vann rundt jordpartiklene. Hydrokarboner kan spres via diffusjon gjennom dette vannet. Dette vil være en langsom spredningsprosess sammenlignet med adveksjon, og det er derfor antatt at den ikke vil ha stor betydning for spredning av hydrokarboner gjennom permafrost (Barnes and Chuvilin, 2009).

Taliker

Selv om permafrost består av frosne jord, kan det allikevel eksistere lommer og lag med ufrosne jord i permafrosten. Områder med ufrosset jord i permafrosten, som holder seg ufrosset i minimum ett år, kalles taliker. I talikene kan det foregå grunnvannsstrøm gjennom hele året (French, 2007). Talikene kan befinne seg på tre steder; over (supra – permafrost), i (intra – permafrost) eller under (sub – permafrost) permafrosten. Kryotiske taliker har en temperatur på under 0°C og ikke – kryotiske taliker har en temperatur på over 0°C. Talikene skyldes anomalier i enten de termale, hydrologiske, hydrogeologiske eller hydrokjemiske forholdene (Zhang, 2011). Talikene kan klassifiseres etter hva som forårsaker den ufrosne tilstanden. Fem typer taliker er beskrevet under.

- **Termal talik.** Denne typen talik er ikke – kryotisk og dannes av varme fra overflaten. Den er derfor mest vanlig i områder med diskontinuerlig permafrost, gjerne i sydlige områder med høyere temperatur både i bakken og i lufta (Zhang, 2011).
- **Hydrotermal talik.** Disse talikene er også ikke – kryotiske, og finnes under innsjøer og elver over en viss størrelse. De dannes på grunn av varme fra slike overflatekilder. Hydrotermale taliker kan også dannes under flomsletter ved flomepisoder, eller under tempererte isbreer (Zhang, 2011).
- **Hydrokjemisk talik.** Hvis grunnvannet som strømmer gjennom jorda har en spesiell kjemisk sammensetning kan det føre til at jorda holdes ufrosne. Denne typen taliker er

kryotiske. Hvis jorda for eksempel inneholder et høyt saltinnhold kan det føre til at frysetemperaturen senkes (Zhang, 2011).

- **Geotermal talik.** Denne typen talik skyldes varme fra jordas indre, og er en ikke – kryotisk talik. Varmen fra jordas indre kan være konsentrert i form av vannstrømmer, varme som transporteres langs forkastninger eller vulkansk aktivitet (Zhang, 2011).
- **Menneskeskapt taliker.** Disse kan være både kryotiske og ikke – kryotiske, og de skyldes menneskelig aktivitet. Taliker kan utvikles under kunstige dammer, deponier med mye kull eller sulfidholdig materiale, ved fjerning av vegetasjon eller under bygninger og infrastruktur (Zhang, 2011).

Grunnvann og permafrost

Grunnvann i områder med permafrost kan deles inne i tre forskjellige typer ut fra hvor det befinner seg. De tre typene er supra-permafrostvann, intra-permafrostvann og sub-permafrostvann. Grunnvannet kan være tilknyttet en talik, men det trenger ikke være det. (Tolstikhin and Tolstikhin, 1974). De tre ulike typene er beskrevet nærmere under.

Suprapermafrost

Grunnvann som befinner seg over permafrosten betegnes supra-permafrostvann. Supra-permafrostvannet vil være i væskefase hele eller deler av året, avhengig av plassering. I noen områder, spesielt i områder med diskontinuerlig permafrost kan man finne supra-permafrost taliker. I disse områdene vil det kunne være rennende vann hele året. Dette er gjerne i områder der tilførselen av vann til jordmonnet er høy i sommersesongen, slik at jorda tiner til et større dyp enn den fryser om vinteren. Det er imidlertid mer vanlig at vannet fryser i vintersesongen. Dette skjer der hvor det aktive laget går helt ned til permafrosten. Hvor lenge vannet vil være frosset avhenger av temperaturregimet i det aktive laget, som igjen er avhengig av faktorer som blant annet plassering, breddegrad og tykkelsen på det aktive laget (Tolstikhin and Tolstikhin, 1974).

Permafrost med et høyt innhold av is vil være impermeabel. Vann som befinner seg over impermeabel permafrost vil følge permafrosten overflate, og bevege seg mot områder som ligger lavere i terrenget. Ny vanntilførsel vil komme fra nedbør, overflatekilder, vann som befinner seg intrapermafrost, fordampning fra frossen jord og grus, og fra is som smelter på overflaten i smeltesesongen. Vannmengden vil vanligvis øke i smeltesesongen, avta gjennom sommeren, for å øke mot høsten. I bratt terreng vil vannet samle seg i fordypninger og senkninger i terrenget, mens i flatere terreng vil tykkelsen på vannlaget være mer uniform. Vannet som befinner seg suprapermafrost og som fryser i vintersesongen fører til frostheving (Tolstikhin and Tolstikhin, 1974).

Intrapermafrost

Intra-permafrostvann er betegnelsen på vann som befinner seg i permafrosten. Intra-permafrostvann vil opptre i taliker. I motsetning til supra-permafrostvann, vil vann som befinner seg intra-permafrost være mindre påvirket av sesongvariasjoner, og ha en mer stabil temperatur gjennom året. Ved lengre perioder med lave temperaturer vil mengden frossen jord øke, og områdene hvor intra-permafrost vann kan være vil minke. Det motsatte skjer ved lengre perioder med varme temperaturer. (Tolstikhin and Tolstikhin, 1974).

Intra-permafrostvann utgjør ofte en viktig forbindelse mellom vann som befinner seg supra-permafrost og sub-permafrost. Intra-permafrostvann vil som regel stå under trykk, og trykket vil være med på å senke frysepunktet til vannet noe, avhengig av hvor høyt trykket er. Den kjemiske sammensetningen til intra-permafrostvann vil avhenge av karakteristikken til taliken og sammensetningen til vannet som befinner seg på overflaten, suprapermafrost og subpermafrost. Vann som befinner seg i helt lukkede taliker vil ofte ha en temperatur som ligger under 0°C, men på grunn av et høyt saltinnhold vil vannet holde seg ufrosset. De høyeste temperaturene finner man gjerne der tilførselen er fra kilder under permafrosten (Tolstikhin and Tolstikhin, 1974).

Subpermafrost

Dette er vann som befinner seg under permafrosten. Vannet som befinner seg subpermafrost kan videre deles inn etter som det opptre som porevann, i lag, i sprekker eller i karstformasjoner.

- Porevann: Porevann under permafrosten finner man som regel ved sydlige breddegrader, hvor permafrosten ikke er så tykk. Porevannet er vanlig å finne i ukonsoliderte løsmasseavsetninger, gjerne i bunnen av en dal. Vannet vil alltid ha kontakt med vann som befinner seg suprapermafrost eller intrapermafrost, og får tilførsel fra nedbør eller fra elver. Denne typen vann brukes ofte til vannforsyning (Tolstikhin and Tolstikhin, 1974).
- I lag: Sedimentære bergarter vil kunne ha lagdelinger som inneholder vann. Lagene kan strekke seg over store områder, og forme store artesiske strukturer. Lagene får ikke alltid tilførsel av nytt vann, særlig ikke hvis de befinner seg under kontinuerlig permafrost. Vannet vil som regel stå under trykk. Den kjemiske sammensetningen til vannet vil være påvirket av hva slags type bergart vannet befinner seg i, og om det er tilførsel av vann fra andre steder. Denne typen vann brukes også ofte som vannforsyning, hvis den kjemiske sammensetningen er god nok (Tolstikhin and Tolstikhin, 1974).
- I sprekker: Grunnvann i sprekker er vanlig i intrusive og metamorfe massiver. Tilførsel av vann vil avhenge av utforming av sprekkesonen, og om permafrosten er kontinuerlig eller diskontinuerlig. Er permafrosten diskontinuerlig kan sprekkesonen få tilførsel fra overflatevann som perkolerer gjennom grunnen. Er permafrosten kontinuerlig må tilførsel skje via intra-permafrost taliker. Sprekkesonene kan også få tilførsel fra kilder som ligger under, for eksempel fra tektoniske forkastninger. Vann fra sprekker under permafrosten kan også brukes som vannforsyning (Tolstikhin and Tolstikhin, 1974)

- I karstformasjoner: Grunnvann i karstformasjoner finner man i områder som består av karbonater eller andre lett løselige bergarter (Tolstikhin and Tolstikhin, 1974).

Hvordan kan grunnvannet komme opp til overflaten:

Utspring

Grunnvann som kommer til overflaten i væskeform kalles et utspring. Viktige faktorer for et utspring er temperaturmønsteret i det aktive laget, og tilførsel av vann til grunnvannskilden. Utspringene kan være permanente eller ikke-permanente. Fra de ikke-permanente utspringene vil vannet slutte å strømme i perioder enten fordi tilførselen av vann ikke er stor nok, fordi kanalen vannet kommer gjennom fryser, eller fordi kanalen skifter løp. Utslippet av vann kan derfor være svært variabelt, og vannmengden som kommer ut av utspringet reflekterer ikke nødvendigvis vannmengden i grunnvannskilden. Permanente utspring har en stabil utslippsrate, sammensetning, temperatur og plassering (Tolstikhin and Tolstikhin, 1974).

”Icing”

En ”icing” er en masse med is som dannes på overflaten. Isen dannes av vann som kommer til overflaten og fryser. Vannet kan komme fra grunnvannskilder, fra elver eller fra vann som presses ut av den aktive sonen når den fryser. En ”icing” består av flere horisontale lag med is, fra noen centimeter til flere titalls centimeter tykke. Størrelse og form på en ”icing” vil avhenge av vannkilden og formen på terrenget der kilden kommer ut. Lange ”icinger” finner man i trange v-daler, mens runde eller ovale ”icinger” opptrer i bunn av skråninger. ”Icinger” dannes ofte om vinteren, og smelter vekk i løpet av sommeren (Tolstikhin and Tolstikhin, 1974).

2.2 Bunntetting under deponier

I vedlegg 1 i Forskrift om deponering av avfall (deponiforskriften) står det følgende:

”Ethvert deponi må være plassert og utformet på en slik måte at forurensning av jord, grunnvann og overflatevann forebygges, og at det sikers en effektiv oppsamling av sigevann i tilfeller der dette er påkrevd. Beskyttelsen av jord, grunnvann og overflatevann kan sikres med en kombinasjon av geologisk barriere og bunnmembran i driftsfasen, og med en kombinasjon av geologisk barriere og toppmembran i etterdriftsfasen.” (Miljøverndepartementet, 2002)

I Norge er det et krav om dobbel bunntetting under deponier for ordinært og farlig avfall. Under deponier for inert avfall er det kun krav om enkel bunntetting. Dobbelt bunntetting skal bestå av en naturlig geologisk barriere og en utlagt membran, se figur 2-14. Den utlagte membranen kan bestå av naturlige og kunstige materialer. I tillegg bør det etableres et dreneringslag. For enkel bunntetting holder det med en naturlig geologisk barriere (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2003b). Naturlige geologiske barrierer og utlagte membraner er nærmere beskrevet i avsnittene under.

2.2.1 Utlagt membran

Deponier for farlig eller ordinært avfall må ha en utlagt tetningsmembran og et dreneringslag under deponimassene. Hensikten med tetningsmembranen og dreneringslaget er å ha full kontroll over sigevannet som dannes i deponiet, og forhindre at det trenger ned i grunnen. Det stilles ingen krav til hva slags materiale membranen skal være laget av, eller hvor tykk den må være. Kravet er at den må være tett, samle opp sigevannet, og tåle fysiske, kjemiske og biologiske påvirkninger fra deponiet. Under deponier for inert avfall stilles det ingen krav om utlagt membran (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2003b).

Hva slags materialer egner seg som utlagt membran

En utlagt membran kan bestå av ett eller flere materialer, og hensikten er at den skal beskytte det underliggende hydrogeologiske miljøet (McBean et al., 1995). Når type membran skal velges er det viktig å ta hensyn til hva membranen vil utsettes for i løpet av dens levetid. Tetthet og resistens mot kjemiske og fysiske påvirkninger er viktige faktorer ved valg av materiale til membran. Tettheten kan svekkes over tid, så det er viktig å velge bestandige materialer. Av kjemisk belastning bør membranen tåle reduserende forhold med mye oljer og løsemidler, i tillegg til pH verdier i området 9-10. Klimatiske forhold som nedbør, tele og UV-stråling kan svekke membranen, det er derfor ønskelig å dekke til membranen så raskt som mulig. Mange membraner blir stive og tåler mindre mekanisk belastning om vinteren når temperaturene er lave. Hvis membranen skal legges ut om vinteren bør man derfor være mer forsiktig, for å unngå rifter og skader. Etter at membranen er tildekket vil den kunne utsettes for bevegelser i grunnen, for eksempel på grunn av varierende grunnvannsnivå eller setninger i grunnen. Sidetettingen vil kunne være utsatt for erosjon, sig og ras. I tillegg kan det påføres belastninger i form av strekk, ved anleggsvirksomhet eller som følge av deponiets bruk. Membranen bør tåle en tøyning på

minst 10 % uten å gå i brudd. I tillegg må membranen være så robust at materialer fra dreneringslaget ikke blir presset gjennom membranen når den utsettes for trykk fra overliggende masser. Disse belastningene bør tas i betraktning når type membran skal velges (Hamre et al., 2005). Utlagte membraner kan bestå av både kunstige og naturlige materialer.

Utlagte membraner basert på naturlige materialer

Ofte brukes jordarter med en høy leirfraksjon som membraner. Dette er fordi leire har en lav permeabilitet. Bentonitt er sammensatt hovedsakelig av leirminerale som smektitt, montmorillonitt og beidelitt, og dannes ved forvitring av vulkansk akse eller tuff. Tørr bentonitt har en stor evne til å ta opp vann, noe som fører til at den sveller (Bryhni, 2012). Hvis svellingen ikke får utfolde seg fritt, men begrenses av omkringliggende masser vil bentonitten kunne bli svært tett. Bentonitten kan beholde den lave permeabiliteten lenge, og er derfor godt egnet som et tilskudd til den naturlige geologiske barrieren under deponier. Det er gjort mye tester på bentonittmembraner, og det er påvist at de tåler den kjemiske påvirkningen fra normalt sigevann godt (Hamre et al., 2005). Transport av forurensning gjennom leire vil hovedsakelig forgå ved adveksjon eller diffusjon. På grunn av den lave permeabiliteten til leire vil diffusjon som regel dominere over adveksjon. Prosesser som adsorpsjon, utfelling og filtrering vil forgå i leiren, og over tid kan disse prosessene føre til at leirens permeabilitet økes, særlig dersom sigevannet har et høyt innhold av organiske løsninger. Dette er det viktig å vurdere dersom det skal legges en membran av leire. (McBean et al., 1995).

Utlagte membraner basert på kunstige materialer – geosynteter

Nylon (polyamid), olefiner (polypropylen og polyetylen) og polyester er viktige materialer i geosynteter, og har god motstandskraft mot den kjemiske påvirkningen fra vanlig sigevann. Disse materialene er derfor ofte brukt i membraner som skal legges under deponier. Det finnes en rekke ulike geosynteter, med ulike bruksformål. Geonett brukes til drenering, geogrids brukes til å stabilisere skråninger, geomembraner brukes til isolering, geotekstiler brukes til forsterkning, filtrering eller drenering og geomatter kan brukes for å forhindre erosjon i skråninger. Geotekstiler er ofte fleksible og geomembraner er tette. Et system hvor flere geosynteter er kombinert vil ofte gi den mest optimale tetningsmembranen (McBean et al., 1995).

2.2.2 Dreneringslag for sigevann

Over den utlagte membranen skal det være et minimum 0,5 meter tykt dreneringslag. Formålet med dreneringslaget er både å lede vannet til dreneringssystemet, og å beskytte den utlagte membranen ved å forhindre at sigevann blir liggende på membranen lenge. Dreneringslaget bør bestå av gode drenerende materialer, tåle tele og frost, og motstå fysiske påkjenninger. Vanlige dreneringsmaterialer er puk og grus. Det er kun krav til dreneringslag for deponier for farlig og ordinært avfall (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2003b).

2.2.3 Naturlig geologisk barriere

Hensikten med å ha en geologisk barriere er å samle opp sigevann som eventuelt passerer den utlagte membranen. Den geologiske barrierens egenskaper vil ikke svekkes over tid på samme måte som en utlagt membran. Det er antatt at en utlagt membran vil miste sine tilbakeholdelsesegenskaper etter 100 til 200 år etter at deponiet er etablert. I tillegg kan det oppstå skader på den utlagte membranen, og da vil det kun være den geologiske barrieren igjen som beskytter miljøet mot forurenset sigevann. Den geologiske barrieren skal forhindre at dette sigevannet renner ukontrollert ut og forurenser grunn, grunnvann og overflatevann. Det stilles spesifikke krav til tykkelse og hydraulisk konduktivitet for den geologiske barrieren. Kravene er noe forskjellig for deponier for farlig avfall, ordinært avfall og inert avfall. Tabell 2-1 viser hvilke krav som stilles. Tykkelse og hydraulisk konduktivitet kan avvike fra denne tabellen, så lenge effekten av barrieren er like god. Det vil si at en avsetning med en høyere konduktivitet enn i tabellen under kan kompenseres med en økt mektighet på avsetningen (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2003b).

Tabell 2-1: Krav til hydraulisk konduktivitet og tykkelse på deponiets bunn og sider (Miljøverndepartementet, 2002).

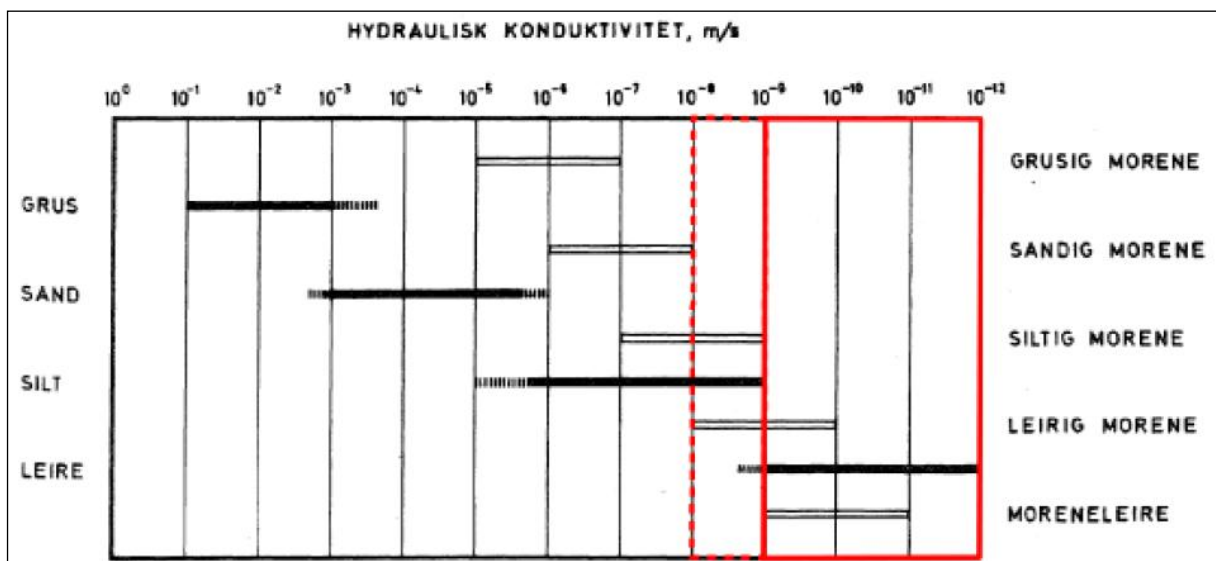
Type deponi	Hydraulisk konduktivitet [m/s]	Tykkelse [m]
Farlig avfall	$\leq 1,0 * 10^{-9}$	≥ 5
Ordinært avfall	$\leq 1,0 * 10^{-9}$	≥ 1
Inert avfall	$\leq 1,0 * 10^{-7}$	≥ 1

Hvis de geologiske forholdene der deponiet skal anlegges ikke er gode nok, kan en konstruert geologisk barriere brukes i stedet. Denne må ha en tykkelse på minst 0,5 meter (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2003b).

Løsmasser egnet som naturlig geologisk barriere:

For at en løsmasseavsetning skal egne seg som naturlig geologisk barriere må den hydrauliske konduktiviteten være lav. Hav- og fjordavsetninger er en avsetningstype som har et godt potensial som naturlig geologisk barriere under deponier. Hav- og fjordavsetninger finnes i dalfører i kystområder, under marin grense. De består hovedsakelig av tette og kompakte lag med silt og leire, men kan også inneholde noe fin sand. Permeabiliteten vil avhenge av tilstedeværelsen av sandlag, men er generelt lav. Denne avsetningstypen er mer utbredt enn det man kan se på kvartærgeologiske kart fordi de ofte finnes under sandige og grusige elv- og breelvavsetninger. Elv- og breelvavsetninger er som regel godt sortert, består av sand og grus og har en høy permeabilitet. Hvis hav- og fjordavsetningene er i kontakt med slike avsetninger kan faren for spredning av forurensning øke. Når en løsmasseavsetning skal vurderes som naturlig geologisk barriere under deponier er det derfor viktig å undersøke om det finnes grovere vannførende lag i eller i nærheten av de lavpermeable massene. (Dagestad et al., 2003).

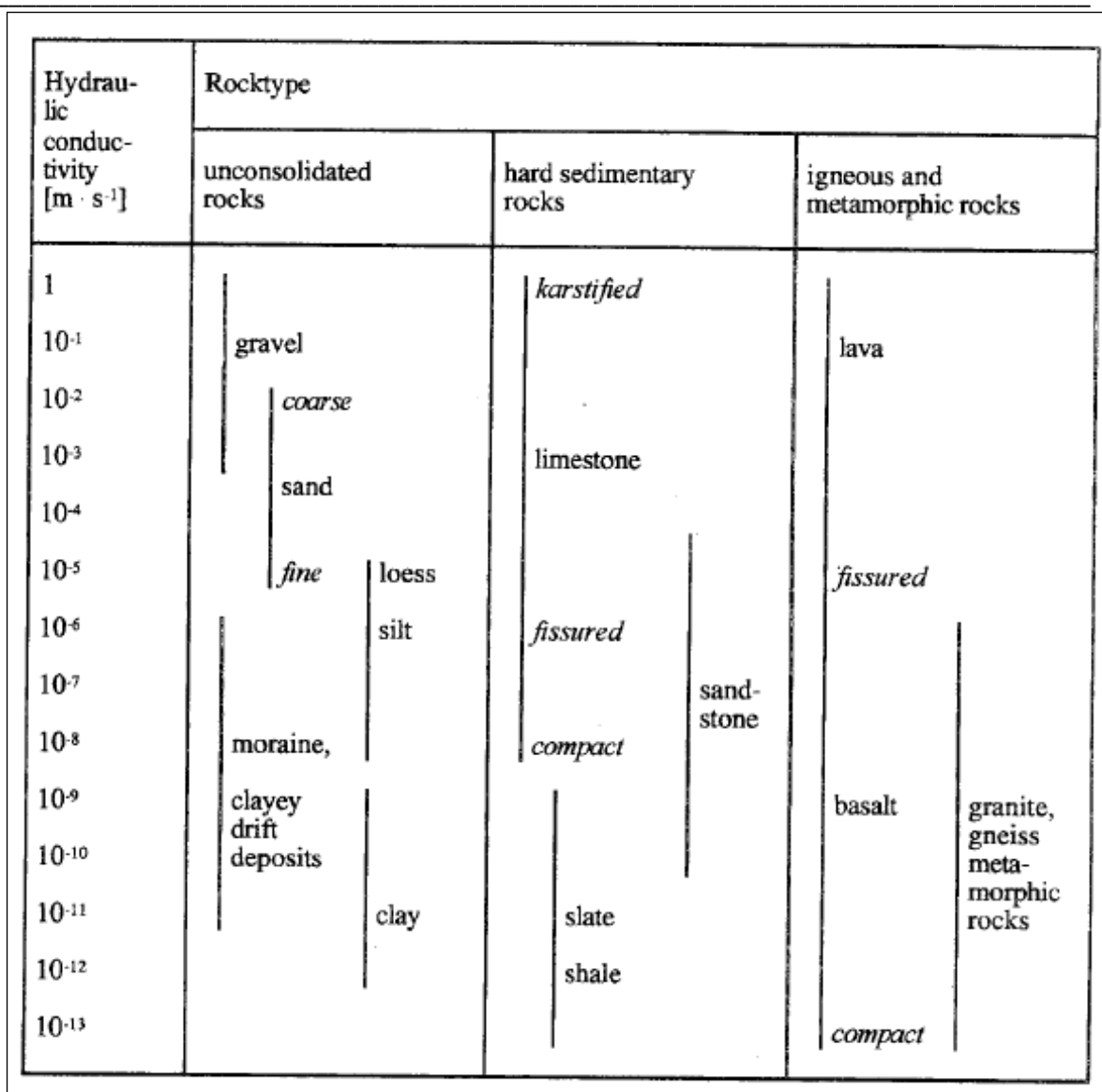
Figur 2-12 viser verdier for hydraulisk konduktivitet for ulike moreneavsetninger. Sammensetningen av morenemateriale varierer mye, og variasjon i hydraulisk konduktivitet varierer tilsvarende. Som man ser av figur 2-12 har leirig morene og moreneleire en hydraulisk konduktivitet som gjør de egnet som naturlig geologisk barriere under deponier. Disse er markert med en rød ramme rundt. Den røde stiplede linjen viser avsetningstyper som kan egne seg som bunntetting dersom mektigheten er stor nok. Dette gjelder avsetninger med hydraulisk konduktivitet ned mot $1 \cdot 10^{-8}$ m/s, for eksempel siltig morene. Morenemateriale kan inneholde linser av sand eller grus med høy permeabilitet. Det er viktig å kartlegge om det er slike tilstede dersom massene vurderes som bunntetting under deponier (Dagestad et al., 2003).



Figur 2-12: Hydraulisk konduktivitet for ulike løsmasseavsetninger (Dagestad et al., 2003)

Berggrunn egnet som naturlig geologisk barriere

I sedimentære og vulkanske bergarter vil vanntransporten hovedsakelig kontrolleres av bergartes porøsitet. I krystalline, metamorfe og dypbergarter vil vanntransporten hovedsakelig forgå i komplekse nettverk av sprekker og kanaler. (Dagestad et al., 2003). Å estimere hydraulisk konduktivitet i sprekkesoner kan være en svært kompleks prosess på grunn av inhomogene oppsprekkingsmønstre. Faktorer som foliasjon, lagdelinger, forkastninger, knusningssoner, uregelmessig oppsprekking og utfelling av mineraler gjør at sprekkesystemene kan variere mye over små områder. For å gi et estimat på hydraulisk konduktivitet gjøres det derfor ofte en del forenklinger, hvor væskestrømmen beregnes ut i fra et fåtall av de mest vannførende sprekke i bergarten.



Figur 2-13: Variasjon i hydraulisk konduktivitet for noen løsmasser og noen bergartstyper (Dagestad et al., 2003).

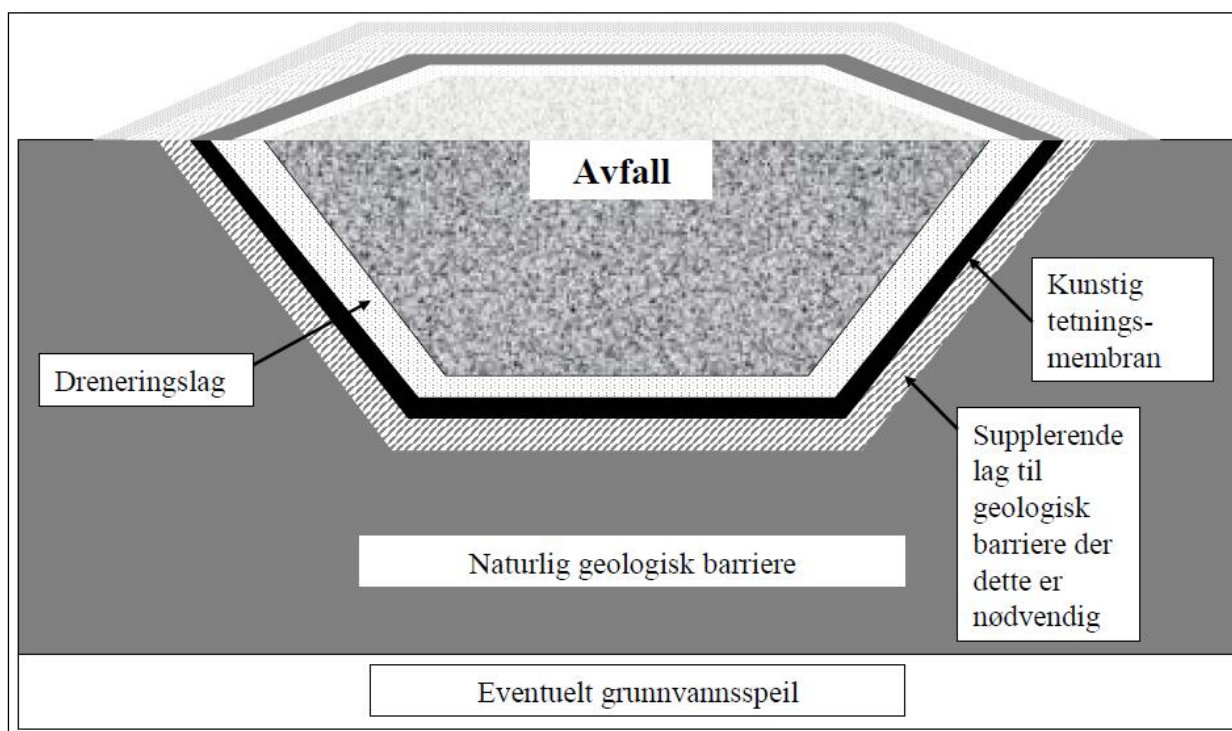
Figur 2-13 viser hydraulisk konduktivitet for noen bergartstyper og løsmasser. Som man ser av figur 2-13 vil skifer, basalt, granitt, gneis og noen metamorfe bergarter kunne egne seg som bunnetting under deponier. Hvis den dagnære sonen av berggrunnen er betydelig oppsprukket, kan den hydrauliske konduktiviteten fravike betydelig fra verdiene i figur 2-13. I slike tilfeller vil det ofte være nødvendig med en kunstig geologisk barriere i tillegg (Dagestad et al., 2003).

Andre faktorer som kan påvirke hvor god hydraulisk konduktivitet det er i berggrunnen er lineamenter og landheving. Lineamenter er soner i berggrunnen med en høy grad av oppsprekking, og vil derfor ofte ha en høyere hydraulisk konduktivitet enn ellers. (Dagestad et al., 2003).

Permeabilitet

Den hydrauliske konduktiviteten til en jordart bestemmes ut i fra for eksempel Hazens formel, se kapittel 4.1. Ut i fra Hazens formel er det beregnet at en jordart med $d_{10}=2,6 \cdot 10^{-4}$ mm eller mindre vil ha en hydraulisk konduktivitet på 10^{-9} m/s, noe som er godt nok for deponier med farlig og ordinært avfall. En jordart med $d_{10}=2,6 \cdot 10^{-3}$ mm eller mindre vil ha en hydraulisk konduktivitet på 10^{-7} m/s, og oppfyller tetthetskravene som stilles til deponier for inert avfall. Permeabiliteten vil også være avhengig av komprimeringen til massene. Sand og silt er omtrent 10 ganger tettere ved komprimering enn ved en løsere lagring. Komprimering er derfor et alternativ hvis en kunstig geologisk barriere skal konstrueres (Hamre et al., 2005).

Figur 2-14 viser hvordan bunntettingen og sidetettingen under deponier for farlig avfall og ordinært avfall skal være. Innerst finner man dreneringslaget. Utenfor det skal det legges en kunstig membran, og ytterst skal det være en naturlig geologisk barriere.



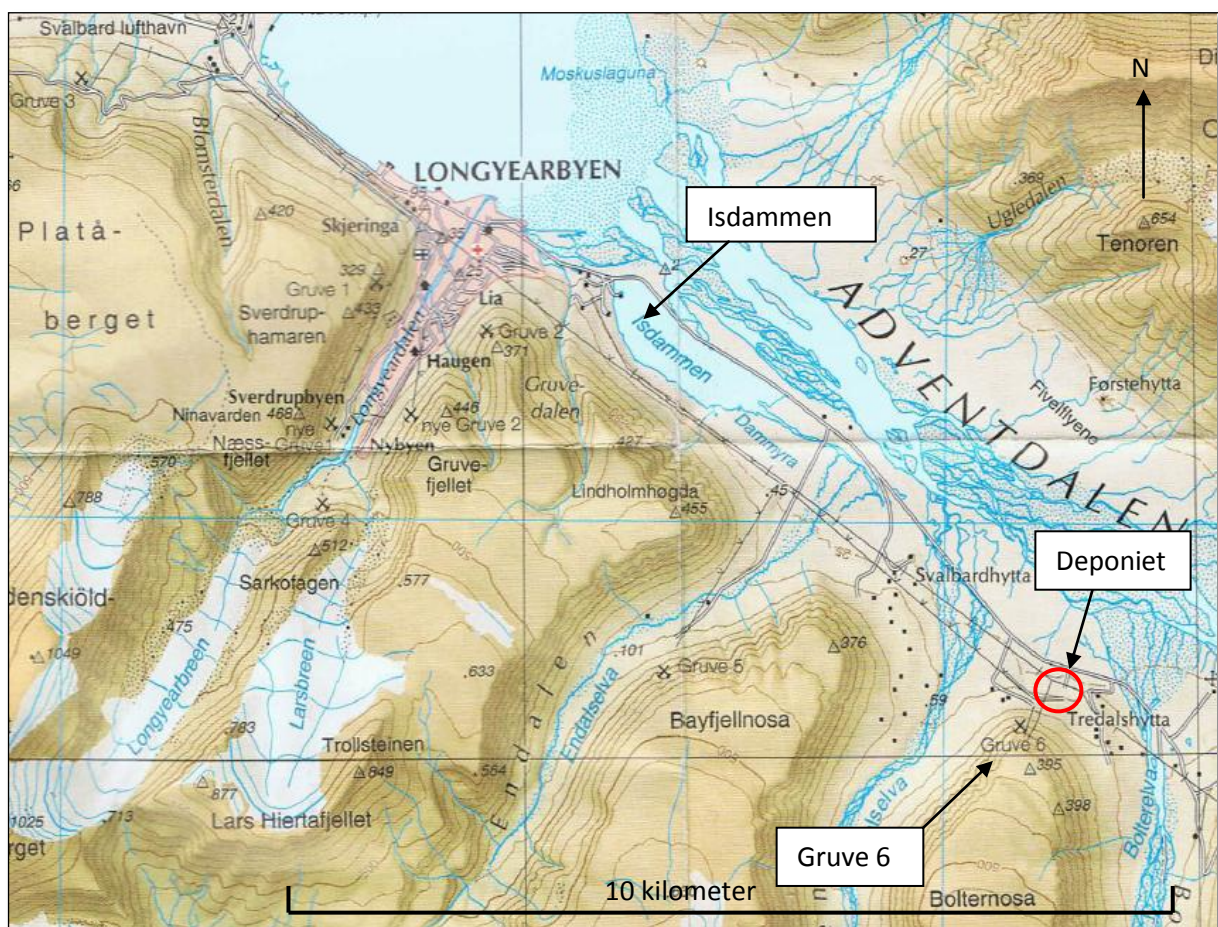
Figur 2-14: Krav til bunntetting (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2003b)

3 Beskrivelse av deponiet og tilgrensende områder

I følge "Veileder om risikovurdering av forurenset grunn" bør en risikovurdering av et område begynne med en problembeskrivelse. Problembeskrivelsen skal bestå av å innhente relevant informasjon om området. Hensikten med en problembeskrivelse er å undersøke om det er grunn til å mistenke forurensning eller ikke (Vik et al., 1999). I dette kapittelet, "Beskrivelse av deponiet og tilgrensende områder", presenteres informasjon om deponiet og området rundt som kan være relevant i forhold til å vurdere spredning av forurensning.

3.1.1 Deponiets plassering

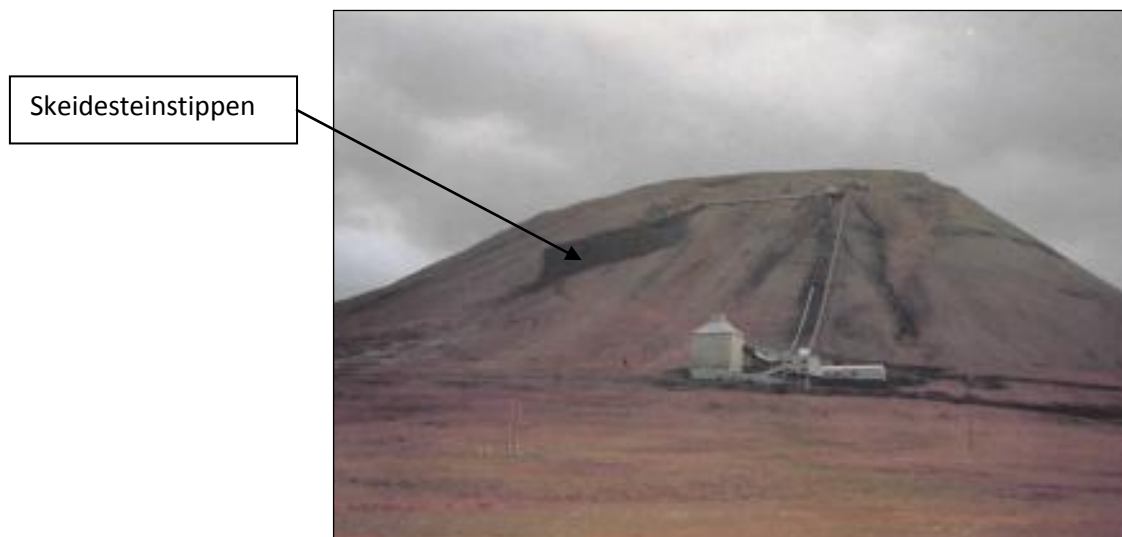
Deponiet, som drives av Longyearbyen Lokalstyre Bydrift KF, befinner seg i Adventdalen nedenfor Bolternosa. Deponiet ligger omtrent 10 kilometer sørøst for Longyearbyen, se figur 3-1.



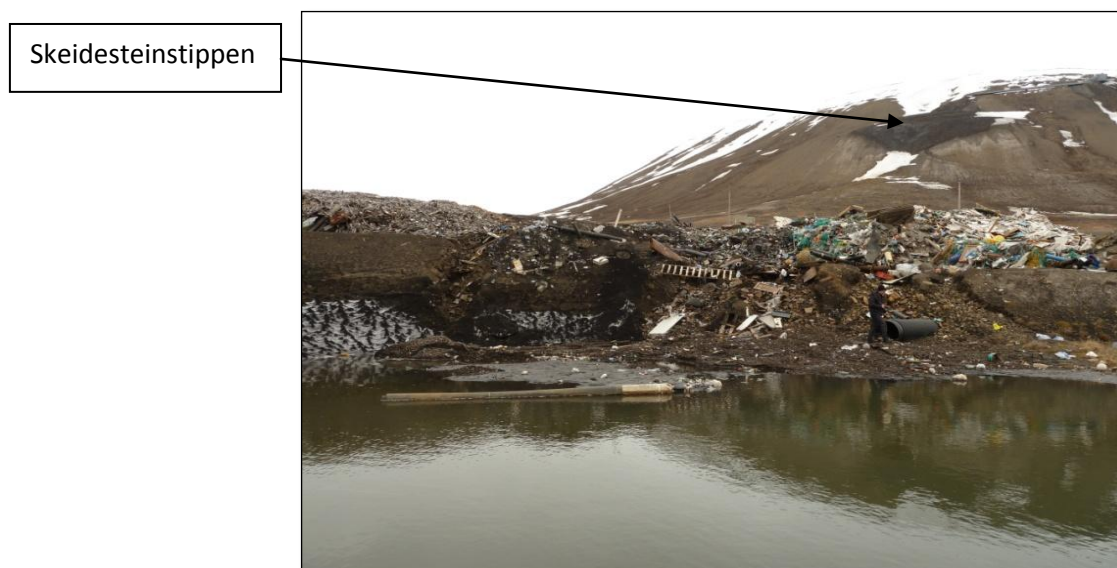
Figur 3-1: Plassering av deponiet, gruve 6 og Isdammen (Norsk Polarinstittutt, 2008).

Adventdalen er lokalisert sentralt på øya Spitsbergen, se figur 3-4, og er en omtrent 30 kilometer lang dal som munner ut i Adventfjorden ved Longyearbyen. Nord for deponiet renner Adventelva, som danner et forgreinet elveløp i bunn av dalen. I Adventdalen finnes spredt hyttebebyggelse, noen hundegårder og en forskningsstasjon. Adventdalen er mye brukt som friluftsområde for befolkningen i Longyearbyen. Flere av turoperatørene i Longyearbyen tar med

seg turister innover Adventdalen på hundekjøringsturer og skiturer. Langs fjellsidene finner man gruve 5, 6 og 7. Av disse er det kun gruve 7 som fortsatt er i drift. Mellom deponiet og Adventelva går veien ut til gruve 7. Langs denne veien forgår all kulltransport fra gruve 7. Isdammen, som er Longyearbyens drikkevannskilde, befinner seg nordvest for deponiet, se figur 3-1. I fjellsiden ovenfor deponiet ligger gruve 6, se figur 3-1. Denne er ikke lengre i drift, men det ligger en skeidesteinstipp (restmateriale fra gruvedriften) i dagen, øst for gruveinngangen. Figur 3-2 og 3-3 viser et bilde av gruve 6 og skeidesteinstippen.



Figur 3-2: Gruve 6 med skeidesteinstippen til venstre i bildet. Deponiet befinner seg rett utenfor den venstre kanten av bildet (Hansen et al., 1998).



Figur 3-3: Her ser man skeidesteinstippen fra gruve 6 i forhold til deponiet. I forgrunnen ser man sigevannsdammen i nedkant av deponiet (Eget foto).

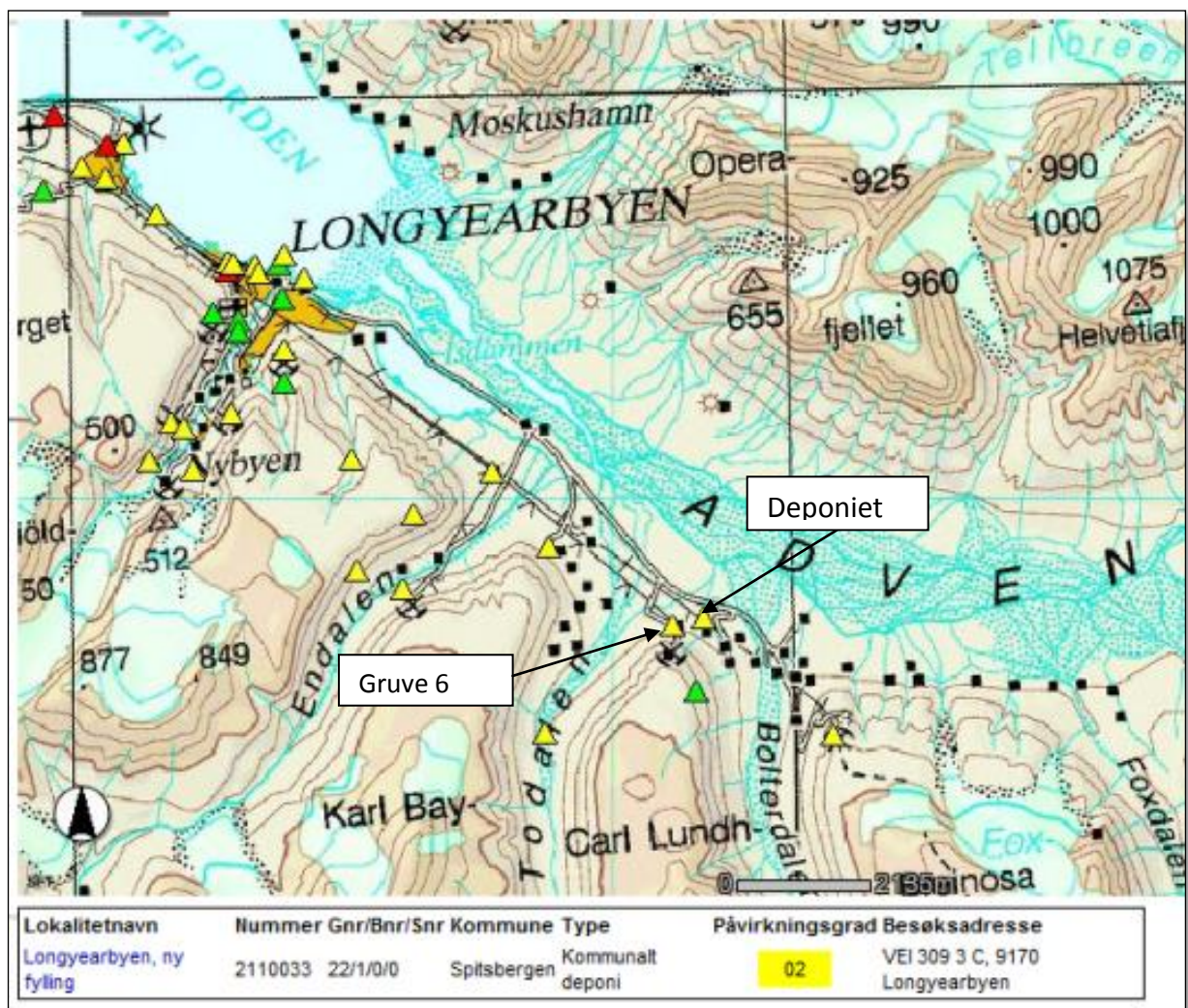


Figur 3-4: Kart over Svalbard (Norsk Polarinstittutt, 2012a).

Klima- og forurensningsdirektoratet har en grunnforurensningsdatabase, en database som inneholder informasjon om lokaliteter i Norge og på Svalbard hvor det er forurensning i grunnen, eller mistanke om forurensning. Denne databasen er kalt Grunnforurensning, og består blant annet av kart over Norge og Svalbard, hvor alle registrerte lokaliteter er tegnet inn. Lokalitetene som ligger i databasen er registrert med en påvirkningsgrad. Påvirkningsgraden er et mål på hvor alvorlig forurensningen på lokaliteten er. Det finnes tre påvirkningsgrader. Påvirkningsgrad 3 markeres med en rød trekant. Lokaliteter som registreres med påvirkningsgrad 3 er lokaliteter hvor det er påvist påvirkning og det er behov for fysiske tiltak på lokaliteten. Påvirkningsgrad 2 markeres med en gul trekant. Lokaliteter som registreres med påvirkningsgrad 2 er lokaliteter

hvor det er påvist forurensning, men det er dokumentert at forurensningen ikke medfører uakseptabel risiko for helse og miljø med dagens arealbruk. Påvirkningsgrad 1 markeres med grønn trekant. Påvirkningsgrad 1 brukes når undersøkelser viser at det ikke er funnet forurensning som overskrider normverdi. (Forklaring på normverdi er gitt i avsnitt 4.6.1). Påvirkningsgrad x markeres med lilla trekant. Påvirkningsgrad x brukes når det er mistanke om forurensning, uten at det er gjennomført undersøkelser (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2010).

Figur 3-5 er hentet fra Grunnforurensningsdatabasen, og viser at det er flere registrerte lokaliteter i Adventdalen.

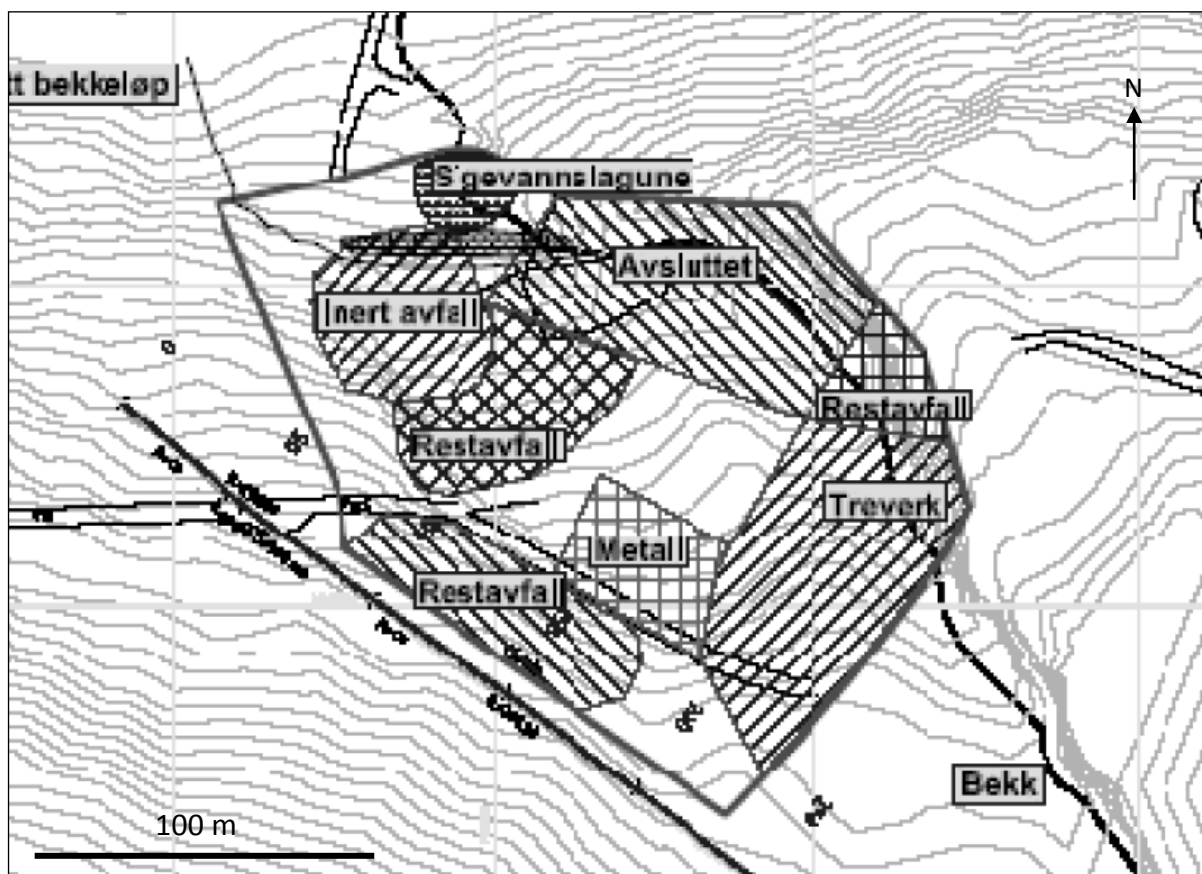


Figur 3-5: Forurensede lokaliteter (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2012a)

Plasseringen av deponiet er markert på figur 3-5, og som man ser av figuren er deponiet registrert med påvirkningsgrad 2. Lokalitetene rundt er knyttet til gruvedrift, fra gruve 6 og gruve 7.

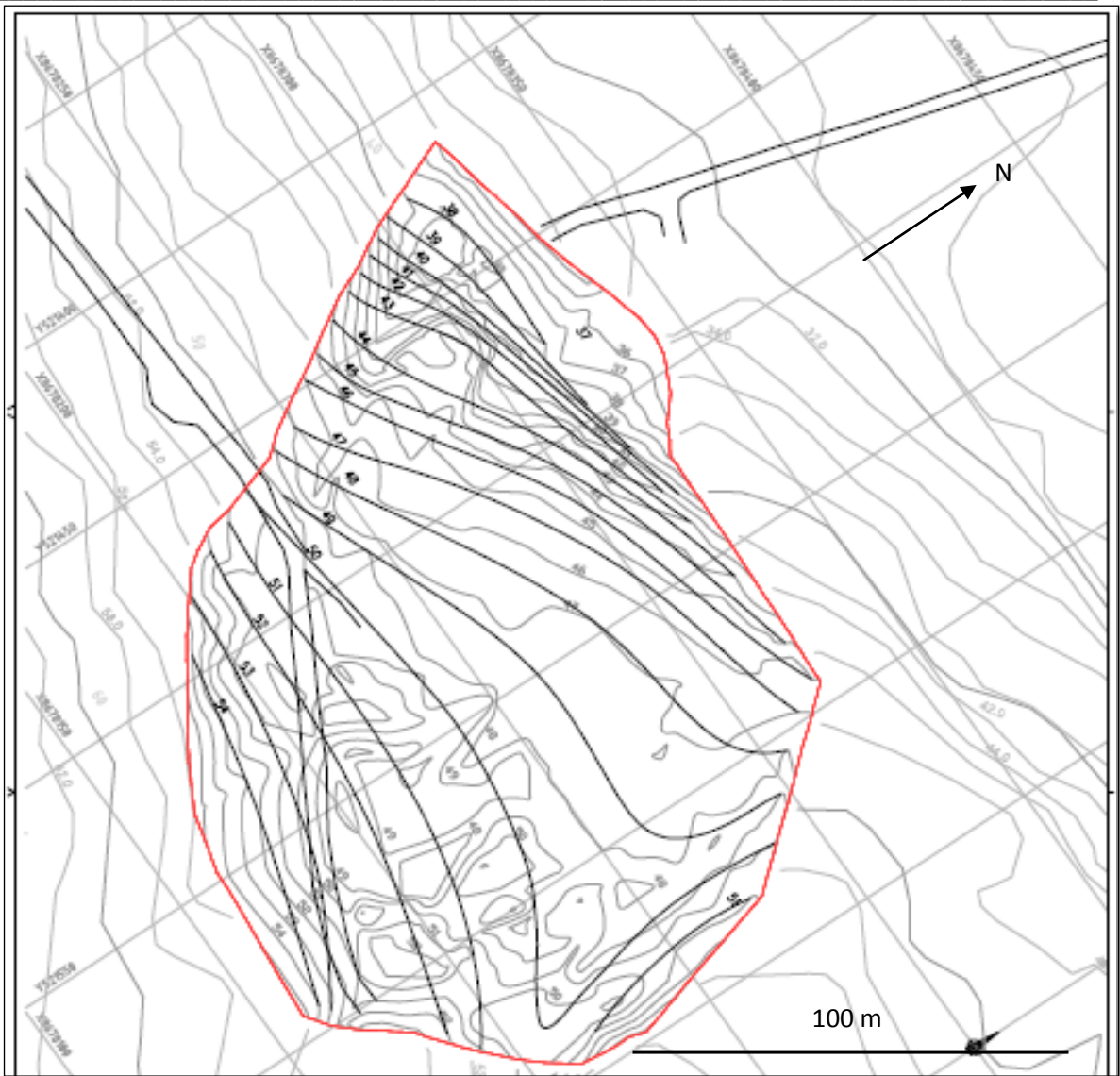
3.1.2 Planskisse og snittskisse av deponiet

Figur 3-6 viser en skisse over hva som er deponert hvor på deponiet.



Figur 3-6: Oversikt over hva som er deponert hvor (Lyche and Nedland, 2011).

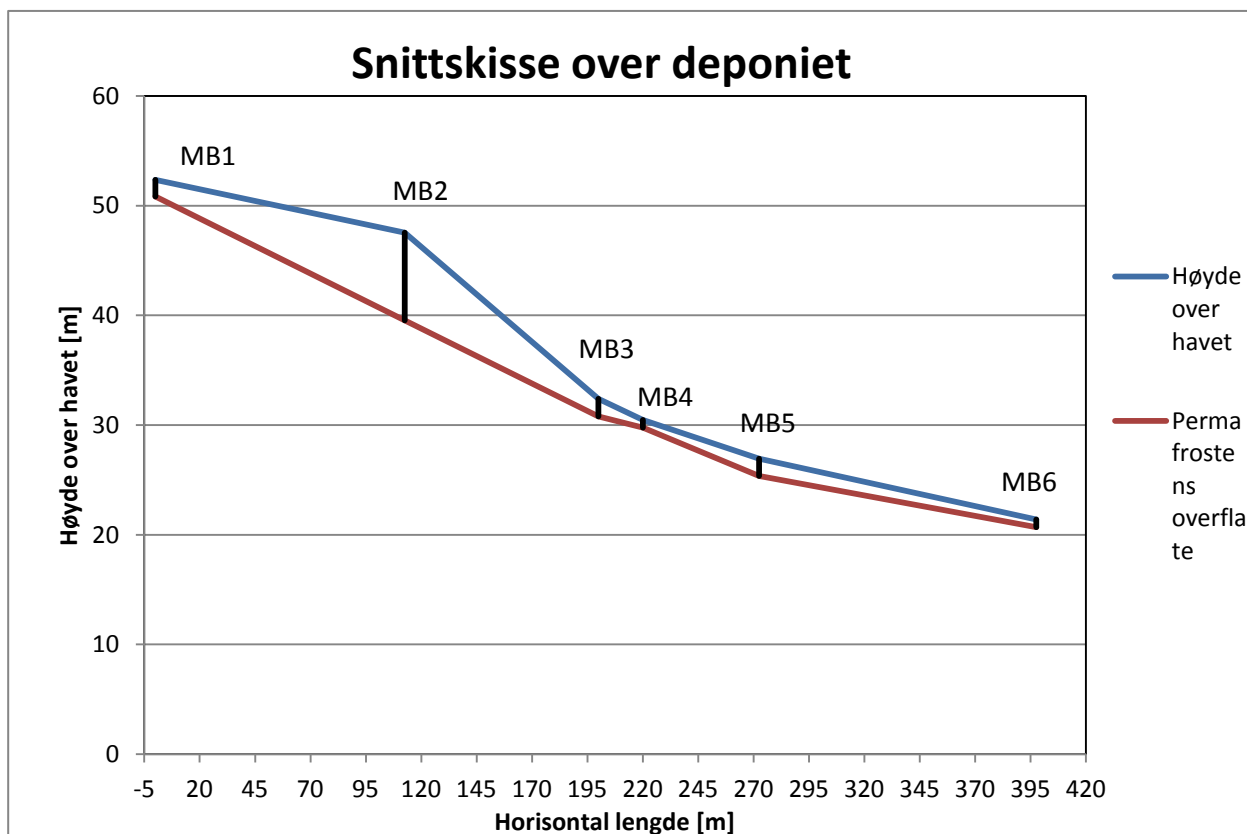
Figur 3-7 viser en planskisse for deponiet og figur 3-8 viser en snittskisse for deponiet. I vedlegg 1 er det en planskisse til og flere snittskisser gjennom deponiet.



Figur 3-7: Planskisse over deponiet (Lyche and Nedland, 2011).

Deponiet er området som ligger innenfor den røde linjen i figur 3-7. Som man ser av figuren er det høyeste punktet på deponiet omtrent 54 meter over havet, mens det laveste punktet ligger omtrent 38 meter over havet. Det vil si en høydeforskjell på 15 meter inne på deponiområdet.

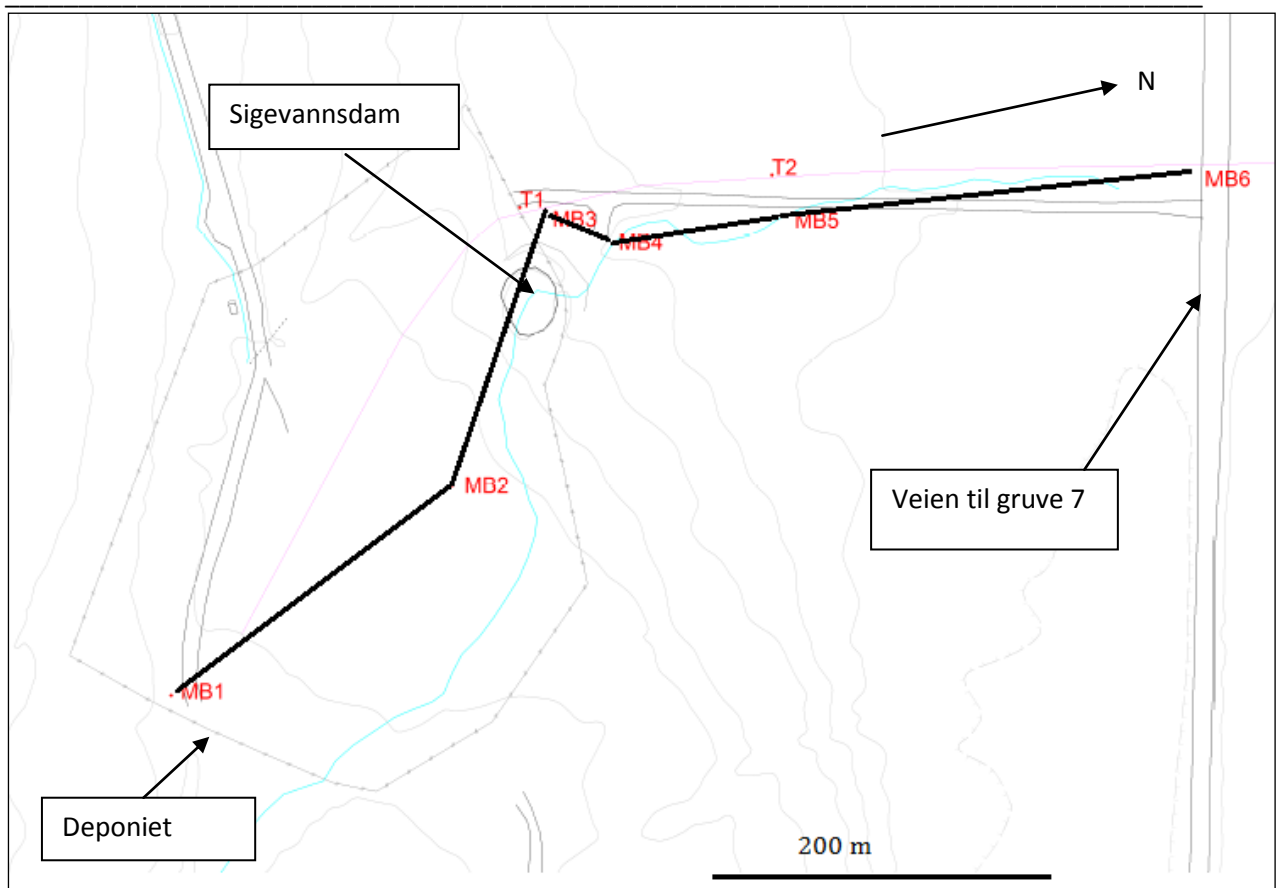
Figur 3-8 viser en snittskisse gjennom deponiet. Figur 3-9 viser hvordan profilet i figur 3-8 er plassert i terrenget. Profilet går ikke som en rett linje gjennom deponiet. I forbindelse med masteroppgaven er det boret 6 brønnhull i området rundt deponiet. Snittskissen er basert på høydemålinger av disse seks brønnpunktene, samt måling av dyp til permafrosten i hvert brønnhull. Tabell 3-1 viser høydemålingene og dyp til permafrost for de seks brønnpunktene. Som man ser av figur 3-8 varierer tykkelsen på den aktive sonen gjennom snittet. Den aktive sonen er på sitt tykkeste rundt MB2, det vil si midt i deponiet og på sitt tynneste ved MB6, nede ved veien til gruve 7. Det er en relativt jevn helling på permafrosten, det ser ikke ut til at deponiet har smeltet et "basseng" i permafrosten.



Figur 3-8: Figuren viser bakkens overflate (blå linje) og permafrostens overflate (rød linje). I tillegg er brønnenes plassering tegnet inn. Deponiet ligger i området mellom MB1 og MB3.

Tabell 3-1: Brønnenes høyde over havet og dyp ned til permafrosten i hvert brønnhull

Brønn	Høyde over havet [m]	Dyp ned til permafrost [m]	Permafrostens høyde over havet [m]
MB1	53,338	1,5	50,838
MB2	47,528	8	39,528
MB3	32,386	1,59	30,796
MB4	30,478	0,72	29,758
MB5	26,920	1,55	25,37
MB6	21,386	0,7	20,686



Figur 3-9: Profilet i figur 3-8 er tegnet inn etter den sorte linjen.

3.1.3 Avfallsmengder og avfallstyper

Avfall kan deles inn mange ulike kategorier. Dette avsnittet starter med en kort beskrivelse av noen av de vanligste avfallstypene.

Grovavfall: Grovavfall er gjenstander som er for store til å kaste i en vanlig søppeldunk. Disse gjenstandene må derfor vanligvis leveres på gjenvinningsstasjoner. Typiske gjenstander som betegnes som grovavfall er møbler, bygge-avfall eller madrasser (Retursamarbeidet Loop, 2010).

EE-avfall: EE-avfall er elektrisk avfall og omfatter alle gjenstander som bruker eller leder strøm, enten det går på batterier eller kan kobles til strømmettet (Retursamarbeidet Loop, 2010).

Farlig avfall: Farlig avfall er definert som gjenstander eller materialer som ikke kan behandles sammen med vanlig avfall på grunn av fare for forurensning eller skade på mennesker, dyr eller miljø. Vanlige produkter som regnes som farlig avfall er rengjøringsmidler, maling, lakk, lim, spraybokser, gass, lysstoffrør, løsemidler, bilprodukter og plantevernmidler. For å kunne avgjøre hva som er farlig avfall er det bestemt grenseverdier for en rekke kjemiske stoffer. Hvis produktet overskrider noen av disse grenseverdiene blir det betegnet som farlig avfall (Retursamarbeidet Loop, 2010).

Restavfall: Restavfall er definert som det avfallet om er igjen når alle avfallstyper som kan kildesorteres er tatt ut. Restavfall kan derfor ha mange sammensetninger, avhengig av hva slags kildesortering som er gjeldende (Retursamarbeidet Loop, 2010).

Inert avfall: Inert avfall er avfall som ikke gjennomgår noen betydelig fysisk, kjemisk eller biologisk omdanning. Det er avfall som ikke vil reagere på noen måte som kan medføre forurensning av miljøet eller være til skade for menneskers helse (Miljøverndepartementet, 2002). Inert avfall kommer ofte fra konstruksjons og rivningsarbeid, og kan bestå blant annet av glass, murstein, keramikk, betong og stein (Williams, 2005).

Kommunalt avfall: Kommunalt avfall består hovedsakelig av papir, papp, organisk avfall fra matlaging og hager, plast, metall, glass og tekstiler (Williams, 2005).

Opp gjennom tidene har svært mye avfall blitt lagt på deponier, men etter at deponiforbudet ble innført i juli 2009 har mengdene deponert avfall avtatt. Deponiforbudet ble fastsatt av Miljøverndepartementet, og innebærer et forbud mot deponering av nedbrytbart avfall. Målet med forbudet er å få en bedre ressursutnyttelse ved å øke gjenvinningen av biologisk nedbrytbart materiale som papir, treverk, tekstiler og matrester. Ved å minke mengden avfall som deponeres minkes også problemer som utlekking av miljøgifter, utslipp av klimagasser, luktplager, skadedyr, smittefare, forsøpling og båndlegging av arealer, som er vanlige problemer som følger med deponering av avfall (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2008). Alternativene til deponering er gjenvinning eller forbrenning. Ved forbrenning kan varmen brukes til oppvarming, strømproduksjon eller til industrielle formål.

Hva er deponert på deponiet i Adventdalen

Deponiet i Adventdalen ble etablert i 1991, og avfallet ble presset til baller før deponering. Dette ble gjort for å minke volumet, og for å motvirke flygeavfall (Hansen et al., 1998). Frem til midten av 2007 ble kommunalt avfall deponert, men etter dette er det ikke blitt deponert nedbrytbart avfall på deponiet. Fra september 2007 har deponiet blitt brukt som deponi for inerte masser, i hovedsak for materialer som gips, stål, betong, isolasjon og plast (Lyche, 2008). Grovavfallet ble levert løst, men ble knust og komprimert under deponering. Grovavfall og bygg- og rivningsavfall har blitt deponert på et eget område. I år 2000 ble det installert en vekt ved avfallsanlegget, for å bedre beregne mengden avfall fra Longyearbyen. I 2001 ble vekta tatt i bruk, og etter dette er alt avfall veid før det har blitt sendt til videre behandling eller til deponering. Det finnes ingen nøyaktig oversikt over den totale mengden avfall deponert før 2001. Mengden avfall deponert før 2001 er beregnet ut i fra antall avfallsballer som er lagt på deponiet. Det deponerte avfallet har blitt overdekket fortløpende med grus og sand, og med slagg fra energiverket om vinteren (Lyche, 2008).

Utvikling på deponiet – år for år:

Det har ikke lyktes å få tak i data over avfallsmengder deponert i 2010 eller 2011.

2009: 1762 tonn aske og 2252 tonn slagg fra energiverket ble lagt på deponiet. Kun inert avfall ble deponert (Myrlund, 2010)

2008: 651 tonn aske ble lagt på deponiet. Kun inert avfall ble deponert (Myrlund, 2009).

2007: Dette året var det store omlegginger av avfallshåndteringen i Longyearbyen. Et nytt avfallsanlegg bygd, og mens byggingen pågikk ble restavfall, papp, papir, treverk og inert avfall deponert på deponiet. Dette gjaldt i perioden februar til mai. Etter at det nye avfallsanlegget stod ferdig ble det slutt på deponering av brennbare og gjenvinnbare fraksjoner, så resten av 2007 ble kun inert avfall deponert. Dette året ble det også bestemt at plast ikke lengre skulle skilles ut som egen fraksjon, men kastes sammen med restavfall (Myrlund, 2008).

2006: De deponerte fraksjonene dette året var restavfall fra husholdning, grovavfall, treverk, inert avfall (gips/betong) og glass (Myrlund, 2007).

2005: Dette året ble treverk som lå på deponiet kvernet opp og lagt på som et topplag på de delene av deponiet som var fylt opp. Totalt var det snakk om 5000 m³ med treverk. Dette treverket inneholder også kreosotbehandlet og annet impregnert treverk (Myrlund, 2006).

2004: I april dette året ble det begynt med å sortere ut metall, trevirke og inert avfall. Dette ble gjort for å minske avfallsmengdene på deponiet. Disse fraksjonene ble imidlertid lagt på deponiet som mellomlagring før det skulle til gjenvinning. I tallene for 2004 er metall, trevirke og inert avfall en del av grovavfallet. I 2004 ble komponenter i komfyrer, vaskemaskiner, tørketromler og oppvaskmaskiner som kan defineres som farlig avfall tatt ut. Etter at disse komponentene var fjernet ble hvitevarene klemt flate og mellomlagret på deponiet sammen med metallavfall (Myrlund, 2005).

2003: Dette året ble grovavfall og prosessbart avfall deponert på deponiet (Myrlund, 2004).

2002: Dette året ble grovavfall og prosessbart avfall deponert på deponiet (Myrlund, 2003).

2001: Dette året var det første året hvor alt avfall ble veid nøyaktig, etter at det ble installert en vekt på avfallsanlegget. Det er usikkert om de beregnede mengdene avfall før 2001 er korrekte, i og med at omregningsfaktoren kan være feil (Gunleiksrud, 2002).

2000: Det ble deponert 165 m³ avfall fra cruisebåter. Dette avfallet ble behandlet som spesialavfall og gravd ned på deponiet etter hvert som kom inn (Brekken, 2001).

1999: Det ble deponert noen kuldemøbler (kjøleskap, fryser), brunevarer og EE-avfall. Dette var siste året denne typen avfall ble deponert, etter 1999 ble det bestemt at denne typen avfall skulle sendes til fastlandet. Noe avfall fra båter ble også deponert. Dette gikk rett til deponiet fordi det ble ansett som smittefarlig avfall (Strand, 2000).

1998: 80 m³ glass ble deponert, i tillegg til 2 m³ med asbest (Strand, 1999).

1997: Det finnes ingen årsrapport for 1997.

1996: Dette året ble det deponert 15 m³ med asbest. Det ble også deponert 400 m³ rivningsavfall fra Sysselmannengården, i tillegg til noen dyreskrotter (Østbø AS, 1997).

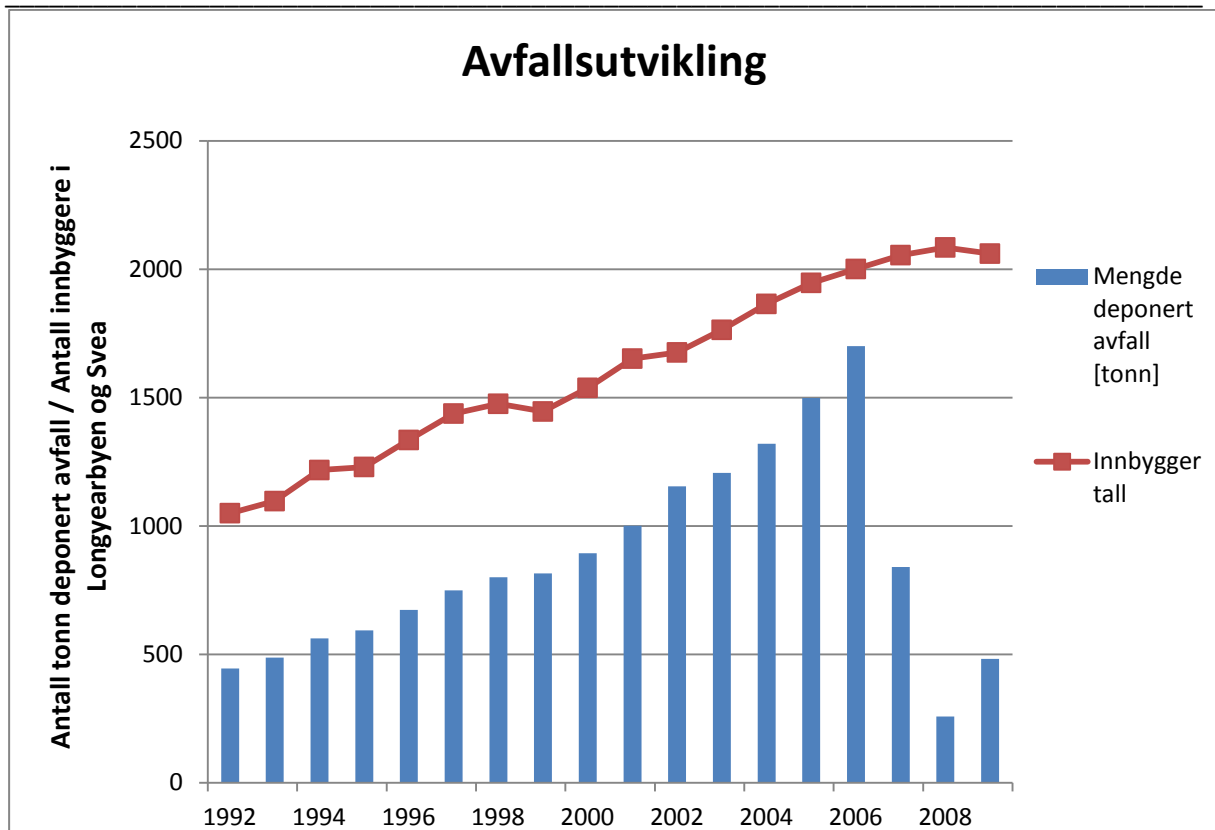
1995: 255 bildekk ble deponert, i tillegg til noen dyreskrotter (Østbø AS, 1996).

1994: Mye av plasten som ble sortert ut var av dårlig kvalitet på grunn av forurensning av matrester og annet organisk avfall. Denne plasten ble derfor presset sammen med annet avfall i avfallsballer. 826 m³ slagg ble brukt som overdekking på deponiet (Østbø AS, 1995).

1993: Store snømengder skapte problemer med utlegging av avfallsballer med husholdningsavfall. 690 m³ slagg ble brukt som overdekking på deponiet. Flere dyreskrotter ble deponert (Østbø AS, 1994).

1992: Dette året ble deponiet i Adventdalen tatt i bruk. Våren 1992 ble kildesortering innført i Longyearbyen. Det ble plassert ut egne containere for glass, aluminium, papp, plast og batterier. I slutten av juni dette året ga Miljøverndepartementet tillatelse til at risikoavfall fra sykehuset kunne brennes i Energiverket. Før dette hadde dette blitt deponert sammen med vanlig avfall på deponiet. Dette året ble det brukt 283,5 m³ slagg til overdekking på fyllingen. Flere dyreskrotter ble deponert dette året (Våtvik, 1993).

Figur 3-10 viser utviklingen i avfallsmengde. Tallene for årene 1992 til 2007 er basert på tall fra rapporten "Avfallsplan Longyearbyen 2012-2015" utgitt av Asplan Viak. Tallene er beregnet ut i fra gjennomsnittlig avfallsgenerering per innbygger. Tallene for mengde deponert avfall for 2008 og 2009 er hentet fra Longyearbyen Lokalstyre Bydrift AS sine årsrapporter for 2008 og 2009. Tallene for innbyggertall i 2008 og 2009 er hentet fra Statistisk Sentralbyrå.



Figur 3-10: Avfallsutvikling og innbyggertall for Longyearbyen (Lyche and Nedland, 2011), (Statistisk sentralbyrå, 2012), (Myrlund, 2009), (Myrlund, 2010).

Som man ser av figur 3-10 er det en gradvis økning i deponert avfallsmengde fra 1992 til 2006. Denne økningen samsvarer godt med økningen i innbyggertall. I 2007 er det et kraftig fall i mengde deponert avfall. Dette samsvarer med at det i løpet av 2007 ble slutt på å deponere brennbare og gjenvinnbare fraksjoner. I perioden februar til mai i 2007 ble det deponert brennbart og gjenvinnbart avfall, noe man kan se ved at avfallsmengden i 2007 er høyere enn i 2008 og 2009. I 2009 er det en økning i mengden deponert avfall i forhold til 2008. Vedlegg 2 viser en oversikt over hvor mye av de ulike fraksjonene som er deponert hvert år. Ut i fra tallene i figur 3-10 er det beregnet at det er deponert 15486 tonn avfall i perioden 1992 til 2009.

3.1.4 Geologien i området

Adventdalen befinner seg i en del av Spitsbergen som kalles Nordenskiöldland. Plasseringen av Nordenskiöldland er vist i figur 3-11. Nordenskiöldland avgrenses av Isfjorden i nord og av Van Mijenfjorden i sør.



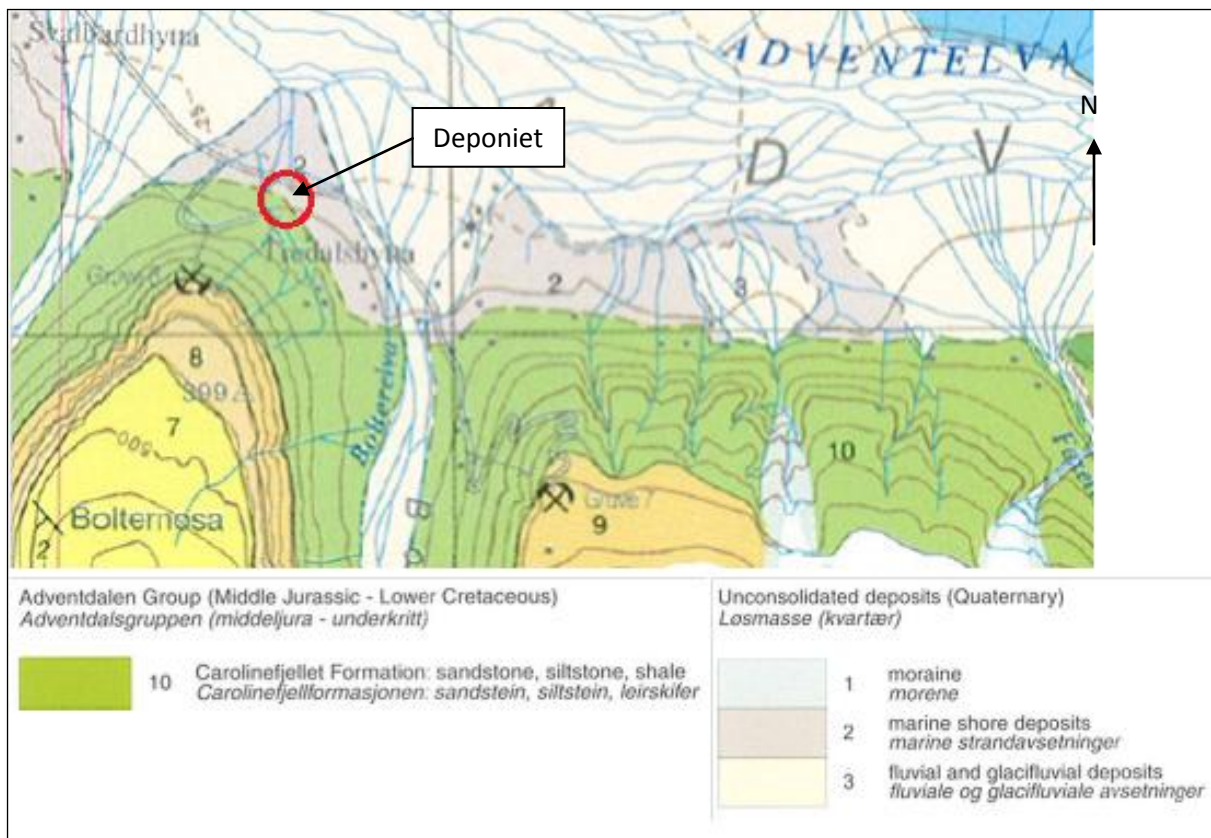
Figur 3-11: Nordenskiöldland (Ørvoll, 2011)

Området rundt Adventdalen er preget av høye fjellplatåer, topper og rygger, med mange dype daler som skjærer gjennom landskapet. Flere av toppene i området er høyere enn 1000 meter, med Møysalen som høyeste punkt på 1147 meter over havet. Landformene i området er relativt unge, og er preget av glasial og fluvial erosjon. Landformene har blitt skåret ut av et peneplan som ble hevet til over 1000 meter over havet. Alle de største dalene i området er typiske U-daler, og har blitt til ved glasial erosjon, Adventdalen er en av disse. Flere av de mindre dalene er fortsatt helt eller delvis dekket av isbreer. Totalt er omtrent en sjettedel av området dekket av isbreer. Disse breene er hovedsakelig dalbreer, men noen tynne platåbreer finnes også. Flate dalbunner utgjør 1/12 av det totale arealet i området. Disse dalbunnene er stort sett dekket av ukonsoliderte glasiale, alluviale eller marine avsetninger. Elvene og bekkene som drenerer den nordlige delen av området har utløp i Isfjorden, mens elvene i den sørlige delen av området drenerer ut i Van Mijenfjorden. Elvene som renner gjennom de fire største dalene i området danner kompliserte elveløp i dalbunnene. Disse store elvene får tilførsel fra flere bielver langs fjellsidene, og man kan finne mange alluviale vifter langs dalsidene. Transport av materiale og erosjon langs elvene er begrenset til sommersesongen, når temperaturene er over frysepunktet. Glasiale og glasifluviale avsetninger er vanlig i området (Major and Nagy, 1972).

Områder med et kontinuerlig plantedekke bestående av mose, gress og lav finner man i beskyttede daler. Bortsett fra dette er det ikke mye vegetasjon i området. Fjellene er bare, med unntak av noen spredte flekker med lav og mose (Major and Nagy, 1972).

Som man ser av figur 3-12 ligger deponiet på en grense mellom Carolinefjelletformasjonen og løsmasser bestående av marine strandavsetninger. Carolinefjelletformasjonen ble dannet i kritt, og er en marin sekvens av leirskifer, siltstein og sandstein. Formasjonen har en tykkelse på omtrent 270 meter. (Major and Nagy, 1972).

Marine strandavsetninger dannes av bølgeaktivitet og strømmer i strandsonen. Strandavsetninger er sjelden tykke, men ligger stort sett som et tynt dekke oppå andre avsetninger. Strandavsetninger kan bestå av de fleste kornstørrelser fra blokk til sand, men vanligst er at de består av sand og grus. De fineste materialene er som regel vasket ut, og avsetningene er derfor gjerne porøse og løst pakket (Reite, 1990).



Figur 3-12: Bergrunnen i området hvor deponiet befinner seg (Major et al., 2000).

3.1.5 Spredningsveier

Forurensning kan spres ut av deponiet på flere måter. Under er aktuelle spredningsveier for forurensning ut av deponiet beskrevet.

Gassmigrasjon

Hvis forholdene ligger til rette for gassproduksjon kan forurensende gass migrere ut av deponiet. Gassen vil migrere etter prinsippet om minste motstands vei, og avhengig av om gassen er lettere eller tyngre enn luft vil den migrere oppover eller nedover. Metan er lettere enn luft og vil migrere oppover. CO₂ er tyngre enn luft, og vil derfor migrere nedover og samle seg i hulrom i deponiet. Diffusjon, trykk og permeabilitet er viktige faktorer for gassmigrasjonen. Diffusjon skjer fordi en gass alltid vil migrere fra et sted med høy konsentrasjon mot et sted med lavere konsentrasjon. Konsentrasjonen av en gass vil som regel være lavere utenfor deponiet enn inni, og derfor vil gassen ha en tendens til å migrere ut av deponiet. Gassen vil også alltid bevege seg fra områder med høyt trykk mot områder med et lavere trykk. Er det gassproduksjon i deponiet vil det som regel være et høyere trykk i deponiet enn utenfor, og gassen migrer derfor ut av deponiet. I tillegg vil gass bevege seg gjennom de områdene med høyest permeabilitet. I deponier med tett overdekking vil gassen derfor migrere horisontalt ut av deponiet (Agency for toxic substances and disease registry (ATSDR), 2001).

Spredning av forurensning via sigevann

I sommersesongen når det aktive laget er tint er det en mulighet for at sigevann vil sige fra deponiet og ut i det aktive laget utenfor deponiet. Hvor raskt og langt forurensingen vil transporteres avhenger av den hydrauliske konduktiviteten til det aktive laget, graden av nedbrytningsprosesser og sorpsjon i det aktive laget, og av vannmengden i deponiet. Om vinteren er det aktive laget frosset, og dette vil begrense utlekkingen av sigevann.

Spredning via overflatevann

Ved MB1, på oversiden av deponiet renner det en bekk inn i deponiet. Denne bekken renner gjennom deponimassene, og ender tilslutt opp i sigevannsdammen på nedsiden av deponiet. For plassering av MB1 og sigevannsdammen, se figur 3-9. Ut fra sigevannsdammen renner det en bekk ned mot bunnen av Adventdalen. Bekken som renner ut av sigevannsdammen er en potensiell spredningsvei for forurensning.

Diffusjon

Dersom det er konsentrasjonsgradienter mellom to områder vil diffusjon kunne oppstå. I vann kan diffusjonen skje fritt i alle retninger, mens i et porøst medium vil diffusjonen være begrenset til poreåpningene. Diffusjon gjennom et porøst medium vil foregå saktere enn i vann (Brattli, 2009). Det er grunn til å tro at det vil være konsentrasjonsgradienter mellom deponiet og området utenfor deponiet, i og med at deponiet har en helt annen kjemisk sammensetning enn den uberørte jorda utenfor deponiet. Diffusjon kan derfor være en mulig spredningsvei, både gjennom vann og gjennom jord.

Flyveavfall

Dersom det ligger løst avfall på toppen av deponiet kan dette blåse av hvis det er mye vind. Hele deponiet er inngjerdet, og det er heller ikke mye avfall som ligger løst på toppen av deponiet. Hvis noe avfall spres på denne måten vil det derfor antageligvis være snakk om små mengder.

3.1.6 Miljømål

Når spredning av forurensning fra et område skal kartlegges er det nødvendig å vite hva som er miljømålet for området, altså ønsket grad av beskyttelse for mennesker og miljø. Dette er viktig for å kunne fastslå om tilstanden til området er akseptabel eller ikke. Miljømål kan være nasjonale eller generelle. Nasjonale miljømål kan være mål som er satt opp av miljøvernmyndighetene. I tillegg har kommuner og regioner ofte miljømål i form av reguleringsplaner, kommuneplaner, planer for vann og avløp og lignende. Det er også gitt ut publikasjoner fra Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif), som for eksempel "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn", som kan brukes som miljømål (Vik et al., 1999).

Norge har som mål at Svalbard skal fremstå som et av verdens best forvaltede villmarksområder, og miljøhensyn skal veie tyngst ved konflikter mellom miljømål og andre interesser (Miljøverndepartementet, 2012). Dette er det overordnede miljømålet for Svalbard. I tillatelsen om drift av deponiet i Adventdalen ble det spesifisert at innholdet av miljøgifter i sivevannet ikke skal overskride terskelverdiene som er gitt av "Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sivevann ved deponier", utgitt av Klif. Dette er et mer spesifikt miljømål for deponiet.

3.1.7 Døde fugler

11. juni 2011 ble det gravd en sjakt midt i deponiet. Nærmere beskrivelse av sjaktingen er gitt i avsnitt 4.3. Under sjaktingen kom det rundt tjue polarmåker og slo seg ned i nærheten av sjaktegropen. To dager senere, den 13. juni 2011, ble sjakten lukket. Litt senere samme dag ble det funnet åtte døde polarmåker i området nedenfor deponiet. Polarmåkene hadde ingen tegn til sykdom, de så rene og friske ut, se figur 3-13. Det var tydelig at de ikke hadde ligget på bakken lenge, for i tillegg til å se rene og friske ut var de ikke blitt observert da området ble kjørt forbi noen dager tidligere. En av polarmåkene ble sendt inn til obduksjon ved Veterinærinstituttet i Oslo. Under obduksjonen ble det påvist brodifacoum i lever og blod, samt bromadiolon i blod. Begge disse stoffene er svært giftige og er brukt i skadedyrbekjempelse av blant annet rotter og mus. Disse stoffene motvirker effekten av vitamin K i kroppen, og resultatet er at de forgiftede dyrene dør av indre blødninger. Ut i fra analysen som ble gjort var det ikke mulig å fastslå tidspunktet for forgiftningen. Det kan derfor ikke utelukkes at polarmåkene hadde fått i seg giften før sjaktingen fant sted. Det er ikke vanlig å finne tilsynelatende friske og sterke polarmåker døde i Adventdalen, i alle fall ikke åtte stykker samtidig. Dette kan dermed peke i retning av at måkene har spist noe som befant seg i sjaktegropen som har inneholdt rottegift. Rapporten fra Veterinærinstituttet i Oslo er vedlagt i vedlegg 11.



**Figur 3-13: En av måkene som ble funnet nedenfor deponiet, to dager etter sjaktingen.
(Foto: Hågen Hatling)**

3.1.8 Foreligger det mistanke om forurensning?

Som nevnt innledningsvis i kapittel 3 kan problembeskrivelsen brukes til å vurdere om det er mistanke om forurensning i området eller ikke. Det er mange forskjellige typer avfall som er deponert siden deponiets oppstart i 1992. Disse massene utgjør en mulig kilde til forurensning. Med tanke på at det er flere mulige spredningsveier for forurensning ut av deponiet er det grunn til å mistenke at det kan være spredning av forurensning. Funnet av de åtte døde måkene gir også grunn til å mistenke at det er forurensning tilstedet i deponiet.

4 Metoder

For å svare på problemstillingen "Er det spredning av forurensning fra deponiet i Adventdalen? Hva er de viktigste spredningsveiene og hvor stort område blir påvirket?" var det nødvendig å kartlegge området rundt deponiet. Feltarbeid ble utført i tre omganger, i juni 2011, september 2011 og i januar 2012. I juni 2011 ble to sjakter gravd i deponiet. Det ble også foretatt metangass- og hydrogensulfidgassmålinger. I september 2011 ble det satt ned seks brønner; en ovenfor deponiet, en i deponiet, og fire nedenfor deponiet. Fra disse brønnene ble det tatt sigevannsprøver og jordprøver. Det ble tatt tre prøver av overflatevann. Det ble også kjørt et profil med georadar. I januar 2012 ble det kjørt fem profiler med georadar, for å undersøke om det var mulig å identifisere noen vannførende lag nedenfor deponiet. Som hjelpemidler for å vurdere resultatene av jordprøvene og vannprøvene er fire veiledere utgitt av Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) brukt. "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn", er brukt for å vurdere tilstanden til jordprøvene. "Veileder om risikovurdering av forurenset grunn", sammen med beregningsverktøy utgitt av Klif, er brukt for å vurdere den stedsspesifikke risikoen. "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" er brukt for å vurdere prøvene av overflatevann, og "Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier" er brukt for å vurdere sigevannsprøvene. Under deponiet i Adventdalen er det kun enkel bunntetting som består av en naturlig geologisk barriere av permafrost. Den andre delen av problemstillingen er: "Er permafrost godt egnet som bunntetting under deponier?". For å undersøke om varmen fra deponiet påvirker permafrosten er det satt ned to termistorstrenger ved deponiet, som måler temperaturen i bakken ned til 10 meters dyp.

Metodedelen starter med et avsnitt om kornfordelingsanalyser som tar for seg hvordan jordarter navngis, beregning av graderingstall og beregning av hydraulisk konduktivitet. De følgende avsnittene i metodedelen beskriver feltmetoder og verktøy som er brukt. Utførelsen av feltmetodene er nærmere beskrevet i prosjektoppgaven "Forberedelse til risikovurdering av deponi i Adventdalen. Litteraturstudium og metodebeskrivelse." skrevet høsten 2011.

4.1 Kornfordelingsanalyser

En kornfordelingsanalyse er viktig når en risikovurdering av et område skal gjøres. Hvis jordsmonnet er godt sortert og består av grove kornstørrelser vil vann kunne strømme lett gjennom og dermed transportere forurensning over store avstander. Hvis jordsmonnet derimot er dårlig sortert eller har et høyt innhold av fine kornstørrelser vil vann strømme saktere, slik av spredningsfaren reduseres.

Det er flere metoder for klassifisering av jordprøver. Klassifisering ut i fra kornstørrelse er en av dem. Tabell 4-1 viser hvilke kornstørrelser som faller under de ulike kategoriene i en kornstørrelsesklassifisering. Hovedkategoriene er blokk, stein, grus, sand, silt og leire. Kategoriene grus, sand, silt og leire deles igjen inn i underkategoriene grov, middels og fin.

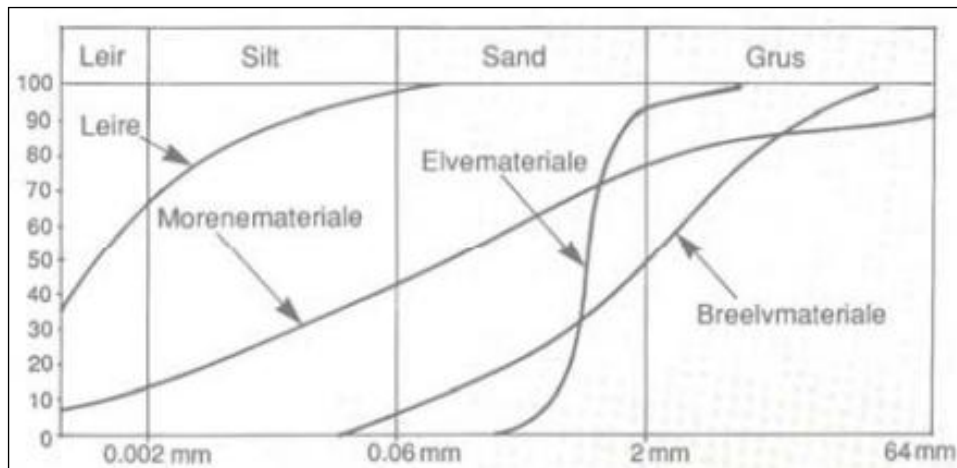
Tabell 4-1: Klassifisering etter kornstørrelse. (Rueslåtten and Brattli, 1992)

Hovedkategori	Underkategori	Kornstørrelse [mm]
Blokk		> 600
Stein		600 – 60
Grus	Grov	60- 20
	Middels	20 -6
	Fin	6 -2
Sand	Grov	2 – 0,6
	Middels	0,6 -0,2
	Fin	0,2 – 0,06
Silt	Grov	0,06 – 0,02
	Middels	0,02 – 0,006
	Fin	0,006 – 0,002
Leire	Grov	0,002 – 0,0006
	Middels	0,0006 – 0,0002
	Fin	< 0,0002

Kornfordelingskurver

For å bestemme kornstørrelsesfordelingen til en jordprøve kan man foreta sikting. Det forgår ved at en oppveid mengde av jordprøven siktes gjennom en rekke sikt med ulike sikteåpninger. Siktene står stablet oppå hverandre, hvor siktet med størst sikteåpning står øverst, deretter i synkende rekkefølge nedover, med siktet med minst sikteåpning nederst. Etter å ha siktet prøven veies materialet som ligger igjen i siktene og resultatet plottes i en kornfordelingskurve. Materiale som er mindre enn 0,063 mm er for lite til å kunne siktes. For å bestemme kornfordelingen for materialet mindre enn 0,063 mm gjøres en sedimentasjonsanalyse basert på

Stokes lov (Bargel, 2009). Ulike løsmasseavsetninger har ulike kornstørrelsessammensetninger, og kornfordelingskurvene vil derfor ha en karakteristisk form. Figur 4-1 viser kornfordelingskurvene for noen ulike løsmassetyper.



Figur 4-1: Typiske kornfordelingskurver for ulike løsmasseavsetninger (Schomacker, 2011).

Navngiving

Etter kartlegging av kornstørrelsene og fremstilling av resultatet kornfordelingskurver navngis jordartene. Tabell 4-2 viser hvilke regler som ligger til grunn for navngivingen:

Tabell 4-2: Regler for navngiving av jordarter (Rueslåtten and Brattli, 1992)

Innhold	Benevning
Leirinnhold	
Over 30 %	Leire
15 – 30 %	”Leire” sammen med andre fraksjoner i adjektivform, for eksempel ”Siltig leire”
5 – 15 %	Leirig
Under 5 %	Nevnes ikke. Kan eventuelt bruke ”leirfattig”
Siltinnhold	
Over 45 %	”Silt” sammen med andre fraksjoner i adjektivform
15 – 45 %	Siltig
Under 15 %	Siltinnholdet angis ikke
Sand, grus og steininnhold	
Over 60 %	”Sand/grus/stein” med de andre fraksjonene i adjektivform
20 – 60 %	Steinig / grusig / sandig

Innholdet av leire beregnes som vekt % av materialet som er finere enn 20 mm. Innholdet av silt beregnes også som vekt % av materialet som er finere enn 20 mm, men vekt % av materialet som er større enn 20 mm bør også angis. Når det gjelder innholdet av stein, grus og sand, beregnes dette som vekt % av materialet som er finere enn 60 mm. Vekt % av materialet større enn 60 mm skal også angis (Rueslåttan and Brattli, 1992).

Midlere kornstørrelse, graderingstall og sorteringstall

Midlere kornstørrelse tilsvarer d_{50} , altså 50 % av siktegjennomgang på kornfordelingskurven. For å beskrive variasjonen i kornstørrelsene brukes begrepene sorteringstall og graderingstall. Disse beregnes ut i fra verdier man leser ut av kornfordelingskurven. Formlene for sorteringstall, S_o , og graderingstall, C_u , er:

$$S_o = \log \left(\frac{d_{75}}{d_{25}} \right) \text{ (Rueslåttan and Brattli, 1992)}$$

$$C_u = \frac{d_{60}}{d_{10}} \text{ (Rueslåttan and Brattli, 1992)}$$

I formlene for sorteringstall og graderingstall står d_{75} , d_{25} , d_{60} og d_{10} for sikteåpningene hvor 75 %, 25 %, 60 % og 10 % av prøvematerialet går gjennom. For graderingstall gjelder følgende:

Tabell 4-3: Graderingstall (Rueslåttan and Brattli, 1992)

Graderingstall	Beskrivelse
Under 5	Ensgradert
5 – 15	Middels gradert
Over 15	Velgradert

Det er viktig å huske at velgradert og velsortert har motsatt betydning. Det vil si at en jordprøve som er usortert er samtidig velgradert. I en kornfordelingskurve vil en velgradert jordprøve plote som en slak kurve, mens en ensgradert prøve vil plote som en bratt kurve.

Hydraulisk konduktivitet

Hydraulisk konduktivitet er en svært viktig parameter i grunnvannssammenheng. Den hydrauliske konduktiviteten tar hensyn både til det geologiske materialets egenskaper, og egenskapene til væsken som strømmer gjennom materialet. Parameteren sier dermed noe om hvor lett en væske strømmer gjennom et porøst medium. Definisjonen på hydraulisk konduktivitet er grunnvannstrømmen gjennom en enhetsflate normalt på strømningsretningen når den hydrauliske gradienten er lik 1 (Brattli, 2009). Tabell 4-4 viser vanlige verdier for hydraulisk konduktivitet for ulike typer løsmasser.

Tabell 4-4: Hydraulisk konduktivitet for ulike materialer (Fetter, 2001).

Materiale	Hydraulisk konduktivitet [m/s]
Leire	$10^{-11} - 10^{-8}$
Silt	$10^{-8} - 10^{-6}$
Siltig sand, fin sand	$10^{-7} - 10^{-5}$
Godt sortert sand	$10^{-5} - 10^{-3}$
Godt sortert grus	$10^{-4} - 10^{-2}$

Det finnes flere metoder for å bestemme den hydrauliske konduktiviteten til et materiale. Dette kan gjøres med blant annet forsøk i laboratorium, brønnhullstester eller ved prøvepumpingsforsøk (Brattli, 2009). Under er to laboratoriemetoder beskrevet; Hazens metode og Gustafssons metode.

Hazens metode

I 1893 etablerte Hazen en empirisk sammenheng mellom kornfordelingskurven og den hydrauliske konduktiviteten til et materiale (Weight, 2008). Formelen er som følger:

$$K = C * (d_{10})^2 \text{ (Weight, 2008)}$$

K = Hydraulisk konduktivitet [cm/s]

d_{10} = Siktestørrelse hvor 10 % av kornene passerer [cm]

C = sorterings- og kornstørrelseskoeffisient [1/cm/s]

Tabell 4-5: Verdier for sorterings- og kornstørrelseskoeffisienten i Hazens formel. (Weight, 2008).

Beskrivelse	Sorterings- og kornstørrelseskoeffisient [1/cm/s]
Dårlig sortert til godt sortert veldig fin sand	40 – 80
Dårlig sortert til middels sortert fin sand	40 – 80
Middels sortert til godt sortert medium sand	80 – 120
Dårlig sortert til middels sortert grov sand	80 – 120
Middels sortert til godt sortert grov sand	120 – 150

Tabell 4-5 viser verdier for sorterings- og kornstørrelseskoeffisienten for ulike typer materialer. Hazens formel gjelder for materialer hvor graderingstallet er mindre enn 5 (Brattli, 2009). Samtlige av prøvene ved deponiet har et graderingstall som er høyere enn 5. For tilfeller hvor graderingstallet er større enn 5 finnes det en alternativ fremgangsmåte, som går ut på å bruke kornfordelingskurven til å bestemme en verdi for d_{10} som kan brukes i Hazens formel. Når man følger denne fremgangsmåten plottes man kumulativ kornstørrelse gjennom sikt mot kornstørrelse på i en dobbeltlogaritmisk graf. Deretter lager man et rektangel hvor avstanden langs to av sidene er lik avstanden mellom 1mm og 5mm langs x-aksen, og avstanden langs de to

andre sidene er lik avstanden mellom 10 % og 60 % på y-aksen. Deretter legger man rektangelet oppå kornfordelingskurven slik at øverste høyre hjørne og nederste venstre hjørne ligger på kurven. Tilslutt trekker man en linje fra nederste venstre hjørne av rektangelet ned til x-aksen. Verdien i det punktet linjen krysser x-aksen brukes som verdi for d_{10} i Hazens formel (Brattli, 2009).

Gustafssons metode:

En annen formel som ofte er brukt i forbindelse med bestemmelse av hydraulisk konduktivitet er Gustafssons formel:

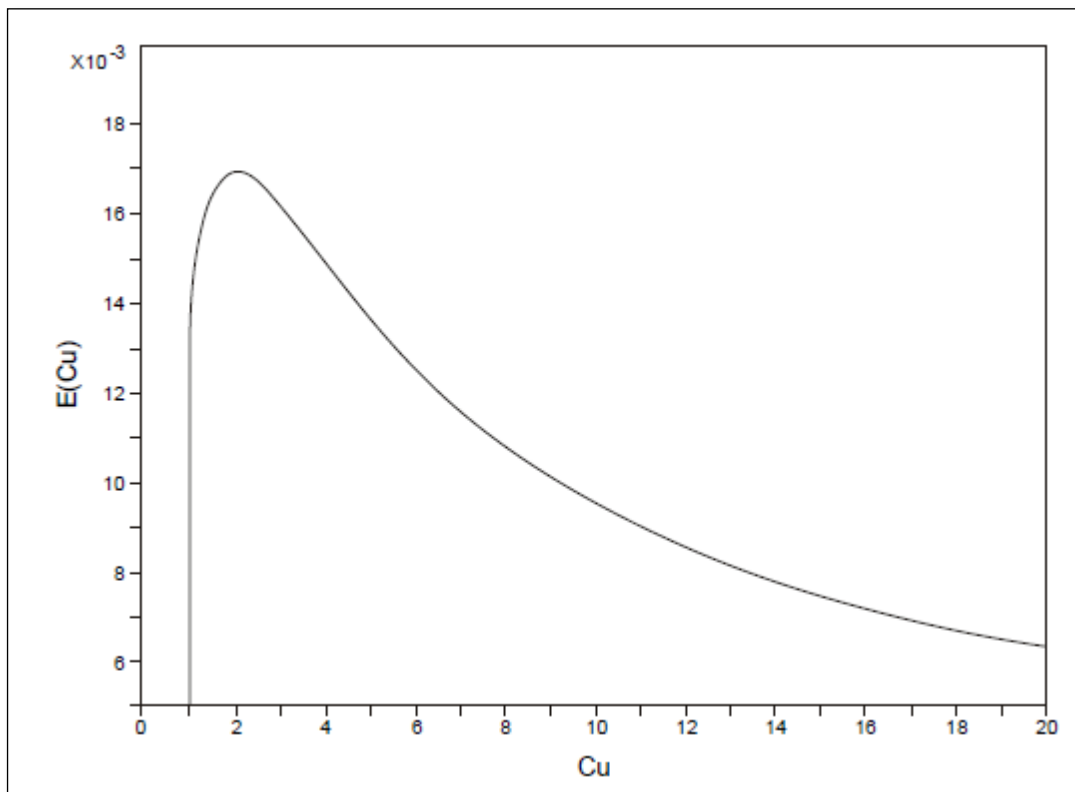
$$K = E(C_u) * (d_{10})^2 \text{ (Brattli, 2009)}$$

K = hydraulisk konduktivitet

C_u = graderingstallet

d_{10} = kornstørrelse ved 10 % av siktegjennomgang

I denne formelen representerer $E(C_u)$ en matematisk størrelse, og sammenhengen mellom denne og C_u kan leses av i en kurve. Denne kurven er vist i figur 4-2.



Figur 4-2: Sammenhengen mellom $E(C_u)$ og C_u (Brattli, 2009).

4.2 Temperaturmålinger

I prosjektoppgaven "Forberedelse til risikovurdering av deponi i Adventdalen. Litteraturstudium og metodebeskrivelse" skrevet høstsemesteret 2011 ble nedbrytningsprosesser, deriblant biologisk nedbrytning, i deponier beskrevet. Det er den organiske fraksjonen av avfallet som utsettes for biologisk nedbrytning, og prosessen kan deles inn i fem stadier (Williams, 2005). Disse er:

1. Aerob nedbrytning
2. Anaerob nedbrytning ved hydrolyse og fermentering
3. Anaerob nedbrytning ved acetogenese
4. Anaerob nedbrytning ved metanogenese
5. Oksidering

Under det første stadiet dannes det varme når aerobe mikroorganismer bryter ned organisk materiale ved hjelp av oksygen. Varmen som produseres under dette stadiet kan føre til at temperaturen i avfallet stiger til så mye som 70-90°. Den aerobe nedbrytningen utgjør vanligvis en liten del av den totale nedbrytningen i og med at oksygenet i massene ofte brukes opp i løpet av noen dager til noen uker (Williams, 2005).

Under stadium to, anaerob nedbrytning ved hydrolyse og fermentering frigis det varme, men ikke like mye som under det aerobe stadiet. Varmen produseres under fermenteringsprosessen, en gjæringsprosess hvor substanser degraderes til mindre molekyler. Under denne prosessen skjer det en frigivelse av varme uten bruk av oksygen. I og med det ikke produseres like mye varme som under det aerobe stadiet vil temperaturen i avfallet synke, gjerne helt ned til 30-50°C (Williams, 2005).

I løpet av det fjerde stadiet, anaerob nedbrytning ved metanogenese vil metandannende bakterier danne metangass, hvis temperaturforholdene ligger til rette for gassproduksjon. Det er to typer metandannende bakterier som kan være tilstedet, de mesofile og de termofile. Forskjellen på disse er hvilke temperaturer de trives under. De mesofile trives i temperaturer fra 30-35°C, mens de termofile er mest aktive under temperaturer mellom 45-65°C. I deponier der temperaturen faller under 15°C vil den biologiske nedbrytningen avta (Williams, 2005).

Hvis man vil undersøke om det foregår biologisk nedbrytning i deponiet, eller om forholdene ligger til rette for produksjon av metangass, er det viktig å overvåke temperaturutviklingen. I deponiet i Adventdalen ble det satt ned to termometer i 1998 / 1999. Det har vært noen problemer med disse termometerne opp gjennom årene, så det eksisterer ikke kontinuerlige målinger fra 1999 og frem til i dag. I resultatdelen er termometermålingene fra periodene hvor måleinstrumentene har fungert presentert. I Endalen, en sidedal til Adventdalen, er det plassert en termometer i et 19 meter dypt hull. Denne målestasjonen er satt ut av UNIS (University Centre in Svalbard), og overvåker temperaturutviklingen i et upåvirket

permafrostområde. Temperaturene i det upåvirkede permafrostområdet er brukt som en referanse, for å ha noe å sammenligne temperaturene i deponiet med.

I januar ble det boret ned to thermistorstrenger (temperaturmålere) ved deponiet. Thermistorstrengene består av en 10 meter lang ledning, med temperatursensorer plassert langs ledningen med jevne mellomrom. Den ene thermistorstrengen ble plassert rett ved deponigrensen, og den andre ble plassert et stykke unna deponiet. Tanken er å sammenligne temperaturmålingene fra de to thermistorstrengene, og se om temperaturene rett ved deponiet er høyere enn temperaturene lengre vekk. Dersom det viser seg at grunnen rett utenfor deponiet er varmere enn i det upåvirkede området tyder det på at deponiet "varmer opp" permafrosten.

4.3 Sjakting

11. juni 2011 ble det gravd to sjakter i deponiet ved hjelp av gravemaskin. Den ene sjakten ble gravd midt i deponiet ved MB2, og den andre ble gravd ved nedkanten av deponiet. Sjakt 1 ble gravd for å undersøke i hovedsak fem ting: om deponimassene var frosset eller tint, kartlegge hva slags avfall deponiet inneholdt, undersøke hvor omdannet avfallet var, undersøke om det var vann tilstedet og for å foreta temperaturmålinger. Sjakt 2 ble gravd for å undersøke om det var like langt ned til permafrosten i kanten av deponiet som i midten.

4.4 Gassmålinger

Formålet med å utføre gassmålinger var først og fremst å undersøke om det var spredning av gassforurensning fra deponiet. I tillegg ville eventuelle funn av gass si noe om forholdene i deponiet. Metangass produseres under anaerobe forhold ved temperaturer mellom 30-65°C, og ved pH verdier mellom 5 og 9. I tillegg må det være fuktighet tilstedet (Williams, 2005). Dersom gass oppdages vet man dermed noe om oksygenforholdene, temperatur og pH i deponimassene, i tillegg til at massene er fuktige.

10. og 13. juni 2011 ble det tatt gassmålinger på deponiet. Det var hovedsakelig utslipp av metangass som ble målt, men det ble også tatt en hydrogensulfidmåling og to CO₂ målinger. Metangassmålingene ble tatt i et rutenett som ble skrittet opp, med omtrent 20 meters mellomrom mellom hvert punkt. Hvert punkt ble registrert med GPS. Grunnen til at det ikke ble fortatt gassmålinger over hele deponioverflaten var at deler av deponiet var nokså ufremkommelig på grunn av store gjenstander.

4.5 Georadar

GPR, "ground penetrating radar", er et instrument som brukes til å kartlegge grunnen ved hjelp av elektromagnetiske bølger. GPR kan benyttes til ulike formål, blant annet til å kartlegge strukturer og objekter under overflaten, beregne type materiale og tykkelse på lagdelinger i bakken eller til gjennomlysning (Sensors & Software, 1992). Formålet med å bruke georadar ved deponiet var å få en oversikt over lagdelingen i området nedstrøms for deponiet. Lagdelingen er interessant for å identifisere vannførende lag. Hvis det viser seg å være vannførende lag nedstrøms for deponiet kan det ha betydning for spredningen av forurensning. Før profilene ble tatt ble innstillingene til georadaren tilpasset forholdene i Adventdalen best mulig. Innstillingene er beskrevet under.

Antennefrekvens

Valg av antennefrekvens har betydning for hvor stort penetrasjonsdypet og hvor god oppløsningen blir. Ved å velge antenner med høy frekvens vil man få et kort penetrasjonsdyp, men en god oppløsning. Ved å velge antenner med en lav frekvens vil man få et stort penetrasjonsdyp, men en dårligere oppløsning. Det ideelle er å velge en antennefrekvens som rekker litt lengre ned enn dypet objektet man leter etter befinner seg på. Antennene som ble brukt til undersøkelsene nedenfor deponiet var på 100 MHz. Denne frekvensen gir et penetrasjonsdyp på omtrent 5 meter (Sensors & Software, 2006).

"Time window"

"Time window" bestemmer hvor lenge, og dermed hvor dypt radarsignalet sonderer grunnen. Denne parameteren må stemme overens med dypet objektet befinner seg på. Hvis "time window" er for kort vil ikke signalet sondere dypt nok til å registrere objektet. "Time window" bestemmes ut fra antennefrekvensen. Ved en antennefrekvens på 100 MHz blir "time window" satt til 200 nanosekund (ns). Dette er gitt i "two-way travel time", det vil si tiden det tar for signalet å gå fra senderen, ned til reflektoren og opp til mottakeren igjen (Sensors & Software, 2006). Dypet kan beregnes ved følgende formel:

$$D = V * T / 2 \text{ (Sensors \& Software, 2006)}$$

$D = \text{dyp}$

$V = \text{hastighet i m/ns}$

$T = \text{"two-way travel time"}$

Ved en hastighet på 0,1 m/ns, som er et godt gjennomsnitt for mange geologiske materialer, vil dypet bli 10 meter (Sensors & Software, 2006).

”Sampling interval”

Georadaren registrerer det innkommende signalet som en rekke punkter, og ”sampling interval” sier noe om hvor ofte georadaren registrerer punkter. ”Sampling interval” har sammenheng med antennefrekvensen. Ved høye frekvenser må man ha et kortere ”sampling intervall” (man registrerer punkter oftere) enn ved lavere frekvenser. Ved en frekvens på 100 MHz brukes et ”sampling interval” på 0,8 ns. Det vil si at georadaren registrerer et punkt hvert 0,8 ns. Ved å velge et for stort intervall kan man risikere å gå glipp av strukturer (aliasing), og ved for lite intervall får man for mye data som kan føre til at datasystemet virker saktere (Sensors & Software, 2006).

”Antenna separation”

Avstanden mellom antennene må være konstant mens målingen foretas. Antenne separasjonen bestemmes ut i fra antennefrekvensen. Hvis avstanden mellom antennene er for kort kan mottakeren bli overskygget av signalet fra senderen. En tommelfingerregel er at antenneseparasjonen skal være lik antennes lengde (Sensors & Software, 2006). Antenner på 100 MHz er 1 meter lange. Antenner på 100 MHz ble brukt under målingene, og derfor ble avstanden mellom antennene holdt til 1 meter.

”Antenna step size”

Dette er avstanden GPRen forflyttes mellom hver gang et signal skytes ut. For stor ”antenna step size” kan føre til at objekter ikke oppdages. For liten ”antenna step size” fører til for mye data, slik at man risikerer at datasystemet som skal tolke resultatene går saktere (Sensors & Software, 2006). Tabell 4-6 viser hva anbefalt ”antenna step size” er i forhold til frekvens.

Tabell 4-6: Anbefalt step size i forhold til frekvens (Sensors & Software, 2006)

Frekvens [MHz]	Anbefalt step size [m]
12,5	2
25	1
50	0,5
100	0,25
200	0,1
250	0,05
500	0,025
1000	0,01

Når målingene ble utført ble ”antenna step size” holdt til 0,25 meter.

”Radar velocity”

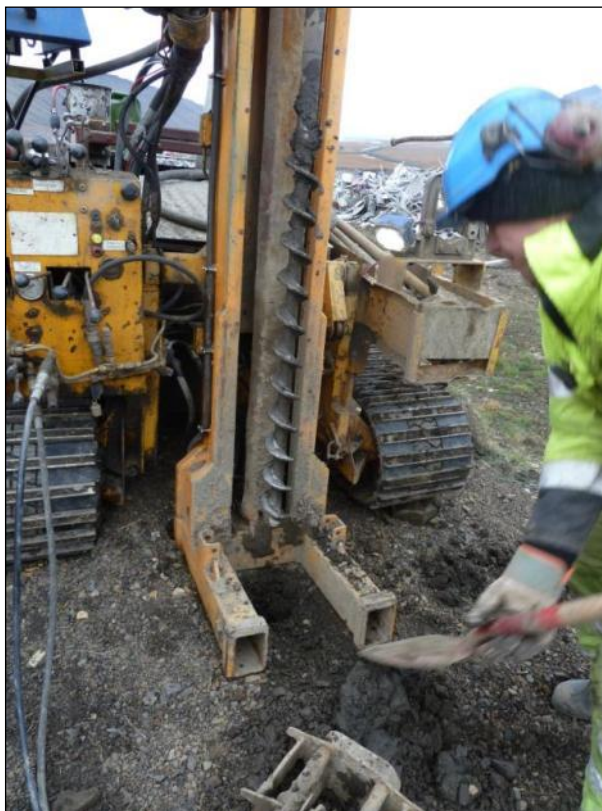
”Radar velocity” bestemmes ut i fra hva slags materiale man skal undersøke. Tabell 4-7 viser hvilke hastigheter som er egnet for ulike typer materialer. En verdi som ofte brukes når man ikke kjenner til hvilket materiale som befinner seg nede i grunnen er 0,1 m/ns (Sensors & Software, 2006). Ved undersøkelsen nedenfor deponiet ble hastigheten satt til 0,1 m/ns.

Tabell 4-7: Radarhastighet for ulike materialer (Sensors & Software, 2006)

Materiale	Hastighet [m/ns]
Luft	0,3
Is	0,16-0,17
Tørr jord	0,15
Tørr sand	0,15
Granitt	0,13
Tørt salt	0,13
Tørr stein	0,12
Kalkstein	0,12
Våt stein	0,1
Betong	0,08-0,12
Asfalt	0,1
Skifer	0,09
Silt	0,07
Våt jord	0,06
Våt sand	0,06
Leire	0,033
Ferskvann	0,033
Saltvann	0,11

4.6 Jordprøver

Formålet med å ta jordprøver var å foreta en kornfordelingsanalyse, samt undersøke tilstanden til jorda med tanke på spredning av forurensning.



Figur 4-3: Jordprøvene ble tatt ved å skrape av det som henger på boret når det heises opp.

Jordprøvene ble lagt i plastposer og sendt inn til analyse ved ALS Laboratory Group Norway AS. Ved dette laboratoriet ble det foretatt kjemisk analyse og kornfordelingsanalyse. For å kartlegge tilstanden til jordprøvene er veilederen "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn" brukt. Hvordan denne veilederen brukes er nærmere beskrevet under. For å gjøre en stedsspesifikk risikovurdering av jordsmonnet er "Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn" og beregningsverktøyet "Beregningsverktøy SFT 99-01 Vers 1.0" som brukes til å utføre risikovurderinger av jordmonn brukt. Beregningsverktøyet er utgitt av Klif. Også denne veilederen og beregningsverktøyet er nærmere beskrevet under.

4.6.1 Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn

Klima- og forurensningsdirektoratets veileder "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn" fra 2009 er et verktøy som brukes til å klassifisere jord ut i fra innhold av miljøgifter. Tilstandsklassene brukes først og fremst for å avgjøre om en bestemt grunnforurensning er akseptabel for en gitt arealbruk. Ut i fra innhold av miljøgifter plasseres jorda i en av fem tilstandsklasser (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2009). De fem tilstandsklassene er beskrevet i tabell 4-8.

Tabell 4-8: De ulike tilstandsklassene. (Klima- og forurensningsdirektoratet, 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 ansees for å være farlig avfall

Innholdet av miljøgifter øker fra klasse 1 oppover til klasse 5. Over klasse 5 anses som farlig avfall.

Øvre grense for tilstandsklasse 1 er bestemt av normverdier. Normverdien til et stoff er en konsentrasjonsverdi som forteller om stoffet utgjør en forurensningsrisiko eller ikke. Normverdiene er bestemt uavhengig av områdets arealbruk. For noen av stoffene er det tatt hensyn til bakgrunnskonsentrasjoner i norsk jord. Jord som faller under klasse 1 utgjør derfor ingen risiko for helse eller miljø (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2009).

Øvre grense for tilstandsklassene 2, 3 og 4 er bestemt av helsebaserte akseptkriterier. De helsebaserte akseptkriteriene er bestemt ut i fra helserisikoen stoffene utgjør. Helserisikoen er en funksjon av stoffets evne til å utløse helseskade og av eksponeringsgraden. Vanlige eksponeringsveier for grunnforurensning er gjennom oralt inntak av jord eller støv, hudkontakt med jord eller støv, innånding av støv eller gass, og inntak av drikkevann, grønnsaker eller fisk som er påvirket av grunnforurensningen. Eksponeringen vil variere med type arealbruk. Dette fordi ulike arealbruk har forskjellig sannsynlighet for oppholdstid og eksponering for mennesker som befinner seg på eiendommen (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2009). Eksempelvis er det større sannsynlighet for at mennesker er mer i kontakt med jorda i et parkområde enn på en nedlagt industritomt, og derfor kan man godta høyere konsentrasjoner av miljøgifter på industritomten enn i parkområdet.

Øvre grense for tilstandsklasse 5 er konsentrasjoner som anses som farlig avfall. Grensene for farlig avfall er bestemt med bakgrunn i systemet for klassifisering og merking av kjemikaler, eller av konsentrasjonsgrenser som er styrt av norske og internasjonale bestemmelser (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2009).

Tabell 4-9 viser sammenheng mellom tilstandsklasser og arealbruk. Som man ser av tabellen skilles det mellom toppjord (< 1m) og dypereliggende jord (> 1 m). Det stilles strengere krav til toppjorda enn den dypereliggende jorda. Grunnen til dette er at mennesker er mest eksponert for toppjorda. Dersom risikovurderinger tilsier det kan høyere tilstandsklasser aksepteres i noen tilfeller.

Tabell 4-9: Sammenheng mellom tilstandsklasser og arealbruk ved ulike dyp (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2009).

Arealbruk	Tilstandsklasse i toppjord	Tilstandsklasse i dypereliggende jord
Boligområder	Tilstandsklasse 2 eller lavere.	Tilstandsklasse 3 eller lavere.
Sentrumsområder, kontor og forretning	Tilstandsklasse 3 eller lavere	Tilstandsklasse 3 eller lavere.
Industri og trafikkareal	Tilstandsklasse 3 eller lavere.	Tilstandsklasse 3 eller lavere.

Hensikten med å knytte tilstandsklassene mot arealbruk er å få en oversikt over maksimal forurensning som kan ligge igjen på et område hvor det skal bygges, graves eller ryddes opp. (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2009). Tabell 4-10 viser grenseverdiene for stoffene som inngår i tilstandsklassene. I vedlegg 3 er det en beskrivelse av stoffene og deres egenskaper.

Tabell 4-10: Tilstandsklasser for forurenset grunn (Klima- og forurensningsdirektoratet, 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	2800-2500
Krom (IV)	< 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	< 10	≤10	10-40	40-50	50-20000
Alifater > C10-C12	< 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
Dikosiner / furaner	< 0,00001	0,00001-0,0002	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	< 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

Interaktive effekter av miljøgifter

Grenseverdiene for tilstandsklassene er utarbeidet med utgangspunkt i at man utsettes for ett stoff av gangen. En grunnforurensning vil imidlertid vanligvis bestå av flere miljøgifter, det er sjelden man finner områder hvor kun en miljøgift dominerer. Når miljøgifter blandes vil fire ulike effekter kunne oppstå. Dette er additiv effekt, synergistisk effekt, potensiering eller antagonistisk effekt (Statens Forurensningstilsyn, 2000).

Additiv effekt: $1+1=2$

Ved additiv effekt vil blandingen av miljøgifter tilsvare summen av hver enkelt miljøgift. Effekten av en enkelt miljøgift er dermed den samme om miljøgiften opptrer alene eller i blandingen. I tilfeller hvor flere miljøgifter har samme "site of action", det vil si den delen av organismen som blir påvirket, er det større sannsynlighet for at de vil ha en additiv effekt. Miljøgifter kan påvirke en organisme på mange måter, for eksempel ved å skade nyrer eller nervesystem (Walker et al., 2006).

Synergistisk effekt: $1+1>2$

I noen tilfeller vil effekten av en blanding av miljøgifter være større enn summen av hver enkelt effekt. Effekten av de enkelte miljøgiftene blir sterkere i en blanding enn om de opptrer enkeltvis. Dette kalles synergistisk effekt (Statens Forurensningstilsyn, 2000).

Potensiering: $0+1>1$

I noen tilfeller vil stoffer som i utgangspunktet er harmløse kunne reagere med skadelige stoffer på en slik måte at det skadelige stoffet får en større effekt enn det hadde hatt dersom det harmløse stoffet ikke var tilstedet. Dette kalles potensiering (Statens Forurensningstilsyn, 2000).

Antagonistisk effekt: $1+1<2$

Antagonistisk effekt vil si at den totale effekten av to eller flere miljøgifter i blanding er mindre enn summen av hver enkelt effekt. Miljøgiftene demper hverandre, og virker som en motgift mot hverandre. (Statens Forurensningstilsyn, 2000).

4.6.2 Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn

Klima- og forurensningsdirektoratet har gitt ut veilederen "Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn", som er et hjelpemiddel til å utføre risikovurderinger av forurensede områder. Denne veilederen er delvis erstattet av "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn". Grunnen til at "Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn" fortsatt er i bruk er fordi den kan brukes til å gjøre stedsspesifikke risikovurderinger av arealtyper som ikke inngår i "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn", som for eksempel av skog og friluftsområder.

"Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn" deler inn risikovurderingen i tre trinn. Det som skiller trinnene er økende krav til datagrunnlag, og minkende usikkerhet. Trinn 1 risikovurdering kan brukes når enkle saker skal avklares raskt. Til trinn 2 og 3 øker kravet om beslutningsgrunnlag, samtidig som usikkerheten minker. Graden av beskyttelse for mennesker og økosystem skal være like stor på alle trinn, men fordi man i trinn 1 har brukt mindre ressurser på å skaffe et godt beslutningsgrunnlag, må man legge inn større sikkerhetsfaktorer for å unngå å underestimere negative effekter. Figur 4-4 viser gangen i en risikovurdering. (Vik et al., 1999).

Trinn 1: Forenklet risikoanalyse

Trinn 1 består av en forenklet risikovurdering. Resultater fra jordprøver sammenlignes med normverdier, som tar utgangspunkt i mest følsom arealbruk. Normverdiene tar hensyn til eksponering gjennom alle mulige eksponeringsveier, uavhengig om de er aktuelle for lokaliteten eller ikke. Mulige eksponeringsveier er oralt inntak eller hudkontakt med jord eller støv, innånding av støv eller gasser og inntak av drikkevann, grønnsaker eller fisk og skaldyr i området. Hvis konsentrasjonene i jordprøvene ikke overstiger normverdiene kan risikovurderingen avsluttes, og ingen tiltak må igangsettes. Hvis konsentrasjonene i en eller flere av jordprøvene overstiger normverdien må det vurderes om det skyldes forurensningskilden, eller om det skyldes høye bakgrunnsverdier. Dersom det ikke skyldes bakgrunnsnivå, kan man gå videre til trinn 2 (Vik et al., 1999).

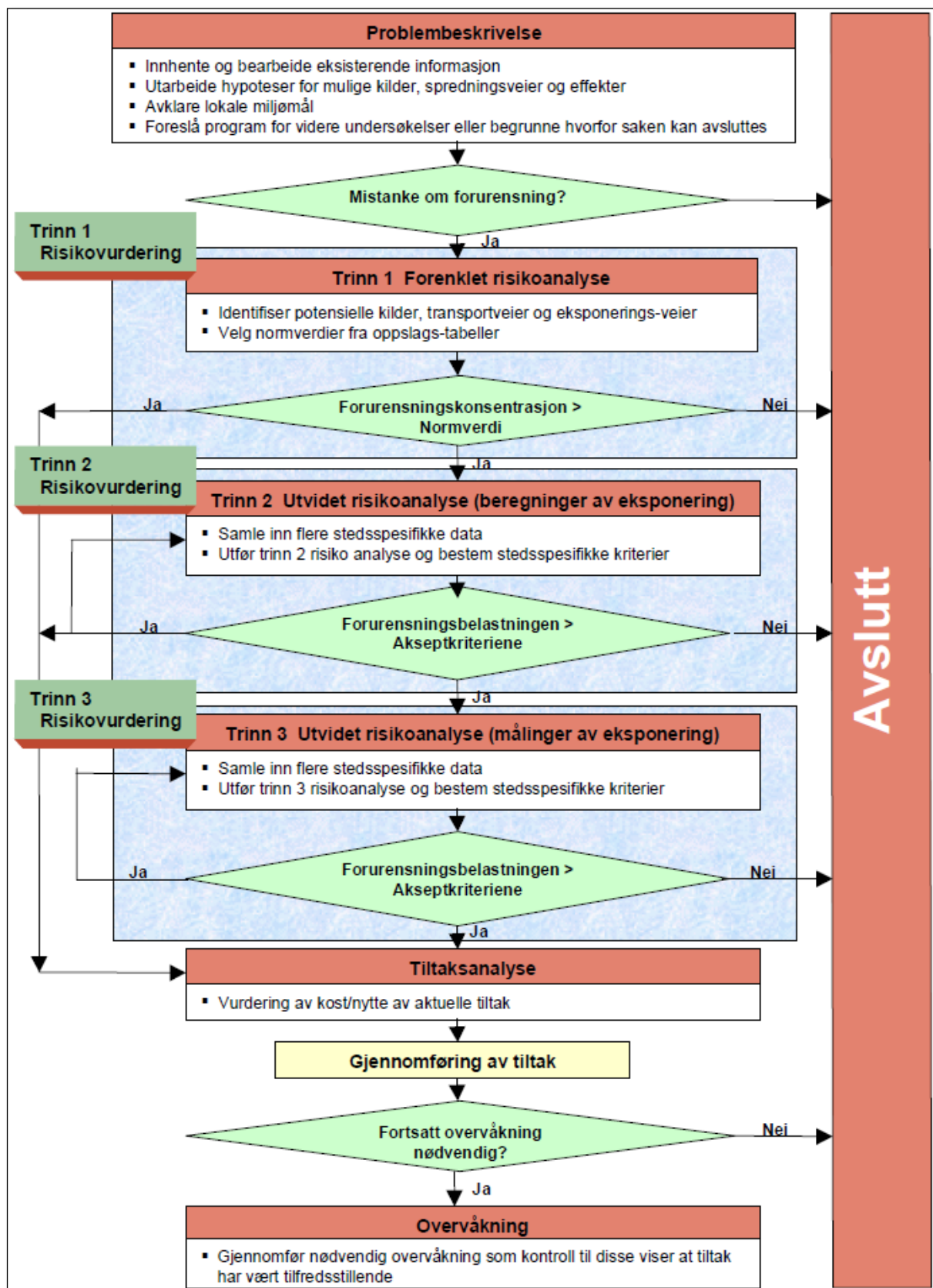
Trinn 2: Utvidet risikoanalyse (beregning av eksponering)

Trinn 2 er en utvidet risikovurdering som tar utgangspunkt i aktuell arealbruk på stedet, ved at det kun tas hensyn til de eksponeringsveiene som er aktuelle for lokaliteten. Dette gjøres fordi mengden forurensning man tåler avhenger av hvordan man eksponeres. Et eksempel er nikkel, som kan være kreftfremkallende ved inhalasjon, men ikke ved inntak gjennom munnen. Man kan derfor tolerere en høyere konsentrasjon av nikkel i jord enn i luft. Etter at de aktuelle eksponeringsveiene er kartlagt, identifiseres uønskede hendelser. Dette gjøres ved hjelp av en kildeanalyse og en spredningsanalyse. Kildeanalysen skal inneholde en beskrivelse av hvilke forurensingskilder som finnes i området, hvilke typer forurensing som kan forventes fra kildene, og hvem som vil bli påvirket dersom forurensingen spres. Spredningsanalysen skal kartlegge transport og spredning av forurensing i mettet og i umettet sone. Man må også ta hensyn til

episodiske hendelser, som for eksempel snøsmelting, og beregne hva som skjer ved slike tilfeller. Deretter må man vurdere konsekvensen av at en uønsket hendelse inntreffer, ved hjelp av en eksponeringsanalyse. I eksponeringsanalysen beregner man total belastning organismene vil utsettes for dersom en uønsket hendelse inntreffer. Man må vurdere både kort- og langtidseksponering. Etter dette må man se på hva som er miljømålet for området, og ut i fra dette fastslå hva som kan aksepters. Tilslutt sammenligner man den beregnede belastningen med akseptkriteriene. Dersom den beregnede belastningen er høyere enn akseptkriteriet må tiltak gjennomføres. Hvis ikke kan arbeidet avsluttes (Vik et al., 1999).

Trinn 3: Utvidet risikoanalyse (måling av eksponering)

Trinn 3 er nokså likt trinn 2. Forskjellen er at man i trinn 3 måler eksponeringen i stedet for å beregne den. Data som benyttes i trinn 3 skal i større grad være basert på feltundersøkelser, og i mindre grad være basert på beregninger. Faktorer som mobilitet, sorpsjon og nedbrytning og konsentrasjoner i ulike medier, bør dokumenteres gjennom feltmålinger og laboratorieundersøkelser. I tillegg bør konsekvensene av forurensningen dokumenteres gjennom økotoksilogiske tester og undersøkelse av flora, fauna og mikrobiologiske forhold. Resultatet av disse testene brukes til å beregne forventet belastningsdose. Tilslutt sammenligner man belastningsdosen toleransedosen, og vurderer ut i fra resultatet om det er nødvendig å sette i verks tiltak for å fjerne eller redusere risikoen (Vik et al., 1999).



Figur 4-4: Oppbygging av en risikovurdering (Vik et al., 1999)

4.6.3 Beregningsverktøy SFT 99-01 Vers. 1.0

Dataprogrammet "Beregningsverktøy SFT 99-01 Vers 1.0" er et hjelpemiddel for å utføre trinn 1 og trinn 2 risikovurderinger etter veilederen "Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn". Dataprogrammet utfører beregningene som kreves i risikovurderingene. Programmet er laget i Excel, og består av syv ark; *stoff*, *konsentrasjon*, *stedsspesifikk*, *helsersisiko*, *helsersisiko uten drikkevann*, *vurdering* og *mellomverdi*. Under følger en kort beskrivelse over hva de syv excel-arkene i dataprogrammet brukes til.

Stoff

Parametrene som trengs for å gjøre beregningene i risikovurderingen er listet opp i det første arket *stoff*. For hvert stoff er verdiene for Henrys konstant, jord/vann fordelingskoeffisient, oktanol-vann fordelingskoeffisient, biokonsentrasjonsfaktorer, MTDI (maksimum tolererbart daglig inntak), toksikologisk referansekonsentrasjon og normverdier listet opp. Hvis man vil ha med flere stoffer, er det mulig å tilføye flere enn de som allerede står der. (Stang and Vik, 1999).

Konsentrasjon

I arket *Konsentrasjon* skrives målte jordkonsentrasjoner inn. Basert på det som skrives inn beregnes antall prøver, maksimums konsentrasjon og gjennomsnittlig konsentrasjon for stoffene (Stang and Vik, 1999).

Stedsspesifikk

Dette arket gir en oversikt over stedsspesifikke parametere. Parametrene som står listet opp har en standardverdi. Standardverdiene er basert på mest følsom arealbruk. Hvis trinn 2 risikovurdering skal gjøres kan standardverdiene justeres, slik at de passer best mulig til den aktuelle lokaliteten. Arket består av tre tabeller, en for eksponeringsveier, en for transport og reaksjonsmekanismer, og en for human eksponering. Det er kun mulig å endre verdiene i "Eksponeringsveier" og i "Transport og reaksjonsmekanismer". (Stang and Vik, 1999).

Helserisiko og Helserisiko uten drikkevann

I disse arkene blir den helserisikobaserte referansekonsentrasjonen beregnet på bakgrunn av parametere i arket *Stedsspesifikk* (Stang and Vik, 1999). Den helserisikobaserte referansekonsentrasjonen forteller noe om hvor høye konsentrasjoner det kan være i jorda på den aktuelle lokaliteten, uten at det utgjør noen helserisiko.

Vurdering

I dette arket vises de viktigste resultatene fra risikovurderingen, både fra trinn 1 og fra trinn 2. I trinn 1 er maksimumskonsentrasjonen for hvert stoff sammenlignet med normverdien, og dette er oppgitt i prosent. Resultatet fra trinn 1 kan brukes til å vurdere om man skal gå videre med trinn 2. I trinn 2 er det gjort mer omfattende beregninger. C_{he} , den stedsspesifikke helserisikobaserte normverdien, er beregnet for alle de aktuelle stoffene. C_{he} forteller hvor stor konsentrasjon det kan være i jordmonnet før det utgjør noen risiko. Både maksimumskonsentrasjon og gjennomsnittlig konsentrasjon er sammenlignet med C_{he} . Det er

også beregnet konsentrasjoner i grunnvann, resipient, innendørsluft, grønnsaker og i fisk. (Stang and Vik, 1999).

Mellomverdi

Dette arket består av mellomregninger til beregninger som er gjort i de andre arkene.

Tilpassing av stedsspesifikke parametre til trinn 2 av risikovurderingen

Som nevnt tidligere består arket *stedsspesifikk* av tre tabeller "Eksponeringsveier ved aktuell arealbruk", "Transport og reaksjonsmekanismer" og "Human eksponering". I følgende avsnitt er parametrene i disse tabellene vurdert og justert i forhold til forholdene ved deponiet i Adventdalen. Vurderingene av hvordan parametrene skal tilpasses forholdene ved deponiet tilhører resultatdelen. Disse vurderingene er allikevel tatt med i metodekapittelet. Det er mange parametre, og for å unngå å nevne alle to ganger, er beskrivelse og vurdering slått sammen.

Tabell I: Eksponeringsveier ved aktuell arealbruk

Tabell 4-11 viser hva som er satt som standardverdi for eksponeringstid for de ulike eksponeringsveiene i beregningsverktøyet. Tabellen viser også hvilke verdier som er anvendt under den stedsspesifikke risikovurderingen av deponiet. I beregningene er barn personer mellom 0 og 6 år, med en gjennomsnittlig kroppsvekt på 15 kg. Voksne er personer mellom 7 og 64 år, med en gjennomsnittlig kroppsvekt på 70 kg (Vik et al., 1999).

Tabell 4-11: Parametre for eksponeringstid og eksponeringsveier (Vik et al., 1999)

Tabell I. Eksponeringsveier ved aktuell arealbruk.				
Parametre		Standard verdi	Anvendt verdi	Enhet
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (barn)		365	50	dager/år
		8	0.5	timer/dag
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (voksne)		365	50	dager/år
		8	0.5	timer/dag
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (barn)		80	50	dager/år
		8	0.5	timer/dag
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (voksne)		45	50	dager/år
		8	0.5	timer/dag
Oppholdstid utendørs (barn)		365	50	dager/år
		24	0.5	timer/dag
Oppholdstid utendørs (voksne)		365	50	dager/år
		24	0.5	timer/dag
Oppholdstid innendørs (barn)		365	0	UAKTUELL
		24	0	
Oppholdstid innendørs (voksne)		365	0	UAKTUELL
		24	0	
Fraksjon av grunnvann fra lokaliteten brukt som drikkevann		100 %	0 %	
Fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på lokaliteten		30 %	0 %	UAKTUELL
Fraksjon av inntak av fisk fra nærliggende resipient		100 %	0 %	UAKTUELL

Arealbruken av området nedenfor deponiet

Området nedenfor deponiet er ikke et område hvor mennesker vanligvis oppholder seg mye. Hvis noen oppholder seg i dette området er det antageligvis fordi de er på skitur/ gåtur/ sykkel tur eller lignende gjennom Adventdalen. I og med at store deler av Adventdalen er urørt natur er det mer sannsynlig at mennesker på tur vil gå et annet sted enn rett forbi deponiet, og velge et annet sted for lunsjpauser eller camping. Området dekket av snø og is store deler av året. I Adventdalen er gjennomsnittstemperaturen over 0°C i fire av årets tolv måneder (Meteorologisk institutt, 2012c). I og med at området vil være dekket med snø mesteparten av de gjenværende åtte månedene, vil mulighetene for å bli eksponert for forurenset jord være maksimalt fire måneder per år. Det vil si 122 dager per år. Tabell 4-12 viser forslag til eksponeringsveier og eksponeringstider for turområder. Tabellen er hentet fra brukermanualen for beregningsverktøyet. Adventdalen og området nedenfor deponiet vil falle under kategorien "Turområde". Som man ser fra denne tabell 4-12 er eksponeringsveiene for areal som brukes som turområder direkte inntak av jord, hudkontakt med jord/støv og innånding av støv. Eksponeringstid for turområder er satt til 50 dager per år og 4 timer per dag for både barn og voksne. Dette tilsvarer 200 timer per år. 50 dager per år kan være en realistisk verdi, men fire

timer per dag er antageligvis for høyt for deponiet ved Adventdalen. Dette på grunn av det som er nevnt tidligere, området rett nedenfor deponiet er ikke et sted hvor mennesker vanligvis oppholder seg i mange timer. Det er mer sannsynlig at man kun vil gå forbi området, og det vil ta maksimalt 0,5 timer.

Tabell 4-12: Eksponeringstider for ulike typer arealbruk (Stang and Vik, 1999).

Arealbruk	Eksponeringsveier av betydning	Eksponeringstider
Turområder	Direkte inntak av jord. Hudkontakt med jord/støv. Innånding av støv.	Voksne og barn: 50 dager per år, 4 timer per dag. Dette tilsvarer 200 timer per år for både direkte inntak og innånding.

Eksponeringstid for oralt inntak av jord for barn og voksne

Oralt inntak av jord og støv er inntak via hender som puttes i munnen. Dette inntaket regnes for å være størst for barn. Som man ser av tabellen er standardverdi for eksponering via oralt inntak satt til 365 dager i året med 8 timer per dag for både voksne og barn (Vik et al., 1999). Området nedenfor deponiet i Adventdalen er dekket med snø store deler av året, og i denne perioden vil det ikke være mulig å bli eksponert for forurensning oralt. I "Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn" står det følgende:

"... For mindre følsom arealbruk kan både inntak per dag og eksponeringstid reduseres. Dette gjelder også dersom jordkontakt er hindret av snødekke deler av året, for eksempel for grøntarealer / idrettsplass kan man benytte 50 mg/døgn eksponering, 5 dager i uken over 6 sommermåned..." (Vik et al., 1999)

Eksponeringstid for oralt inntak er satt til 50 dager per år, med 0,5 timer per dag, basert på argumentasjonen i avsnittet "arealbruken av området nedenfor deponiet". Dette gjelder både for voksne og barn.

Hudkontakt med jord og støv

Med dette menes eksponering via forurensning som fester seg på huden, går gjennom huden og blir tatt opp i blodet. Eksponering via denne eksponeringsveien vil variere fra menneske til menneske. Hudkontakt med jord og støv kan skje både innendørs (hovedsakelig støv) og utendørs. Eksponeringsberegningen baserer seg på mengden jord per overflateenhet hud, eksponert hudareal, eksponeringstid og hudgjennomtrengelighet. Standardverdien for eksponeringstid via hudkontakt er satt til 80 dager med 8 timer per dag for barn og 45 dager med 8 timer per dag for voksne (Vik et al., 1999).

I vintersesongen er bakken ved deponiet dekket med snø, slik at det ikke er mulig å komme i hudkontakt med jord eller støv. Temperaturene på Svalbard er lave, og det er vanlig å ha mye klær på seg. Det er som regel kun ansikt og hender som ikke er dekket til, og som dermed kan

eksponeres. Dette vil minke risikoen for eksponering via hud, i og med at det eksponerte hudarealet er lite. Hudkontakt med jord og støv er vurdert til å være det samme som for eksponeringstid oralt, det vil si 50 dager per år, med 0,5 time per dag både for voksne og barn.

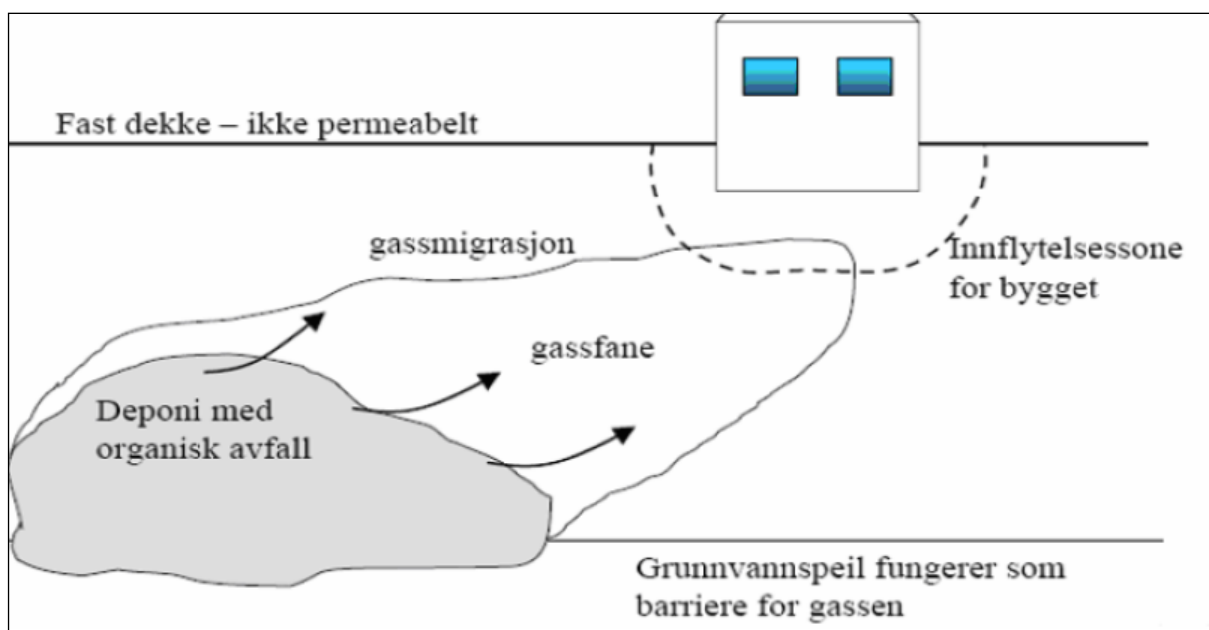
Oppholdstid utendørs

Når man oppholder seg utendørs kan man bli eksponert for støv som kan inneholde skadelige stoffer. Støv er definert til partikler mindre enn 10 µm. Støvet kan feste seg på flimmerhårene i luftveiene og blir på den måten fraktet vekk fra lungene og ned i svelget. Denne eksponeringsveien er som regel liten sammenlignet de andre eksponeringsveiene, men hvis man innånder spesielt lungetoksiske stoffer kan denne eksponeringsveien være av betydning. Når man oppholder seg utendørs er man eksponert innånding av støv. Som standardverdier er oppholdstid utendørs satt til 365 dager per år, med 24 timer per døgn for voksne og barn (Vik et al., 1999).

Ved deponiet er denne verdien satt til det samme i avsnittene over, 50 dager per år og 0,5 timer per dag både for voksne og barn.

Oppholdstid innendørs

Gasser er flyktige forurensninger som kan transporteres til atmosfæren eller inn i bygninger, se figur 4-5. Når man oppholder seg innendørs er man derfor eksponert innånding av gasser.



Figur 4-5: Gass vil kunne trenge inn i hus, dersom trykket i huset er lavere enn i bakken (Ottesen, 2011).

Viktige parametre når man skal beregne eksponeringen er transport hastighet fra jorda, fortykning i luft, pustehastighet og eksponeringstid. Standardverdier for oppholdstid innendørs er satt til 365 dager per år, med 24 timer per døgn for både voksne og barn (Vik et al., 1999). Det er ingen bebyggelse i nærheten av deponiet. Denne parameteren er derfor uaktuell for området nedenfor deponiet.

Fraksjon av grunnvann brukt som drikkevann

Ved eksponering gjennom drikkevann er de viktigste parametrene konsentrasjonen i vannet og inntaket av drikkevann. Eksponeringen baseres på at voksne drikker 2 liter per dag, og barn drikker 1 liter. Som standardverdi er det satt at 100 % av drikkevannet kommer fra grunnvann fra lokaliteten (Vik et al., 1999). Grunnvann brukes ikke som drikkevann i Longyearbyen, drikkevannskilden er Isdammen som befinner seg like utenfor Longyearbyen. Det er imidlertid tilførsel av grunnvann inn i Isdammen. Det er omtrent 4,5 km i luftlinje mellom deponiet og Isdammen, så eventuelt forurenset grunnvann må renne minimum 4,5 kilometer gjennom grunnen før det kommer inn i Isdammen. På ferden fra deponiet til Isdammen vil vannet antageligvis bli renses, slik at konsentrasjonene av miljøgifter vil minke. Det foretas jevnlig kontroll av vannet i Isdammen, slik at helseskadelige stoffer i drikkevannet ville blitt oppdaget. Den lange ferden gjennom grunnen, sammen med det faktum at Isdammen er godkjent som drikkevann, tilsier at det er svært lite helseskadelige stoffer fra deponiet som kan spores i Isdammen. Denne verdien er derfor satt lik null. Overflatevann som har vært i kontakt med deponiet vil renne ned mot Adventelva, hvor det vil bli sterkt fortynnet.

Fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på lokaliteten

Viktige parametre i denne sammenhengen er oppkonsentrering av forurensning i planten, og hvor mye grønnsaker som spises. Som standardverdi er det satt at 30 % av inntaket av grønnsaker er fra grønnsaker som er dyrket på lokaliteten (Vik et al., 1999). Det dyrkes ingen grønnsaker utendørs på Svalbard, denne verdien kan derfor settes til null.

Fraksjon av inntak av fisk fra nærliggende resipient

Gjennomsnittlig inntak av fisk er antatt å være 1 kg per uke for voksne og 0,5 kg per uke for barn. Som standardverdi i beregningsverktøyet er det satt at 100 % av inntaket av fisk er fra fisk som er fisket i nærliggende resipient (Vik et al., 1999). I Adventelva er det ikke noe fiske, men det kan være noe fiske i Adventfjorden. Det er imidlertid mye importert fisk som selges i matbutikken i Longyearbyen, så et eventuelt inntak av fisk fra Adventfjorden vil antageligvis være lavt for folk flest. Eventuell forurensning som renner ut av deponiet vil først fortynnes i Adventelva, og deretter fortynnes når det renner ut i Adventfjorden. Det er derfor ikke noen grunn til å tro at fisk i Adventfjorden vil bli påvirket av forurensning fra deponiet i noen særlig grad. Denne verdien er derfor satt til null.

Tabell II: Transport og reaksjonsmekanismer

Tabell 4-13 viser hvilke stedsspesifikke parametre som inngår i beregning av transport og reaksjonsmekanismer. Standardverdiene og de anvendte verdiene for området ved deponiet er også vist i tabellen.

Tabell 4-13: Parametrene for beregning av transport og reaksjonsmekanismer.

Tabell II. Transport og reaksjonsmekanismer				
Parametre	Symbol	Standard verdi	Anvendt verdi	Enhet
Jordspesifikke data				
Vanninnhold i jord	θ_w	0.2	0.1667	l vann/l jord
Luftinnhold i jord	θ_a	0.2	0.2	l luft/l jord
Jordas tetthet	ρ_s	1.7	1.7	kg/l jord
Fraksjon organisk karbon i jord	f_{oc}	1 %	2 %	
Jorda porøsitet	ε	40 %	40 %	
Parametre brukt til beregning av konsentrasjon i innedørsluft				
Innvendig volum av huset	V_{hus}	240	240	m ³
Areal under huset	A	100	100	m ²
Utskiftingshastighet for luft i huset	l	12	12	d ⁻¹
Innlekkingshastighet av poreluft	L	2.4	2.4	m ³ /d
Dybde fra kjellergulv til forurensning	Z	0.35	0.35	m
Diffusiviteten i ren luft	D_o	0.7	0.7	m ² /d
Data brukt til beregning av konsentrasjon i grunnvann				
Jordas hydraulisk konduktivitet		0.00001	1.638E-10	m/s
	k	315.36	0.004866	m/år
Avstand til brønn	X	0		m
Lengden av det forurensende området i grunnvannsstrømmens retning	L_{gw}	50	200	m
Infiltrasjons faktor	IF	0.141	0.141	år/m
Gjennomsnittlig årlig nedbørmengde	P	730	190	mm/år
Infiltrasjonshastigheten	l	0.1	0.00509	m/år
Hydraulisk gradient	i	0.03	0.055	m/m
Tykkelsen av akviferen	d_a	5	1.14	m
Tykkelsen av blandingssonen i akviferen	d_{mix}	5	1.14	m
Data brukt til beregning av konsentrasjon i overflatevann				
Vannføring i overflatevann	Q_{sw}	500000	315360	m ³ /år
Bredden av det forurensende området vinkelrett på retningen av grunnvannsstrømmen	L_{sw}	7.34	215	m
Beregnet hastighet på grunnvannstrøming	Q_{di}	347.21136	0.065596 18	m ³ /år

Mange av parametrene i tabell 4-13 vil variere med jordartstype. Tabell 4-14 viser eksempler på vanlige verdier for noen parametre for ulike jordarter. Disse verdiene kan brukes i stedet for standardverdier hvis man har informasjon om hva slags jordartstype det er der risikovurderingen skal utføres.

Tabell 4-14: Verdier for k (konduktivitet), s (porøsitet), Θ_a (luftinnhold), Θ_w (vanninnhold) og IF (infiltrasjonsfaktor) for ulike jordarter (Stang and Vik, 1999).

Jordtype	k (m/s)	s	Θ_a (l luft/l jord)	Θ_w (l vann/l jord)	IF
Standardverdi	10^{-5}	0,4	0,2	0,2	0,141
Sand	10^{-3} til $5 \cdot 10^{-5}$	0,41	0,334	0,076	0,18
Silt	10^{-5} til 10^{-9}	0,46	0,16	0,3	0,098
Leire	$5 \cdot 10^{-8}$ til 10^{-12}	0,38	0	0,38	0,018

Under følger en vurdering av hvilke verdier parameterne i ”Transport og reaksjonsmekanismer” vil ha i området nedenfor deponiet.

Vanninnhold i jorda

Standardverdi for vanninnhold i jorda er satt til 0,2. Tabell 4-15 viser hvor mye tørrstoff det var i hver jordprøve:

Tabell 4-15: Andel tørrstoff i prøvene

Prøve	Tørrstoffinnhold [%]
MB1 0-1 m	86,1
MB1 1-1,7 m	72,4
MB3	86,1
MB4 0-0,6 m	88,6
MB5 0-1 m	83,7
MB5 1-1,5 m	84,5
MB6 0-0,7 m	81,9
Gjennomsnitt	83,33

Som man ser av denne tabellen er innholdet av tørrstoff på 83,33 %. Vanninnholdet i jorda er dermed på 16,67 %, altså noe lavere enn det som er satt som standardverdi.

Luftinnhold i jorda

Standardverdi for luftinnhold i jord er satt til 0,2 liter luft per liter jord. Luftinnhold er ikke målt for jordprøvene som er tatt ved deponiet. Fra tabell 4-14 at luftinnhold for sand er satt til 0,334 og for silt er den satt til 0,16. I og med at alle jordprøvene inneholder en stor fraksjon av både sand og silt, er det valgt å bruke standardverdien på 0,2 for prøvene fra deponiet.

Jordas tetthet

Standardverdi for jordas tetthet er satt til 1,7 kg/l jord. Tettheten til prøvene tatt ved deponiet er ikke beregnet, og derfor er standardverdien beholdt.

Fraksjon av organisk karbon

Totalt organisk karbon, TOC, er beregnet for hver prøve. Tabell 4-16 viser TOC-verdiene for prøvene tatt ved deponiet:

Tabell 4-16: Totalt organisk karbon i prøvene

Prøve	Totalt organisk karbon [%]
MB1 0-1 m	3,15
MB1 1-1,7 m	2,67
MB3	2,34
MB4 0-0,6 m	2,66
MB5 0-1 m	2,23
MB5 1-1,5 m	2,15
MB6 0-0,7 m	2,04
Gjennomsnitt	2,46

Standardverdi for fraksjon organisk karbon i jord er 1 %. Som man ser av tabell 4-16 er denne verdien større i jordmonnet rundt deponiet, hvor den har en gjennomsnittlig verdi på 2,46 %. Denne verdien er brukt i beregningsverktøyet.

Porøsitet

Standardverdien for porøsitet er satt til 40 %. Porøsiteten i jordprøvene er ikke målt, og derfor er denne standardverdien beholdt.

Parametre brukt til beregning av konsentrasjon i innendørsluft

Dette er ikke relevant i og med at det ikke er noe bebyggelse i området.

Jordas hydrauliske konduktivitet

Standardverdi for jordas hydrauliske konduktivitet er satt til $1 \cdot 10^{-5}$ m/s. Resultatene fra kornfordelingsanalysen viste at jorda har et høyt innhold av leire og silt, noe som tilsier en lavere konduktivitet. Ved bruk av Hazens formel ble det beregnet at gjennomsnittlig hydraulisk konduktivitet i jorda rundt deponiet er $1,638 \cdot 10^{-10}$ m/s, se avsnitt 5.1. Denne verdien er derfor satt inn i beregningsverktøyet.

Avstand til brønn

Standardverdi for avstand til brønn er satt til 0 meter. Det er ingen brønner nedstrøms for deponiet. Denne verdien er derfor ikke aktuell i dette tilfellet.

Lengden av det forurensede området i grunnvannsstrømmens retning

Lengden av deponiet er omtrent 200 meter i grunnvannsstrømmens retning, se figur 5-48.

Infiltrasjonsfaktor (IF)

Standardverdi for infiltrasjonsfaktor er satt til 0,141 år/m, se tabell 4-14. Denne verdien er derfor brukt i denne risikovurderingen også.

Gjennomsnittlig årlig nedbørsmengde

Gjennomsnittlig nedbørsmengde i Adventdalen er 190 mm (Meteorologisk institutt, 2012c). Dette er vesentlige mindre enn standardverdien som er satt til 730 mm per år.

Infiltrasjonshastighet

Infiltrasjonshastighet beregnes ut formelen

$$I = IF * P^2 \text{ (Stang and Vik, 1999)}$$

$I =$ Infiltrasjonshastighet [m/år]

$IF =$ infiltrasjonsfaktor [år/m]

$P =$ Gjennomsnittlig årlig nedbørsmengde [m/år]

Infiltrasjonsfaktoren er 0,141 år/m. Gjennomsnittlig årlig nedbørsmengde er 190 mm/år = 0,19 m/år. Infiltrasjonshastigheten blir dermed

$$I = 0,141 \frac{\text{år}}{\text{m}} * \left(0,19 \frac{\text{m}}{\text{år}}\right)^2 = 5,09 * 10^{-3} \frac{\text{m}}{\text{år}}$$

Standardverdien for infiltrasjonshastigheten er satt til 0,1 m/år. Dette er høyere enn for deponiet, hvor verdien er beregnet til $5,09 * 10^{-3}$ m/år.

Hydraulisk gradient

Den hydrauliske gradienten vil være helningen på terrenget nedstrøms for deponiet. For å beregne dette er høydemålingene tatt ved brønnene brukt, se tabell 3.1. Miljøbrønn 3 (MB3) står rett nedenfor deponiet, 32,386 meter over havet. Miljøbrønn 6 (MB6) står ved veien til gruve 7, 21,386 meter over havet. Høydeforskjellen mellom brønnene er 11 meter. Avstanden mellom brønnene er omtrent 200 meter. Gradienten for området mellom deponiet og veien til gruve 7 blir dermed på

$$\text{Gradient} = \frac{11\text{m}}{200\text{m}} = 0,055$$

Dette er litt høyere enn 0,03, som er standardgradient.

Tykkelse av akviferen

Standardverdi er satt til 5 meter. Ved deponiet vil akviferen maksimalt ha en tykkelse tilsvarende tykkelsen på det aktive laget. Tabell 4-17 viser hvor langt ned det er til permafrostens overflate i brønnpunktene MB3, MB4, MB5 og MB6. Tykkelsen på det aktive laget vil variere gjennom sommersesongen. Det er derfor en mulighet for at tykkelse på det aktive laget vil være litt større eller mindre på andre tidspunkter. Dette vil antageligvis ikke gi utslag i risikovurderingen, fordi den hydrauliske konduktiviteten er svært lav, slik at strømming av vann gjennom grunnen vil være liten.

Tabell 4-17: Dyp til permafrostens overflate i MB3, MB4, MB5 og MB6.

Brønnpunkt	Dyp til permafrostens overflate [m]
MB3	1,59
MB4	0,72
MB5	1,55
MB5	0,7
Gjennomsnitt	1,14

Gjennomsnittlig tykkelse på det aktive laget nedenfor deponiet er beregnet til 1,14 meter. Denne verdien er brukt i beregningsverktøyet.

Vannføring i overflatevann

Vannføringen i bekken som renner inn i deponiet ble ikke målt. Det ble derimot tatt bilder av den, og ut i fra øyemål kan det se ut som at vannføringen er i størrelsesordenen 10 l/s, se figur 5-45 til 5-47 (Misund, A. 2012). Dette tilsvarer 315 360 m³/år. Dette er lavere enn hva som er satt som standardverdi.

Bredden av det forurensende området vinkel-rett på retningen av grunnvannsstrømmen

Bredden på deponiet omtrent 215 meter på sitt bredeste, figur 5.48.

4.7 Vannprøver

Formålet med å ta vannprøver er å undersøke tilstanden til vannet som renner inn og ut av deponiet. Det ble tatt prøver av både overflatevann og sigevann. For å ta prøver av sigevann ble det satt ned brønner. Brønnene bestod av plastrør på 1 meter som ble skjøtet sammen til ønsket lengde. Det nederste røret var slisset, slik at vannet kunne strømme inn i brønnen. Rørene over det nederste røret var tette for å hindre innsig av vann fra høyere lag i jorda. For at ikke overflatevann eller regnvann skulle strømme inn i brønnen, ble brønnene tettet med en hette på toppen. Rundt brønnene ble det lagt bentonitt. Bentonitten ble brukt til å tette igjen luftrommet mellom veggen til brønnhullet og brønnen, slik at overflatevann ikke rant ned i brønnhullet. Bentonitt ble ikke lagt helt til bunnen av brønnhullet, slik at slissene i brønnen ble tettet igjen. Brønnene stod i omtrent to uker før vannprøvene ble tatt. Brønnene ble plassert i ulik avstand fra deponiet. Hensikten med dette er å undersøke om det er noen endring i konsentrasjoner med økende avstand fra deponiet.

Samtlige vannprøver ble sendt inn til analyse ved laboratoriet "ALS Laboratory Group Norway AS". Sigevannsprøvene, altså de som er tatt fra brønnene er sammenlignet med "Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier". I tillegg er de sammenlignet med gjennomsnittlige konsentrasjoner i sigevann fra norske deponier. Overflateprøvene er sammenlignet med "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann". Disse to veilederne er beskrevet nærmere under.

4.7.1 Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier

Deponier som ukontrollert slipper ut forurenset sigevann kan forurense jord, vann og sedimenter. Hvilke negative effekter som oppstår vil avhenge av deponiets sammensetning av kjemikalier og avfall, og av hvilke stoffer som dannes når avfallet brytes ned. Noe avfall kan ha en lang nedbrytningstid, og kan presentere en forurensningsfare på et lengre tidsperspektiv. Eksempler på slike stoffer er kvikksølv, bly, kadmium og andre tungmetaller, i tillegg til organiske miljøgifter som PCB og bromerte flammehemmere (Statens Forurensningstilsyn, 2003).

Som nevnt i avsnitt 2.2 er det, i følge vedlegg I til Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall av 1.6.2004 (avfallsforskriften), et generelt krav for alle typer deponier at forurenset vann og sigevann skal samles opp, og innsig av grunn- eller overflatevann i deponiet skal forhindres. Dersom en miljørisikovurdering viser at sigevannet er så rent at det ikke er nødvendig å samle det opp eller dersom det ikke er noen forurensningsfare for jord, grunnvann eller overflatevann, gir forskriften rom for å søke om fritak for disse kravene."Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier" er en veileder som beskriver hvilke vurderinger som skal inngå i en miljørisikovurdering hvis man skal søke om å få lempet på kravene (Statens Forurensningstilsyn, 2003).

Miljøriskovurderingen er delt inn i tre trinn. Trinn 1 er en kildekarakterisering hvor det undersøkes om det er miljøskadelige stoffer tilstedet. Trinn 2 er en transportkarakterisering hvor det undersøkes om det lekker ut miljøskadelige mengder i uakseptable mengder. Trinn 3 er en resipientkarakterisering hvor det undersøkes om det som tilføres miljøet fører til uakseptable effekter. Tabell 4-18 viser parametre det er gitt terskelverdier for i denne veilederen.

Tabell 4-18: Terskelverdier for stoffer i "Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier (Statens Forurensningstilsyn, 2003).

Parameter	Enhet	Terskelverdi
Total organisk karbon	mg/l	5
Total nitrogen	mg/l	0,5
Total fosfor	mg/l	0,16
Jern	mg/l	0,2
Sink	µg/l	35
Kobber	µg/l	2,3
Bly	µg/l	1,9
Kadmium	µg/l	0,2
Nikkel	µg/l	5
Krom	µg/l	6,3
Mangan	mg/l	0,1
Arsen	µg/l	2
Kvikksølv	µg/l	0,01
Tinnorganiske forbindelser	µg/l	0,01
Flyktige klorerte hydrokarboner	µg/l	50
Ftalater	µg/l	10
Polysykliske aromatiske hydrokarboner	µg/l	2
Klorbensener	µg/l	10
Klorfenoler	µg/l	1
Fenoksyryrer	µg/l	0,5

Trinn 1

Formålet med kildekarakteriseringen er å undersøke om det er noen miljøskadelige stoffer tilstedet i deponiet. Dette gjøres ved å undersøke avfall, sigevann og sigevannssediment. Deponier for kommunalt avfall vil ofte innholde en sammensetning av mange avfallstyper, slik at det kan være vanskelig å forutsi hvilke stoffer som kommer til å lekke ut på kort og lang sikt. Prøvene av sigevann og sigevannssediment skal sammenlignes med terskelverdier gitt i veilederen, se tabell 4-18. Hvis konsentrasjonene overskrider terskelverdiene utgjør sigevannet en uakseptabel risiko. I tillatelsen Longyearbyen Lokalstyre Bydrift KF fikk fra Sysselmannen er det er krav om å sammenligne sigevannsprøvene med terskelverdiene i denne veilederen. For stoffer som ikke har fastsatte terskelverdier kan man beregne forurensingsindeks. Forurensingsindeksen er konsentrasjonen av et stoff i en sigevannsprøve, dividert på

konsentrasjonen av samme stoff i en referanseprøve. Dersom forurensningsindeksen er høyere enn 10 utgjør stoffet en uakseptabel risiko. Hvis man slår fast at det forligger en uakseptabel risiko fra sigevannet skal man gå videre til trinn 2 (Statens Forurensningstilsyn, 2003).

Trinn 2

Formålet med transportkarakteriseringen er å undersøke hvor store mengder sigevann som lekker ukontrollert ut av deponiet, og hvor det havner. Dette gjøres ved å se på spredningsveier, og ved å sette opp en vannbalanse. Veilederen sier at hvis det ukontrollerte utslippet av sigevann utgjør mer enn 5 % av den totale vannmengden som går inn i deponiet på årsbasis, er det en uakseptabel transport av sigevann. Hvis dette er tilfellet må man gå videre til trinn 3. Tiltak som kan settes i verks for å minke mengden sigevann er å redusere vannmengden som strømmer gjennom deponiet, eller sette opp utstyr som skal samle opp sigevannet. Dette kan gjøres ved å bedre bunnettingen, tette igjen sprekker, eller pumpe ut sigevann av deponiet med jevne mellomrom for å holde sigevannsmengden på et lavt nivå. I de tilfellene hvor det kontrollerte sigevannet slippes ut til samme resipient som det ukontrollerte sigevannet, kan et tiltak være å rense det kontrollerte utslippet bedre, slik at det kompenserer for det ukontrollerte utslippet (Statens Forurensningstilsyn, 2003).

Trinn 3

Formålet med trinn 3 er å karakterisere resipienten, for å undersøke om det har foregått noen forurensning av resipienten. Resipient er i dette tilfellet definert som deponiets ytre miljø, det vil si området utenfor der deponiet slutter. I noen tilfeller vil jord og grunnvann fungere som rensemedium for forurenset sigevann, og det er da viktig å kartlegge hvor stort påvirkningsområde det forurensete sigevannet har. Når man skal vurdere forurensningsfaren til resipienten er hovedregelen at sigevannsutslippet ikke skal forringe kvaliteten på grunnvann, overflatevann, sediment eller jord. Her er det viktig å ta hensyn til bruken av området. Noen typer bruk, for eksempel bruk av grunnvann til drikkevann krever en bedre kvalitet enn andre typer bruk (Statens Forurensningstilsyn, 2003).

4.7.2 Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann

Veilederen "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" brukes til å beskrive elvers og innsjøers *tilstand* og *egnethet* til ulike bruksområder. Klassifiseringen er basert på seks virkningstyper; virkningen av næringssalter, organiske stoffer, forsurende stoffer, miljøgifter, partikler og tarmbakterier (Andersen et al., 1997). Vannet som renner ut av deponiet renner ut i villmarks/friluftsområdet i Adventdalen. I og med at dette er et sted hvor mennesker og dyr ferdes er det interessant å undersøke miljøkvaliteten på vannet som renner ut i dette området. Overflatevannsprøvene som er tatt ved deponiet er derfor sammenlignet med grenseverdiene i denne veilederen.

Klassifisering av egnethet

Når man skal klassifisere egnethet legges det hovedvekt på de virkningstypene som er mest sentrale for den aktuelle bruken. Bruksområdene veilederen tar for seg er drikkevann, badevann, fritidsfiske og jordvanning. Hvis man skal undersøke hvor godt egnet vannforekomsten er som drikkevannskilde vil sentrale parametre være tarmbakterier, vannets farge, partikkelinnhold og algevekst. For badevann vil innhold av tarmbakterier og siktedyp være viktig, sammen med de estetiske forholdene rundt badeplassen. Ved fritidsfiske vil vannets pH, alkalitet og oksygeninnhold ha størst relevans. Og hvis vannet skal brukes til jordvanning vil tarmbakterier og innhold av alger være viktige parametre. Vannkvaliteten blir ikke nødvendigvis alltid bedre jo nærmere destillert vann man kommer, i noen tilfeller kan det være gunstig med visst innhold av oppløste salter for å opprettholde et godt biologisk mangfold (Andersen et al., 1997).

Klassifisering av tilstand

For å klassifisere tilstand måles konsentrasjonen av ulike parametre i vannforekomsten. De aller fleste vannforekomster i Norge er påvirket av menneskelig aktivitet, enten lokalt i form av utslipp og avrenning eller regionalt i form av langtransportert forurenset luft og nedbør. Et måleresultat vil derfor være sammensatt av tilførsel som skyldes naturlige prosesser og tilførsel som skyldes menneskelig aktivitet. Hvis forbedringspotensialet til en vannforekomst skal beregnes er det nyttig å vite hvor stor den naturlige tilførselen er. (Andersen et al., 1997).

Hver av de seks virkningstypene som klassifiseringssystemet tar for seg er karakterisert av en eller flere fysiske, kjemiske og biologiske parametre. Parametrene som tilhører hver virkningstype er vist i tabell 4-19 og tabell 4-20. Parametrene i kursiv har størst betydning, og bør vektlegges høyest. Tabellene viser hvilke konsentrasjoner som hører til de ulike tilstandsklassene. Tilstandsklassene for miljøgifter beskrives som "ubetydelig forurenset, moderat forurenset, markert forurenset, sterkt forurenset eller meget sterkt forurenset", se tabell 4-20. Tilstandsklassene for de andre virkningstypene beskrives som "meget god, god, mindre god, dårlig eller meget dårlig", se tabell 4-19.

Tabell 4-19: Tilstandsklasser for næringsalter, organiske stoffer, forsurende stoffer, partikler og tarmbakterier (Andersen et al., 1997)

Virkninger av:	Parametre	Tilstandsklasser				
		Meget god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig
Næringsalter	Total fosfor [$\mu\text{g P/l}$]	< 7	7-11	11-20	20-50	> 50
	Klorofyll a [$\mu\text{g/l}$]	< 2	2-4	4-8	8-20	>20
	Siktedyp [m]	< 6	4-6	2-4	1-2	<1
	Prim. prod g C/m ² år	< 25	25-50	50-90	90-150	>150
	Total nitrogen [$\mu\text{g/l}$]	< 300	300-400	400-600	600-1200	>1200
Organiske stoffer	TOC [mg/l]	<2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
	Fargetall [mg/l]	<15	15-25	25-40	40-80	>80
	Oksygen [mg/l]	>9	6,5-9	4-6,5	2-4	<2
	Oksygenmetning [%]	>80	50-80	30-50	15-30	<15
	Siktedyp [m]	>6	4-6	2-4	1-2	<1
	KOF _{Mn} [mg/l]	<2,5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
	Jern [$\mu\text{g/l}$]	<50	50-100	100-300	300-600	>600
	Mangan [$\mu\text{g/l}$]	<20	20-50	50-100	100-150	>150
Forsurende stoffer	Alkalinitet [mmol/l]	>0,2	0,05-0,2	0,01-0,05	<0,01	0,0
	pH	>6,5	6-6,5	5,5-6	5-5,5	<5
Partikler	Turbiditet [FTU]	<0,5	0,5-1	1-2	2-5	>5
	Susp. stoff [mg/l]	<1,5	1,5-3	3-5	5-10	>10
	Siktedyp [m]	>6	4-6	2-4	1-2	<1
Tarmbakterier	Termotol. koli. [bakt. ant/100 ml]	<5	5-50	50-200	200-1000	>1000

Virkning av næringsalter

Høyt innhold av næringsalter kan føre til eutrofiering (overgjødning) av vannet. Det er hovedsakelig fosfor og nitrogen i form av nitrat og ammonium som fører til overgjødning. Disse stoffene gir et godt utgangspunkt for vekst av alger og andre vannplanter. Noe tilførsel av næringsalter kan være gunstig for vannkvaliteten, men ved for store mengder får man en opphopning av plantemateriale og en gjengroing av vannforekomsten. Ved høye konsentrasjoner av næringsalter vil blågrønnalger kunne etablere seg. Disse produserer gift og fører med seg en ubehagelig lukt (Andersen et al., 1997).

Virkning av organiske stoffer

Når organisk materiale brytes ned forbrukes det oksygen. Minkende oksygeninnhold fører til at livsgrunnlaget for en rekke organismer forsvinner. Arter som er med på å opprettholde god vannkvalitet forsvinner, og erstattes med arter som krever mindre oksygen. Ved oksygenmangel vil sopp og bakterier etter hvert begynne å vokse som et teppe på bunn, og fosfor, jern og mangan vil løses ut av sedimenter (Andersen et al., 1997).

Virkning av forsurende stoffer

Forsuring av vannet skyldes som regel tilførsel av sulfater og nitrater. En forsuring av vannet vil føre til økologiske forstyrrelser, blant annet reduksjon og utryddelse av fiskebestander (Andersen et al., 1997).

Virkninger av partikler

Et høyt innhold av partikler i vannet fører til et grumsete vann med redusert sikt og endrede lysforhold. Dette kan forringe livsvilkårene for organismer som lever i vannet. Et høyt innhold av suspenderte partikler skyldes som oftest overflateavrenning fra nedbørsfelt eller erosjon i elveleiet (Andersen et al., 1997).

Virkninger av tarmbakterier

Tarmbakterier kan representere en helseisiko. Hvis man finner tarmbakterier i vannet tyder dette på fersk fekal forurensning fra mennesker eller dyr (Andersen et al., 1997).

Tabell 4-20: Tilstandsklasser for tungmetaller i vann (Andersen et al., 1997).

Virkning av miljøgifter	Parametre [µg/l]	Tilstandsklasser				
		Ubetydelig forurenset	Moderat forurenset	Markert forurenset	Sterkt forurenset	Meget sterkt forurenset
I vann	Kobber	<0,6	0,6-1,5	1,5-3	3-6	>6
	Sink	<5	5-20	20-50	50-100	>100
	Kadmium	<0,04	0,04-0,1	0,1-0,2	0,2-0,4	>0,4
	Bly	<0,5	0,5-1,2	1,2-2,5	2,5-5	>5
	Nikkel	<0,5	0,5-2,5	2,5-5	5-10	>10
	Krom	<0,2	0,2-2,5	2,5-10	10-50	>50
	Kvikksølv	<0,002	0,002-0,005	0,005-0,01	0,01-0,02	>0,02

Virkning av miljøgifter

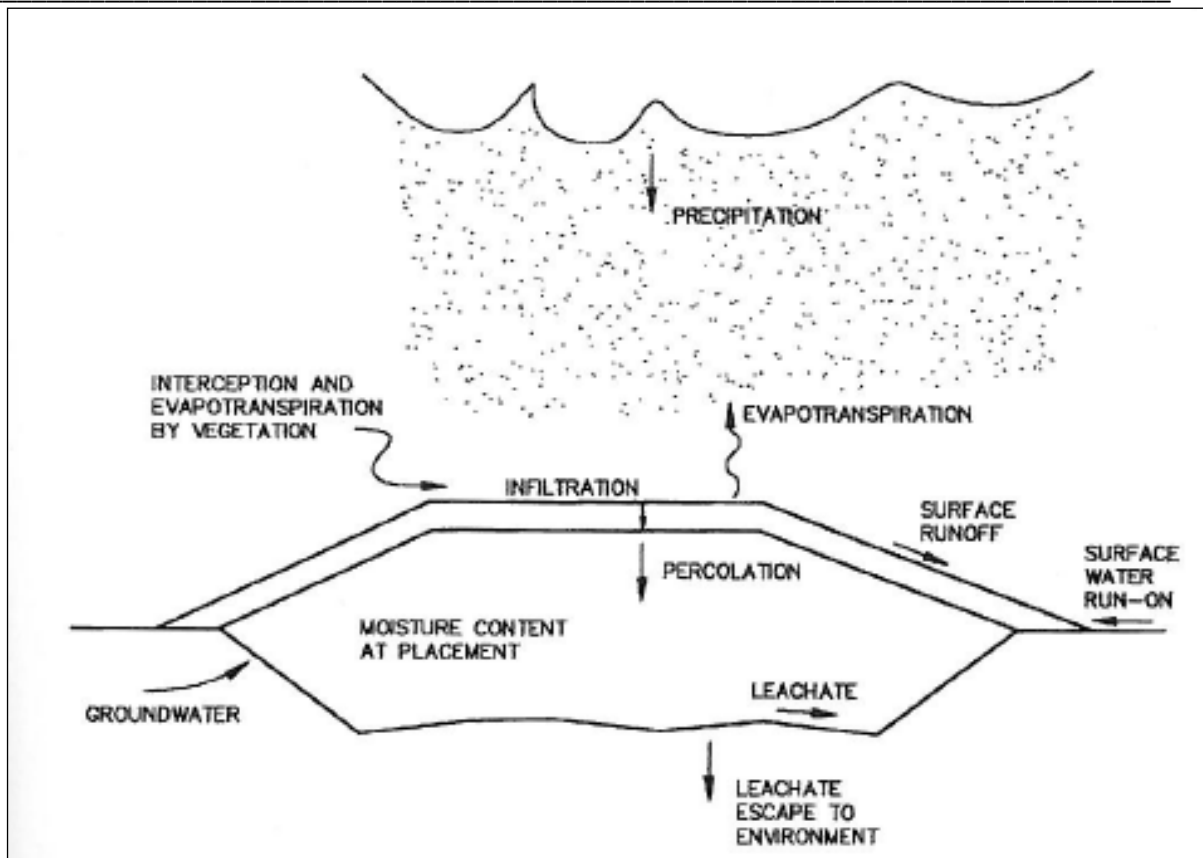
Miljøgifter er definert som "stoffer som selv i små konsentrasjoner kan gi skadeeffekter på naturmiljøet ved at de er giftige og kan oppkonsentreres til skadelige konsentrasjoner i næringskjeden og/eller har særlig lav nedbrytbarhet" i følge Klima- og forurensningsdirektoratet (Andersen et al., 1997). Det finnes en rekke miljøgifter, og effektene av dem kan være alt fra forstyrrelser i hormonbalansen og atferd, redusert immunforsvar, endringer i arvestoff, kreft, redusert reproduksjon og skader på foster. Miljøgifter kan være både organiske og uorganiske (Andersen et al., 1997).

4.8 Vannbalanse for deponiet

Det å ha oversikt over hvor mye vann som renner inn et deponi, hvor mye som renner ut, og hvor mye som befinner seg i deponimassene er viktig både i forhold til nedbrytningsprosesser og i forhold til transport og distribusjon av stoffer (McBean et al., 1995). Det er også nødvendig å beregne en vannbalanse dersom trinn 2 i en miljørisikovurdering av sigevann fra deponi skal gjennomføres, se avsnitt 4.7.1.

Mengden vann har stor betydning for flere av nedbrytningsmekanismene som foregår i et deponi. En vanlig fysisk nedbrytningsprosess i kalde områder som Svalbard er frostsprengning, men er det ikke vann tilstedet vil det heller ikke pågå frostsprengning. De kjemiske nedbrytningsprosessene hydrolyse og hydratisering vil stoppe opp dersom det ikke er vann i flytende fase tilstede. Også de biologiske nedbrytningsprosessene krever fuktighet. I et deponi med lite fuktighet vil nedbrytningsprosessene gå saktere enn i et deponi med tilgang på mye fuktighet. Fuktigheten er viktig i forhold til gassproduksjon, sigevannsproduksjon og for distribusjon av stoffer rundt i og ut av deponiet (Williams, 2005). Når vann har vært i kontakt med deponimasser en stund vil mye av oksygenet i vannet være oppbrukt, og vannet blir mettet på organiske stoffer og andre oppløste substanser. Et mettet vann med lite oksygen vil løse opp mindre stoffer enn et friskt og rent vann med mye oksygen (Brattli, B. 2012). Kontinuerlig tilførsel av friskt vann er dermed et bidrag for å opprettholde en høy nedbrytningsrate i deponiet. En oversikt over hvor mye vann det er i deponimassene gir dermed en indikasjon på graden av nedbrytning.

Mengden vann som renner inn og ut av deponiet har stor betydning for transport og spredning av forurensende stoffer. Utslipp av forurenset sigevann kan utgjøre en forurensningsfare for omgivelsene. Målet er derfor at det skal dannes minst mulig sigevann i et deponi, og at mest mulig av sigevannet som oppstår skal samles opp (Statens Forurensningstilsyn, 2003). Figur 4-6 viser hvordan vann transporteres inn og ut av et deponi.



Figur 4-6: Transport av vann inn og ut av et deponi (McBean et al., 1995).

Hvor mye vann som renner inn og ut av et deponi kan kartlegges med en vannbalanse. En vannbalanse kan også brukes til å få en oversikt over hvordan sigevann spres til resipienten, og hvor det spres. Resipienten er definert som deponiets ytre miljø, det vil si det som befinner seg utenfor deponiets grenser. Vanligvis vil resipienten være en vannforekomst, som grunnvann eller overflatevann som bekker, elver, innsjøer og sjøområder. Ideelt sett skal alt vann inn og ut av et deponi kunne beskrives med følgende formel:

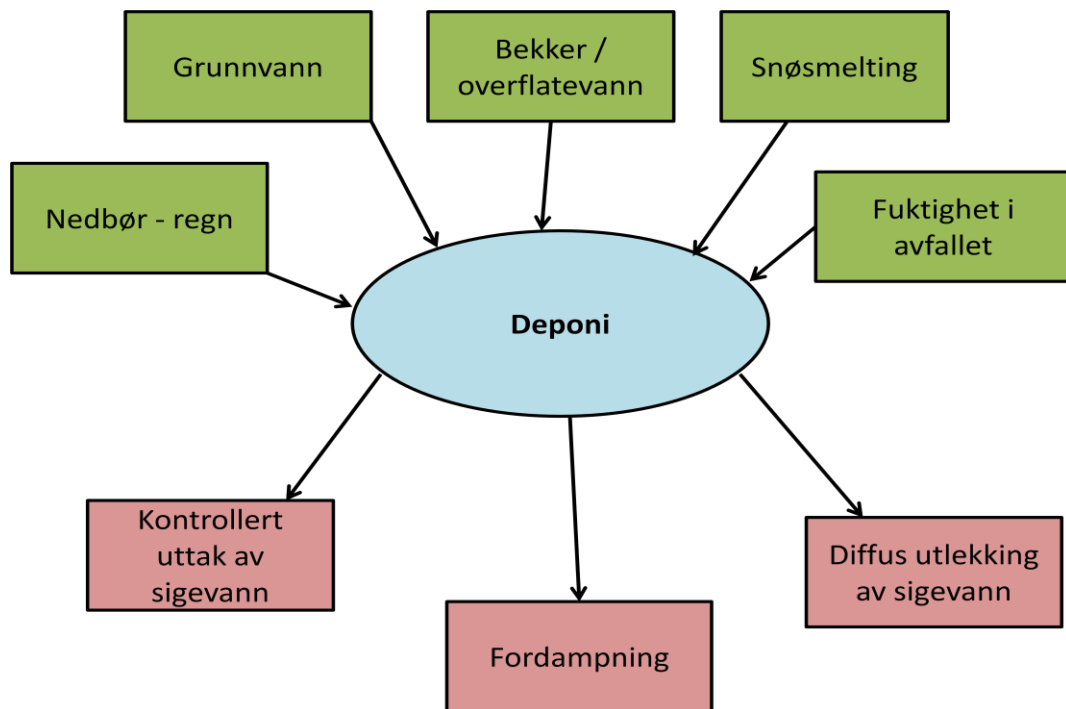
$$Q_{inn} = Q_{ut(kontrollert)} \quad (\text{Statens Forurensningstilsyn, 2003})$$

Q_{inn} = vanninnhold i avfall + nedbør som treffer deponioverflaten

Q_{ut} = fordampning + kontrollert utslipp av sigevann fra deponiet.

I virkeligheten vil det som regel være vann som renner ukontrollert både inn og ut av deponiet. Dette er tilfellet når det er mangelfull side eller bunntetting, ved mangelfull drenering av overflatevann og ved mangelfull oppsamling av sigevann. I mange tilfeller vil derfor vann kunne tilføres deponiet på fem ulike måter. Disse er; nedbør i form av regn, tilsig av grunnvann, overflatevann, snøsmelting og fuktighet i avfallet som deponeres. I tillegg til disse fem vil vann dannes ved nedbrytningsprosesser som pågår i deponiet. Vann vil også strømme ut av deponiet. Dette kan skje på tre måter; ved fordampning, ved kontrollert uttak av sigevann og ved diffus

utlekking av sigevann (Statens Forurensningstilsyn, 2003). Figur 4-7 viser komponentene som inngår i en vannbalanse.



Figur 4-7: Vannbalanse for deponiet

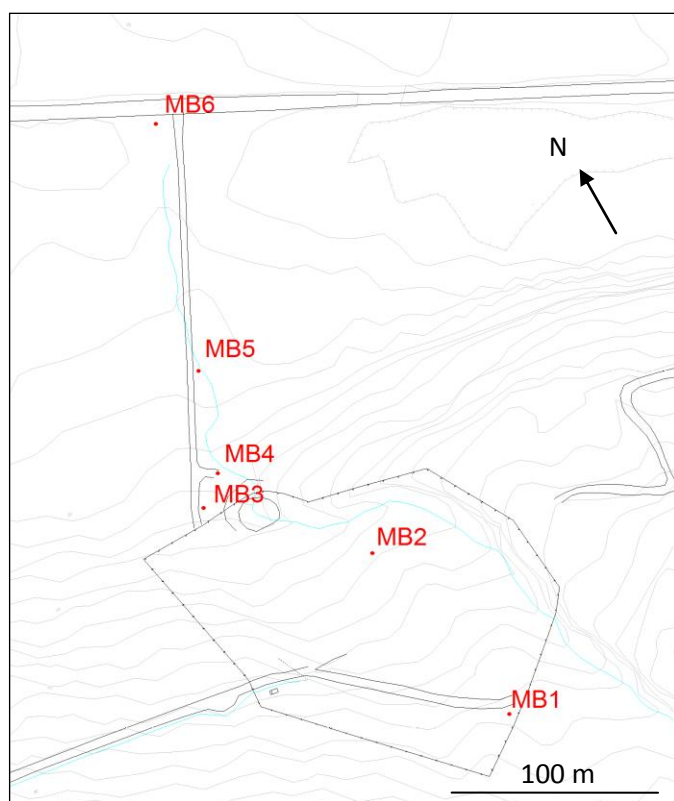
For å beregne mengden overflatevann som dreneres til et område må arealet av nedbørsfeltet til området beregnes. Beregning av arealet til et nedbørsfelt kan gjøres ved hjelp av et topografisk kart. For å bestemme grensen til nedbørsfeltet starter man i et ønsket punkt, for deretter å tegne en linje som krysser vinkelrett på alle høydekurver. Tilslutt ender man opp i samme punkt som man startet. Deretter beregnes arealet av området innenfor linjen som ble tegnet, og dette er arealet av nedbørsfeltet (Alfredsen, 2010).

Det er sjelden at alt vannet som faller over et nedbørsfelt vil dreneres ut av området. Egenskapene til overflaten nedbøren faller på spiller en stor rolle. Består overflaten av et tett asfaltdekke vil mesteparten av vannet kunne renne av overflaten. Hvis overflaten derimot består av en gressplen vil vann trekkes ned i jordmonnet, og mindre vann vil renne av fra overflaten. Faktorer som jordas vanninnhold, vegetasjonsdekke og om jorda er frosset eller tint spiller også inn. Vanligvis vil avrenningen være lav om sommeren fordi jordsmonnet og vegetasjon tar opp mesteparten av vannet. Hvis det er tørt i toppdekket av jorda om høsten vil dette føre til en høyere avrenning (Amundsen et al., 2004). Disse faktorene er det viktig å huske på når overflateavrenningen skal bestemmes.

5 Resultater

5.1 Kornfordelingsanalyse

Det ble tatt syv jordprøver, fra fem punkter i området rundt deponiet. Figur 5-1 viser plassering av prøvetakingspunktene. Prøvene ble tatt fra punktene som er markert som MB1, MB3, MB4, MB5 og MB6 i figuren. Tabell 5-1 viser ved hvilket dyp prøvene ble tatt.

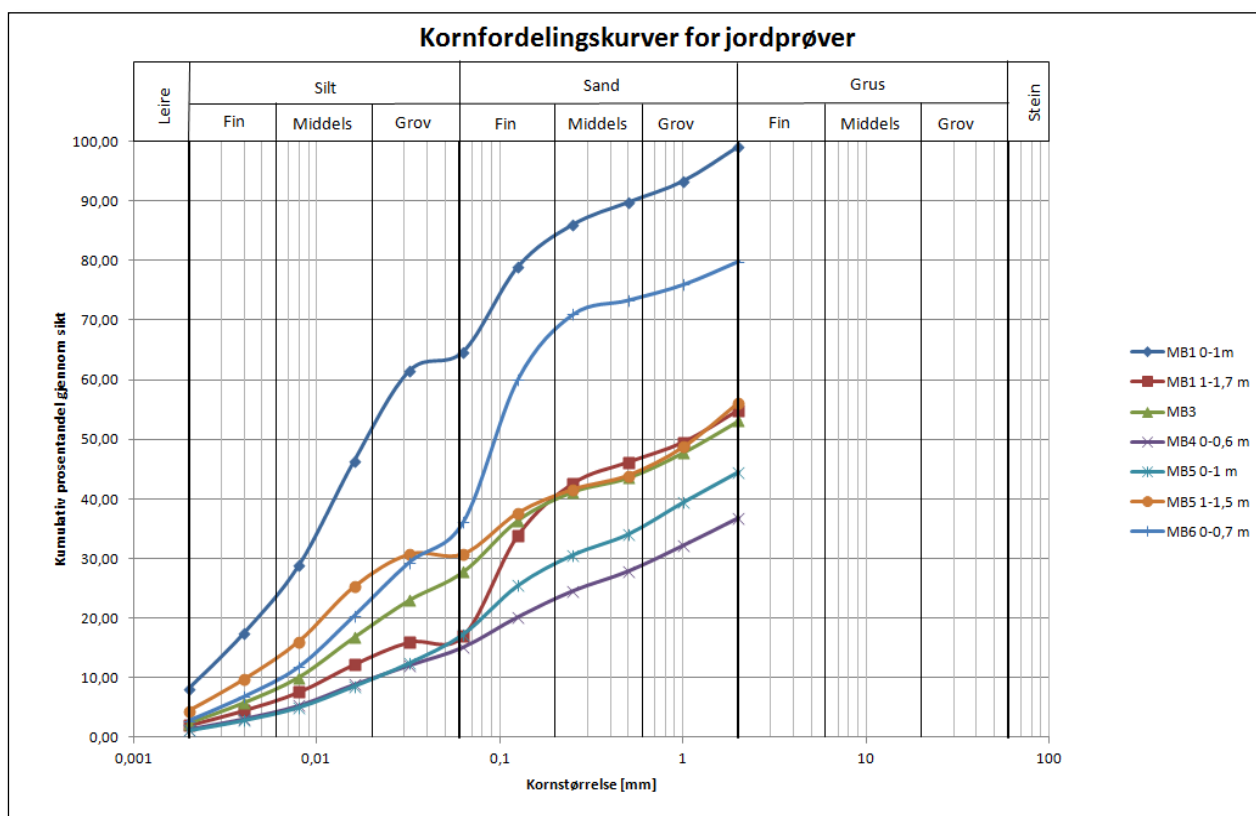


Figur 5-1: To jordprøver ble tatt i MB1, en prøve i MB3, en prøve i MB4, to prøver i MB5 og en prøve i MB6.

Tabell 5-1: Navn på jordprøver, plassering og dyp.

Prøvenavn	Plassering (brønnpunkt)	Dyp [m]
MB1 0-1 m	MB1	0-1
MB1 1-1,7 m	MB1	1-1,7
MB3	MB3	
MB4 0-60 cm	MB4	0-0,6
MB5 0-1 m	MB5	0-1
MB5 1-1,5 m	MB5	1-1,5
MB6 0-70 cm	MB6	0-0,7

Figur 5-2 viser kornfordelingskurvene for de 7 jordprøvene. Tallene som er brukt for å plote kurvene vises i vedlegg 4.



Figur 5-2: Kornfordelingskurver for jordprøvene tatt rundt deponiet

Hvis man sammenligner kurvene i figur 4-1 med kornfordelingskurvene til jordprøvene rundt deponiet, ser man formen på kornfordelingskurvene ligner på kurven til morenemateriale. Felles for morenemateriale er at det er svært usortert, gjerne kantete, og kan bestå av alle kornstørrelser fra fin leire til store blokker. Morenemateriale vil derfor typisk ha en slak kornfordelingskurve, som spenner over alle kornstørrelsene.

Navngiving

Basert navngivingsreglene beskrevet i avsnitt 4.1 er jordprøvene fra området rundt deponiet navngitt som følgende:

Tabell 5-2: Navngiving av jordprøvene.

Prøve		Innhold [%]	Navn
MB1 0-1 m	Grus	1	Sandig leirig silt
	Sand	34,4	
	Silt	56,6	
	Leire	8	
MB1 1-1,7 m	Grus	45,1	Grusig sandig siltig materiale
	Sand	37,9	
	Silt	15	
	Leire	2	
MB3	Grus	47	Grusig sandig siltig materiale
	Sand	25,4	
	Silt	25,5	
	Leire	2,3	
MB4 0-0,6 m	Grus	63,2	Sandig grus
	Sand	21,7	
	Silt	13,8	
	Leire	1,3	
MB5 0-1 m	Grus	55,5	Grusig sandig siltig materiale
	Sand	27,2	
	Silt	16,2	
	Leire	1,1	
MB5 1-1,5 m	Grus	43,9	Grusig sandig siltig materiale
	Sand	25,4	
	Silt	26,3	
	Leire	4,4	
MB6 0-0,7 m	Grus	20,2	Grusig sandig siltig materiale
	Sand	43,7	
	Silt	33,4	
	Leire	2,8	

Fra tabell 5-2 ser man at 5 av jordprøvene, MB1 1-1,7 m, MB3, MB5 0-1 m, MB5 1-1,5 m og MB6 0-0,7 m er klassifisert som grusig, sandig, siltig materiale. Prøve MB1 0-1 m er en sandlig leirig silt, denne prøven har det høyeste finstoffinnholdet. Prøven MB4 0-0,6 m er en sandig grus, denne prøven har høyest innhold av grovere kornstørrelser.

Midlere kornstørrelse og graderingstall

Vedlegg 5 viser kornfordelingskurver for hver enkelt jordprøve, hvor d_{50} , d_{10} og d_{60} er markert. d_{50} , d_{10} og d_{60} tilsvarer henholdsvis 50 %, 10 % og 60 % av siktegjennomgang i kornfordelingskurvene. I kornfordelingsanalysen som er gjort er alt materiale større enn 2 mm slått sammen i kategorien > 2mm. For flere av prøvene utgjør denne fraksjonen mer enn 60 % av materialet, noe som fører til at d_{60} og d_{50} ikke kan bestemmes fra kornfordelingskurvene. Dette gjelder prøvene MB1 1-1,7 m, MB3, MB4 0-0,6 m, MB5 0-1 m og MB5 1-1,5 m. Verdien d_{60} er nødvendig for å beregne graderingstallet. For å kunne beregne d_{60} er det derfor stipulert en forlengelse av kornfordelingskurvene. Jordprøvene er svært lite sortert, og flere av kornfordelingskurvene har en tilnærmet lineær form. Det er derfor liten grunn til å tro at prøvene vil ha en sortering i de grovere fraksjonene. Stipuleringene av kornfordelingskurvene er derfor trukket som lineære forlengelser, med omtrent samme stigningstall som resten av kornfordelingskurvene. Stipuleringene er markert med en stripete linje, se vedlegg 5.

Tabell 5-3 viser d_{50} , midlere kornstørrelse, for jordprøvene. Som man ser av tabellen spenner midlere kornstørrelse over alt fra middels silt til middels grus.

Tabell 5-3: Midlere kornstørrelser for jordprøvene.

Prøve	d_{50} [mm]	Kategori
MB1 0-1 m	0,019	Middels silt
MB1 1-1,7 m	1,1	Grov sand
MB3	1,4	Grov sand
MB4 0-0,6 m	10	Middels grus
MB5 0-1 m	4	Fin grus
MB5 1-1,5 m	1,1	Grov sand
MB6 0-0,7 m	0,09	Fin sand

Tabell 5-4 viser graderingstallet til jordprøvene. d_{10} og d_{60} er lest av kornfordelingskurvene i vedlegg 5, og ut i fra dette er graderingstall beregnet ved hjelp av formelen for graderingstall, se avsnitt 4.1.

Tabell 5-4: Graderingstall for prøvene, prøvene i kursiv har stipulerte verdier for d_{60} .

Prøve	d_{10} [mm]	d_{60} [mm]	Graderingstall	Beskrivelse
MB1 0-1 m	0,0013	0,03	23	Velgradert
MB1 1-1,7 m	0,011	3	273	Velgradert
MB3	0,008	3,5	438	Velgradert
MB4 0-0,6 m	0,02	30	1500	Velgradert
MB5 0-1 m	0,02	17	850	Velgradert
MB5 1-1,7 m	0,0045	3	667	Velgradert
MB6 0-0,7 m	0,006	0,13	22	Velgradert

Som man ser er alle prøvene velgraderte, og graderingstallene varierer fra 22 for MB6 0-0,7 m til 1500 for MB4 0-0,6 m.

Hydraulisk konduktivitet

Hazens formel

Hydraulisk konduktivitet er beregnet for alle jordprøvene ved hjelp av Hazens formel. Se avsnitt 4.1 for beskrivelse av fremgangsmåte og formel.

Vurdering av sorterings- og størrelseskoeffisientene til Hazens formel

Sorterings- og størrelseskoeffisienten som inngår i Hazens formel er oppgitt som intervaller, se tabell 4-5. Koeffisienten velges ut i fra sortering og kornstørrelse. Prøver som er dårlig sortert og inneholder mye finstoff skal ha lavere koeffisient enn de som er bedre sortert og har et grovere innhold.

MB1 0-1 m er en middels gradert prøve. Som man ser av tabell 5-3 har denne prøven en midlere kornstørrelse som middels silt. Den faller derfor under kategorien "Dårlig sortert til godt sortert veldig fin sand". Det høye innholdet av fine partikler tilsier at den burde få en sorterings- og størrelseskoeffisient i den laveste delen av intervallet. Men siden den også er middels sortert, er det valgt å sette koeffisienten lik 50 for denne prøven.

Prøvene MB1 1-1,7 m, MB3 og MB5 1-1,5 m er alle usorterte, og har et høyt innhold av grove korn. Midlere kornstørrelse for disse prøvene er grov sand. Dette gjør at de faller under kategorien "Dårlig sortert til middels sortert grov sand". Den dårlige sorteringen tilsier at sorterings- og størrelseskoeffisienten burde ha en verdi i den laveste delen av intervallet. Prøvene inneholder også mye av den fineste kornstørrelsen i dette intervallet, nemlig grov sand. Derfor er sorterings- og størrelseskoeffisienten satt til 80 for disse tre prøvene.

Prøven MB5 0-1 m er en dårlig sortert prøve med en midlere kornstørrelse lik fin grus. Denne prøven faller også under kategorien "Dårlig sortert til middels sortert fin sand". I og med at den inneholder mer grove korn enn prøvene MB1 1-1,7 m, MB3 og MB5 1-1,5 m, men er omtrent like dårlig sortert er sorterings- og størrelseskoeffisienten for denne prøven satt til 90.

Prøven MB4 0-0,6 m er en dårlig sortert prøve med en midlere kornstørrelse på middels grus. Denne prøven faller, i likhet med MB1 1-1,7 m, MB3, MB5 1-1,5 m og MB5 0-1 m, under kategorien "Dårlig sortert til middels sortert fin sand". Fordi denne prøven inneholder grovere korn enn de fire andre prøvene i samme kategori er sorterings- og størrelseskoeffisienten satt til 100 for denne prøven.

Prøven MB6 0-0,7 m er dårlig sortert og har et høyt innhold av fine kornstørrelser. Midlere kornstørrelse er fin sand. Dette gjør at prøven faller under kategorien "Dårlig sortert til middels sortert fin sand". Det at prøven er dårlig sortert og inneholder mye fin sand, gjør at den er vurdert til å falle under den laveste delen av intervallet, og har fått en verdi på 40.

Fordi graderingstallet til alle jordprøvene er over 5 ble den alternative metoden for å bestemme d_{10} benyttet, se avsnitt 4.1. Vedlegg 6 viser hvordan rektanglene er tilpasset kornfordelingskurvene. Tabell 5-5 viser de beregnede verdiene for d_{10} og hydraulisk konduktivitet.

Tabell 5-5: Hydraulisk konduktivitet for jordprøvene ved bruk av Hazens formel

Prøve	d_{10} [cm]	Sortering- og størrelseskoeffisient [1/cm/s]	Hydraulisk konduktivitet [cm/s]	Hydraulisk konduktivitet [m/s]
MB1 0-1 m	0,000011	50	$6,05 \cdot 10^{-9}$	$6,05 \cdot 10^{-11}$
MB1 1-1,7 m	0,0000125	80	$1,25 \cdot 10^{-8}$	$1,25 \cdot 10^{-10}$
MB3	0,000015	80	$1,8 \cdot 10^{-8}$	$1,8 \cdot 10^{-10}$
MB4 0-0,6 m	0,000013	100	$1,69 \cdot 10^{-8}$	$1,69 \cdot 10^{-10}$
MB5 0-1 m	0,000018	90	$2,916 \cdot 10^{-8}$	$2,916 \cdot 10^{-10}$
MB5 1-1,5 m	0,000016	80	$2,048 \cdot 10^{-8}$	$2,048 \cdot 10^{-10}$
MB6 0-0,7 m	0,000017	40	$1,156 \cdot 10^{-8}$	$1,156 \cdot 10^{-10}$
Gjennomsnitt			$1,638 \cdot 10^{-8}$	$1,638 \cdot 10^{-10}$

I følge Hazens metode er gjennomsnittlig hydraulisk konduktivitet for jorda rundt deponiet i Adventdalen $1,638 \cdot 10^{-10}$ m/s. Dette er veldig lavt, og som man ser av tabell 4-4 er dette verdier man vanligvis finner i leire. Kornfordelingsanalysen viser imidlertid at det er en god andel grove partikler i mange av prøvene, noe som ikke er typisk for leire. Den lave hydrauliske konduktiviteten sammen med et høyt innhold av grovere fraksjoner kan tyde på at materialet er en leirig morene. Dette stemmer ikke så godt overens med det kvartærgeologiske kartet i figur 3-12, som viser at området er dekket av marine strandavsetninger.

Gustafssons metode

Gustafssons metode er brukt for å beregne hydraulisk konduktivitet for prøvene MB1 0-1 m og MB6 0-0,7 m. Grunnen til at Gustafssons metode kun er brukt på disse to prøvene er at graderingstallet til de andre prøvene er for høyt til å kunne benytte grafen i figur 4-2. Grafen gjelder for graderingstall opp til 20. Prøvene MB1 0-1 m og MB6 0-0,7 m har graderingstall på henholdsvis 23 og 22. I og med at kurven i figur 4-2 har en jevn stigning, og graderingstallene for de to prøvene ikke befinner seg langt utenfor grafen, er omtrentlige verdier lest av for graderingstall 22 og 23. Tabell 5-6 viser beregnet hydraulisk konduktivitet ved Gustafssons metode.

Tabell 5-6: Hydraulisk konduktivitet ved hjelp av Gustafssons metode

Prøve	d_{10} [mm]	d_{10} [m]	Graderingstall (Cu)	E(Cu)	Hydraulisk konduktivitet [m/s]
MB1 0-1 m	0,0013	0,0000013	23	6,2	$1,048 \cdot 10^{-11}$
MB6 0-0,7 m	0,006	0,000006	22	6,3	$2,268 \cdot 10^{-10}$

Hvis man sammenligner beregnet hydraulisk konduktivitet ved Hazens metode og Gustafssons metode ser man at svarene er omtrent like. For prøve MB1 0-1 m er den hydrauliske konduktiviteten $6,05 \cdot 10^{-11}$ m/s ved Hazens metode, og $1,048 \cdot 10^{-11}$ m/s ved Gustafssons metode. For prøve MB6 0-0,7 m er den hydrauliske konduktiviteten $1,156 \cdot 10^{-10}$ m/s ved Hazens metode og $2,268 \cdot 10^{-10}$ m/s ved Gustafssons metode.

Andre kornfordelingsanalyser i samme område

I 2005 foretok Multiconsult en miljørisikovurdering av deponiet i Adventdalen. I denne forbindelsen ble det tatt jordprøver fra groper gravd 35-45 cm under terreng, i området mellom deponiet og veien ut til gruve 7. Kornfordelingsanalyser ble gjort for fem av jordprøvene. Resultatet viste at massene hovedsakelig bestod av silt, med innslag av sand og leire. Noen av prøvene bestod også av bekkegrus. I rapportens konklusjon står det at løsmassene har en lav permeabilitet på grunn av høyt innhold av leire og silt (Barlindhaug and Kramvik, 2005).

Tabell 5-7 viser en oppsummering av resultatene fra kornfordelingsanalysen, med verdier for midlere kornstørrelse, navngiving, gradering, og beregnet hydraulisk konduktivitet med Hazens metode og med Gustafssons metode, for de prøvene hvor det var mulig.

Tabell 5-7: Oppsummering av resultater fra kornfordelingsanalysen

Prøvenavn	Midlere kornstørrelse	Navngiving	Gradering	Hydraulisk konduktivitet - Hazens metode [m/s]	Hydraulisk konduktivitet - Gustafssons metode [m/s]
MB1 0-1 m	Middels silt	Sandig leirig silt	Velgradert	$6,05 \cdot 10^{-11}$	$1,048 \cdot 10^{-11}$
MB1 1-1,7 m	Grov sand	Grusig sandig siltig materiale	Velgradert	$1,25 \cdot 10^{-10}$	
MB3	Grov sand	Grusig sandig siltig materiale	Velgradert	$1,8 \cdot 10^{-10}$	
MB4 0-0,6 m	Middels grus	Sandig grus	Velgradert	$1,69 \cdot 10^{-10}$	
MB5 0-1 m	Fin grus	Grusig sandig siltig materiale	Velgradert	$2,916 \cdot 10^{-10}$	
MB5 1-1,5 m	Grov sand	Grusig sandig siltig materiale	Velgradert	$2,048 \cdot 10^{-10}$	
MB6 0-0,7 m	Fin sand	Grusig sandig siltig materiale	Velgradert	$1,156 \cdot 10^{-10}$	$2,268 \cdot 10^{-10}$

5.2 Temperaturmålinger

Temperaturdata fra deponiet

Fra 1998 til 2008 ble de to temperaturmålerne 1152 og 1248 benyttet for å måle temperaturen i deponiet. I 2008 ble disse byttet ut med en ny måler, A70308. Det har vært en del trøbbel med målerne, slik at det er en del "hull" i målingene. Tabellen under viser når målerne har fungert.

Tabell 5-8: Tabellen viser hvilke perioder det har vært temperaturmålinger i deponiet.

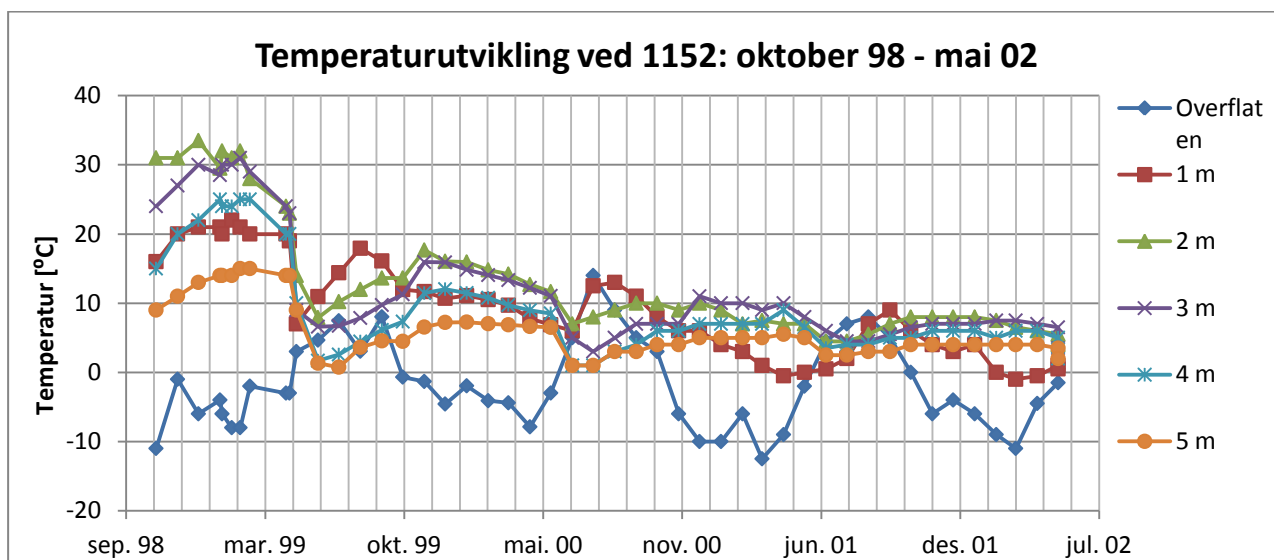
Måler	Periode	Periode
1152	okt. 98 – mai 02	
1248	mai 99 – mar. 01	nov. 04 – des. 06
A70308	jul. 09 – sept.10	

Figurene 5-3, 5-4, 5-5 og 5-6 er laget etter temperaturdata tilsendt fra Jørn Myrlund ved Longyearbyen Lokalstyre Bydrift KF.

Temperaturmålinger fra 1152:

Figur 5-3 viser temperaturdata fra målestasjon 1152, for perioden fra 25.10.1998 til 15.5.2002. I vedlegg 7 er temperaturdata for perioden 25.10.1998 til 15.5.2002, altså samme som i figur 5-3, men uten overflatekurven eller kurven for 1 meter. I denne figuren er det lettere å se trenden for temperaturvariasjonen i deponiet.

Av figur 5-3 ser man et dropp i temperaturene i deponimassene hver vår. Disse droppene samsvarer ikke med overflatetemperaturen som man ser øker mot sommeren. Det er en tendens til avtagende temperatur fra 1998 til 2002.

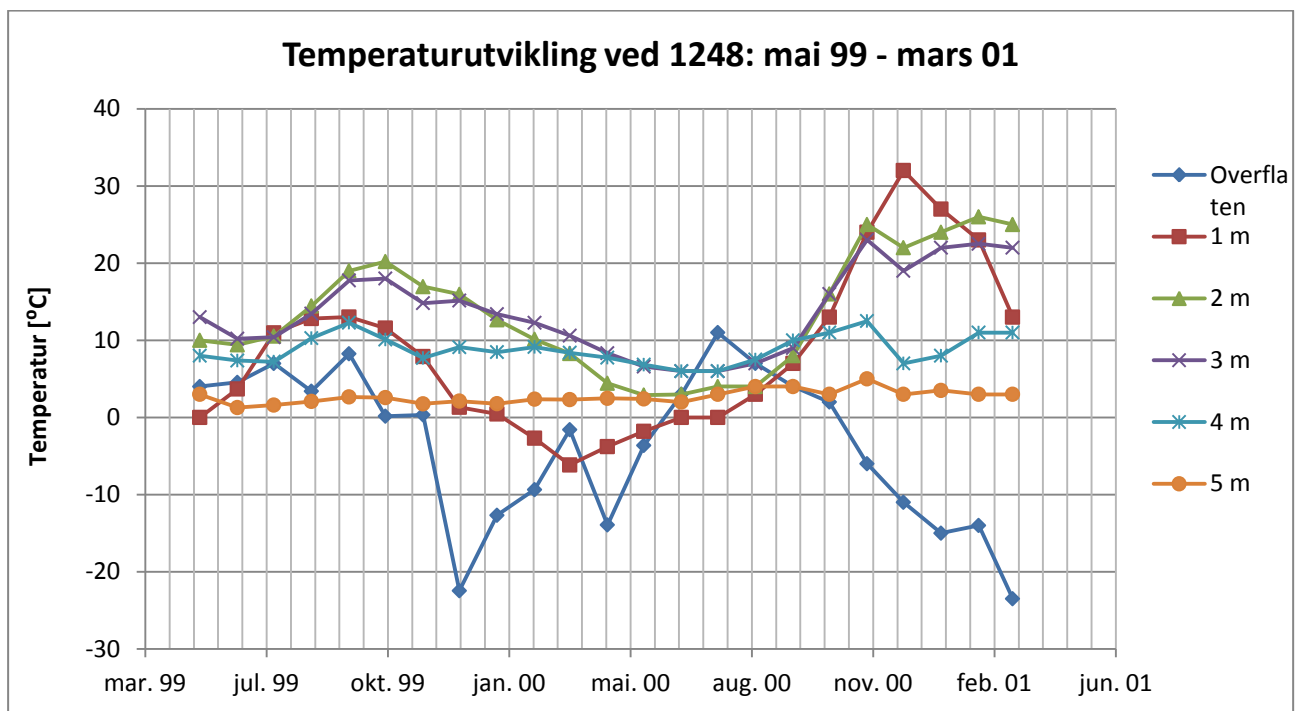


Figur 5-3: Målinger fra 1152 i perioden oktober 98 – mai 02.

Temperaturmålinger fra 1248

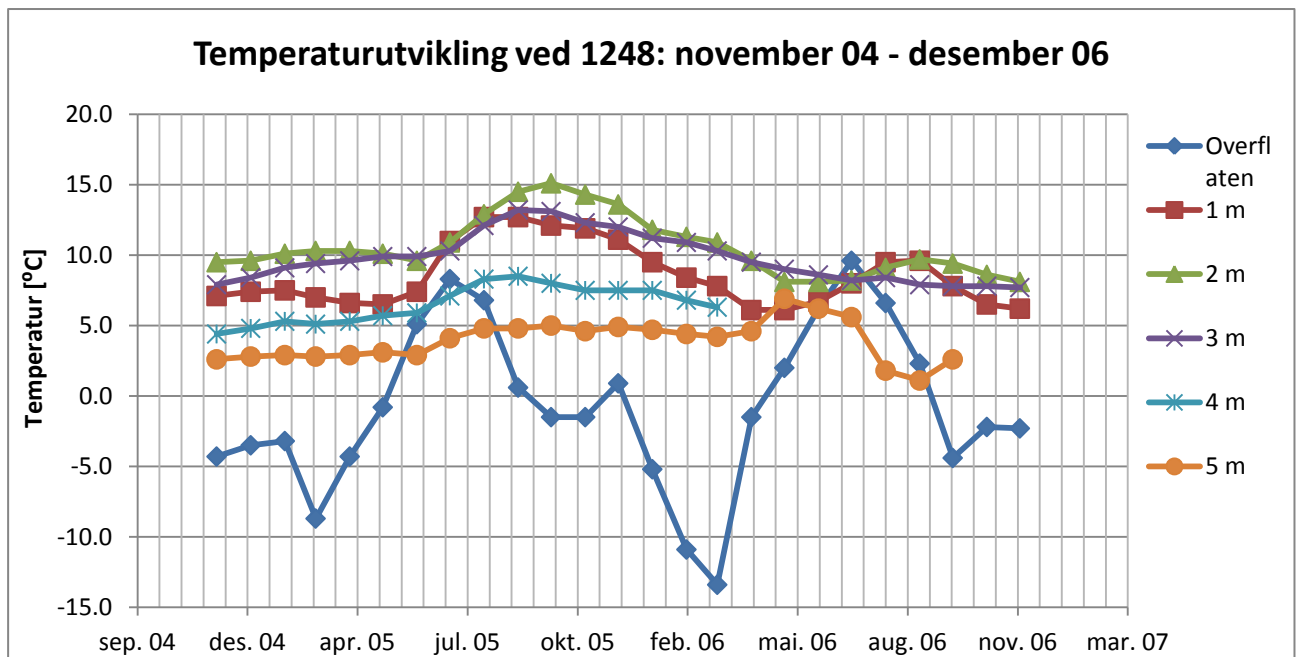
Figur 5-4 og 5-5 viser temperaturutviklingen i målepunktet 1248. Figur 5-4 viser utviklingen for perioden mai 1999 til mars 2001, og figur 5-5 viser for perioden november 2004 til desember 2006. Temperaturvariasjonene ved 1248 avviker noe fra temperaturvariasjonene i 1152. Man finner ikke igjen samme dropp i temperaturene hver vår, som man finner i 1152. I stedet finner man en mer gradvis økning i temperaturene hver høst.

Fra figur 5-4 ser man at temperaturene ved 4 og 5 meters dyp holder seg på et relativt jevnt nivå gjennom hele perioden. Temperaturen ved 4 meter varierer litt mer enn temperaturen ved 5 meter, men begge disse kurvene holder seg stabile selv gjennom sesongvariasjoner. Kurvene ved 1, 2 og 3 meter varierer mer. Man ser en økning i temperatur høsten 1999. Etter det følger en jevn nedgang i temperaturene før de holder seg på et stabilt nivå gjennom sommeren 2000. Høsten 2000 ser man en ny ganske kraftig økning i temperaturene ved samme dyp, og temperaturen ved 1 meter stiger helt til 27 °C.



Figur 5-4: Målinger fra 1248 i perioden mai 99 – mars 01.

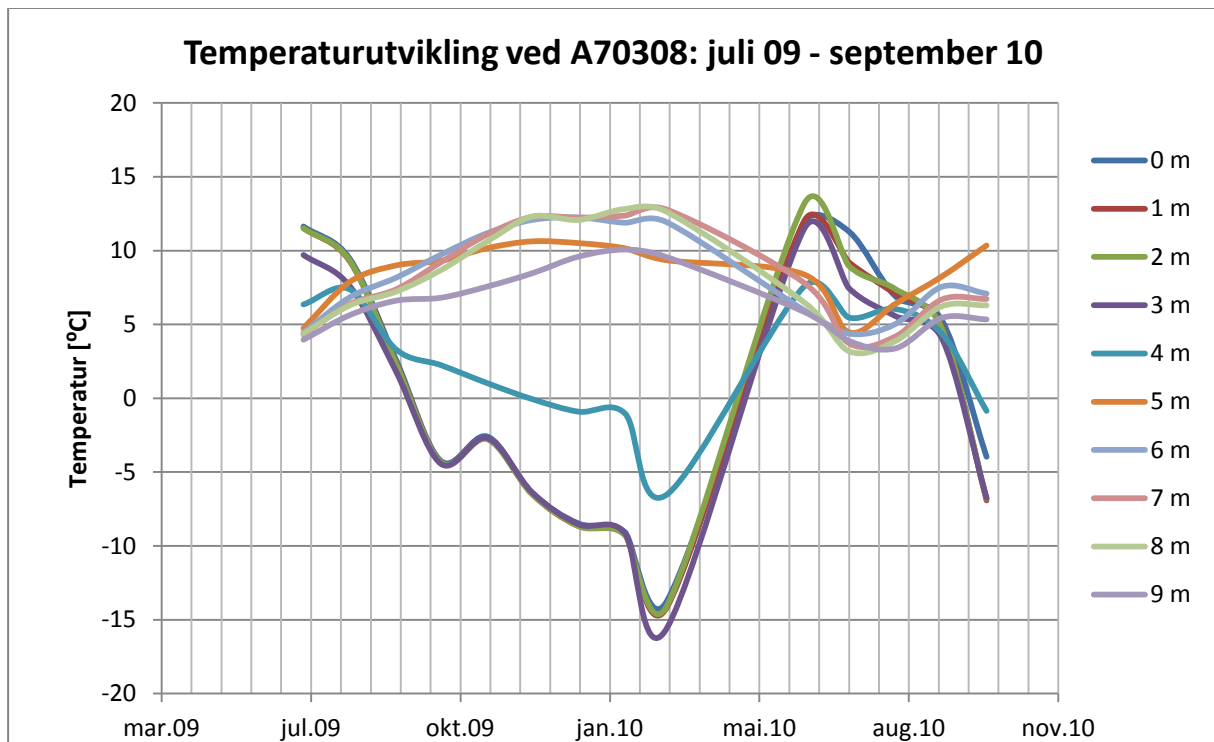
Fra figur 5-5 ser man at temperaturene i deponiet holder seg stabile gjennom vinteren, våren og sommeren 2005. I løpet av tidlig høst 2005 ser man en temperturøkning gjennom hele deponiet, med størst økning i de tre øverste meterne. I oktober begynner temperaturen å avta i de tre øverste meterne, mens de holder seg stabile ved 4 og 5 meters dyp. I juli 2006 ser man en ny økning ved 1 og 2 meters dyp. Økningen samsvarer ikke med overflatetemperaturen som synker i løpet av høsten.



Figur 5-5: Målinger fra 1248 i perioden november 04 – desember 06.

Temperaturmålinger fra A70308

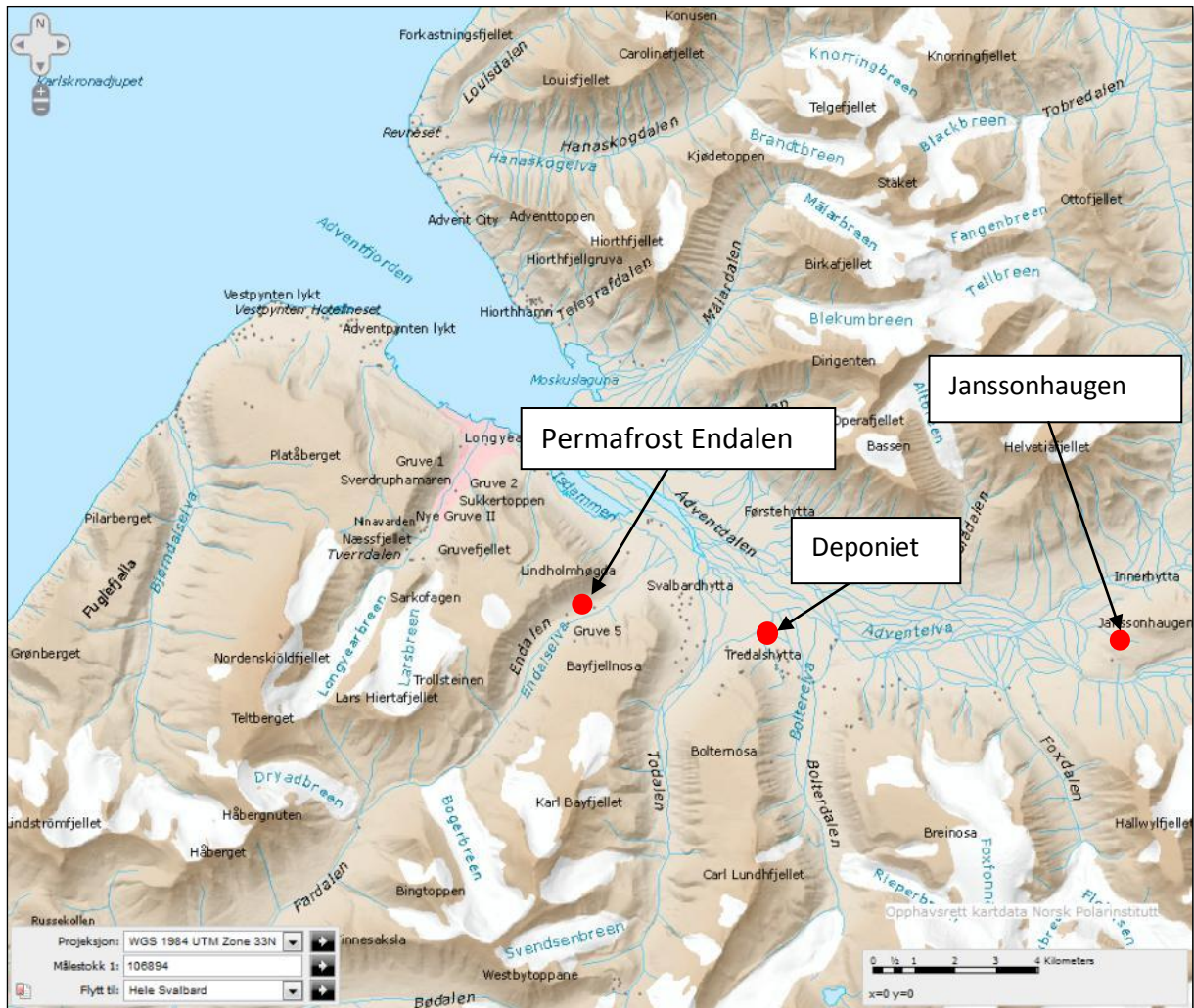
I 2008 ble temperaturmåleren A70308 byttet ut med de to målerne 1152 og 1248. Den nye måleren ble plassert nordvest i deponiet. Både i 2008 og i 2009 var det problemer med loggeren, men fra juli 2009 har den registrert temperaturer. Som man ser av figur 5-6 følger temperaturkurvene for 0, 1, 2, 3 og 4 meter hverandre. Samtidig følger temperaturkurvene for 5, 6, 7, 8 og 9 meter hverandre. Det går en slags grense mellom 4 og 5 meter, hvor temperaturen over og under denne grensen varierer på to nokså ulike måter. Det ser ut til at temperaturene ned til 4 meter følger overflatetemperaturen, med lave temperaturer i vintersesongen, og høyere temperaturer i sommersesongen. Temperaturene under 4 meter øker i løpet av høsten, og avtar i løpet av våren. Dette mønsteret kan minne om mønstrene fra målepunktene 1152 og 1248.



Figur 5-6: Målinger fra A70308 i perioden juli 2009 til oktober 2010.

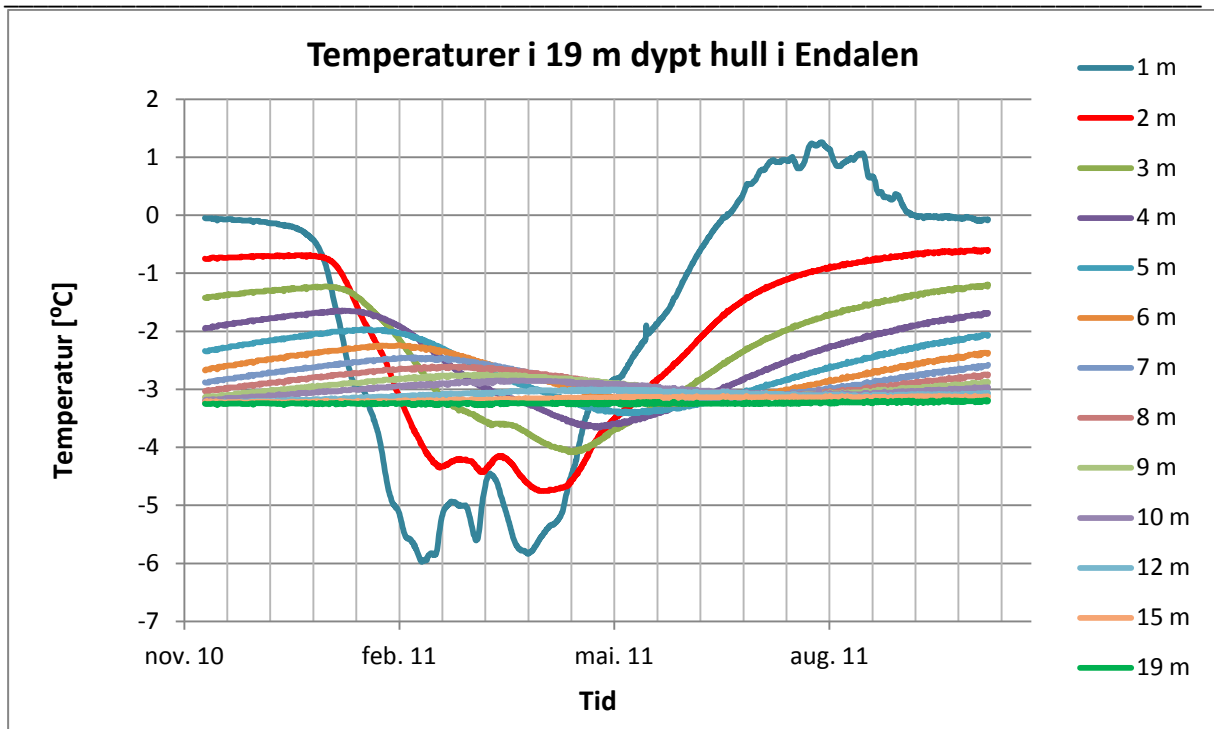
Temperaturdata fra urørt permafrost i Endalen

Figur 5-7 under viser plasseringen av en temperaturmåler i Endalen, en sidedal til Adventdalen. Denne måler temperaturvariasjonen i urørt permafrost, i et 19 meter dypt hull. Temperaturmåleren drives av UNIS, The University centre in Svalbard. Figur 5-7 viser også hvor deponiet er plassert i forhold til temperaturmåleren i Endalen.



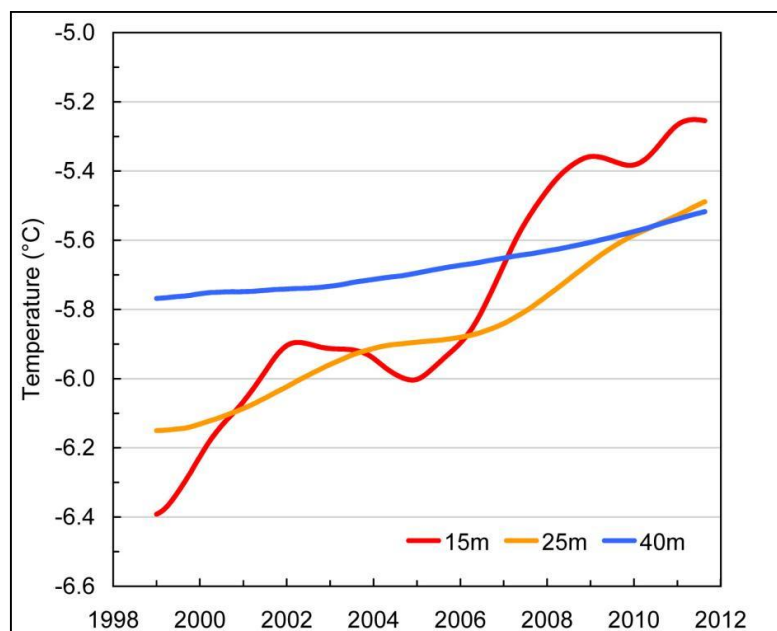
Figur 5-7: Plassering av målestasjonen i Endalen i forhold til deponiet (Norsk Polarinstittutt, 2012).

Figur 5-8 viser temperaturutviklingen i hullet i Endalen, for perioden november 2010 til november 2011. Man ser av figuren at den aktive sonen strekker seg fra overflaten og ned til et dyp på mellom 1 og 2 meter. Under dette er bakken frosset hele året. Jo dypere ned man kommer jo mer stabil er temperaturen gjennom året. Ved 15 meter er det svært liten variasjon i temperatur gjennom året, dette er "zero degree amplitude".



Figur 5-8: Temperatur i urørt permafrost i Endalen. Målingene er fra november 2010 til november 2011. (University centre in Svalbard (UNIS), 2012)

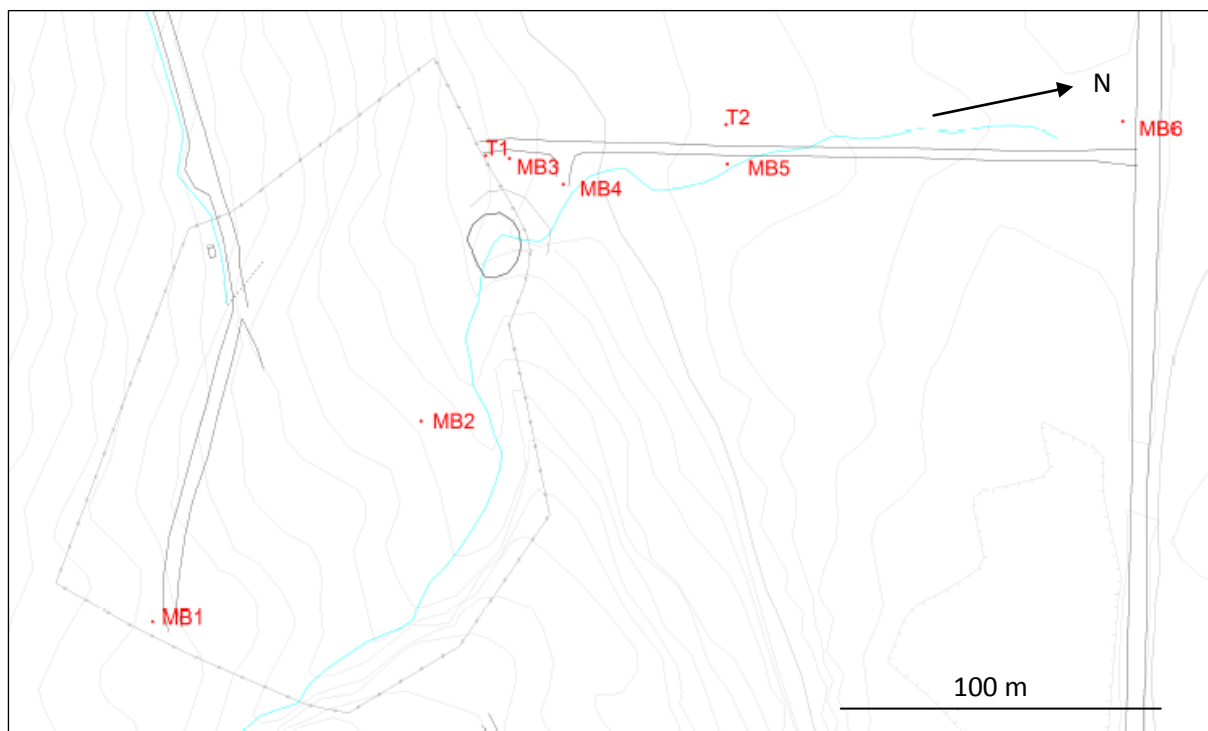
Figur 5-9 viser temperaturutviklingen i et 40 meters dyp hull ved Janssonhaugen, fra 1998 og frem til i dag. Plasseringen av Janssonhaugen er vist i figur 5-7. Man ser av figur 5-9 at temperaturen i permafrosten har økt fra 1998 og frem til 2012.



Figur 5-9: Temperaturutvikling i urørt permafrost ved Janssonhaugen fra 1998 til 2012 (Meteorologisk institutt, 2012b).

Temperaturdata for målerne som ble satt ned i januar:

I januar ble det satt ned to thermistorstrenger ved deponiet. Den ene ble satt ned rett utenfor deponigjerdet, i nedkant av deponiet. Denne er kalt T1. Den andre ble plassert litt lengre vekk fra deponiet, og er kalt T2. Plasseringen av thermistorstrengene kan sees i figur 5-10, markert som T1 og T2.



Figur 5-10: Temperaturmålerne som ble satt ned i januar er markert som T1 og T2 på kartet.

Thermistorstrengene består av en ledning med 10 temperatursensorer fordelt langs ledningen. Tabell 5-9 viser hvordan sensorene er fordelt langs ledningen.

Tabell 5-9: Dyp til sensorer langs thermistorstrengen (Finseth, J. 2012)

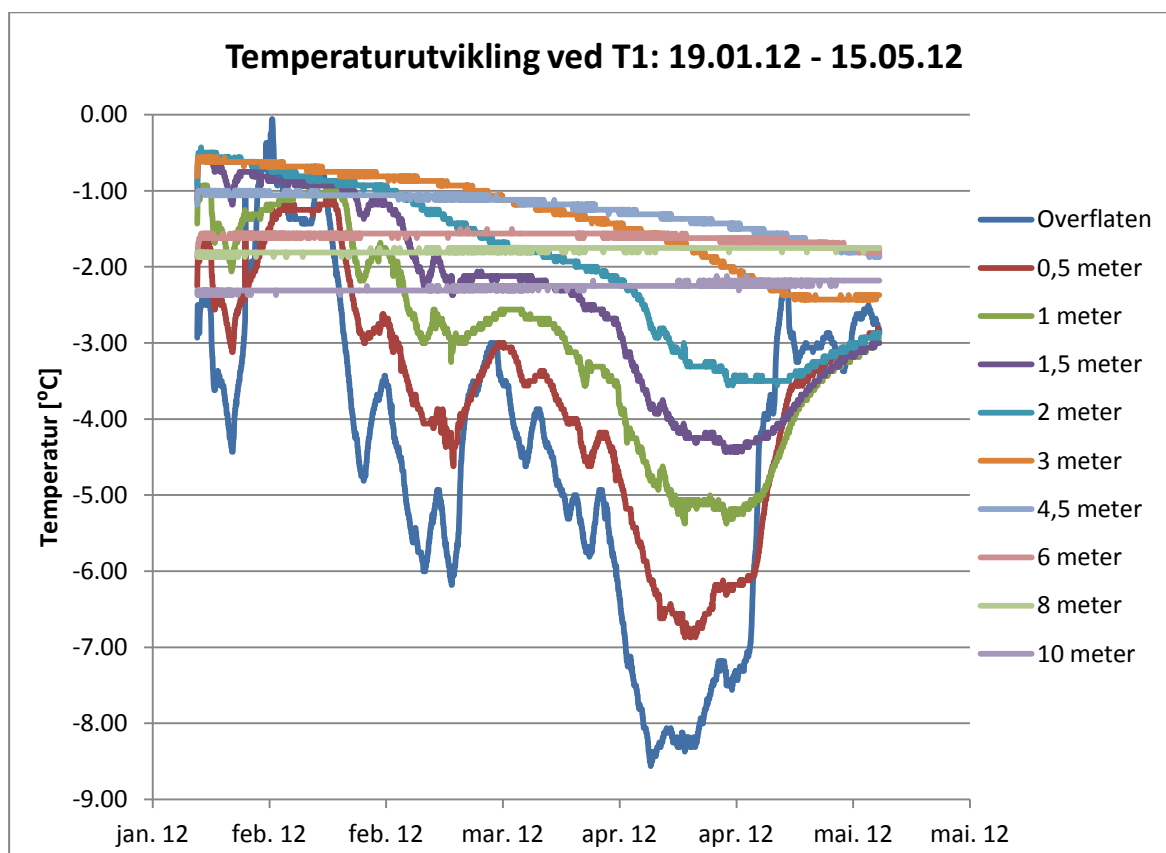
Sensor	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Dyp [m]	0	0,5	1	1,5	2	3	4,5	6	8	10

Nedsettelsen av thermistorstrengene foregikk ved at to 10 meters hull ble boret. Deretter ble hullene fylt med frostvæske, før thermistorstrengene ble heiset ned. Figur 5-11 viser nedsettingen av thermistorstrengene.

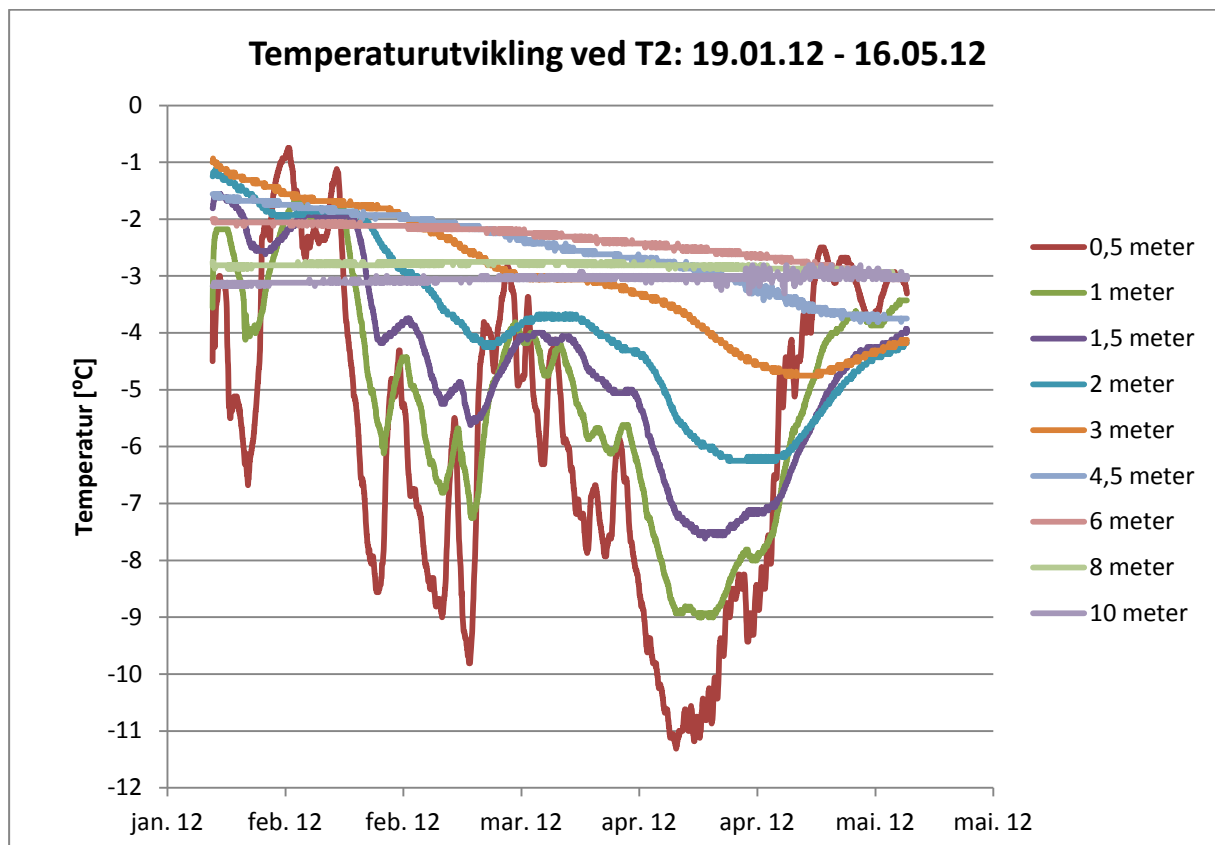


Figur 5-11: Thermistorstrengene settes ned i de 10 meter dype hullene.

Grafene i figur 5-12 og 5-13 viser hvordan temperaturutviklingen har vært ved T1 og T2 i perioden januar 2012 til mai 2012.



Figur 5-12: Temperaturutvikling ved T1



Figur 5-13: Temperaturutvikling ved T2

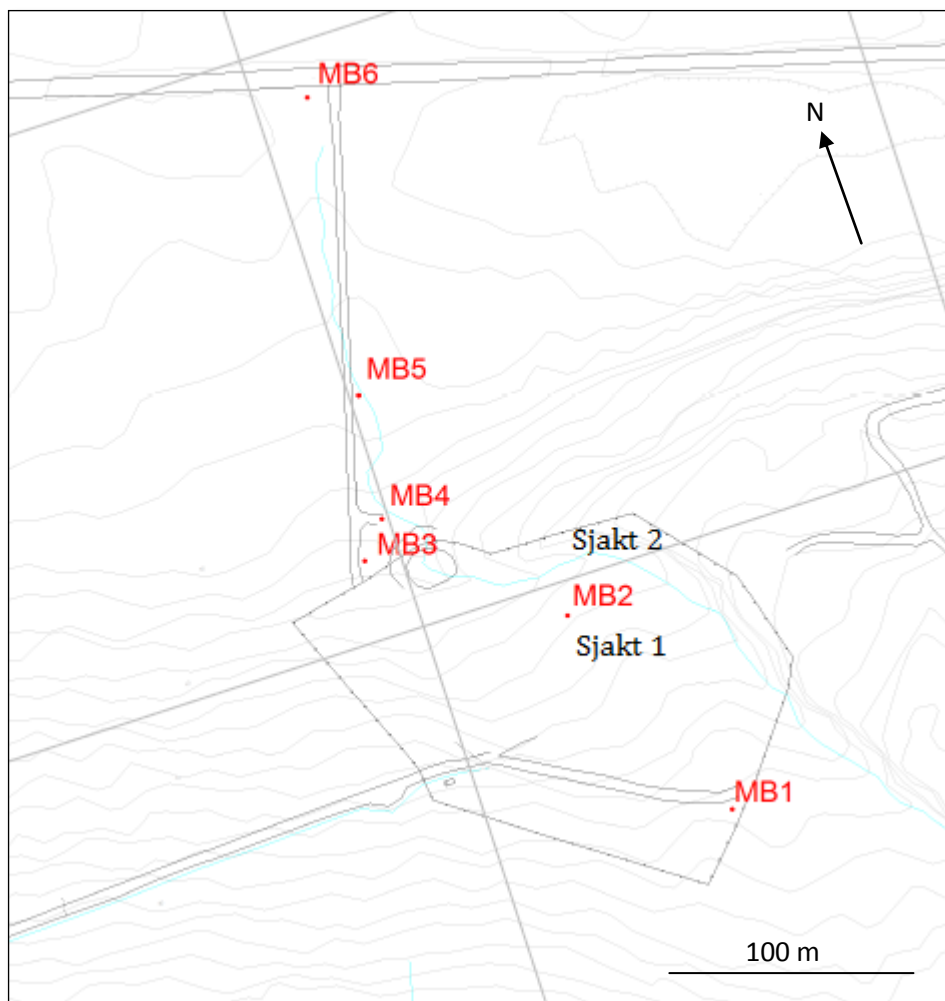
Tabell 5-10 viser laveste temperaturer målt ved hvert dyp for de to målerne.

Tabell 5-10: Laveste målte temperaturer ved T1 og T2

Dyp [m]	Laveste temperatur ved T1 [°C]	Laveste temperatur ved T2 [°C]
0,5	-6,87	-11,31
1	-5,37	-9
1,5	-4,43	-7,62
2	-3,56	-6,25
3	-2,43	-4,75
4,5	-1,87	-3,81
6	-1,87	-3,06
8	-1,87	-3,06
10	-2,37	-3,31

5.3 Sjakting

Plasseringen av de to sjaktene kan sees i figur 5-14.



Figur 5-14: Plassering av sjakter

Sjakten ved MB2 var 8 meter dyp. Sjakten ved nedkanten av deponiet var 1,5 meter dyp. Begge sjaktene ble gravd ned til permafrosten. I sjakt 1 ble funn og observasjoner ved ulike dyp notert. Tabell 5-11 viser hva som ble funnet ved ulike dyp nedover i sjakt 1.

Tabell 5-11: Funn ved ulike dyp i sjakt 1.

Dyp [m]	Beskrivelse	Temperatur [°C]
0,5	Den øverste halve meteren består av slagg og aske.	
1	Fra 0,5 til 0,8 meter var det et lag med kvernet trevirke, lagt på som et overdekke på massene som allerede var der. Fra 1 meters dyp og helt ned til bunn var det husholdningsavfall, hvor plast og papir var godt bevart.	12,2
1,5		8,2
2		12,4
2,5	Metangassmåling, viste en verdi på 0 LEL	11,9
3		
3,5		12,4
4	Plast, papp og papir var godt bevart. Papiret var bløtt og hadde gått litt i oppløsning, men viste lite tegn til nedbrytning. Fant flere aviser og ukeblader som kunne dateres til 1998, og teksten var fortsatt godt leselig. Ingen tegn til vann eller våtorganisk materiale. Det våtorganiske materialet var nedbrutt og blitt omdannet til jord. Ingen lukt.	
4,5	Her begynte noe vann å renne ut av massene	11
5		
5,5		
6	Metangassmåling, viste en verdi på 3 LEL. Fant en avis datert til torsdag 4. juni 1998. Fant også en ullgenser som var veldig godt bevart. Temperaturmålinger i massene var 12,4°C, mens temperaturen i lufta var 8,6°C.	10,6
6,5		8,3
7	Fant en avis fra 11. juni 1996 som var svært godt bevart.	5,9
7,5	Massene begynte å bli hardere, og mer vann dukket opp.	
8	Tele / permafrost	0

Figurene 5-15 til 5-22 viser bilder av sjakteprosessen, og noen av tingene som ble funnet i sjaktegroppen.



Figur 5-15: Slagg og treverk i den øverste meteren av deponiet.



Figur 5-16: Bildet viser skillet mellom topplaget og massene under.



Figur 5-17: Godt bevarte aviser og ukeblader, funnet på 4 til 7 meters dyp.



Figur 5-18: Avis fra 16. juni 1998. Funnet ved 6 meters dyp.



Figur 5-19: Godt bevart genser. Funnet på 6 meters dyp



Figur 5-20: Utseende på massene i sjakten.



Figur 5-21: Masser fra 4-5 meters dyp. Massene inneholder vann.



Figur 5-22: Mye jord, sammen med plast og papir dominerte i sjakten.

Den øverste meteren i sjakten består av slagg, aske og kvernet treverk. Dette kan sees i figur 5-15. I 2008 og 2009 ble slagg og aske fra forbrenningsanlegget deponert på deponiet, så massene stammer antageligvis fra dette. Treverket stammer antageligvis fra 2005, når tre ble kvernet opp og lagt på som et topplag på de delene av deponiet som var fylt opp.

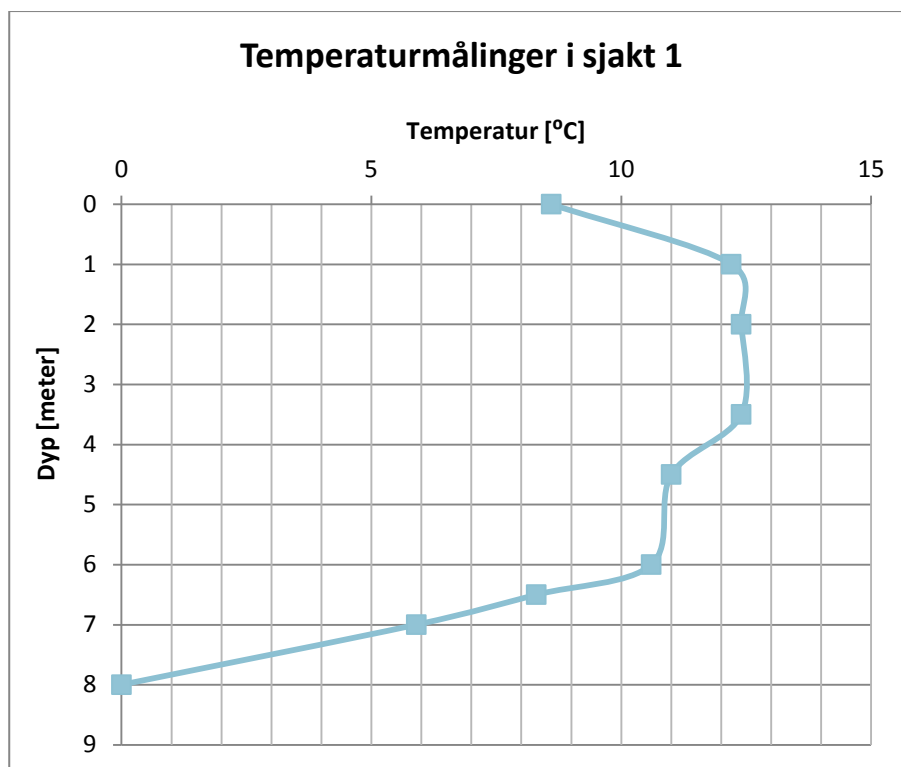
Ved 1 meters dyp går det et skille mellom topplaget og de underliggende massene, dette skillet kan sees i figur 5-16. Avfallet fra 1 meters dyp og ned til bunn av sjakten består av en blanding av plast, papp, papir, isopor og jord, i form av søppelposer som er kastet fra husholdninger, se figur 5-20. Avfallet må stamme fra 2007 eller tidligere, når det ble deponert husholdningsavfall.

Ned til fire meters dyp var massene helt tørre. Ved fire-fem meters dyp begynte massene å bli fuktige, og noe vann rant ut av massene som ble gravd opp, se figur 5-21. Papir fra fire meters dyp ble undersøkt nærmere. Papiret var fuktig, og hadde gått litt i oppløsning på grunn av vannet, men viste ingen tegn til nedbrytning. Det ble funnet aviser og ukeblader fra 1998 hvor teksten fortsatt var svært tydelig, se figur 5-17 og 5-18. Ved seks meters dyp ble det funnet flere aviser fra 1998 som også var godt bevart. Det ble også funnet en genser, se figur 5-19, og lukkede pakker med kaffe og pålegg. Ved syv meters dyp var det betraktelig mer fuktighet i massene. Her ble det også funnet flere godt bevarte aviser, disse fra 1996. Ved 8 meters dyp traff gravemaskinen på permafrosten. Det var umulig å se om dette var bunn av deponiet, eller om det var mer avfall under. Det er derfor vanskelig å si om permafrosten har trukket oppover i deponimassene eller om massene fra deponiets begynnelse fortsatt er ufrosset.

Det var lite lukt fra avfallet. Gjennom hele sjakten ble det funnet mye jord. Helt frem til 2007 ble det deponert husholdningsavfall på deponiet, men det ble ikke funnet noe gjenkjennelig matavfall. Dette tyder på at alt matavfall er brutt ned og blitt til jord. Unntaket var kaffeposen og en pakke med pålegg som var uåpnet. Dette matavfallet er antageligvis bevart fordi det har vært pakket inn i tett emballasje. Gjennom hele deponiet ble det også funnet mye plast, papp og isopor som var godt bevart.

Ved 6 meters dyp ble det foretatt en metangassmåling som viste et resultat på 3 LEL.

Temperatur ble målt med et termometer ved flere dyp nedover i sjakten. Temperaturverdiene er vist i tabell 5-11, og fremstilt grafisk i figur 5-23.



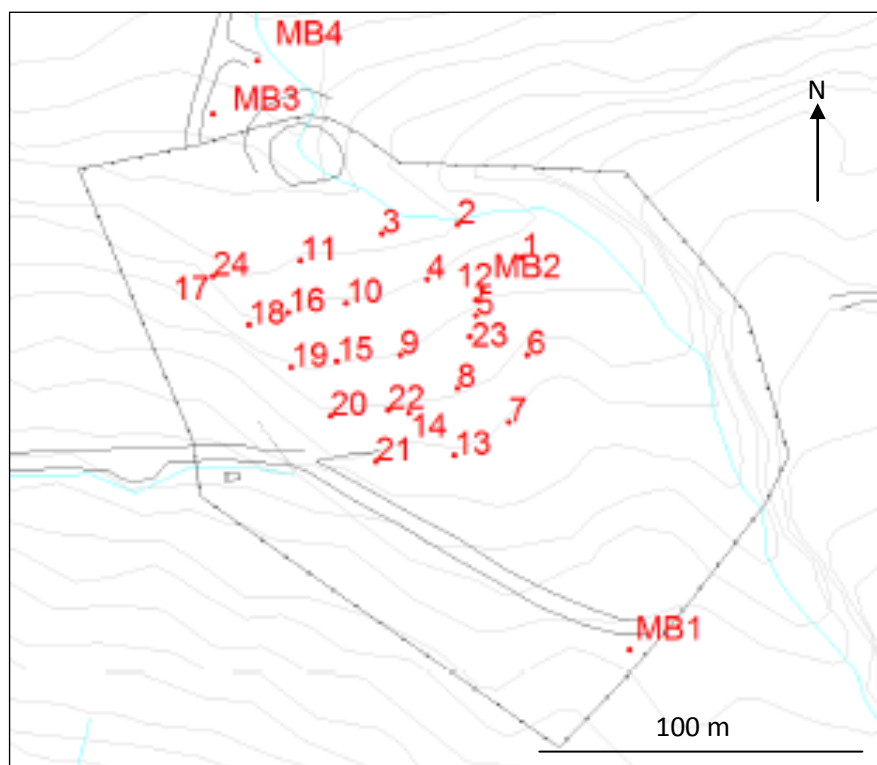
Figur 5-23: Temperaturmålinger fra sjakt 1

Som man ser av grafen i figur 5-23 er det høyest temperatur mellom 1 og 6 meters dyp. Fra 6 meters dyp faller temperaturen raskt ned til 8 meters dyp. Ved 8 meters dyp begynner permafrosten. Det er mulig de målte temperaturverdiene avviker noe fra de reelle temperaturene, i og med at sjakten hadde stått åpen en stund før temperaturen ble målt. Høyest målte temperatur var på 12,4 °C ved både 2 og ved 3,5 meters dyp. Lufttemperaturen den 11. juni, da temperaturmålingene ble tatt, var på 8,6 °C. Det store temperaturfallet fra 6 til 8 meters dyp skyldes antageligvis at kulde fra permafrosten trenger oppover i deponimassene.

Sjakt 2 ble gravd i nedkant av deponiet, se figur 5-14. Her ble det gravd til omtrent 1,5 meters dyp før gravemaskinen støtte på permafrosten.

5.4 Gassmåling

Punktene hvor det ble foretatt gassmålinger kan sees i figur 5-24. På figuren representerer punktene 1 til 21 stedene hvor det ble foretatt metangassmålinger, punktene 22 og 23 er CO₂ målinger og punkt 24 er en hydrogensulfidmåling.



Figur 5-24: Punktene 1 til 21 er metangassmålinger, 22 og 23 er CO₂ målinger og 24 er hydrogensulfidmåling.

Tabell 5-12 viser resultatet av metangassmålingene, og tabell 5-13 viser resultatet av hydrogensulfidmålingen. Målingen av hydrogensulfid ble tatt i et område hvor det ble funnet gipsplater, fordi det kan dannes hydrogensulfid i områder med gips. Gips inneholder svovel, som sammen med organisk materiale kan danne hydrogensulfid. Hydrogensulfid gjenkjennes ved en karakteristisk lukt av råtne egg, selv ved lave konsentrasjoner (Agency for toxic substances and disease registry (ATSDR), 2001). Denne lukten ikke ble registrert noen steder på deponiet, og det ble derfor ikke målt etter hydrogensulfid på flere steder. Apparatet som skulle måle CO₂ fungerte ikke så det forligger ingen resultater fra dette.

Tabell 5-12: Resultat av metangassmålingene

Punkt	Metangasskonsentrasjon [% LEL]	Dato
1	0	10. juni 2011
2	0	10. juni 2011
3	0	10. juni 2011
4	0	10. juni 2011
5	0	10. juni 2011
6	0	10. juni 2011
7	0	10. juni 2011
8	0	10. juni 2011
9	0	10. juni 2011
10	0	10. juni 2011
11	0	10. juni 2011
12	0	11. juni 2011
13	0	13. juni 2011
14	0	13. juni 2011
15	0	13. juni 2011
16	0	13. juni 2011
17	0	13. juni 2011
18	0	13. juni 2011
19	0	13. juni 2011
20	0	13. juni 2011
21	0	13. juni 2011

Tabell 5-13: Resultat fra hydrogensulfidmålingen.

Punkt	Hydrogensulfidkonsentrasjon [% LEL]	Dato
24	0	13. juni 2011

Som man ser av tabell 5-12 er metangasskonsentrasjonen oppgitt som % LEL. LEL står for "lower explosion limit", og er den laveste konsentrasjonen en gass kan ha i luft for å kunne antennes. UEL står for "upper explosive limit" og er den høyeste konsentrasjonen en gass i luft kan ha for å antenne. Eksplosjonsområdet for en gass ligger mellom LEL og UEL. For metan er LEL 5 % og UEL 15 %. Når man måler gass i LEL måler man dermed hvor langt unna den nedre eksplosjonsgrensen man befinner seg (Nittve, 1994).

Alle målingene som ble tatt viser en konsentrasjon på 0 LEL. Det er altså ikke påvist noe gassutslipp, verken av metangass eller hydrogensulfidgass.

Meteorologiske forhold under gassmålingene

Prøvetaking av gass bør foretas under stabile værforhold, og lufttrykket er spesielt viktig. Ved stigende lufttrykk vil gassen kunne presses nedover i deponiet, og målingene vil vise for lave verdier. Ved synkende lufttrykk vil det være lettere for gassen å migrere ut av deponiet, og målingene kan vise for høye verdier (Heie and Johansen, 2010). Tabell 5-14 viser verdier for lufttrykket 10. juni 2011 og 13. juni 2011 som er de dagene hvor gassmålingene ble utført. Dataene i tabell 5-14 er hentet fra værstasjonen ved Svalbard lufthavn, og er skaffet via kommunikasjon med Inger-Lise Aasen Askautrud, statsmeteorolog ved Meteorologisk institutt. Det var ikke nedbør noen av dagene. Vindstyrken var på 1 m/s den 10. juni og 3 m/s den 13. juni (Meteorologisk institutt, 2012a).

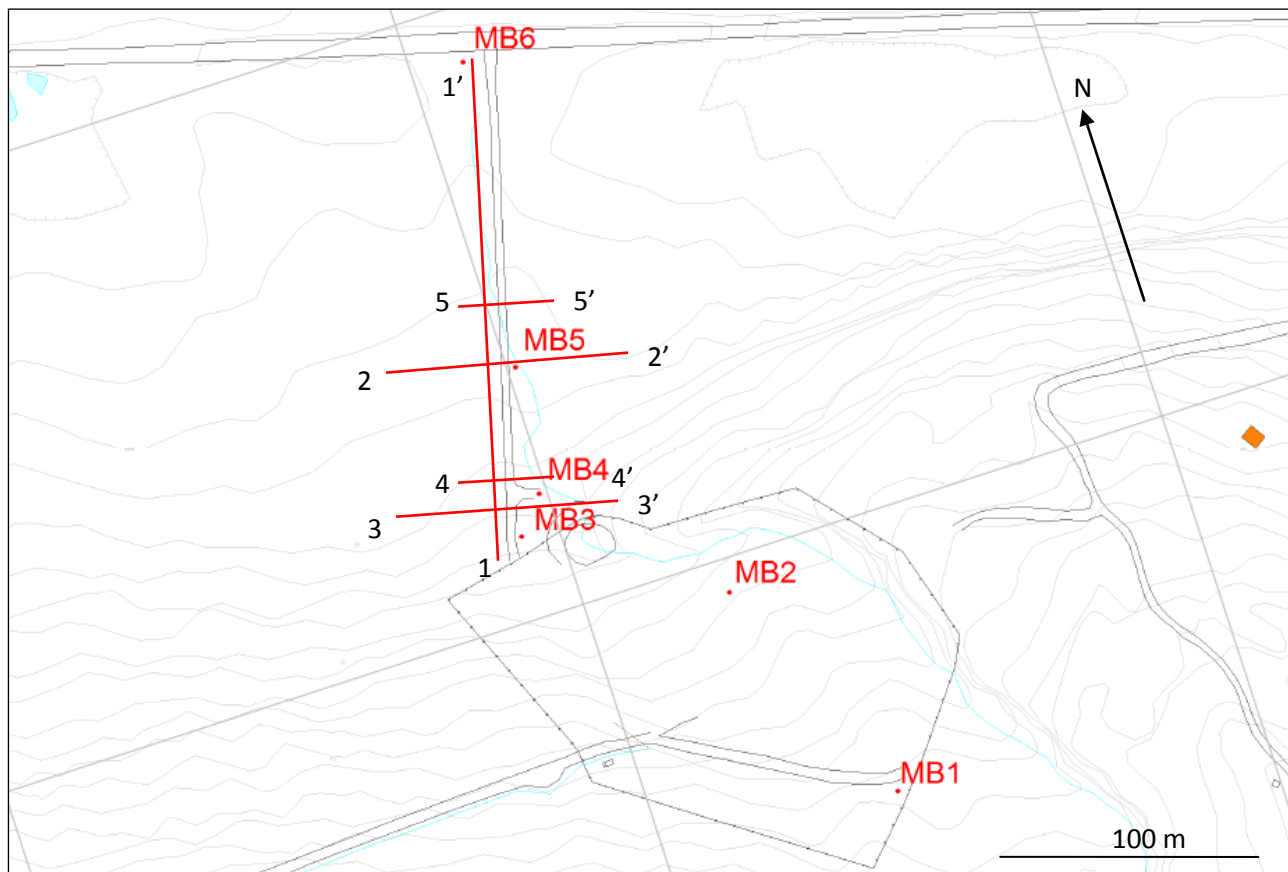
5-14: Verdier for lufttrykk ved Svalbard lufthavn (Askautrud,I-L. A., 2012).

Dato	Tidspunkt	Lufttrykk [hPa]
9.6.2011	kl. 06.00	1023,7
9.6.2011	kl. 12.00	1023,7
9.6.2011	kl. 18.00	1023,0
9.6.2011	kl. 24.00	1020,3
10.6.2011	kl. 06.00	1014,8
10.6.2011	kl. 12.00	1010,4
10.6.2011	kl. 18.00	1009,2
10.6.2011	kl. 24.00	1008,5
12.6.2011	kl. 06.00	1011,6
12.6.2011	kl. 12.00	1011,1
12.6.2011	kl. 18.00	1010,2
12.6.2011	kl. 24.00	1009,5
13.6.2011	kl. 06.00	1008,3
13.6.2011	kl. 12.00	1007,7
13.6.2011	kl. 18.00	1006,4
13.6.2011	kl. 24.00	1004,4

Verdiene i tabell 5-14 er oppgitt som hektopascal. 1 hektopascal tilsvarer 100 pascal eller 1 millibar (Meteorologisk institutt, 2009). Gassmålingene ble tatt midt på dagen, rundt kl. 12.00 både 10. juni og 13. juni. Som man ser av tabell 5-14 falt lufttrykket med 13,3 hPa i løpet av de 24 timene forut for målingene som ble tatt 10. juni. Lufttrykket falt med 3,4 hPa i løpet av de 24 timene forut for målingene som ble tatt 13. juni. Lufttrykket var 2,7 hPa høyere 10. juni enn 13.juni. Gjennomsnittlig lufttrykk ved havnivå er 1013,26 hPa (Meteorologisk institutt, 2009). Deponiet ligger mellom 54 og 38 meter over havet, så gjennomsnittlig lufttrykk ved havnivå vil være representativt for deponiet. Lufttrykket når målingene ble utført ligger dermed lavere enn gjennomsnittlig lufttrykk ved havnivå, både 10. juni og 13. juni.

5.5 Georadar

Figur 5-25 viser plasseringen av de fem georadarprofilene som er tatt nedenfor deponiet. Plasseringene er markert med de røde linjene.



Figur 5-25: Plassering av georadarprofilene

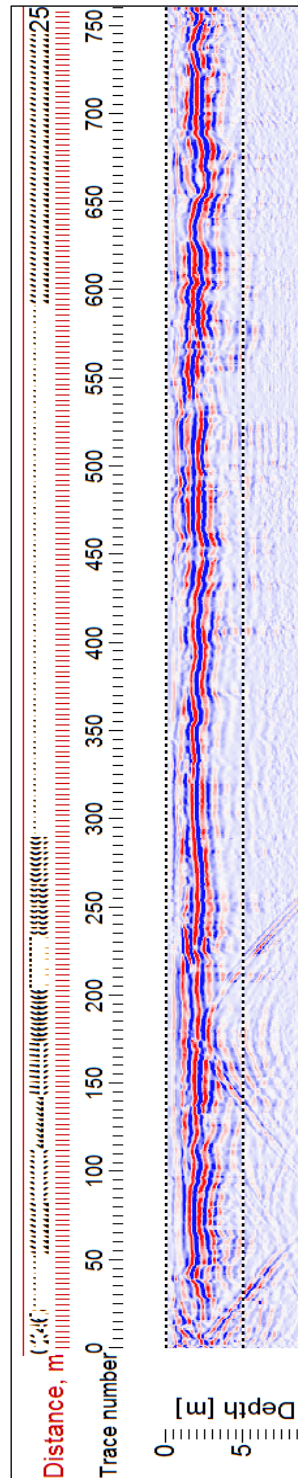
Lengdene på profilene er følgende:

Tabell 5-15: Lengde på georadarprofilene

Profil	Lengde [m]
1-1'	200
2-2'	100
3-3'	100
4-4'	40
5-5'	40

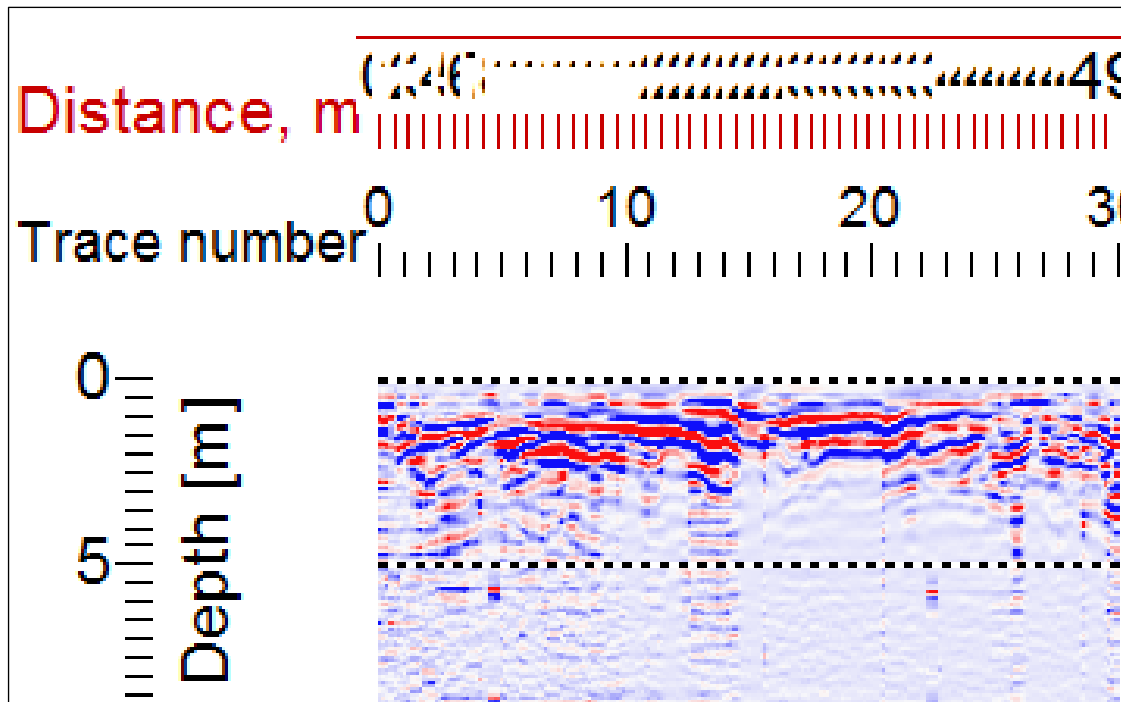
Profil 1-1' ble tatt i september 2011. Profilene 2-2', 3-3', 4-4' og 5-5' ble tatt i januar 2012. Profilene er vist i figurene 5-26 til 5-30.

Profil 1-1'



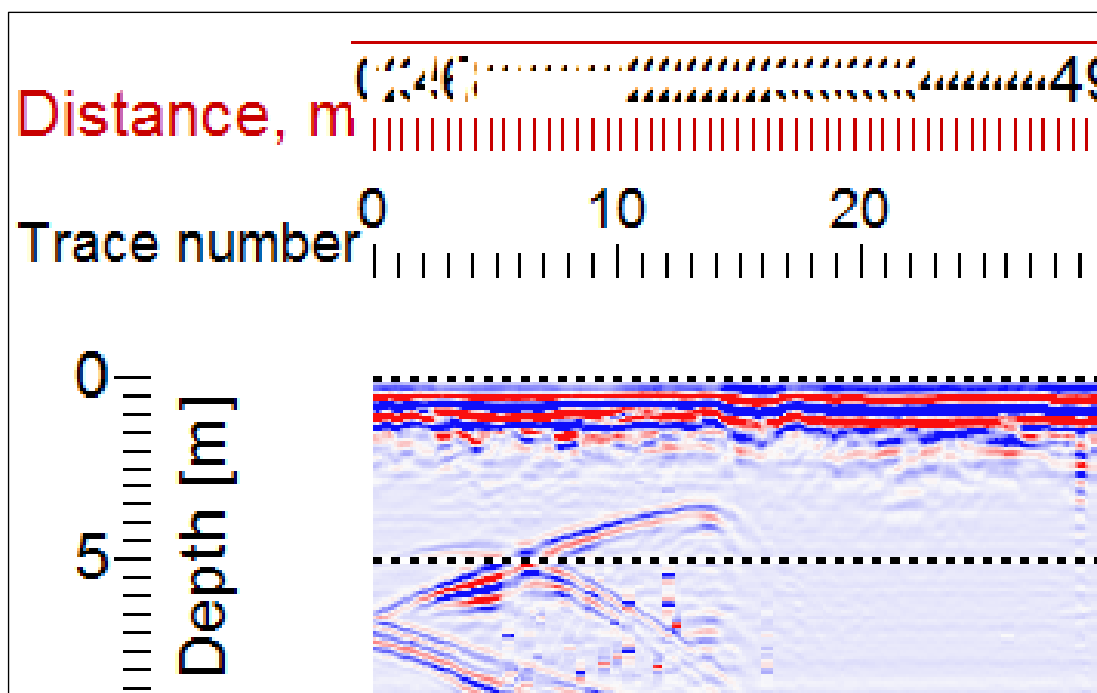
5-26: Georadarprofil for linje 1-1'

Profil 2-2'



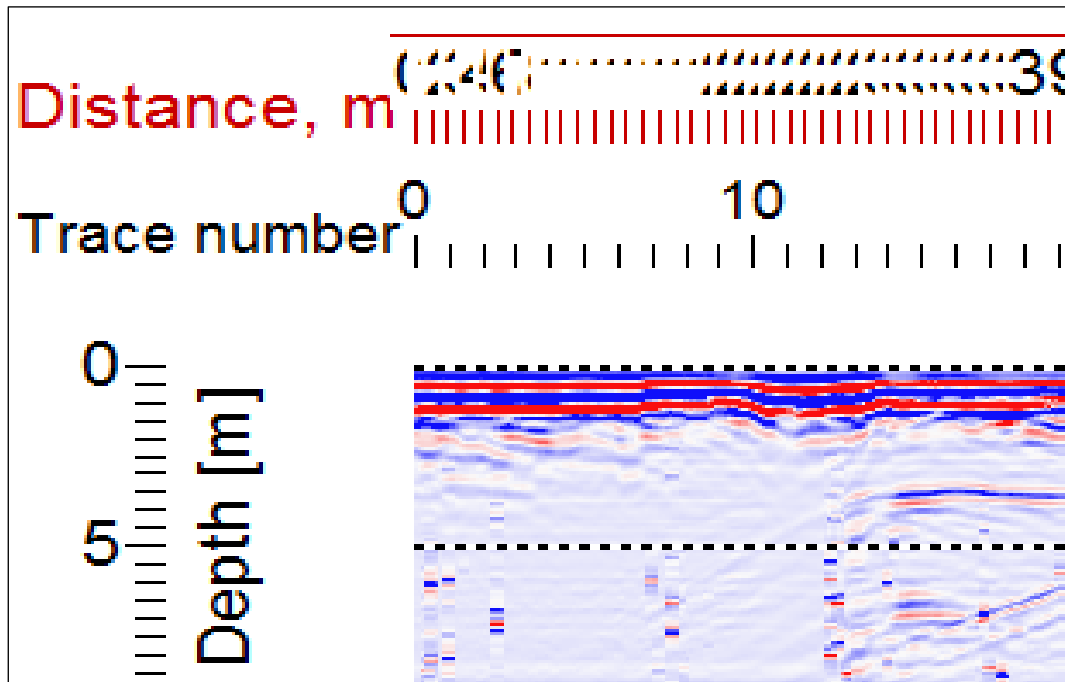
5-27: Profil for linje 2-2'

Profil 3-3'



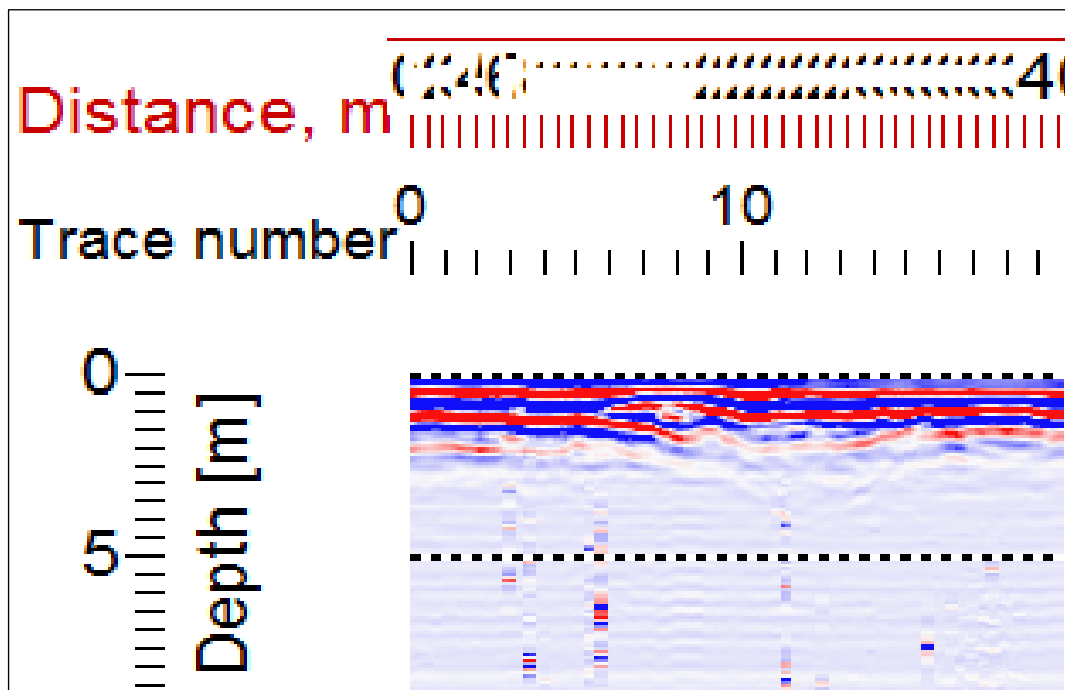
5-28: Profil for linje 3-3'

Profil 4-4'



5-29: Profil for linje 4-4'

Profil 5-5'



5-30: Profil for linje 5-5'

5.6 Jordprøver

Det ble tatt syv jordprøver, fra fem punkter i området rundt deponiet, se avsnitt 5.1. Figur 5-1 viser plassering av prøvetakingspunktene. Prøvene ble tatt fra punktene som er markert som MB1, MB3, MB4, MB5 og MB6 i figuren. Tabell 5-1 viser ved hvilket dyp prøvene ble tatt. Jordprøvene er analysert for en rekke metaller, PAH – forbindelser, PCB og alifater. Resultatene av analysen kan sees i vedlegg 8.

5.6.1 "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn"

I tabell 5-17 er resultatene fra analysen av jordprøvene sammenlignet med grenseverdiene til de ulike tilstandsklassene. Ruten med resultatet er fargelagt, og fargen representerer tilstandsklassen som konsentrasjonen faller under. Tabell 5-16 viser hvilken farge som representerer hvilken tilstandsklasse. Jordprøvene er ikke analysert for alle parametrene som inngår i de helsebaserte tilstandsklassene. Parametrene Krom (IV), DDT, alifater C8-C10, DEHP, dioksiner/furaner, fenol, benzen og trikloreten er ikke analysert. Forkortelsen n.d. står for "no data", og betyr at det ikke er detektert noe av dette stoffet i prøven.

Tabell 5-16: Fargekoder for tilstandsklassene

Tilstandsklasse	1	2	3	4	5
Beskrivelse av tilstand	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig

Tabell 5-17: Jordprøvene sammenlignet med grenseverdier i Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn.

Stoff [mg/kg TS]	MB1 0-1 m	MB1 1-1,7 m	MB3	MB4 0-0,6 m	MB5 0-1 m	MB5 1-1,5 m	MB6 0-0,7 m
Arsen	13,6	16,8	14,2	12,6	22	13,1	12,3
Bly	11,0	12,3	11	10,1	14,6	10,1	9,4
Kadmium	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Kvikksølv	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Kobber	21,7	21,5	21,3	18,5	20,4	19	16,4
Sink	53,1	67,6	55,2	63,7	54,3	52,3	38,1
Krom (III)	27,4	32	25,1	23,5	22,9	31,2	21,3
Nikkel	22,5	27,3	22,6	21,7	24,7	21,8	15,1
ΣPCB ₇	n.d	n.d	n.d	n.d.	n.d	n.d	n.d
ΣPAH ₁₆	1,38	1,48	0,856	0,657	0,809	0,552	0,604
Benzo(a)pyren	0,027	0,025	0,017	0,012	0,016	0,011	0,016
Alifater > C10-C12	<2	2	<2	<2	<2	<2	<2
Alifater >C12 – C35	58	97	37	75	31	36	37

Punkt MB1 er lokalisert ovenfor deponiet og prøvene tatt i dette punktet er ment som referanseprøver for å undersøke de naturlige bakgrunnsverdiene i området, se figur 5-1 for plassering. Alle stoffene i de to referanseprøvene faller under tilstandskategorien "meget god". Unntaket er arsen, som faller under kategorien "god". Dette tyder på at det er lave bakgrunnsverdier i området, men unntak av et litt forhøyet innhold av arsen.

Resultatene fra prøvene i punktene MB3, MB4, MB5 og MB6 viser at jorda nedenfor deponiet hovedsakelig er klassifisert som "meget god". Unntaket er for arsenkonsentrasjonene som faller inn under kategorien "god" i prøvene MB3, MB4 0-0,6 m, MB5 1-1,5 m og MB6 0-0,7 m, og under kategorien "moderat" i prøve MB5 0-1 m. De forhøyede arsenkonsentrasjonene kan skyldes bakgrunnsnivå, siden det var en forhøyet arsenkonsentrasjon i referanseprøvene.

5.6.2 "Veiledning for risikovurdering av forurenset grunn" og beregningsverktøyet fra Klif.

I dette avsnittet er resultatene fra trinn 1 og trinn 2 av risikovurderingen etter "Veiledning for risikovurdering av forurenset grunn" presentert. For å utføre risikovurderingene er beregningsverktøyet fra Klif, "Beregningsverktøy SFT 99-01 Vers 1.0" brukt.

Trinn 1: Forenklet risikovurdering

Tabell 5-18 under viser resultatene fra trinn 1 risikovurdering.

Tabell 5-18: Trinn 1 av risikovurderingen

Stoff	Målt jordkonsentrasjon			TRINN 1	
	Antall prøver	Max $C_{s, \max}$ (mg/kg)	Middel $C_{s, \text{middel}}$ (mg/kg)	Norm-verdi jord (mg/ kg)	$C_{s, \max}$ over- skrider norm- verdi
Kolonne	1	2	3	4	5
Arsen	7	22	14,9429	8	175 %
Bly	7	14,6	11,2143	60	-76 %
Kobber	7	21,7	19,8286	100	-78 %
Sink	7	67,6	54,9	200	-66 %
Krom totalt (III + VI)	7	32	26,2	50	-36 %
Nikkel	7	27,3	22,2429	60	-55 %
PAH totalt	7	1,48	0,90557	2	-26 %
Naftalen	7	0,28	0,21129	0,8	-65 %
Acenaftalen	1	0,01	0,01	0,8	-99 %
Fenantren	7	0,678	0,37357	0,8	-15 %
Antracen	5	0,024	0,0154	0,8	-97 %
Fluoranten	7	0,079	0,04357	1	-92 %
Pyrene	7	0,068	0,04129	1	-93 %
Benzo(a)antracen	7	0,069	0,03514	0,03	130 %
Krysen	7	0,094	0,05557	0,03	213 %
Benzo(b)fluoranten	7	0,07	0,038	0,01	600 %
Benzo(k)fluoranten	7	0,043	0,02229	0,09	-52 %
Benzo(a)pyren	7	0,027	0,01771	0,2	-87 %
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1	0,014	0,014	0,05	-72 %
Dibenzo(a,h)antracen	4	0,02	0,015	0,05	-60 %
Benzo(g,h,i)perylene	7	0,074	0,04343	0,1	-26 %
Alifater >C10-C12	1	2	2	50	-96 %
Alifater >C12-C35	7	97	53	100	-3 %

Kolonne 2 og 3 i tabell 5-18 viser henholdsvis maksimalkonsentrasjon og gjennomsnittlig konsentrasjon for stoffene. Kolonne 4 viser de gjeldende normverdiene for stoffene. I kolonne 5 kan man se om maksimalkonsentrasjonen fra prøvene overskrider normverdien. Dette er uttrykt i prosent. Dersom maksimalkonsentrasjonen overskrider normverdi er tallet fargelagt rødt. Dersom maksimalkonsentrasjonen ikke overskrider normverdi er tallet fargelagt svart, og har et minustegn foran. Som man ser ligger de fleste stoffene godt under normverdi. Unntakene er arsen som overskrider normverdi med 175 %, benzo(a)antracen som overskrider med 130 %, krysen som overskrider med 213 % og benzo(b)fluoranten som overskrider med 600 %. Konsentrasjonen for alifater > C12-C35 ligger nesten på normverdi, bare 3 % under.

Det er altså noen av prøvene som inneholder forhøyede verdier i forhold til normverdiene. Spørsmålet er da om de forhøyde verdiene skyldes naturlige bakgrunnsverdier eller om de skyldes forurensning fra deponiet. Tabell 5-19 viser bakgrunnsnivåer for PCB, arsen og tungmetaller på Svalbard. Tallene i denne tabellen er basert på analyser av 650 flomsedimenter tatt ulike steder på Spitsbergen. Som man ser av tabellen er medianen for arsen på 6,8 mg/kg. Gjennomsnittlig arseninnhold i jordprøvene tatt ved deponiet er på 14,9 mg/kg.

Tabell 5-19: Bakgrunnsverdier for PCB og tungmetaller på Svalbard. (Eggen et al., 2011)

Stoff [mg/kg]	Min.	Median	Maks
Σ PCB ₇	<0,0001	0,002	0,23
Arsen	<1	6,8	108
Bly	<1	12	85
Kadmium	<0,02	0,15	3,8
Kobber	0,92	20	163
Krom	4,1	22	174
Nikkel	5	28	158
Sink	11	68	169

Benzo(a)antracen, krysen og benzo(b)fluoranten er alle PAH forbindelser. Gruveaktivitetene på Svalbard representerer en kilde for enkelte miljøgifter, blant annet PCB, PAH og tungmetaller. Transport av partikler fra kulldeponier gjennom luft og vann og erosjon av kullholdig fjellgrunn kan bidra til forhøyede nivåer av PAH i områder på Svalbard, sammenlignet med områder uten naturlige kilder (Evenset, 2012).

Trinn 2: Utvidet risikovurdering (beregninger av eksponering)- Helse

I trinn 2 er de stedsspesifikke verdiene som er beskrevet i avsnitt 4.6.3 inkludert i risikovurderingen. Tabell 5-20 viser resultatet av trinn 2 i forhold til helseserisiko.

Tabell 5-20: Trinn 2 av risikovurderingen

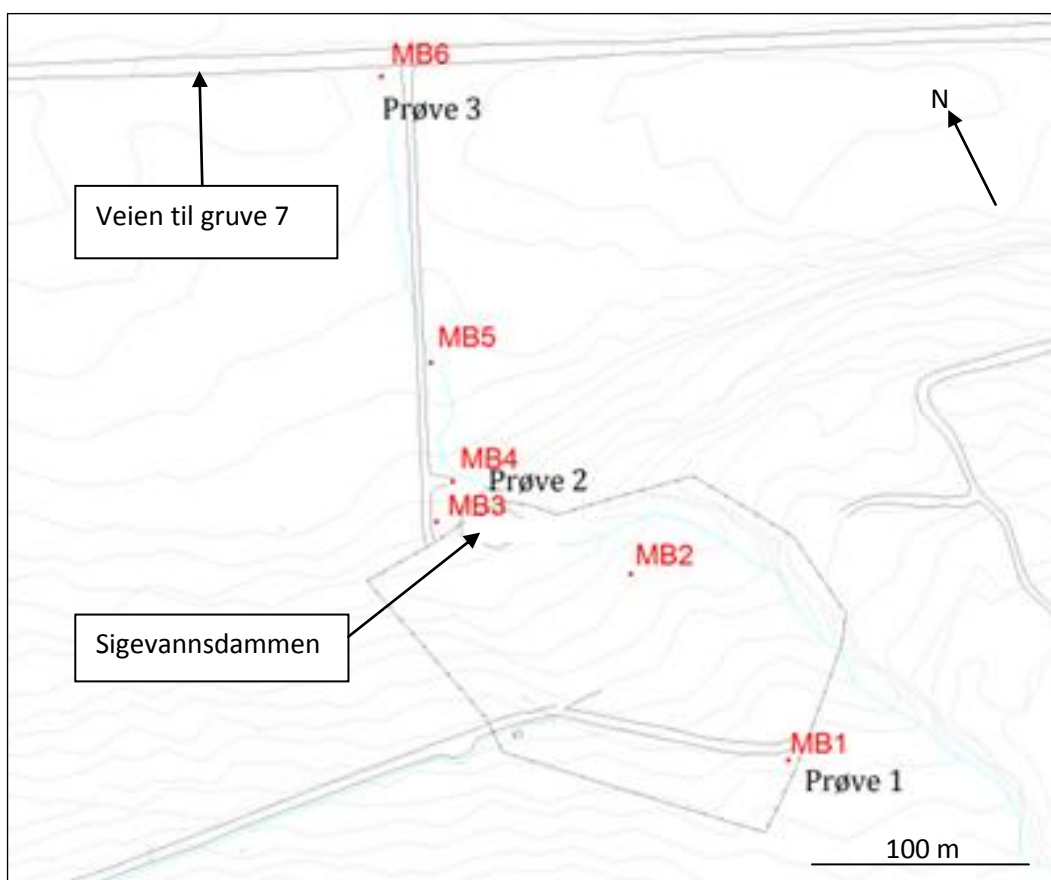
Stoff	Målt konsentrasjon			TRINN 2	
	Antall prøver	Max	Middel	Helseserisiko	
		C _{s, max}	C _{s, middel}	C _{he} aktuell arealbruk (mg/kg)	C _{s, max} overskrider C _{he}
		(mg/kg)	(mg/kg)		
Kolonne	1	2	3	4	5
Arsen	7	22	14,9429	7841,136	-100 %
Bly	6	14,6	11,5167	11497,28	-100 %
Kobber	7	21,7	19,8286	4903775	-100 %
Sink	7	67,6	54,9	2942265	-100 %
Krom (III)	7	32	26,2	8455684	-100 %
Nikkel	7	27,3	22,2429	11914,86	-100 %
PAH totalt	7	1,48	0,90557	1693,828	-100 %
Naftalen	7	0,28	0,21129	237130,6	-100 %
Acenaftalen	1	0,01	0,01	172136,9	-100 %
Fenantren	7	0,678	0,37357	172136,9	-100 %
Antracen	5	0,024	0,0154	160852,8	-100 %
Fluoranten	7	0,079	0,04357	33736,86	-100 %
Pyrene	7	0,068	0,04129	120639,6	-100 %
Benzo(a)antracen	7	0,069	0,03514	4431,963	-100 %
Krysen	7	0,094	0,05557	8435,161	-100 %
Benzo(b)fluoranten	7	0,07	0,038	2845,658	-100 %
Benzo(k)fluoranten	7	0,043	0,02229	3247,33	-100 %
Benzo(a)pyren	7	0,027	0,01771	169,3828	-100 %
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1	0,014	0,014	2329,032	-100 %
Dibenzo(a,h)antracen	4	0,02	0,015	157,1927	-100 %
Benzo(g,h,i)perylene	7	0,074	0,04343	129102,7	-100 %
Alifater >C10-C12	1	2	2	202773	-100 %
Alifater >C12-C35	7	97	53	11950479	-100 %

Kolonne 4 i tabell 5-20 viser beregningen av den stedsspesifikke helserisikobaserte normverdien C_{he} . Dette er den konsentrasjonen et stoff kan ha i jorda ved de gitte stedsspesifikke parametrene, uten å utgjøre noen helserisiko. Som man ser av tabell 5-20 er verdiene for den stedsspesifikke helserisikobaserte normverdien høyere enn normverdi (se tabell 5-18), for samtlige av stoffene. Kolonne 5 viser om den beregnede maksimalkonsentrasjonen for stoffene overskrider den stedsspesifikke helserisikobaserte normverdien eller ikke. Som man ser er det ingen av stoffene som overskrider denne verdien, alle stoffene ligger på -100 %. Dette betyr at kvaliteten på jorda nedenfor deponiet er av en slik art at den ikke representerer noen helserisiko, ut i fra dagens arealbruk.

5.7 Vannprøver

Det er tatt prøver av både sigevann og overflatevann ved deponiet. I punktene MB1, MB2, MB3, MB4, MB5 og MB6 ble det satt ned brønner, og fra disse brønnene er sigevannsprøvene tatt, se figur 5-31. Det kom ikke noe vann inn i brønnene MB1, MB2 eller MB3, så fra disse punktene er det ingen vannprøver. Punktene hvor prøvene av overflatevann ble tatt er også markert på figur 5-31, som punktene; prøve 1, prøve 2 og prøve 3. Det ble også tatt en prøve av sigevannsdammen. Plasseringen av sigevannsdammen er markert i figur 5-31. Denne prøven er kalt "sigevannsdammen". Denne prøven består av både av sigevann fra deponimassene og av overflatevann fra nedbør og fra bekken som renner gjennom deponiet. I denne sammenhengen er denne prøven blitt vurdert som en sigevannsprøve fordi den antageligvis består hovedsakelig av sigevann.

I vedlegg 9 er resultatene fra sigevannsprøvene presentert og vedlegg 10 viser resultatene fra overflatevannsprøvene. Sigevannsprøvene er sammenlignet med terskelverdier gitt i "Veileder om miljørisikovurdering av bunnsetting og oppsamling av sigevann ved deponier". Overflatevannsprøvene er sammenlignet med tilstandsklassene gitt i "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann".



Figur 5-31: Plassering av sigevannsprøver og overflateprøver.

5.7.1 "Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier"

Tabell 5-21 viser analyseresultatet av de fire sigevannsprøvene. Kolonne 2 i tabellen viser terskelverdiene for noen av parametrene. Prøvene er sammenlignet med terskelverdiene, og hvis konsentrasjonen i prøven overskrider terskelverdien er ruten fargelagt rød. Hvis konsentrasjonen ligger under terskelverdien er ruten fargelagt grønn. For en del av de analyserte stoffene finnes det ingen terskelverdier, og disse rutene er hvite. Terskelverdiene som er oppgitt i denne veilederen er ikke verdier som viser akseptabel konsentrasjon i sigevannet, men er først og fremst ment som et hjelpemiddel i avgjørelsen om parameteren bør overvåkes årlig eller ikke.

Jordforsk har gjennomført en screeninganalyse av sigevann og sigevannssediment fra 29 deponier plassert på forskjellige steder i Norge. Resultatet finnes i rapporten "Sammenstilling av resultater fra screeninganalyser av sigevann fra avfallsfyllinger". Ut i fra screeninganalysen er det beregnet gjennomsnittlige konsentrasjonsverdier for en rekke parametre. Hensikten bak dette var å lage et referansegrunnlag, noe å sammenligne sigevannsprøver tatt ved andre deponier med (Amundsen et al., 2004). Kolonne 6 i tabell 5-21 viser de gjennomsnittlige konsentrasjonene i norsk sigevann, hentet fra denne rapporten.

Tabell 5-21: Resultater fra analyse av sigevannsprøver.

Parameter	Terskelverdi *	MB4	MB5	MB6	Sigevannsdammen	Gjennomsnitt i norsk sigevann **
Kolonne	1	2	3	4	5	6
Fe [mg/l]	0,2	26,9	9,54	323	2,75	16
As [µg/l]	2	12,0	5,02	113	0,642	10
Cd [µg/l]	0,2	0,377	0,109	3,18	0,292	0,34
Cr [µg/l]	6,3	19,6	7,65	200	<0,9	31
Cu [µg/l]	2,3	13,1	7,04	195	2,05	21
Hg [µg/l]	0,01	<0,02	<0,02	0,456	<0,02	0,032
Mn [µg/l]	0,1	4360	8460	16700	1290	1,9
Ni [µg/l]	5	36,4	38,3	554	11,2	27
Pb [µg/l]	1,9	15,8	4,99	135	<0,5	5
Zn [µg/l]	35	69,3	31,2	1110	601	155
pH		7,49	7,57	4,09	7,82	7,3
Ledningsevne [mS/m]		257	216	209	149	273
Suspendert stoff [mg/l]		560	144	5520	5,9	98
KOF-Cr [mg/l]		87	63	244	7	531
BOF-5 [mg/l]		2,6	<2,0	<20,0	<1,0	128
TOC [mg/l]	5	2,17	5,58	3,16	2,87	117
N-total [mg/l]	0,5	0,4	0,38	0,6	3,26	143
Ammonium-N (NH ₄ -N) [mg/l]		0,135	<0,04	0,365	1,25	119
P-total [mg/l]	0,16	0,455	0,09	0,701	<0,010	1,4
Bensen [µg/l]		<0,2	<0,2	<0,2	<0,20	
Toulen [µg/l]		<1,0	<1,0	152	<1,0	
Etylbensen [µg/l]		<0,1	<0,1	<0,1	<0,10	
m/p-xylener [µg/l]		<0,2	<0,2	<0,2	<0,20	
o-xylen [µg/l]		<0,1	<0,1	<0,1	<0,10	
Sum BTEX [µg/l]	0,2	n.d	n.d	152	n.d	16
Fraksjon >C10-C12 [µg/l]		<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	
Fraksjon >C12-C16 [µg/l]		<5,0	<5,0	<5,0	<5,0	
Fraksjon >C16-C35 [µg/l]		41	<30	35	<30	
Sum PAH-16 [µg/l]	2	n.d	n.d	n.d	n.d	2,7
Sum PAH carcinogene [µg/l]		n.d	n.d	n.d	n.d	

* Terskelverdiene er hentet fra "Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier" (Statens Forurensningstilsyn, 2003).

** Gjennomsnitt i norsk sigevann er hentet fra "Sammenstilling av resultater fra screeninganalyser av sigevann fra avfallsfyllinger" (Amundsen et al., 2004)

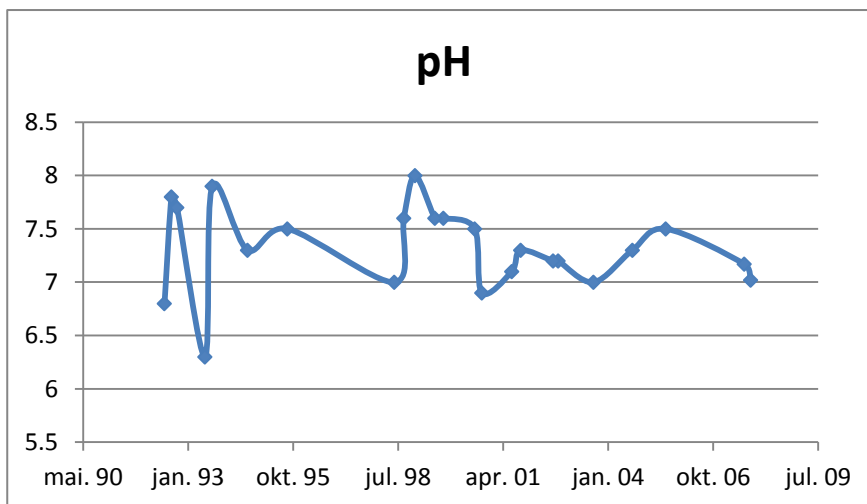
Tabell 5-21 viser at konsentrasjonen til flere stoffer overskrider terskelverdiene. I prøven tatt i MB4 er konsentrasjonene til jern, arsen, kadmium, krom, kobber, mangan, nikkel, bly, sink og total fosfor overskredet. For prøven tatt i MB5 er konsentrasjonene til jern, arsen, krom, kobber, mangan, nikkel, bly og TOC overskredet. For prøven tatt i MB6 er konsentrasjonene for jern, arsen, kadmium, krom, kobber, mangan, nikkel, bly, sink, kvikksølv, total nitrogen, total fosfor og sum BTEX overskredet. Det er ikke detektert noe PAH-forbindelser i noen av prøvene. Selv om konsentrasjonen av metallioner er overskredet i alle prøvene, er metallkonsentrasjonene i MB6 betraktelig høyere enn i de to andre prøvene. pH verdien i prøve MB6 er på 4,09, mens i prøvene MB4 og MB5 er pH verdien henholdsvis 7,49 og 7,57. Prøve MB6 inneholder mer suspendert stoff enn de to andre prøvene.

Tabell 5-21 viser at sigevannsprøvene fra deponiet har høyere konsentrasjoner av flere tungmetaller, sammenlignet med gjennomsnittlige konsentrasjoner i norsk sigevann. Sammenligning med gjennomsnittsverdier i norsk sigevann viser at prøven tatt i MB4 ligger over gjennomsnittet for parametrene jern, arsen, kadmium, mangan, nikkel, bly, pH og suspendert stoff. Prøven tatt i MB5 overskrider gjennomsnittet for parametrene mangan, nikkel, pH og suspendert stoff. Prøven tatt i MB6 overskrider gjennomsnittet for parametrene jern, arsen, kadmium, krom, kobber, kvikksølv, mangan, nikkel, bly, sink og suspendert stoff. pH i prøve MB6 er lavere enn i gjennomsnittlig norsk sigevann. Konsentrasjonene i prøven tatt i sigevannsdammen overskrider gjennomsnittet i norsk sigevann for mangan, sink og pH

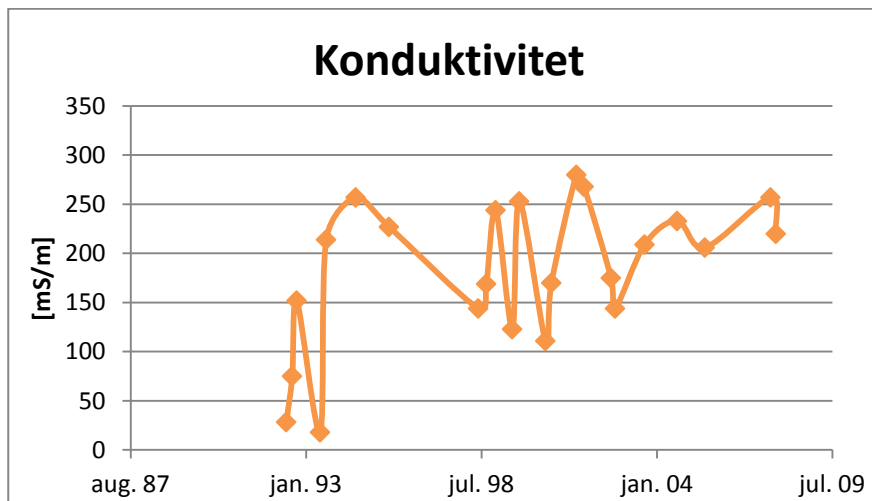
Brønn MB1 inneholdt ikke vann, det finnes derfor ingen referanseprøve å sammenligne resultatene med. Det er derfor heller ikke mulig å beregne forurensningsindeks for de stoffene det ikke er oppgitt terskelverdier for.

5.7.2 Utvikling i konsentrasjoner i sigevann fra 1992 til 2007

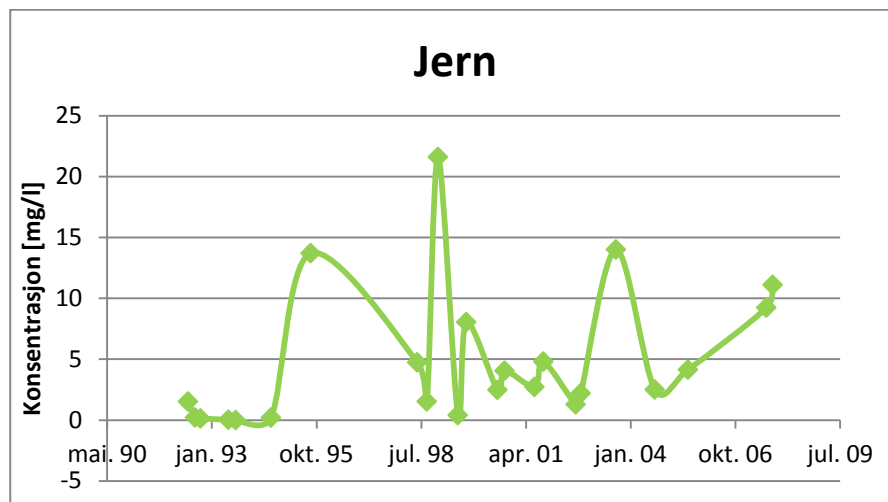
Fra deponiets begynnelse er det tatt vannprøver fra sigevannsdammen. I figurene 5-32 til 5-41 er utviklingen i konsentrasjon av parametrene pH, konduktivitet, jern, kadmium, bly, kobber, sink, P-total, N-total og KOF-Cr i perioden 1992 til 2007 presentert. Grafene er laget av undertegnede. Tallmaterialet er hentet fra 15 årsrapporter angående renovasjon i Longyearbyen, utgitt av Longyearbyen Lokalstyre Bydrift KF, for årene 1992 til 2007.



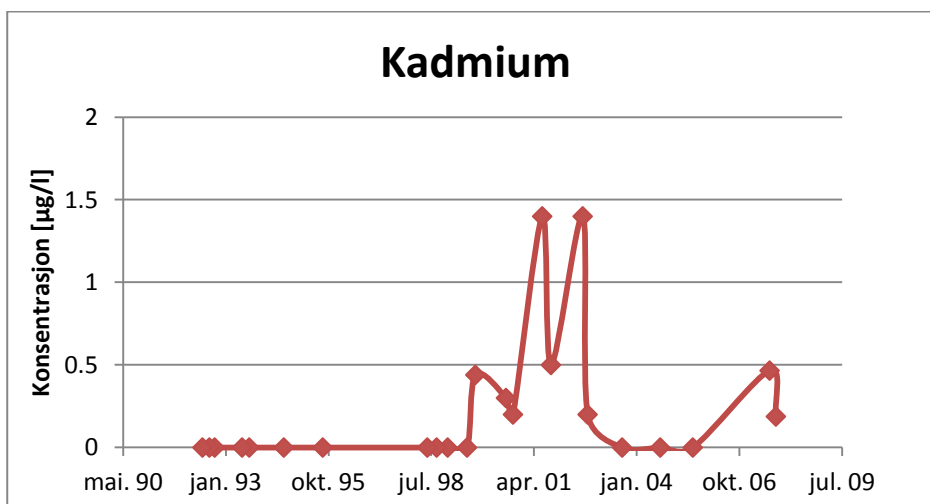
Figur 5-32: Variasjon i pH fra 1992 til 2007.



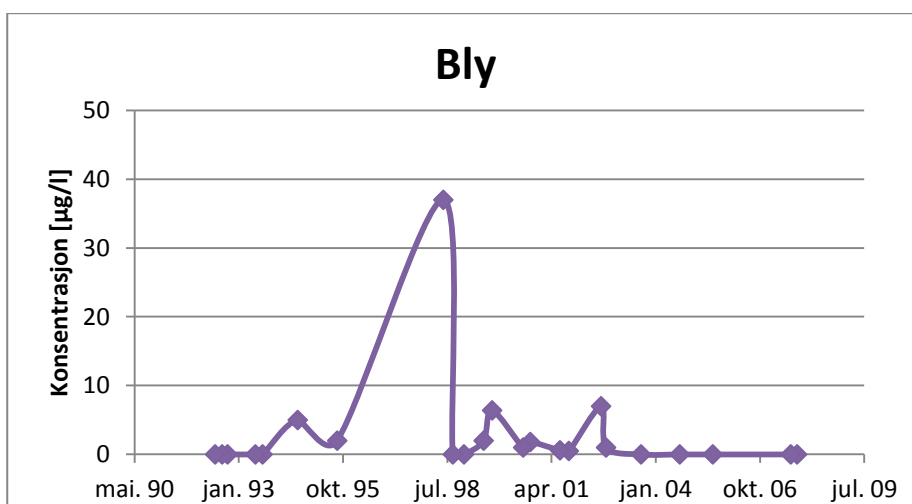
Figur 5-33: Variasjon i konduktivitet fra 1992 til 2007



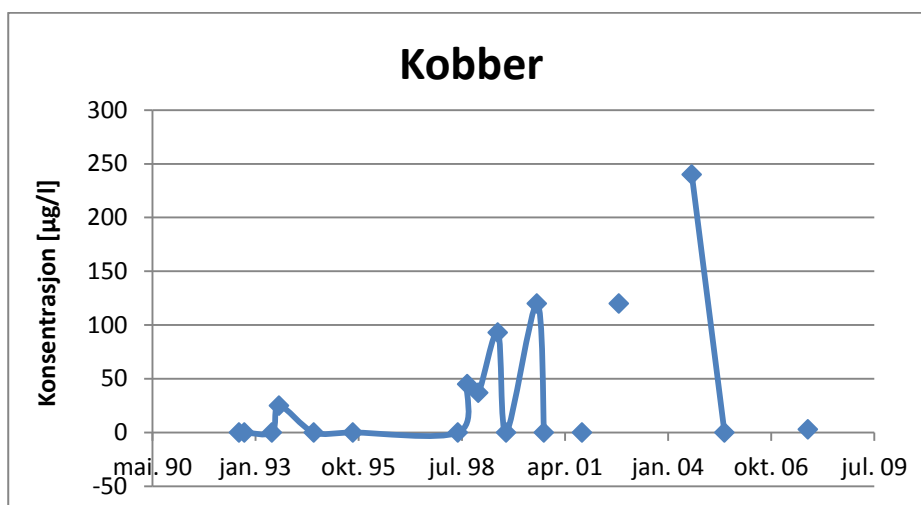
Figur 5-34: Variasjon i jernkonsentrasjon fra 1992 til 2007.



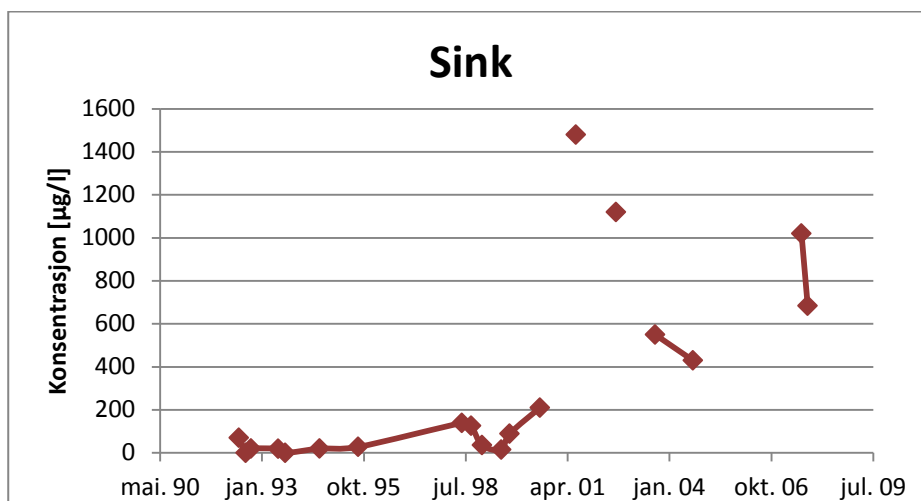
Figur 5-35: Variasjon i kadmiumkonsentrasjon fra 1992 til 2007.



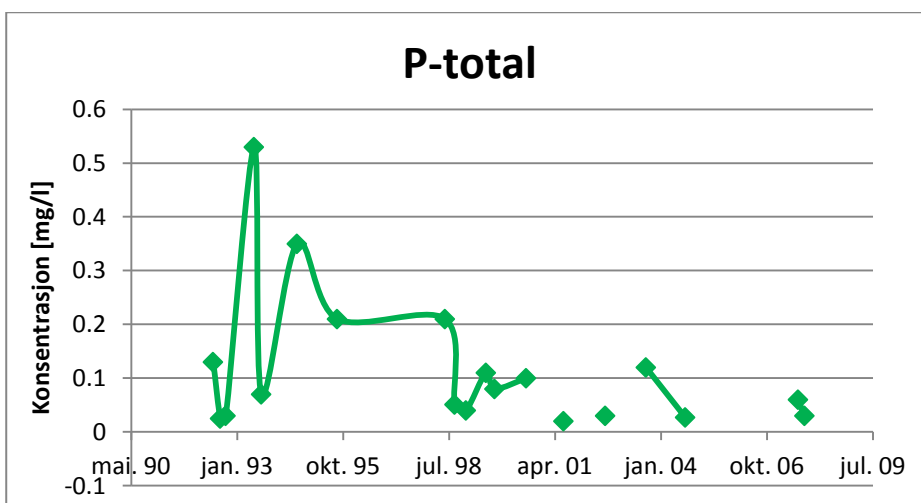
Figur 5-36: Variasjon i blykonsentrasjon fra 1992 til 2007.



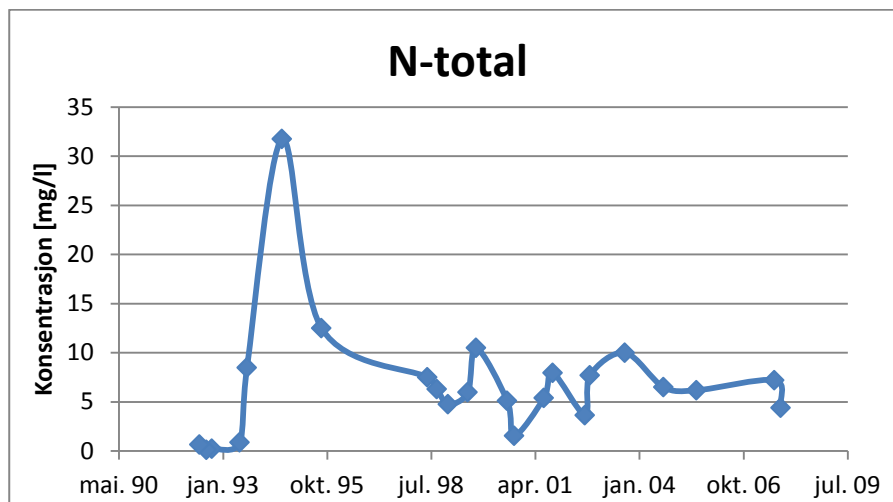
Figur 5-37: Variasjon i kobberkonsentrasjon fra 1992 til 2007



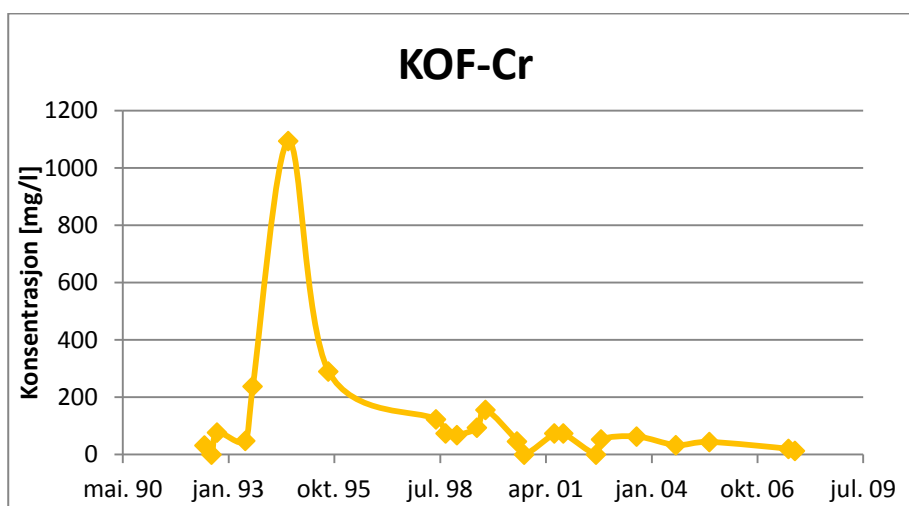
Figur 5-38: Variasjon i sinkkonsentrasjon fra 1992 til 2007.



Figur 5-39: Variasjon i P-total fra 1992 til 2007.



Figur 5-40: Variasjon i N-total fra 1992 til 2007.



Figur 5-41: Variasjon i KOF-Cr for perioden 1992 til 2007

5.7.3 "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann"

Overflatevannsprøvene er sammenlignet med tilstandsklassene definert i veilederen "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann" utgitt av Klif. Tabell 5-23 og tabell 5-25 viser resultatene sammenlignet med tilstandsklassene. Rutene med resultatene er fargelagt, og fargen representerer tilstandsklassen som konsentrasjonen faller under. Tabell 5-22 og tabell 5-24 viser hvilken farge som representerer hvilken tilstandsklasse. Overflatevannsprøvene er ikke analysert for alle parametrene som inngår i veilederen. Parametrene det ikke er analysert for er markert med "i.a.", som står for "ikke analysert".

Tabell 5-22: Tilstandsklasser med tilhørende fargekode for næringsalter, organiske stoffer, forsurende stoffer, partikler og tarmbakterier (Andersen et al., 1997).

Tilstandsklasser				
Meget god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig

Tabell 5-23: Resultatene fra vannprøvene, sammenlignet tilstandsklassene for næringsalter, organiske stoffer, forsurende stoffer, partikler og tarmbakterier.

Virksomheter av:	Parametre	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3
Næringsalter	Total fosfor [$\mu\text{g P/l}$]	<10	<10	<10
	Klorofyll a [$\mu\text{g/l}$]	i.a	i.a	i.a
	Siktedyp [m]	i.a	i.a	i.a
	Prim. prod g C/m ² år	i.a	i.a	i.a
	Total nitrogen [$\mu\text{g/l}$]	640	2730	1920
Organiske stoffer	TOC [mg/l]	0,93	2,6	2,63
	Fargetall [mg/l]	i.a	i.a	i.a
	Oksygen [mg/l]			
	Oksygenmetning [%]			
	Siktedyp [m]	i.a	i.a	i.a
	KOF _{Mn} [mg/l]	<5	5,0	7,0
	Jern [$\mu\text{g/l}$]	0,0114	2,06	1,72
	Mangan [$\mu\text{g/l}$]	1,93	1100	906
Forsurende stoffer	Alkalinitet [mmol/l]	i.a	i.a	i.a
	pH	7,81	8	8,03
Partikler	Turbiditet [FTU]	i.a	i.a	i.a
	Susp. stoff [mg/l]	<5	11,4	9,1
	Siktedyp [m]	i.a	i.a	i.a
Tarmbakterier	Termotol. koli. [bakt. ant/100 ml]	i.a	i.a	i.a

Næringsalter

Av parametrene som beskriver virkningen av næringsalter er det analysert for total fosfor og for total nitrogen. Av disse to er total fosfor den viktigste parameteren. På grunn av ulike rapporteringsgrenser mellom veilederen og analyseresultatet er det ikke mulig å klassifisere innholdet av totalt fosfor mer nøyaktig enn å si at det klassifiseres som "meget god" eller "god". Total nitrogen er klassifisert som "dårlig" i prøve 1, og "meget dårlig" i prøvene 2 og 3.

Organiske stoffer

Av parameterne som hører til de organiske stoffene er det analysert for TOC (total organisk karbon), KOF_{Cr} , jern og mangan. Ut i fra innholdet av TOC er prøve 1 klassifisert som "meget god", og prøvene 2 og 3 som "god". Prøvene er analysert for KOF_{Cr} . Klassifiseringssystemet er basert på KOF_{Mn} . Fordi disse to parametrene benyttes om hverandre, er innholdet av KOF_{Cr} i prøvene sammenlignet med grenseverdiene for KOF_{Mn} . Prøve 2 er "mindre god" og prøve 3 er "dårlig" med hensyn på KOF_{Mn} . Alle prøvene er klassifisert som "meget god" for jern. For mangan er prøve 1 "god", og prøve 2 og 3 "meget dårlig".

Forsurende stoffer

pH verdien faller under kategorien "meget god" for alle prøvene.

Partikler

Av parameterne som hører til kategorien "partikler" er det analysert for suspendert stoff. Prøve 1 er "meget god", prøve 2 er "meget dårlig" og prøve 3 er "dårlig".

Prøvene er ikke analysert for tarmbakterier.

Tabell 5-24: Tilstandsklasser med tilhørende fargekode for miljøgifter (Andersen et al., 1997).

Tilstandsklasser				
Ubetydelig forurenset	Moderat forurenset	Markert forurenset	Sterkt forurenset	Meget sterkt forurenset

Tabell 5-25: Resultatene fra vannprøvene, sammenlignet med tilstandsklasser for miljøgifter.

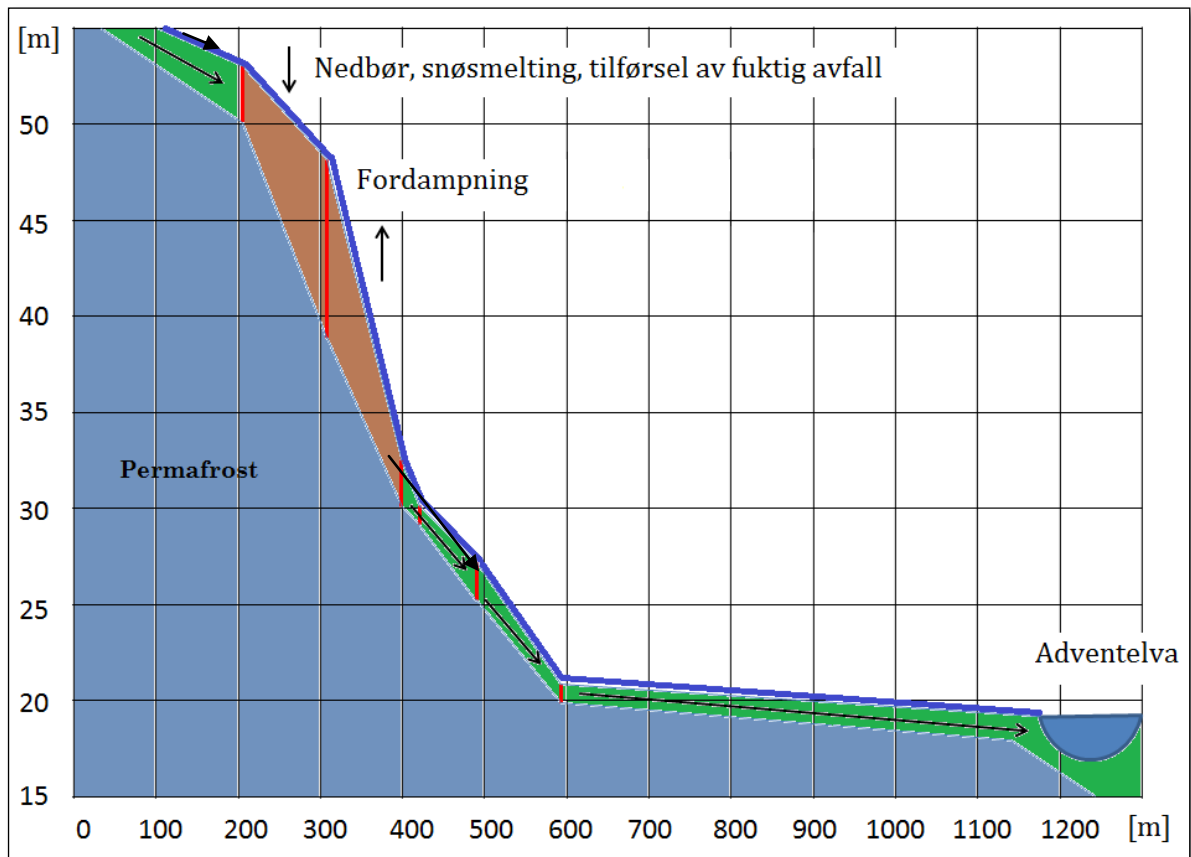
Virkning av miljøgifter	Parametre [$\mu\text{g/l}$]	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3
I vann	Kobber	<1	1,62	<1
	Sink	<4	413	188
	Kadmium	<0,05	0,248	0,116
	Bly	<0,5	<0,5	<0,5
	Nikkel	2,31	10,3	8,54
	Krom	<0,9	<0,9	<0,9
	Kvikksølv	<0,02	<0,02	0,02

Miljøgifter

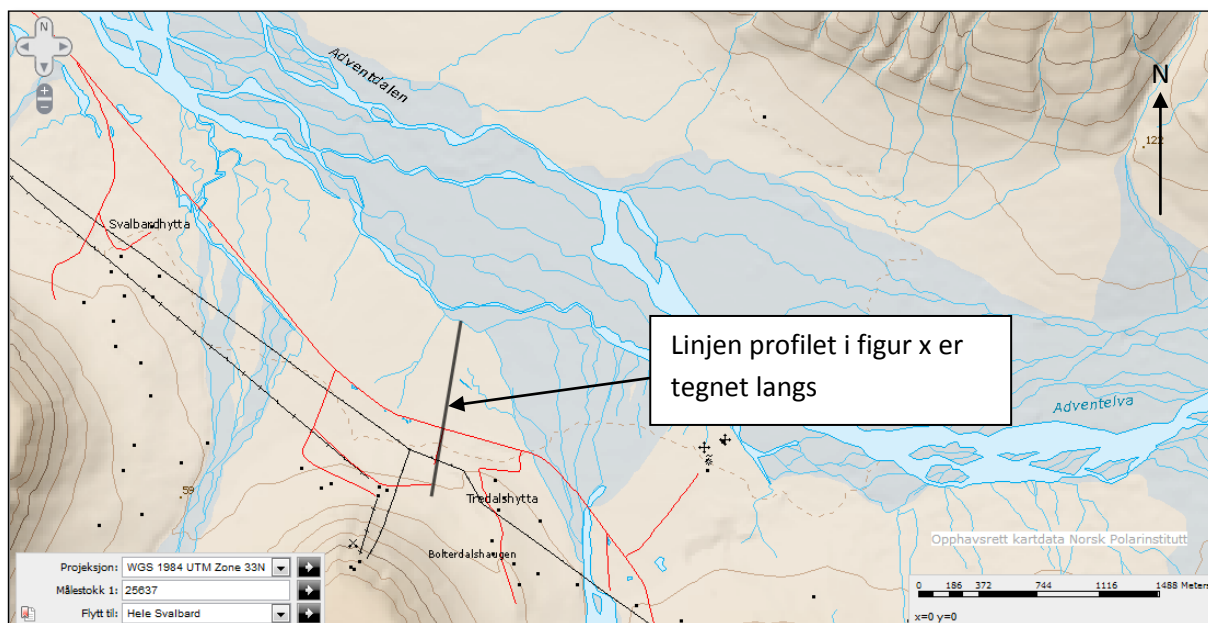
Overflatevannsprøvene er analysert for alle parametrene som hører til gruppen miljøgifter. Som man ser av tabell 5-25 er prøve 2 "markert forurenset" når det kommer til kobberinnhold. Prøve 1 og 3 vil falle under klassen "ubetydelig forurenset" eller "moderat forurenset". Prøve 1 er "ubetydelig forurenset" med sink, mens prøvene 2 og 3 er "meget sterkt forurenset" med sink. Kadmiumforurensningen er betegnet som "ubetydelig forurenset" i prøve 1, prøve 3 er "markert forurenset" og prøve 2 er "sterkt forurenset". Blykonsentrasjonene faller under kategorien "ubetydelig forurenset" for alle prøvene. Prøve 1 er "moderat forurenset" med nikkel, prøve 2 er "meget sterkt forurenset" med nikkel, mens prøve 3 er "sterkt forurenset" med nikkel. For krom og kvikksølv er det ulik rapporteringsgrense mellom analyseresultatet og veilederen. Kromkonsentrasjonen kan derfor falle under kategorien "ubetydelig forurenset" eller "moderat forurenset". Kvikksølvkonsentrasjonen kan faller under alle tilstandsklassene unntatt "meget sterkt forurenset".

5.8 Vannbalanse for deponiet

Figur 5-42 viser et tverrsnitt over området fra deponiet til Adventelva. Plasseringen av tverrsnittet er vist i figur 5-43. Som nevnt i avsnitt 4.8 kan vann tilføres deponiet via nedbør, overflatevann, tilsig av grunnvann, snøsmelting og fra fuktighet i avfallet som deponeres. I tillegg vil det dannes vann i deponiet som et resultat av nedbrytningsprosesser. Vann vil transporteres ut av deponiet via fordampning, kontrollert uttak av sigevann og diffus utlekking av sigevann (Statens Forurensningstilsyn, 2003).



Figur 5-42: Tverrsnitt av området mellom deponiet og Adventelva.



5-43: Figuren viser plasseringen av tverrsnittet i figur 5-42 (Norsk Polarinstittutt, 2012b).

Området som figur 5-42 dekker, har en horisontal utstrekning på omtrent 1000 meter, og en vertikal utstrekning på omtrent 35 meter. De seks røde linjene markerer plasseringen av brønnene MB1, MB2, MB3, MB4, MB5 og MB6. MB1 er plassert lengst mot venstre i figuren, deretter følger MB2, MB3, MB4, MB5 og tilslutt MB6 som er plassert lengst mot høyre. Det grønne området markerer den aktive sonen. Det brune feltet markerer deponiet, og det blå feltet markerer permafrosten.

Pilene i de grønne feltene markerer retningen på eventuell grunnvannsstrøm gjennom det aktive laget. Den blå linjen som går langs overflaten av figuren markerer bekken som renner inn i deponiet ved MB1, og ut ved sigevannsdammen, før den fortsetter ned til Adventelva. Den sorte pilen som peker inn i deponiet langs overflaten representerer annen overflateavrenning enn bekken. Tilførsel av vann gjennom nedbør, snøsmelting og fuktighet i deponert avfall er markert med en pil som peker ned på deponiet.

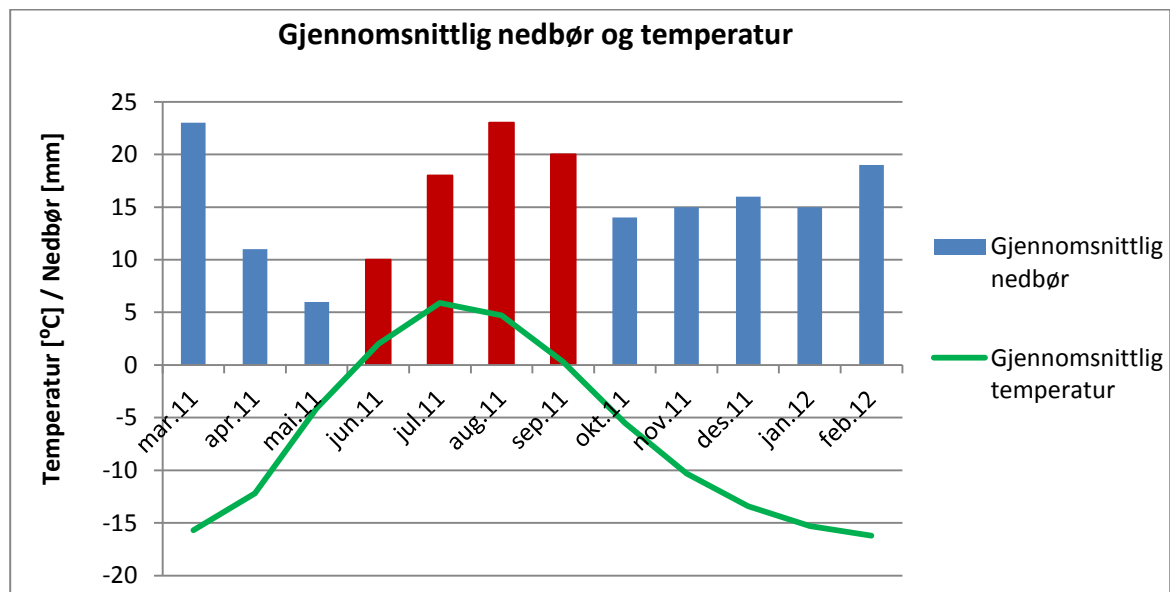
Fordampning av vann fra deponioverflaten er markert med en pil som peker oppover. Pilen i det grønne feltet som peker ut av deponiet representerer utlekking av sigevann via grunnvann. Pilen som peker ut av deponiet langs overflaten representerer annen overflateavrenning enn den som går via bekken.

Meteorologiske data for området

Når vannbalanser skal beregnes bør nedbør og nedbørsvariasjoner måles på deponiet, eller innhentes fra nærmeste meteorologiske målestasjon (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2003a). Tabell 5-26 viser temperatur og nedbørsverdier fra en meteorologisk målestasjon ved Svalbard lufthavn, som befinner seg 13 km nordvest for deponiet i Adventdalen. Deponiet og Svalbard lufthavn ligger omtrent like høyt over havet, og meteorologisk data for lufthavnen vil derfor være representative for deponiet. Den første kolonnen med temperaturdata i tabell 5-26 viser månedlige gjennomsnittsverdier for perioden februar 2012 til mars 2011. Den andre kolonnen viser normalverdien for hver måned, basert på målinger over en trettiårsperiode, fra 1961 til 1990. For nedbørsdataene er den første kolonnen total nedbørsmengde per måned det siste året, mens den andre kolonnen viser normal nedbørsmengde per måned, som også er basert på data fra 1961 til 1990. Figur 5-44 viser grafisk hvordan de meteorologiske dataene varierer gjennom et år.

Tabell 5-26: Temperatur og nedbørsverdier for Svalbard lufthavn (Meteorologisk institutt, 2012c).

Måneder	Temperatur [°C]		Nedbør [mm]	
	Gjennomsnitt	Normal	Totalt	Normal
Februar 2012	-5,6	-16,2	40	19
Januar 2012	-3,4	-15,3	47	15
Desember 2011	-6,6	-13,4	8	16
November 2011	-6,0	-10,3	24	15
Oktober 2011	-2,6	-5,5	18	14
September 2011	4,4	0,3	26	20
August 2011	6,9	4,7	8	23
Juli 2011	6,9	5,9	14	18
Juni 2011	4,8	2,0	4	10
Mai 2011	-1,6	-4,1	9	6
April 2011	-5,8	-12,2	17	11
Mars 2011	-12,7	-15,7	44	23
Gjennomsnitt / total	-1,775	-6,7	259	190



Figur 5-44: Figuren viser gjennomsnittlig nedbør og temperatur. De blå søylene indikerer snø, de røde indikerer regn. Den grønne linjen er temperaturvariasjoner.

Beregninger av mengden vann som kommer inn i deponiet i løpet av et år:

Nedbør på deponioverflaten:

Total nedbørsmengde i løpet av et år er 190 mm, se tabell 5-26.

Deponiet har en overflate på omtrent 30.000 m² (Barlindhaug and Kramvik, 2005). Mengden regn og snø som faller på deponiet årlig er derfor:

$$30.000m^2 * 0,19m = 5700m^3$$

Totalt tilfører regn og snø 5700 m³ vann til deponimassene hvert år.

Tilførsel av overflatevann fra området utenfor deponiet

Ideelt sett skal tilførsel av vann fra området utenfor deponiet være lik null. Dette er ofte ikke tilfellet. I overkant av deponiet i Adventdalen er det gravd en grøft for å lede overflatevann rundt deponiet, slik at det ikke skal komme i kontakt med deponimassene. Denne grøften fungerer imidlertid ikke som den skal, og overflatevann fra områdene oppstrøms for deponiet renner derfor inn i deponiet. I sommersesongen samles mye av overflatevannet i en bekk som renner inn i deponiet. Det er vann i bekken kun i sommersesongen, og vannføringen er størst i smeltesesongen. Bildene i figurene 5-45, 5-46 og 5-47 viser denne bekken.



Figur 5-45: Vann renner inn i deponiet



Figur 5-46: Vann i deponimassene



Figur 5-47: Vann renner gjennom deponiet i sommersesongen

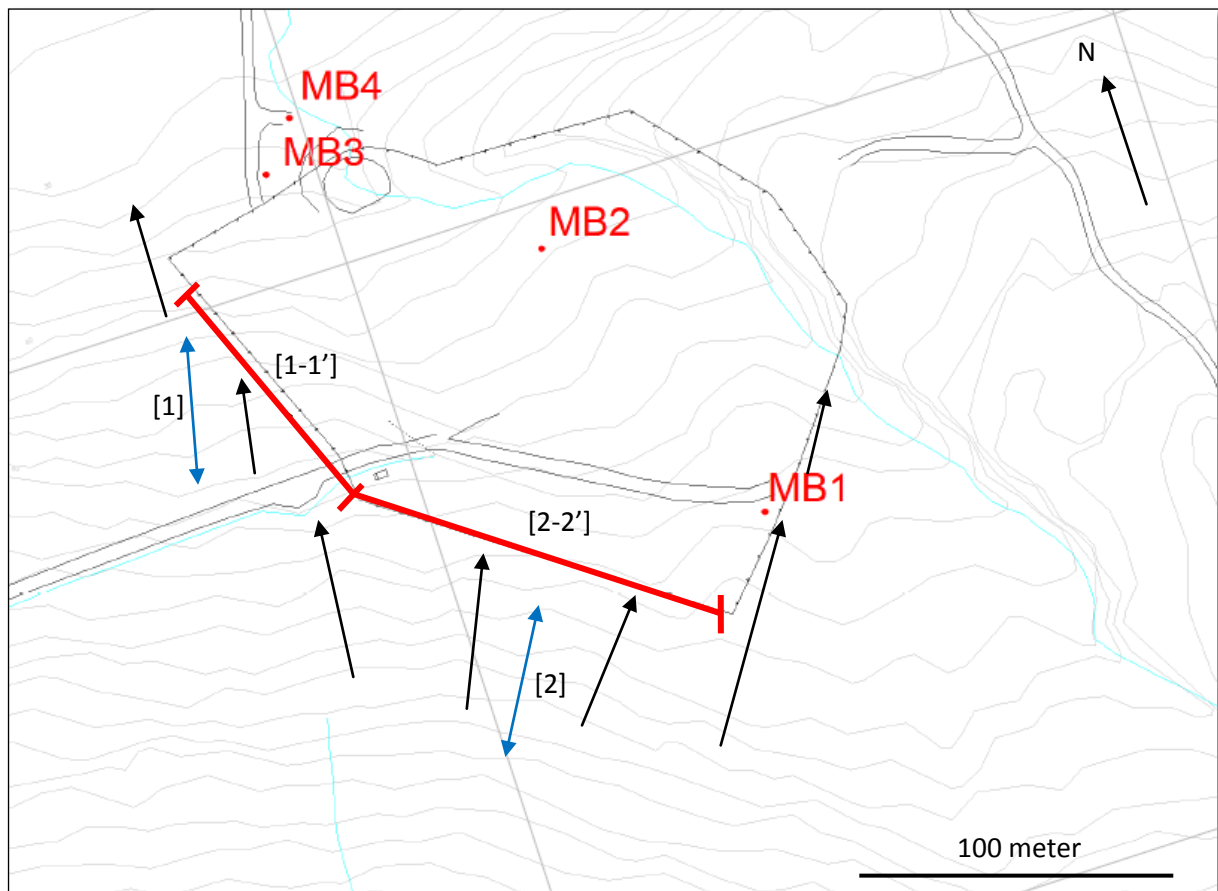
Det har ikke lyktes å få tak i kart med god nok oppløsning for å beregne nedbørsfeltet til deponiet ved metoden som er beskrevet i avsnitt 4.8. I rapporten "Miljøriskovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann" utgitt av Multiconsult i 2006, er arealet av nedbørsfeltet som drenerer til deponiet beregnet til omtrent 100 dekar, det vil si 100 000 m² (Barlindhaug and Kramvik, 2006). Denne verdien er derfor brukt også i disse beregningene. Mengden nedbør som potensielt kan tilføres deponiet fra nedbørsfeltet blir da

$$100.000 \text{ m}^2 * 0,19 \text{ m} = 19.000 \text{ m}^3$$

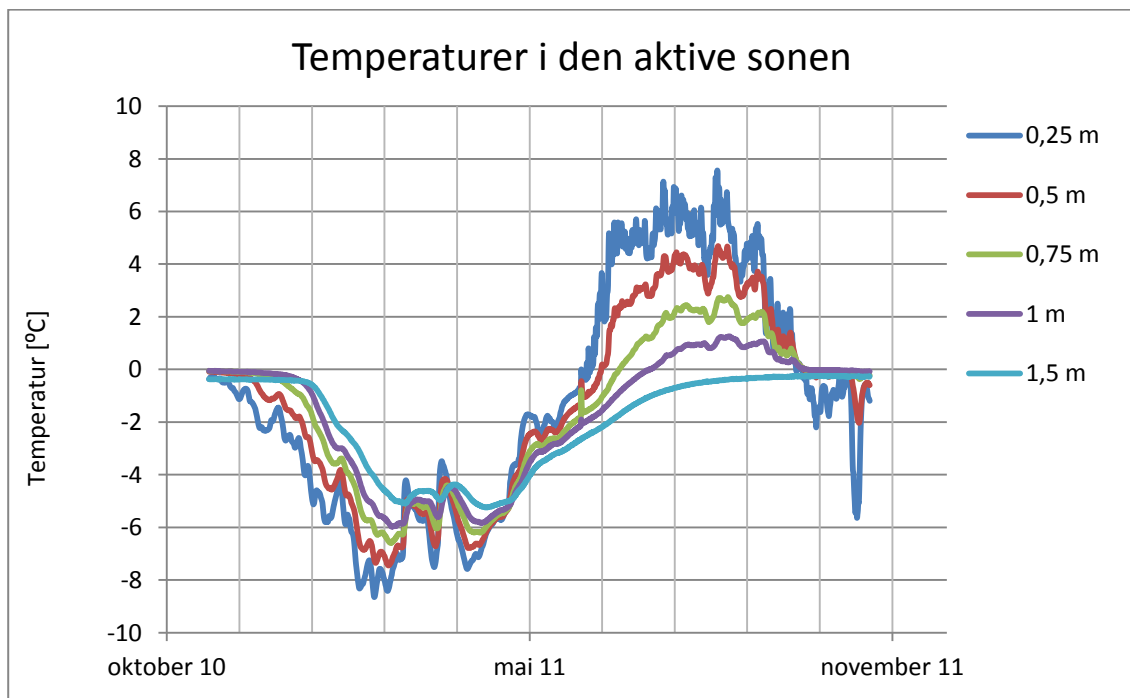
Dette er maksimalverdien, vannmengden som tilføres deponiet dersom all nedbør, både i form av snø og regn, vil dreneres ned til deponiet. Som nevnt i avsnitt 4.8 er det en rekke faktorer som avgjør hvor mye av nedbøren som vil renne av overflaten. Det aktive laget i området rundt deponiet er frosset store deler av året. Dette vil føre til en økt overflateavrenning fordi vannet ikke vil trenge ned gjennom den frosne jorda. Det vil være lite vann som forsvinner som fordampning i og med at temperaturene er lave, med en gjennomsnittstemperatur på 3,2 °C i sommermånedene. Det er også lite vegetasjon i området. Det kan derimot ikke utelukkes at noe av regnet som faller når det aktive laget er tint vil perkolere ned i jordsmonnet, og dermed ikke dreneres ned mot deponiet. Det er vanskelig å tallfeste hvor mye vann dette er snakk om, og det er derfor valgt å benytte den beregnede verdien på 19.000 m³ i vannbalansen, selv om dette antageligvis er en litt for høy verdi.

Tilsig av grunnvann

Figur 5-48 viser topografien i deponiområdet. De svarte pilene på figur 5-48 markerer retningen på grunnvannstrømmen. Retningen på pilene er tegnet ut i fra antagelsen om at grunnvannsstrømmen i hovedtrekk vil følge terrengets utforming (Brattli, 2009). Som man ser av figuren vil grunnvannet renne mot deponiet langs den delen av deponigjerdet som er markert med en rød strek. Den delen av gjerdet som er markert som [1-1'] er 75 meter langt, mens den delen av gjerdet som er markert med [2-2'] er 125 meter lang. Grunnvannet vil derfor strømme inn langs en linje som er omtrent 200 meter lang.



Figur 5-48: Retning på grunnvannstrømmen oppstrøms deponiet.



Figur 5-49: Temperaturer i bakken gjennom et år (University centre in Svalbard (UNIS), 2012).

Grunnvannet vil strømme gjennom det aktive laget. Grafen i figur 5-49 viser hvordan temperaturen i det aktive laget vil variere gjennom et år. Denne grafen er basert på temperaturmålinger fra det 19 meter dype hullet i Endalen, en sidedal av Adventdalen, se figur 5-7. Som man ser av grafen er det aktive laget mellom 1 og 1,5 meter tykt. Den øverste delen av det aktive laget vil smelte først, i midten av juni. Deretter brer varmen seg nedover, og i begynnelsen av juli er hele det aktive laget tint. I slutten av september er det frosset igjen. Dette betyr at grunnvann vil kunne strømme gjennom det aktive i perioden fra midten av juni til slutten av september. Det vil si en periode på 3,5 måneder per år.

Det aktive laget har en tykkelse på mellom 1 og 1,5 meter. Grunnvann kunne strømme inn i deponiet gjennom et areal som er maksimalt 200 meter * 1,5 meter = 300 m².

For å beregne grunnvannsstrømmen inn i deponiet kan Darcy's ligning brukes:

$$Q = -KA \frac{dh}{dl} \text{ (Brattli, 2009)}$$

Q = gjennomstrømmende vannvolum per tidsenhet [m³/s]

K = hydraulisk konduktivitet [m/s]

dh/dl = hydraulisk gradient

A = areal [m²]

I avsnitt 5.1 ble hydraulisk konduktivitet beregnet ved hjelp av Hazens formel. Gjennomsnittlig hydraulisk konduktivitet for massene er 1,638*10⁻¹⁰ m/s.

Siden helningen på terrenget varierer er hydraulisk gradient beregnet på to steder. Disse stedene er markert med blå piler, se figur 5-48.

[1] $dh = 8$ meter, $dl = 47,5$ meter, $dh/dl = 0,168$

[2] $dh = 10$ meter, $dl = 50$ meter, $dh/dl = 0,2$

Gjennomsnittlig hydraulisk gradient er dermed $(0,168+0,2)/2=0,184$.

Ved å sette disse verdiene inn i Darcys ligning får man følgende:

$$Q = (1,638 * 10^{-10}) \frac{m}{s} * 300m^2 * 0,184 = 9,04 * 10^{-9} \frac{m^3}{s}$$

Vannstrømningen inn i deponiet er 9,04*10⁻⁹ m³/s. Hvis man antar, som nevnt tidligere, at vann kun kan strømme inn i deponiet 3,5 måneder per år, når det aktive laget er tint, tilsvarer dette:

3,5 måneder = 107 dager = 2568 timer = 9 244 800 sekunder.

$$9,04 * 10^{-9} m^3/s * 9 244 800 s = 0,084 m^3/3,5 måned$$

Man ser altså at det er beregnet at kun 84 liter renner inn i deponiet i løpet av de 3,5 månedene hvor strømming er mulig. Dette skyldes den lave hydrauliske konduktiviteten til jordmassene. Tilsig av grunnvann vil derfor ha liten betydning for vannbalansen til deponiet.

Fuktighet i avfallet

I rapporten "Miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann" utgitt av Multiconsult i 2006, er det beregnet at avfallet som deponeres inneholder i gjennomsnitt 10 % vann (Barlindhaug and Kramvik, 2006). Fra rapporten "Sammenstilling av resultater fra screeninganalyser av sigevann fra avfallsfyllinger" utgitt av Jordforsk i 2004 er det beregnet at 10 % vanninnhold i avfall, eller 25 % minus 20 % fordampning ofte er brukt i vannbalanseberegninger for norske deponier (Amundsen et al., 2004).

Det har ikke vært mulig å få tak i data over avfallsmengder som er deponert på deponiet etter 2009. For å beregne fuktighet i avfallet som ble deponert i 2011 er det derfor valgt å anta at avfallsmengdene for 2011 er i samme størrelsesorden som i 2009, det vil si omtrent 500 tonn. Dette er gjort fordi det er deponert samme type avfall på deponiet, inert avfall, fra 2007 og frem til i dag. Det er verdt å merke seg at det i 2008 kun ble deponert 260 tonn, men ved å velge tallene fra 2009 kan man anta at vannmengden fra fuktighet i avfall ikke blir underestimert. Det er grunn til å tro at inert avfall vil inneholde mindre fuktighet enn kommunalt avfall. Dette fordi inert avfall består av materialer som glass, betong, keramikk og stein, og dette inneholder lite vann. Et vanninnhold på 10 % er allikevel brukt i beregningen.

10 % av 500 tonn er 50 tonn. 50 tonn tilsvarer 50.000 liter vann, eller 50 m³ vann. Det er altså maksimalt 50 m³ vann som tilføres deponiet årlig på grunn av fuktighet i avfallet.

Tilførsel av vann på grunn av nedbrytningsprosesser i deponiet

Inert avfall brytes ikke ned av biologiske nedbrytningsprosesser, og det vil derfor heller ikke produseres vann i forbindelse med deponering av inerte masser. Temperaturmålingene beskrevet i avsnitt 5.2 gir grunn til å tro at det fortsatt pågår nedbrytning av det organiske materiale som har blitt deponert tidligere, det vil si før 2007. Vann kan derfor bli produsert lengre ned i deponimassene. Det er vanskelig å fastslå hvor stor denne vannmengden er, men den vil antageligvis være lav. Dette fordi mye av det organiske materialet som befinner seg i deponiet allerede er nedbrutt, og nydannelsen av vann på grunn av nedbrytning vil derfor antageligvis være lav. På grunn av denne antagelsen er det valgt å se bort fra tilførsel av vann på grunn av nedbrytningsprosesser i deponiet i vannbalansen. Dette er samme konklusjon som Multiconsult i rapporten "Miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann" utgitt i 2006 kommer frem til (Barlindhaug and Kramvik, 2006).

Beregninger av mengde vann som renner ut av deponiet i løpet av et år

Fordampning

Fordampningen fra et deponi vil hovedsakelig avhenge av lufttemperatur og temperaturen i deponiet. Tabell 5-26 viser gjennomsnittstemperaturer for hver måned gjennom et år. I løpet av et år er det fire måneder hvor gjennomsnittstemperaturen er over 0°C. I de åtte månedene hvor gjennomsnittstemperaturen er under 0°C vil det ikke være fordampning fra deponioverflaten. Gjennomsnittlig temperatur i de fire månedene hvor gjennomsnittstemperaturen er over 0°C, er 3,2°C. Dette er så lavt at fordampningen antageligvis vil være liten og det er derfor valgt å se bort fra fordampning i vannbalansen.

Kontrollert uttak av sigevann og diffus utlekking av sigevann

I tillegg til fordampning vil vann transporteres ut av deponiet gjennom diffus utlekking av sigevann og gjennom kontrollert uttak av sigevann. Det kontrollerte uttaket av sigevann fra deponiet går via bekken som renner ut fra sigevannsdammen. Vannføring i denne bekken er ikke målt. Diffus utlekking vil kunne skje ved avrenning fra deponioverflaten eller sigevannsstrøm. Fordi tilførselen av grunnvann inn i deponiet er lav, er det grunn til å tro at utlekkingen av sigevann også vil være lav, fordi jordsmonnet nedenfor deponiet har samme sammensetning som jordmonnet ovenfor deponiet. Det er derfor valgt å se bort fra dette som en potensiell utlekkingskilde. Under feltarbeidet i juni 2011 ble det funnet spor etter overflateavrenning andre steder enn ved bekken fra sigevannsdammen.

Transport av sigevann ut at deponiet vil dermed hovedsakelig skje via transport gjennom bekken, og ved overflateavrenning andre steder på deponiet. Av disse to vil antageligvis transport via bekken være størst.

Vannbalanse

Tabell 5-27 viser en oppsummering av parametrene som inngår i vannbalansen.

Tabell 5-27: Vannbalanse for deponiet

	Kilde	Mengde [m ³]
INN	Nedbør som faller på deponioverflaten	5700
	Avrenning fra området ovenfor deponiet	19000
	Tilsig av grunnvann	0,084
	Fuktighet i avfallet som deponeres	50
SUM INN		24750,084
UT	Fordampning	0
	Utlekking via grunnvann	0
	Transport i bekken og overflateavrenning andre steder på deponiet	24750,084
	SUM UT	

Tallene for "Transport i bekken og overflateavrenning andre steder på deponiet" og "SUM UT" er beregnet ut i fra antagelsen om at det vil renne like mye vann inn i deponiet som det vil renne ut av deponiet.

Fortynning i Adventelva

Adventelva renner gjennom Adventdalen, og ut i Adventfjorden. Elva er frosset om vinteren og det er derfor ingen vannføring i vintersesongen. Snøen som akkumuleres gjennom vinteren vil smelte om våren, vanligvis rundt mai. Den smeltede snøen ledes ut i Adventfjorden og dette skjer ofte i løpet av en stor flomepisode. Vannføringen holder seg høy gjennom resten av sommeren på grunn av tilførsel av smeltevann fra de mange breene Adventelva sitt dreneringsområde. (Bryant, 1982). Gjennomsnittlig vannføring i Adventelva er 3,6 m³/s i sommersesongen (Zajaczkowski et al., 2004). Det tilsvarer 3,1*10⁵ m³/døgn. I følge de meteorologiske dataene fra Svalbard lufthavn er gjennomsnittlig lufttemperatur over 0°C fire måneder i året, i juni, juli, august og september. Dette gir grunn til å anta at mesteparten av vannføringen i Adventelva skjer i løpet av fire måneder, det vil si i løpet av 120 dager. Det vil si at det i løpet av sommersesongen renner 3,72*10⁷ m³ vann gjennom Adventelva. Hvis det antas at alt vannet som renner ut av deponiet ender opp i Adventelva gir dette en fortynning på omtrent:

$$\frac{24750m^3}{3,72 * 10^7 m^3} \approx \frac{1}{1500}$$

Det vil si en fortynning på omtrent 1:1500.

6 Diskusjon

6.1 Spredningsvurdering

I de følgende avsnittene er resultatene fra feltundersøkelsene og beregningsverktøyet diskutert hver for seg, med fokus på hva slags indikasjoner de gir på eventuell spredning av forurensning. Mulige feilkilder og usikkerheter i resultatene er også diskutert. Tilslutt er resultatene satt sammen, og en helhetsvurdering av spredningsrisikoen fra deponiet er foretatt.

6.1.1 Kornfordelingsanalysen

Kornfordelingsanalysen viser at jordprøvene består av en blanding av hovedsakelig silt, sand og grus. Noen av prøvene inneholder også en god andel leire. Fem av de syv prøvene er navngitt "grusig, sandig, siltig materiale", og de to siste prøvene er navngitt "sandig, leirig silt" og "sandig grus". I tillegg er samtlige av prøvene karakterisert som velgraderte. Formen på kornfordelingskurvene, navngivingen og graderingstallene tilsier at jordsmonnet rundt deponiet består av et usortert materiale. Dette er gunstig i forhold til spredningsfare. Usortert materiale har en lavere permeabilitet enn godt sortert materiale, fordi de mindre partiklene fyller inn i porene mellom de større partiklene. En lav permeabilitet er gunstig fordi det fører til at forurenset sigevann spres saktere enn hvis permeabiliteten er høy.

Hydraulisk konduktivitet er en svært viktig parameter i forhold til spredning av sigevann gjennom grunnen. En høy hydraulisk konduktivitet vil bidra til at forurenset sigevann kan spres langt og raskt. I avsnitt 5.1 ble den hydrauliske konduktiviteten beregnet ut i fra kornfordelingsanalysen og Hazens formel. Resultatet viste at jorda som omkranser deponiet har en svært lav hydraulisk konduktivitet, med verdier som ligger mellom $2,916 \cdot 10^{-10}$ og $6,05 \cdot 10^{-11}$ m/s. Dette er verdier som er vanlig å finne i leire, se tabell 4-4. Med en så lav hydraulisk konduktivitet vil det være liten grad av sigevannsstrøm gjennom jorda. Som beskrevet i teoridelen om bunntetting under deponier, se avsnitt 2.2.3, ansees en jordart med en hydraulisk konduktivitet på mindre eller lik $1 \cdot 10^{-9}$ m/s som tett nok til å egne seg som bunntetting under deponiet for kommunalt avfall dersom mektigheten er større enn 1 meter. De beregnede verdiene for jordprøvene tatt rundt deponiet er lavere enn dette, og jorda kan dermed anses som å være tilnærmet tett. Dette er gunstig med tanke på spredning av forurensning via sigevann. En tilnærmet tett jordart vil begrense spredningen av forurensningen.

Hvis man sammenligner den beregnede hydrauliske konduktiviteten for MB1 0-1 m og MB6 0-0,7 ved Hazens metode og Gustafssons metode ser man at svarene er nokså like. For MB1 0-1 m gir både Hazens formel og Gustafssons formel et svar som ligger i størrelsesorden 10^{-11} m/s. For MB6 0-0,7 m gir begge metodene et svar som ligger i størrelsesorden 10^{-10} m/s. Det ble foretatt færre antagelser ved bruk av Gustafssons metode enn ved bruk av Hazens metode. Det er positivt at de to metodene gir lignede svar, dette antyder at antagelsene som er gjort er relativt korrekte.

Navngivingen viser at jordprøvene er usorterte, noe som tilsier en lav hydraulisk konduktivitet. Allikevel er den beregnede hydrauliske konduktiviteten unormalt lav i forhold til navngivingen. Navngivingen viser at prøvene inneholder mye grus og sand, og prøver med et høyt grus- og sandinnhold har vanligvis ikke en så lav hydraulisk konduktivitet som det som er beregnet. Som man ser av tabell 4-4 og tabell 2-12 vil jordarter med en hydraulisk konduktivitet i størrelsesorden 10^{-10} - 10^{-11} vanligvis bestå av ren leire, eller bli klassifisert som moreneleire. Innholdet av leire i prøvene er imidlertid ikke høyt nok til at prøvene navngis som leire. En mulig forklaring på hvorfor den hydrauliske konduktiviteten er så lav kan være at jordsmonnet rundt deponiet har blitt utsatt for et trykk og blitt kompaktert. Dette kan ha skjedd hvis store anleggskjøretøyer har kjørt rundt på området, for eksempel i forbindelse med bygging av deponiet.

Berggrunnskartet over Svalbard viser at deponiet ligger delvis på en avsetning bestående av marine strandavsetninger, se figur 3-12. Marine strandavsetninger kan bestå av de fleste kornstørrelser, fra blokk til sand, men mest vanlig er en sammensetning av sand og grus. Slike avsetninger er som regel porøse og løst pakket, fordi de fineste kornstørrelsene er vasket ut. Marine strandavsetninger har i mange tilfeller en hydraulisk konduktivitet som gjør dem egnet til grunnvannsuttak. Kornfordelingsanalysen stemmer ikke særlig godt overens med de typiske trekkene til marine strandavsetninger. Hvis man sammenligner figur 4-1 og 5-2 ser man at kornfordelingskurvene har en form som ligner på kornfordelingskurven til morenemateriale. Kornfordelingsanalysen sammen med beregningene av hydraulisk konduktivitet heller derfor mer mot at massene består av en siltig eller leirig morene, og ikke en porøs og løst pakket marin strandavsetning.

I 2005 foretok Multiconsult kornfordelingsanalyser av jordprøver tatt nedenfor deponiet. Konklusjonen deres var at massene består hovedsakelig av silt, men med innslag av sand og leire. Noen prøver bestod av bekkegrus (Barlindhaug and Kramvik, 2005). Dette stemmer delvis overens med jordprøvene som er beskrevet i denne masteroppgaven, som inneholder en stor fraksjon grus, i tillegg til silt og sand. En forklaring på den høye grusfraksjonen kan være at alle jordprøvene ble tatt fra brønnhullene, og alle brønnhullene er plassert langs bekken som renner ut av deponiet. Hvis det er en høy fraksjon av grus i bekken, er det naturlig at det er grus i prøvene som er tatt rett ved siden av bekken også.

Mulige feilkilder og usikkerheter knyttet til kornfordelingsanalysen:

I kornfordelingsanalysen ble alle korn mindre enn 0,002 mm slått sammen til kategorien <0,002 mm, og alle korn større enn 2 mm ble slått sammen til kategorien >2 mm. Dette gjør at det ikke er mulig å skille nærmere mellom de ulike fraksjonene innen grus, stein eller leire. For flere av prøvene utgjør kategorien >2 mm mer enn 40 % av materialet. Verdien d_{60} er nødvendig for å bestemme graderingstallet. For å kunne bestemme graderingstallet til jordprøvene er det derfor gjort noen antagelser. Den første antagelsen er at materialet i kategorien >2 mm hovedsakelig

består av grus, og ikke av stein. Denne antagelsen er basert på utseende til jordprøvene når de ble tatt. De så ikke ut til å inneholde en stor andel av korn på størrelse med stein. Som man ser av kornfordelingskurvene i figur 5-2 har kurvene en jevn og til tider tilnærmet lineær stigning. Den andre antagelsen er derfor at den jevne stigningen fortsetter inn i grusfraksjonen. For å bestemme d_{60} ble det stipulert en forlengelse av kornfordelingskurvene med omtrent samme stigningstall som resten av kurven. Begge disse antagelsene kan ha ført til unøyaktigheter i forhold til bestemmelsen av d_{60} , og dermed også i forhold til beregningen av graderingstallet.

For å beregne hydraulisk konduktivitet ble Hazens metode benyttet. Hazens metode kan benyttes for jordprøver med et graderingstall lavere enn 5. Samtlige av jordprøvene hadde et graderingstall høyere enn 5. For jordprøver med et høyere graderingstall enn 5, finnes det en alternativ måte for å bestemme d_{10} til formelen. Denne metoden går som tidligere beskrevet, se avsnitt 4.1, ut på å bestemme d_{10} ved å konstruere et rektangel med en bestemt størrelse. Rektangelet legges oppå kornfordelingskurven som er plottet på en dobbeltlogaritmisk graf. I og med at kornfordelingskurvene ikke viser fordelingen av partikler mindre enn 0,002 mm, var det umulig å få de konstruerte rektanglene til å passe på en god måte. Derfor ble det stipulert en forlengelse av kornfordelingskurvene, også for fraksjonen av fine korn. Denne stipuleringen ble, i likhet med stipuleringen for korn over 2 mm, trukket som en lineær forlengelse av kornfordelingskurven. Denne stipuleringen kan også ha ført til usikkerheter i resultatet.

For to av jordprøvene, MB1 0-1 m og MB6 0-0,7 m, ble hydraulisk konduktivitet beregnet ved hjelp av Gustafssons metode. I Gustafssons metode brukes også graderingstallet, men som man ser av figur 5-2 er det mulig å lese av d_{60} for begge disse prøvene, uten å måtte gjøre noen stipuleringer. I Gustafssons metode inngår parameteren $E(\text{Cu})$, som er en funksjon av graderingstallet. Sammenhengen mellom Cu og $E(\text{Cu})$ kan sees i figur 4-2. Som man ser av denne figuren gjelder den for graderingstall mellom 1 og 20. Prøvene MB1 0-1 m og MB6 0-0,7 m har graderingstall på henholdsvis 23 og 22. Dette ligger litt utenfor grafen. I og med at grafen avtar jevnt er det valgt noen verdier for $E(\text{Cu})$ som ligger litt under verdien for $E(\text{Cu})$ for graderingstall 20. Dette kan ha ført til et noe unøyaktig svar.

Både Hazens metode og Gustafssons metode er basert på subjektive vurderinger når grafer leses av. Resultatene kan derfor variere noe etter hvem som utfører beregningen.

Verdiene for hydraulisk konduktivitet er beregnet fra jordprøver i ufrosset tilstand. Om vinteren når det aktive laget fryser kan verdien for hydraulisk konduktivitet bli annerledes. Antageligvis vil den hydrauliske konduktiviteten bli lavere om vinteren, fordi is vil fylle porene i jordsmonnet.

6.1.2 Temperaturdata

Temperaturmåler 1152

Figur 5-3 viser at de høyeste temperaturene ved temperaturmåler 1152 er å finne ved 2-3 meters dyp. I tillegg er temperaturene høyest om vinteren, i perioden oktober/november til mai. Unntaket er en kort periode tidlig om sommeren hvor det er varmest ved 1 meters dyp, noe som antageligvis skyldes oppvarming av de øverste massene på grunn av økende temperaturer mot sommeren. Årsaken til at deponiet er varmest ved 2-3 meters dyp resten av året kan være at massene ved dette dypet isoleres av massene som ligger over, og dermed ikke påvirkes av svingningene i overflatetemperaturen. De ligger heller ikke dypt nok til å bli avkjølt av den underliggende permafrosten. En annen forklaring kan være at avfallet ved 2-3 meters dyp har en annen sammensetning som fører til mer varmeproduksjon enn i overliggende og underliggende masser. Om vinteren ligger det et lag med snø og is på overflaten. Dette vil bidra til at varmetapet fra deponiet minker, og dette kan forklare hvorfor temperaturene ikke avtar kraftig i løpet av vinteren.

Ved å se nærmere på figur 5-3, ser man at temperaturene fra 1 meters dyp og nedover svinger med et nokså regelmessig mønster, se også vedlegg 7. Temperaturene stiger i løpet av sommer og høst, synker gradvis i løpet av vinteren, før de har et kraftig fall på våren. Dette samsvarer ikke med overflatetemperaturen. Overflatetemperaturen stiger gradvis i løpet av våren og sommeren, og synker om høsten og vinteren. Tidspunktet for temperaturdroppene om våren samsvarer derimot godt med smeltesesongen på Svalbard, som vanligvis er rundt mai. En teori som kan forklare temperaturdroppet er at kaldt smeltevann renner ned i deponimassene i mai, og forårsaker et temperaturdropp (Lyche, 2008). Etter temperaturdroppet bygger temperaturen seg gradvis opp igjen i løpet av sommeren og høsten, på grunn av biologiske nedbrytningsprosesser som frigir varme.

Temperaturmåler 1248

Fra figur 5-4 ser man at temperaturen ved temperaturmåler 1248 i perioden mai 1999 til mars 2001 følger overflatetemperaturen i en større grad enn temperaturen ved temperaturmåler 1152. Om høsten 2000 skjer det en endring. Da synker overflatetemperaturen, mens temperaturen i deponiet stiger med opptil 20°C. Temperaturen øker mest i de øverste tre meterne, men holder seg nesten stabil ved fire og fem meters dyp. De høye temperaturene avtar i midten av desember ved en meters dyp, men holder seg stabile gjennom hele vinteren ved to og tre meters dyp. En mulig forklaring på den kraftige temperaturøkningen kan være at det høsten 2000 ble deponert avfall som førte til en økt grad av nedbrytning, og dermed en økt varmeproduksjon. Som man ser av oversikten i avsnitt 3.1.3 ble det i år 2000 deponert avfall fra cruiseskip, i tillegg til normalt husholdningsavfall. Det finnes ingen nærmere beskrivelse av sammensetningen til avfallet fra cruiseskipet, og det er derfor vanskelig å si om det er dette som har forårsaket oppvarmingen.

Figur 5-5 viser temperaturutviklingen i perioden november 2004 til desember 2006. Som man ser av denne figuren er det ingen kraftige variasjoner i temperaturen i denne perioden.

Årsaken til at man ikke ser samme dropp i temperatur hver vår ved termometer 1248 som ved termometer 1152 kan være at termometer 1248 er plassert et sted hvor topplaget er tettere, slik at det kalde smeltevannet hindres i å infiltrere ned gjennom massene.

Termometer A70308

Det går et markert temperaturskille mellom 4 og 5 meters dyp ved termometer A70308, se figur 5-6. Temperaturen ned til 4 meters dyp følger overflatetemperaturen, og varierer mellom -16 og 13°C i perioden juli 2009 til september 2010. Temperaturen fra 5 til 9 meters dyp er mer stabil, og varierer mellom 4 og 12°C i samme periode. Temperaturskillet tyder på at det pågår prosesser som avgir varme i de dype delene av deponiet, men ikke i de øvre. En forklaring på hvorfor det dannes varme kun i de dype delene av deponiet kan være at sammensetningen av avfall endres ved 4 meters dyp. Organisk avfall vil brytes ned av biologiske nedbrytningsprosesser, og under denne prosessen dannes det varme. Inert avfall brytes ikke ned av biologiske nedbrytningsprosesser, og det vil derfor heller ikke genereres noe varme. Fra midten av 2007 er det ikke deponert nedbrytbart avfall på deponiet, kun inert avfall. Ut i fra det klare skillet i temperatur kan det se ut som at deponimassene fra overflaten og ned til 4 meters dyp består av inert avfall, mens avfallet fra 5 meters dyp består av nedbrytbart avfall som er deponert før 2007. Fordi det kun skal deponeres inert avfall på deponiet i årene som kommer, er det grunn til å tro at temperaturene i deponiet vil avta fremover.

Sammenligning med temperaturer i upåvirket permafrost

Hvis man sammenligner temperaturprofilen fra hullet i Endalen, se figur 5-8 med temperaturprofilene fra deponiet, ser man noen store forskjeller. For det første er temperaturene i Endalen betraktelig lavere enn temperaturene i deponiet. I deponiet finner man svært få målinger hvor temperaturen har falt under 0°C. Unntaket er målingene for 0 til 4 meter ved A70308 i perioden juli 2009 til september 2010. Temperaturene fra 1 til 4 meters dyp i Endalen varierer i samsvar med overflatetemperaturen. Det er ikke en like klar sammenheng mellom overflatetemperatur og temperaturene i målerne 1152 og 1248, eller for de nederste meterne ved måler A70308. Temperaturene i deponiet påvirkes altså ikke like mye av lufttemperatur som temperaturene i upåvirket permafrost.

Dette betyr at det foregår prosesser i deponiet som genererer varme. Biologisk nedbrytning av avfall genererer varme, og plussgradene i deponiet tyder på at det har pågått nedbrytning frem til høsten 2010. Etter dette har ikke termometeren fungert, men termometermålingene som ble foretatt under sjaktingen i juni 2011 viser at temperaturene fortsatt er høyere enn i upåvirket permafrost.

Mulige feilkilder knyttet til temperaturmålingene

Temperaturmålinger mangler for flere perioder mellom 1998 og 2012. Dette kommer av at temperaturmålerne til tider ikke har fungert, og dermed ikke registrert temperaturer. Hadde det eksistert kontinuerlige målinger fra 1998 til 2012 kan det være man hadde sett andre mønstre eller tendenser enn det som de utførte målingene viser.

Temperaturmålingene fra Endalen er ikke tatt i samme periode som målingene ved deponiet. Sammenligningen er derfor basert på målinger som er gjort på ulike tidspunkter. Som man ser av figur 5-9 har det vært en endring i temperaturen i permafrost i Adventdalen fra 1998 og frem til i dag. Figuren viser at temperaturen har steget med litt over 1°C ved 15 meters dyp for denne perioden. Det vil si at det er en mulighet for at permafrosten rundt deponiet har vært noe kaldere enn temperaturmålingene fra 2010/2011 i Endalen viser, når temperaturmålingene i deponiet er utført. Dersom dette er tilfellet, kan det ha vært en noe større forskjell mellom temperaturene i deponiet og den upåvirkede permafrosten enn det som er brukt som sammenligningsgrunnlag.

Temperaturmålerne som er satt ned i deponiet representerer temperaturvariasjoner i ett punkt. Som man ser av figur 3-6 er ulike typer avfall deponert på bestemte steder på deponiet. Temperaturene i deponiet styres i stor grad av nedbrytningsprosesser. Dersom temperaturmålerne hadde vært plassert et annet sted i deponiet, hvor kanskje andre nedbrytningsprosesser dominerer, er det mulig at temperaturene ville vært annerledes.

6.1.3 Sjakting

Sjakt 1 ble gravd for å undersøke følgende: om deponimassene var frosset eller tint, kartlegge hva slags avfall deponiet inneholdt, undersøke hvor omdannet avfallet var, undersøke om det var vann tilstedet og for å foreta temperaturmålinger. Sjakt 2 ble gravd for å undersøke om det var like langt ned til permafrosten i kanten av deponiet som i midten.

Sjakt 1 ble gravd til 8 meters dyp, før gravemaskinen støtte på frossen grunn. Dette er betydelig dypere enn 1,5 meter, som er normal tykkelse på det aktive laget i upåvirkede områder på Svalbard. Det er ikke gravd noen sjakt på vinteren, men temperaturmålingene har vist at massene er ufrosne også om vinteren. Sjaktingen bekrefter dermed det samme som temperaturmålingene, at det pågår nedbrytningsprosesser i deponiet som genererer nok varme til å holde massene tint ned til 8 meters dyp. Dette gjelder massene midt i deponiet. Sjakt 2 ble kun 1,5 meter dyp før gravemaskinen støtte på permafrost. Det produseres altså ikke varme i like stor grad langs kanten av deponiet siden massene ikke er tint ned til 8 meters dyp her. Dette kan forklares med at deponiet har en større mektighet i midten av deponiet enn langs kanten, se figur 3-8. Frost vil trenge lettere gjennom et tynt lag med avfall, enn gjennom et tykt lag. I tillegg vil det antageligvis være mer nedbrytning og varmeproduksjon i et tykkere lag, fordi det er mer avfall som kan brytes ned enn i et tynt lag. En annen mulig forklaring kan være at avfallet har en annen sammensetning langs deponigrensen enn midt i deponiet. Dersom avfallet som ligger langs deponigrensen ikke inneholder like mye organisk avfall som massene som ligger midt i deponiet, kan dette føre til mindre varmeproduksjon.

Frem til 2007 ble det deponert husholdningsavfall på deponiet. Matavfall utgjør vanligvis en stor andel av husholdningsavfall, men dette var helt fraværende gjennom hele sjakt 1. Fraværet av matavfall viser at det er eller har vært aktive mikroorganismer tilstedet, som har brutt ned denne fraksjonen av avfallet.

Ved fire – fem meters dyp begynte massene å bli fuktige. Fuktighet i et deponi kan komme fra nedbør, snøsmelting, tilsig av grunnvann og overlatevann, fra avfallet som deponeres eller dannes ved ulike nedbrytningsmekanismer (Williams, 2005). Sjakten ble gravd 11. juni, det vil si like etter årets snøsmelting. En mulig forklaring på hvorfor massene ikke var fuktige gjennom hele sjakteprofilen kan være at smeltevannet hadde perkolert gjennom halve deponiet når sjakten ble gravd. Andre forklaringer på hvorfor vanninnholdet i massene øker ved 4-5 meters dyp kan være tilsig av grunnvann gjennom de nederste delene av deponiet. Med tanke på den lave hydrauliske konduktiviteten i massene rundt deponiet virker det imidlertid lite sannsynlig at det renner store mengder sigevann inn i deponiet. En annen forklaring kan være at avfallet som først ble lagt på deponiet, og som derfor ligger nederst, inneholdt mer fuktighet enn avfallet som har blitt deponert senere. Vannet kan også være et produkt av nedbrytningsprosesser. En forklaring på hvorfor det er mest vann i den nederste delen av deponiet kan dermed være at

nedbrytningen har kommet lengre her enn lengre opp. Ut i fra utseende til sjaktemassene så det imidlertid ut til at nedbrytningen hadde kommet like langt gjennom hele sjakteprofilen.

Temperatur ble målt på flere punkter nedover i sjakteprofilen, se figur 5-23. Dette er de nyeste temperaturmålingene fra deponiet, i og med at termometeren ikke har fungert siden 2010. Figuren viser at fra 1 til 7 meters dyp varierer temperaturen mellom 6 og 12,5°C. Dette bekrefter også at det fortsatt pågår nedbrytningsprosesser i deponiet som genererer varme.

Mulige feilkilder og usikkerheter knyttet til sjaktingen

Som man ser av figur 3-6 er ulike typer avfall samlet på ulike steder på deponiet. Området der sjaktene ble gravd er en avsluttet del av deponiet, her deponeres det altså ikke avfall lengre. I og med at deponiet er delt inn i soner for de ulike fraksjonene avfall er det en mulighet for at sjaktene ville sett annerledes ut om de var blitt gravd et annet sted på deponiet. Det er dermed ikke sikkert at sjaktene som er gravd er representative for hele deponiet.

Temperaturmålingene som ble tatt i sjakten ble tatt etter at sjaktegropen hadde stått åpen en stund. Lufttemperaturen var lavere enn temperaturen i massene, og massene kan derfor ha blitt noe avkjølt før temperaturen ble målt.

6.1.4 Gassmålinger

Som man ser av tabell 5-12 og tabell 5-13 ble det ikke detektert noe gass, verken metangass eller hydrogensulfidgass.

Metangass dannes av metandannende bakterier. For at disse bakteriene skal kunne etablere seg må det være anaerobe forhold i deponiet og temperaturen må ligge mellom 30 og 65°C. I tillegg er det ideelt med en pH verdi mellom 6,8 og 7,5, men det kan være aktivitet ved pH verdier ned til 5 og opp til 9. Anaerobe forhold utvikles vanligvis i deponier med en mektighet på over 5 meter (Williams, 2005). Deponiet i Adventdalen har en mektighet på over 5 meter, og derfor er det grunn til og tro at kravet om anaerobe forhold har vært tilstedet i deponiet. Fra temperaturmålingene, se avsnitt 5.2, kan man se at temperaturene lå til rette for metanproduksjon i 1998/1999, i tillegg til en kort periode i desember 2000. I disse periodene var temperaturene over 30 °C enkelte steder i deponiet. Bortsett fra disse to periodene har temperaturene vært for lave for metangassproduksjon. pH er ikke målt i massene, så det er vanskelig å si om pH verdiene har vært ideelle. Nede i sjaktegropen til sjakt 1 ble det gjort en måling som viste en metangasskonsentrasjon på 3 LEL. Siden denne målingen ble gjort nede i deponimassene, kan dette være gammel gass som har vært fanget i en tett lomme uten mulighet for å migrere ut, men som slapp fri under sjaktingen. Denne lommen med metangass kan stamme fra 1999 eller tidligere, og viser at det har vært produksjon av metangass i deponiet. Målingen av hydrogensulfid viste et resultat på 0 LEL. Hydrogensulfidgass har en karakteristisk lukt, selv i små konsentrasjoner. Denne lukten ble ikke kjent noe sted på deponiet. Dette tyder på at forholdene ikke lå til rette for produksjon av hydrogensulfidgass når målingene ble utført.

Det at det ikke er målt noe gass tilsier at det ikke er noen spredning av gassforurensning på nåværende tidspunkt. Det kan imidlertid ikke utelukkes at det har vært utslipp av metangass tidligere.

Mulige feilkilder og usikkerheter knyttet til gassmålingene:

Det var ikke mulig å foreta gassmålinger over hele deponioverflaten. Deler av deponiet er ufremkommelig fordi det er dekket av store gjenstander. Det kan derfor ikke utelukkes at det kan ha vært utslipp av gass på noen av stedene hvor det ikke ble foretatt målinger.

Som man ser av tabell 5-14 sank lufttrykket med 13,3 hPa i løpet av 24 timer forut for gassmålingene den 10. juni 2011, og det sank med 3,4 hPa i løpet av 24 timer forut for målingene den 13. juni. Lufttrykket var lavere enn gjennomsnittlig lufttrykk ved havnivå både 10. juni og 13. juni. Når lufttrykket synker vil gass lettere slippe ut av deponiet, og måleresultatene kan vise for høye gasskonsentrasjoner. Alle gassmålingene viste 0 LEL. Det at lufttrykket var synkende har derfor ingen betydning for måleresultatet. Det viser derimot at det ikke migrerer ut gass, selv når lufttrykket er lavere enn gjennomsnittet. Dersom situasjonen hadde vært motsatt, hvis trykket hadde vært høyere enn normalt, ville det kunne vært en potensiell feilkilde. Da kunne det vært en fare for at trykket hindret gassen i å slippe ut av deponiet.

6.1.5 Georadar

Både materialets elektriske ledningsevne og antennefrekvens er med på å avgjøre hvor dypt de elektromagnetiske bølgene vil penetrere. En økende antennefrekvens og en økende ledningsevne vil føre til en hurtigere demping av de elektromagnetiske bølgene, slik at penetrasjonsdypet minker. Marine sedimenter har ofte et høyt saltinnhold, og dermed også en god ledningsevne. (Sensors & Software, 1992). Bruk av georadar på slike sedimenter gir sjelden gode resultater. De elektromagnetiske bølgene dempes raskt, slik at kun den øverste delen av jordmonnet registreres. Det geologiske kartet i figur 3-12 viser at området nedenfor deponiet ligger på marine strandavsetninger, og dette gir grunn til å tro at ledningsevnen i området er relativt høy.

På profil 1-1' ser man parabolener i begynnelsen av profilet, se figur 5-26. Disse parabolene skyldes antageligvis refleksjoner fra en ledning som krysser profillinjen, se figur 6-1. De elektromagnetiske bølgene som sendes oppover vil bli reflektert av ledningen, og resultatet er parabolformer i georadarprofilen. På slutten av profilet ser man en tendens til noen skrånende lag. Som man ser av figur 5-25 strekket profil 1-1' seg nesten helt ned til veien som går gjennom Adventdalen. De skråstilte lagene er derfor antageligvis refleksjoner fra veien som går til gruve 7. Med unntak av parabolene og de skrånende lagene er et vanskelig å skjelle ut noen strukturer fra profil 1-1'.



6-1: Ledningen som gir utslag på profilene som er tatt i nærheten. Bildet viser også sigevannsdammen i nedkant av deponiet. (Foto: Hågen Hatling)

Profil 2-2' er tatt vinkelrett på profil 1-1', se figur 5-25. Det er vanskelig å skjelle ut noen strukturer eller formasjoner av dette profilet, se figur 5-27.

Profil 3-3' er også tatt vinkelrett på profil 1-1', men nærmere deponiet enn profil 2-2', se figur 5-25. På dette profilet ser man noen klare parabler som ligger under hverandre. Dette er antageligvis også refleksjoner fra ledningen som går over området. Profil 3-3' går parallelt med ledningen, men krysser under ledningen i begynnelsen av profilet. Med unntak av parabolene er det ingen tydelige strukturer i profilet, se figur 5-28.

Profil 4-4' er tatt vinkelrett på profil 1-1', litt lengre vekk fra deponiet enn profil 3-3', se figur 5-25. Her vises noen strukturer mot slutten av profilet. Disse skyldes også antageligvis ledningen, fordi profil 4-4' krysser under ledningen mot slutten av profilet, se figur 5-29.

Plasseringen av profil 5-5', kan sees i figur 5-25. Også på dette profilet er det vanskelig å skjelve ut klare strukturer, men man kan se en svak u-form midt på profilet, se figur 5-30. Dette er antageligvis en refleksjon fra veien som profilet krysser.

Formålet med å bruke georadar i området nedenfor deponiet var å kartlegge eventuelle lagdelinger. Lagdelingen er interessant for å identifisere vannførende lag. Ut i fra georadarprofilene er det vanskelig å se noen lagdelinger. Grunnen til dette kan være at det ikke eksisterer noen tydelig lagdeling i området nedenfor deponiet, eller at saltinnholdet i de marine strandavsetningene demper signalet, slik at lagdelingene ikke har blitt registrert.

Mulige feilkilder og usikkerheter knyttet til georadarmålingene

Under målingene ble det brukt antenner med en frekvens på 100 MHz. Disse har et penetrasjonsdyp på omtrent 5 meter. Antenner på 200 Mhz har et penetrasjonsdyp på 2 meter, men har samtidig en bedre oppløsning enn antennene på 100 MHz (Sensors & Software, 2006). For å få et bedre bilde av lagdelingen i det aktive laget kunne det også vært tatt noen profiler med antennene på 200 Mhz, for å undersøke om det ville gitt bedre resultater.

Radarhastigheten under georadarmålingene var innstilt til 0,1 m/ns. Som man ser av tabell 4-7 er optimal radarhastighet for våt sand 0,06 m/ns og for silt 0,07 m/ns. Jordmonnet nedenfor deponiet består av en stor andel av både sand og silt, og det er derfor mulig at resultatet ville blitt bedre dersom radarhastigheten hadde vært innstilt noe lavere.

6.1.6 Jordprøver og beregningsverktøy

Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn

Ut i fra tabell 5-17, hvor konsentrasjonene i jordprøvene er fargelagt etter fargekodene i "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn" ser man at jordsmonnet rundt deponiet er tilnærmet uforurenset, med unntak av noe forhøyede konsentrasjoner av arsen. Høyeste arsenkonsentrasjon er målt i prøve MB5 0-1 m, og er på 22 mg/kg TS. Gjennomsnittlig bakgrunnsverdi for arsen på Svalbard er 6,8 mg/kg, se tabell 5-19, altså lavere enn hva som er målt i jordmonnet rundt deponiet. På deponiet ligger det kvernet treverk, og noe av dette treverket er trykkimpregnert. Arsenforbindelser er ofte brukt i forbindelse med trykkimpregnering av treverk for å forhindre sopp og råte (Ottesen et al., 2007). Det kunne vært en mulighet at de forhøyede arsenkonsentrasjonene skyldes utvasking av trykkimpregnert treverk, men hvis dette hadde vært tilfellet burde referansejordprøvene tatt ovenfor deponiet hatt en lavere konsentrasjon enn prøvene tatt nedenfor deponiet. Man ser av tabell 5-17 at referanseprøvene også har forhøyede arsenkonsentrasjoner. Dette peker i retning av at arsenet i jordmonnet kommer fra en annen kilde enn deponiet. Arsenutslipp kan også forekomme i forbindelse med kullforbrenning og spillvann fra gruver (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2012b). I fjellsiden ovenfor deponiet ligger det en gammel skeidesteinstipp, se figur 3-2 og 3-3. Fordi det er forhøyede verdier av arsen både ovenfor og nedenfor deponiet er det en mulighet at dette skyldes avrenning fra denne skeidesteinstippen. Som man ser av tabell 5-19 er høyeste målte bakgrunnsverdi for arsen på Svalbard på 108 mg/kg. Det er derfor ikke utenkelig at bakgrunnsverdiene for arsen lokalt i Adventdalen kan være høyere enn medianverdien for Svalbard, og at dette er forklaringen bak de forhøyede verdiene i jordprøvene.

"Veiledning for risikovurdering av forurenset grunn" og beregningsverktøyet fra Klif

"Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn" har delvis erstattet "Veiledning for risikovurdering av forurenset grunn", men sistnevnte veileder har fortsatt noen bruksområder. Dersom man skal foreta en stedsspesifikk risikovurdering er denne veilederen sammen med det tilhørende beregningsverktøyet utgitt av Klif nyttige hjelpemidler.

I trinn 1 av risikovurderingen sammenlignes de høyeste målte konsentrasjonene i jordprøvene med normverdier. Som man ser av tabell 5-18 overskrider den høyeste målte konsentrasjonen av arsen normverdien med 175 %. Denne verdien er målt i prøve MB5 0-1 m. Denne prøven har tilstanden "moderat" i følge "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn". Årsaken til hva som kan skyldes de forhøyede arsenkonsentrasjonene er beskrevet i avsnittet over, i "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn". Tabell 5-18 viser også at PAH forbindelsene benzo(a)antracen, krysen og benzo(b)fluoranten overskrider normverdiene med henholdsvis 130 %, 213 % og 600 %. Den høyeste konsentrasjonen av benzo(a)antracen er målt i prøve MB1 1-1,7 m. Høyeste konsentrasjon av både krysen og benzo(b)fluoranten er målt i prøve MB1 0-1 m. Høyeste konsentrasjon av disse tre PAH forbindelsene er altså å finne i prøvene som er tatt i

punkt MB1, som er referanseprøvene. Fra tabell 5-17, hvor jordprøvene er klassifisert etter "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn" ser man at parameteren ΣPAH_{16} , er klassifisert som "meget god" for samtlige av jordprøvene. Denne parameteren er en sammenslåing av konsentrasjonene til 16 ulike PAH forbindelser. Total konsentrasjon av PAH forbindelser ligger dermed under normverdi. Resultatet fra beregningsverktøyet viser imidlertid at de tre PAH forbindelsene nevnt ovenfor, som inngår i ΣPAH_{16} , overskrider normverdiene som er satt for hver enkel PAH forbindelse. Dette kommer ikke frem fra bruken av "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn".

Kilder til PAH forbindelser er ufullstendig forbrenning av fossilt brennstoff, men det kan også finnes i produkter, for eksempel i kreosotimpregnert treverk (Ottesen et al., 2007). En mulig kilde til de forhøyede PAH konsentrasjonene kunne vært det impregnerte treverket som ligger på deponiet, men i og med at resultatene viser at de høyeste PAH konsentrasjonene er å finne i de to referanseprøvene som er tatt ovenfor deponiet, er det grunn til å tro at det er noe annet enn deponiet som er kilden til PAH utslippene. Gruveaktivitetene på Svalbard representerer en kilde for enkelte miljøgifter, blant annet PCB, PAH og tungmetaller. Transport av partikler fra kulldeponier gjennom luft og vann og erosjon av kullholdig fjellgrunn kan bidra til forhøyede nivåer av PAH i områder på Svalbard, sammenlignet med områder uten naturlige kilder (Evenset, 2012). Det er flere områder med kullforekomster i Adventdalen, blant annet i Gruve 6 som ligger rett ovenfor deponiet. Dette kan være kilden til de forhøyede PAH konsentrasjonene. Fra figur 3-5, ser man at i Grunnforurensningsdatabasen til Klif er gruve 6 registrert som en lokalitet med påvirkningsgrad 2. Det vil si en lokalitet hvor det er påvist forurensning, men hvor det er dokumentert at forurensningen ikke medfører uakseptabel risiko for helse og miljø med dagens arealbruk. Dette betyr at de forhøyede konsentrasjonene av PAH kan skyldes gruve 6, men at konsentrasjonene ikke medfører uakseptabel risiko.

I trinn 2 av risikovurderingen er de stedsspesifikke parametrene for området rundt deponiet inkludert i beregningene. På denne måten blir risikovurderingen tilpasset både de geologiske og meteorologiske forholdene som gjelder ved deponiet, og den aktuelle arealbruken av området.

I tabell 5-20 er C_{he} , den stedsspesifikke helserisikobaserte normverdien beregnet, basert på tilpassingen av parametrene som inngår i beregningsverktøyet. C_{he} forteller hvor høy konsentrasjonen i jordsmonnet kan være uten at jordmonnet utgjør noen helserisiko med den aktuelle arealbruken. Som man ser av tabell 5-20 er C_{he} betraktelig høyere enn de målte konsentrasjonene i jordsmonnet. Det betyr at konsentrasjonene i jordmonnet kan øke relativt mye før de utgjør noen helserisiko for mennesker med dagens arealbruk. Med dagens arealbruk utgjør jordsmonnet nedenfor deponiet derfor ingen helserisiko for mennesker.

Justeringen av de stedsspesifikke parametrene for området rundt deponiet har betydning for resultatet av risikovurderingen. I tabell 4-11, som viser parametere for eksponeringstid og eksponeringsveier, er eksponeringstiden for alle eksponeringsveiene justert ned i forhold til

standardverdi. I tillegg er parametrene "oppholdstid innendørs", "fraksjon av grunnvann fra lokaliteten brukt som drikkevann", "fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på lokaliteten" og "fraksjon av inntak av fisk fra nærliggende resipient" vurdert som ikke aktuelle for området, og er dermed satt lik null. Området nedenfor deponiet er mindre brukt enn det som er oppgitt som standardverdi. Dette fører til at konsentrasjonene i jordmonnet kan være høyere før det utgjør noen helseserisiko.

Når det gjelder parametrene i tabell 4-13, transport og reaksjonsmekanismer, er også mange av disse endret. Parametrene "vanninnhold i jorda", "jordas hydrauliske konduktivitet", "gjennomsnittlig årlig nedbørsmengde", "infiltrasjonshastighet", "tykkelse av akvifer" og "vannføring i overflatevann" er alle justert ned i forhold til standardverdiene. En nedjustering av disse parametrene bidrar også til at jordsmonnet nedenfor deponiet utgjør en lavere risiko. Parametrene "fraksjon av organisk karbon", "lengden av det forurensede området i grunnvannsstrømmens retning", "hydraulisk gradient" og "bredden av det forurensede området vinkel-rett på retningen av grunnvannsstrømmen" er justert opp i forhold til standardverdi. Jordarter med et høyt innhold av organisk stoff kan evne å holde tilbake og omsette enkelte forurensningskomponenter (Statens Forurensningstilsyn, 2003). Det at jordsmonnet nedenfor deponiet har et høyere innhold av organisk materiale enn standardverdien kan derfor også ha bidratt til å redusere risikoen for spredning av enkelte stoffer fra deponiet. Lengden og bredden av det forurensede området er større enn standardverdi. Det samme er den hydrauliske gradienten. Dette vil antageligvis gi en negativ effekt, og føre til høyere risiko for spredning av forurensning. De resterende parametrene i tabell 4-13 er ikke justert, standardverdien er beholdt. Når det gjelder "jordas tetthet" og "jordas porøsitet" er standardverdiene beholdt fordi det ikke er gjort målinger av disse parametrene. Når det gjelder "luftinnhold i jorda" og "infiltrasjonsfaktor" er standardverdi beholdt. Fra kornfordelingsanalysen kom det frem at jordsmonnet er usortert. I følge tabell 4-14 ligger standardverdiene et sted mellom verdiene for sand og silt. Fordi jordsmonnet rundt deponiet inneholder mye sand og silt, ble det vurdert at standardverdiene skulle brukes.

Hvorfor inneholder jordsmonnet lite forurensning?

Det at jordsmonnet inneholder lite forurensning betyr enten at det ikke spres forurensning fra deponiet, eller at forurensningen som spres ikke fester seg til jordpartiklene. Forurensning kan spres til jord blant annet ved diffusjon gjennom jord, ved sorpsjon eller ved at forurensningen felles ut som fast stoff. Det er en rekke forhold som vil påvirke graden av diffusjon, sorpsjon og utfelling av fast stoff.

Graden av diffusjon avhenger av konsentrasjonsgradienter i materialet, og stoff vil alltid bevege seg mot områder med en lavere konsentrasjon. I tillegg vil diffusjonskoeffisienten og jordas vanninnhold ha betydning for graden av diffusjon (Brattli, 2009). Siden deponiet har en annen sammensetning enn områdene rundt vil det være konsentrasjonsgradienter mellom deponiet og områdene utenfor. Dette betyr at man kan forvente diffusjon av stoff ut av deponiet, fordi de høyeste konsentrasjonene sannsynligvis er i deponiet. Samtidig ser man av jordprøvene at

graden av diffusjon ikke kan være stor, konsentrasjonene av metaller, PAH – forbindelser, PCB og alifater i jordprøvene er stort sett lave. Diffusjon gjennom jord er en langsom prosess, og utgjør som regel en liten andel av den totale spredningen. Fordi jordsmonnet utenfor deponiet er tilnærmet rent betyr det at den diffusjonen som eventuelt finner sted ikke har noen negativ påvirkning i forhold til tilstanden til jorda.

Sorpsjon er en prosess hvor stoffer festes på partikler. Graden av sorpsjon avhenger av sammensetningen til massene, pH, redoksreaksjoner og adsorbentenes og absorbentenes egenskaper (Brattli, 2009). Fordi jordsmonnet rundt deponiet er tilnærmet rent tyder det på at forholdene ikke ligger til rette for sorpsjon.

Utfelling av fast stoff kan skje hvis en løsning blir overmettet på et stoff. Utfelling kan også skje dersom pH- og eller Ehforholdene i løsningen endres (Brattli, 2009). Det tilnærmet rene jordsmonnet viser at det ikke er utfelling av forurensende komponenter i stor nok grad til å påvirke tilstanden til jorda.

Mulige feilkilder og usikkerheter knyttet til jordprøvene og bruk av beregningsverktøy

I følge veilederen "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn" bør prøvetaking av jord skje systematisk, for eksempel i et rutemønster ved lokaliteter hvor man mistenker at forurensningen kan være jevnt fordelt over et område. Dersom lokaliteten har en kjent punktkilde kan prøvetakingen konsentreres rundt kilden (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2009). Alle jordprøvene fra deponiet er tatt langs bekken som renner ut av deponiet. Dette fordi det ble antatt at bekken vil være den viktigste transportveien for forurensning ut deponiet, og at det derfor vil være mest sannsynlig at jorda vil være påvirket her. Det kan allikevel ikke utelukkes at jorda kan være påvirket andre steder, men det er ikke tatt jordprøver for å avkrefte dette.

Mange av justeringene som er gjort i trinn 2 i risikovurderingen er basert på en del antagelser. Disse antagelsene kan være mulige feilkilder. For å minske denne mulige feilkilden kunne mer nøyaktige målinger av parametrene blitt foretatt. Risikovurderingen viser at jordsmonnet, med den vurderte arealbruken, ikke utgjør noen helse risiko. Dersom arealbruken endres vil også risikoen for å oppholde seg der endres.

6.1.7 Vannprøver

Sigevannsprøver

Den lave hydrauliske konduktiviteten som ble beregnet i avsnitt 5.1, tilsier at jordmonnet rundt deponiet er tilnærmet tett, noe som fører til at det vil være lite sigevannsstrøm ut av deponiet. Allikevel har tre av sigevannsbrønnene blitt fulle med sigevann. Dette peker i retning av at vannet i sigevannsbrønnene ikke kun består av sigevann fra deponiet. Brønnene er plassert langs bekken som renner ut av deponiet. Det er derfor mulig at sigevannsbrønnene får tilførsel av vann fra bekken som renner forbi brønnene. Brønnene kan også få tilførsel av vann fra nedbør som perkolerer ned gjennom jordsmonnet.

En sammenligning av konsentrasjoner i sigevannsprøvene med terskelverdiene oppgitt i "Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier", er gitt i tabell 5-21. Ut i fra denne tabellen ser man at innholdet av metaller i sigevannsprøvene tatt fra brønnene MB4, MB5 og MB6 ligger over terskelverdi, men unntak av konsentrasjonene av kadmium og sink i prøven fra MB5. Prøven tatt i sigevannsdammen har lavere konsentrasjoner av metaller enn prøvene tatt i brønnene, med unntak av sink. En forklaring på dette kan være at vannet i sigevannsdammen ikke består kun av sigevann fra deponiet, men også av overflatevann i form av nedbør og overflateavrenning.

Metallkonsentrasjonene i vannprøven tatt i brønn MB6 er høyere enn metallkonsentrasjonene i de andre sigevannsprøvene. I gjennomsnitt er metallkonsentrasjonene i prøven fra MB6 10 ganger høyere enn i de andre sigevannsbrønnene. Hvis man ser på pH verdiene ser man at pH i prøve MB6 er lavere enn pH i de andre prøvene. pH i sigevannsprøven tatt i MB6 er på 4,09, mens pH i de andre sigevannsprøvene ligger mellom 7 og 8. Som beskrevet i prosjektoppgaven "Forberedelse til risikovurdering av deponi i Adventdalen. Metodebeskrivelse og litteraturstudium", vil konsentrasjonen av løste tungmetaller øke når pH avtar. Tungmetaller er ofte sorbert på overflaten av partikler. Når mengden H^+ i løsningen øker vil H^+ ionene konkurrere om plassen til de sorberte tungmetallene. Fordi H^+ har et stort ionepotensial vil det i mange tilfeller skje et ionebytte mellom H^+ ioner i vannfasen og tungmetallene, og konsentrasjonen av tungmetaller i løsningen øker. Man ser også av tabell 5-21 at innholdet av suspendert stoff i prøve MB6 er høyere enn i de andre prøvene. Hvis disse partiklene i utgangspunktet hadde mye tungmetaller sorbert på overflaten, kan den lave pH verdien ha bidratt til at disse tungmetallene har gått i løsning.

MB6 er brønnen som ligger lengst unna deponiet, så i utgangspunktet skulle man tro at dette ville være prøven med lavest konsentrasjoner. Dette fordi konsentrasjoner av stoffer ofte vil avta under transport gjennom jordsmonnet på grunn av prosesser som dispersjon, diffusjon, adveksjon, sorpsjon, ionebytte, utfelling, kompleksdannelse, redoksreaksjoner og biologisk nedbrytning. (Brattli, 2010b). Dersom vannet i sigevannsbrønnene ikke stammer fra deponiet, men som tilsig fra bekken kan dette være forklaringen på hvorfor konsentrasjonene ikke er

lavere i MB6. Brønn MB6 er plassert ved siden av veien som går ut til gruve 7, se figur 5-31. Langs denne veien er det kulltransport, og en konsekvens av dette er at det havner kullstøv langs veien. Det er mulig at innholdet av stoffer i kullstøvet kan ha påvirkning på innholdet av stoffer i sigevannet i brønn MB6.

Av tabell 5-21 ser man at innholdet av mangan er spesielt høyt, i alle sigevannsprøvene, og overskrider terskelverdien betraktelig. Mangan blir brukt som pigment i maling, til farging av glass og i ulike metallegeringer (Nilsen, 2012). I og med at mangankonsentrasjonene er såpass mye høyere enn terskelverdi er det grunn til å tro at mangankilden befinner seg i deponiet.

Ledningsevne og konsentrasjon av ioner henger nøye sammen. En høy konsentrasjon av oppløste ioner gir en høy ledningsevne. Grunnvann vil vanligvis ha en høyere ionekonsentrasjon enn overflatevann, og dermed også en høyere ledningsevne (Brattli, 2009). Ledningsevnen til prøven tatt fra sigevannsdammen er lavere enn ledningsevnen i prøvene tatt i brønnene. Prøven tatt i sigevannsdammen består av en blanding av overflatevann og sigevann, og dette kan være forklaringen på at ledningsevnen i denne prøven er lavere. Ioner som har størst betydning for ledningsevnen i grunnvann er bikarbonat (HCO_3^-), kalsium, kalium, klorid, magnesium, natrium, sulfat (SO_4) og karbonsyre (H_2CO_3). Disse stoffene finner man ofte i størrelsesorden [mg/l]. Konsentrasjonene av metaller er som regel lavere og måles i [$\mu\text{g/l}$]. Det at konsentrasjonene av metaller øker eller minker trenger derfor ikke å ha noen stor betydning for ledningsevnen (Hilmo, B. O., 2012). Dette ser man av prøveresultatene. Selv om konsentrasjoner av metaller er høyere i prøve MB6 er ledningsevnen lavere enn i de andre prøvene.

Det er ikke detektert BTEX-forbindelser i noen av sigevannsprøvene, med unntak av toulen i prøven fra MB6. Som man ser av tabell 5-21 er konsentrasjonen av toulen på 152 $\mu\text{g/l}$, altså er terskelverdien på 0,2 $\mu\text{g/l}$ overskredet. BTEX er lik summen av bensen, toulen, etylbensen og xylen. BTEX forbindelser er vannløselige, men flyktige, og vil dermed lett fordampe fra vannprøvene. For å prøveta BTEX forbindelser er det derfor viktig med riktig prøvetakingsteknikk, det vil si fulle prøveflasker sammen med kjølig og kort lagringstid (Amundsen et al., 2004). På grunn av evnen til å løses opp i vann vil BTEX-forbindelsene separeres fra resten av hydrokarbonene dersom det er et utslipp til jord. Funn av BTEX kan stamme fra bensin, diesel, maling, lakk og lignende. Toulen brukes mye som løsningsmiddel for sprøytbare lakker. Ved langtidseksposering vil toulen kunne ha en påvirkning på sentralnervesystemet (Brattli, 2009).

Det er ikke detektert PAH forbindelser i noen av sigevannsprøvene.

Utvikling i sigevann fra 1992 til 2007

Figurene 5-32 til 5-41 viser utviklingen til noen stoffer og parametre i prøver tatt fra sigevannsdammen fra perioden 1992 til 2007. Figurene viser at konsentrasjonene varierer både fra år til år, men også i løpet av et år. Som beskrevet i avsnitt 3.1.2 er det mange typer avfall som er deponert på deponiet siden deponiets begynnelse. Husholdningsavfall, bygnings- og konstruksjonsavfall, avfall fra cruisebåter og inert avfall er noe av det som er deponert. På grunn av den komplekse sammensetningen av stoffer i deponiet er det naturlig at sammensetningen i sigevannet vil variere.

pH verdien til sigevannet har stort sett variert mellom 7 og 8, med unntak noen målinger mellom 6 og 7 i 1992 og 1993. Lave pH verdier vil føre til at tungmetaller går i løsning. Ut i fra pH verdiene ser det ikke ut til at det har vært lave nok pH verdier til at det vil ha en stor påvirkning på oppløsning av tungmetaller.

Konsentrasjonene til de fleste metallene har variert mye mellom 1992 og 2007. Det er vanskelig å finne noe mønster i konsentrasjonsvariasjoner i forhold til sesong. Konsentrasjonene av kadmium, kobber og sink holdt seg på lave nivåer frem til 1998. Etter 1998 har konsentrasjonene til disse metallene variert, med høyere konsentrasjoner i perioder. Ut i fra beskrivelsen over hva som er deponert på deponiet, se avsnitt 3.1.2, kommer det ikke frem noe som tilsier at konsentrasjonene av kadmium, kobber og sink skulle øke dette året.

Man ser at konsentrasjonene for N-total, P-total og KOF-Cr hadde en oppsving i 1993/1994. Alle disse tre parametrene har avtatt etter dette. KOF-Cr er et uttrykk for mengden organisk materiale i sigevannet. Ut i fra beskrivelsene over hva som ble deponert disse årene er det ingenting som tilsier at tilførselen av organisk materiale har vært ekstra høyt i 1993 og 1994. Etter 1994 har nivået for KOF-Cr vært lavt. Dette tyder på at det har vært lite organisk materiale i sigevannet. Nitrogen og fosfor er plantenæringsstoffer, og høye verdier av disse parametrene kan føre til overgjødning. Det er heller ingenting ut i fra avfallsbeskrivelse som tilsier at det ble deponert materialer med høye innhold av nitrogen og fosfor disse årene. Etter 1994 har verdiene av N-total og P-total avtatt.

Variasjoner i analyseresultat over korte tidsrom viser hvorfor det er viktig å ta prøver jevnlig. Dersom det kun tas en vannprøve er det en risiko for at man vil treffe på en ekstremhendelse, som ikke er representativ for normal tilstand. Man kan for eksempel risikere at prøven blir tatt på et tidspunkt hvor konsentrasjonene er unormalt lave eller unormalt høye. Det vil være interessant å kartlegge ekstremhendelser, men hvis det treffer beslutninger på grunnlag av denne ene prøven, med utgangspunkt i at den representerer normaltstanden, kan beslutningsgrunnlaget bli feil.

Sammenligning av sigevannsprøvene fra deponiet med gjennomsnittlige sigevannsprøver fra fastlands-Norge

I tabell 5-21 er sigevannsprøvene fra deponiet sammenlignet med gjennomsnittsverdier for en rekke stoffer i sigevann fra norske deponier. Forholdene på Svalbard er noe annerledes enn forholdene på fastlands-Norge, og dette kan føre til at sammensetningen av sigevann på Svalbard vil være noe annerledes enn sigevann fra fastlands-Norge. Det er mindre vegetasjon på Svalbard, noe som vil gjenspeiles i avfallet som deponeres. I tillegg er temperaturene og nedbørmengden lavere på Svalbard, noe som tilsier at graden av nedbrytning av avfall vil gå saktere. Det er allikevel valgt å sammenligne konsentrasjonene i sigevannsprøvene fra deponiet med konsentrasjonene i gjennomsnittlig sigevann fra norske deponier, fordi levemåten i Longyearbyen er nokså likt levemåten på fastlands-Norge, og type avfall som deponeres bør dermed være nokså likt.

Konsentrasjonene av parameterne TOC, KOF, ammonium nitrogen, BOF, total nitrogen, total fosfor, alifater og PAH i sigevannet fra deponiet ligger lavere enn det som er vanlig for norsk sigevann. Parameteren TOC gir uttrykk for hvor mye organisk materiale det er i sigevannet. Sjaktingen viste at mye av det organiske materialet i deponiet er brutt ned. Etter 2007 har det kun blitt deponert inert avfall, og det har derfor ikke vært tilførsel av nytt organisk materiale til deponiet etter 2007. Dette kan være grunnen til at innholdet av organisk materiale er lavt. En annen forklaring kan være at det er lite vegetasjon på Svalbard. Hageavfall vil være så å si fraværende i avfallet som deponeres. Dette vil føre til et lavere innhold av organisk materiale på deponiet i forhold til hva som er vanlig på fastlands-Norge. Fosfor og nitrogen er mye brukt som plantenæringsmidler. De lave konsentrasjonene av fosfor og nitrogen kan dermed også forklares med at det er lite vegetasjon på Svalbard, og dermed lite bruk av plantenæringsmidler.

De målte konsentrasjonene av suspendert stoff, jern, sink, kobber, bly, kadmium, nikkel, krom, mangan, arsen, kvikksølv og BTEX i sigevannsprøvene overskrider verdiene for gjennomsnittlig sigevann fra norske deponier. De fleste overskridende verdiene er å finne i prøven tatt i MB6. I åtte av årets tolv måneder vil det ikke være transport av vann ut av deponiet, fordi jordmonnet rundt deponiet er frosset. Som temperaturmålingene har vist er det varmegrader i deponiet gjennom hele vinteren, og dermed også vann i væskefase i deponimassene. Fordi det ikke vil være transport av vann verken inn eller ut av deponiet om vinteren er det er mulighet for at vannet som befinner seg i deponiet vil ha en høyere konsentrasjon av oppløste stoffer mot slutten av vintersesongen enn om utskiftingen av vann hadde vært større. Om våren, når vann begynner å renne ut av deponiet er det en mulighet for at opphopningen gjennom vinteren fører til høye konsentrasjoner i sigevannet (Brattli, B., 2012). Siden bakken på Svalbard er frosset i en lengre periode hver vinter enn mange steder i fastlands-Norge, kan dette være en forklaring på hvorfor metallinnholdet i sigevannet er høyere enn i gjennomsnittlig sigevann. En annen forklaring kan være at innholdet av metaller i deponimassene på Svalbard er høyt.

Mulige feilkilder knyttet til sigevannsprøvene

Vannprøver bør tas jevnlig for å få et godt analyseresultat. I og med at det kun er tatt sigevannsprøver en gang i løpet av 2011, er det ikke sikkert at analyseresultatene er representative for hvordan sammensetningen i sigevannet er gjennom resten av året. Det burde vært tatt flere serier med prøver for å minske denne usikkerheten.

Det kom ikke noe vann i brønn MB1, som er plassert ovenfor deponiet. Prøven fra denne brønnen var tenkt som en referanseprøve, slik at bakgrunnsverdier for ulike stoffer i sigevannet kunne kartlegges. Fordi det ikke lyktes å få sigevannsprøver ovenfor deponiet er det usikkert hvor store andeler av konsentrasjonene i de andre sigevannsprøvene som kan forklares med bakgrunnsverdier.

Overflatevannprøver

Som man ser tabell 5-23 og 5-25 er prøveresultatene fra overflatevannprøvene klassifisert som alt fra "meget god" og "ubetydelig forurenset" til "meget dårlig" og "meget sterkt forurenset". Det er dermed store forskjeller i tilstanden, ut i fra hvilket stoff det fokuseres på. Prøve 1, referanseprøven, som er tatt oppstrøms for deponiet er den minst forurensete prøven. Konsentrasjonene i denne prøven faller under kategoriene "meget god" eller "ubetydelig forurenset" for alle parameterne det er analysert for, med unntak av total nitrogen som faller under kategorien "mindre god", og nikkel som faller under kategorien "moderat forurenset". Med unntak for nikkel og total nitrogen er dermed vannet som renner inn i deponiet rent. Nikkel er et metall som forekommer naturlig i jordsmonnet, og er løselig i vann (renerevann.no, 2012). Dersom det er høye nikkelverdier i jordsmonnet ovenfor deponiet kan det forklare de forhøyede nikkelkonsentrasjonene i overflatevannet. Nitrogen er et stabilt element som sirkulerer mellom atmosfæren, jorda og organsimer. Kilder til nitrogen i vann kan være jordbruk, kunstgjødsel, kloakk, nedbrytning av planter og atmosfærisk nedfall (Brattli, 2010a). Kildene jordbruk, kunstgjødsel og kloakk er lite aktuelle for området rundt deponiet. Det er lite vegetasjon på Svalbard, så tilførselen av nitrogen fra nedbrytning av planter er også antageligvis lav. Atmosfærisk nedfall kan være en potensiell nitrogenkilde.

Prøve 2 er tatt rett utenfor deponigrensen, og prøve 3 er tatt omtrent 200 meter nedstrøms for deponiet. Selv om prøve 3 er tatt lengre vekk fra deponiet, er det ikke store forskjeller i konsentrasjonene mellom de to prøvene. Dette tyder på at konsentrasjonene i overflatevannet ikke fortynnes mye under den 200 meter lange bekketransporten mellom de to prøvetakingspunktene.

Av parametrene som beskriver innholdet av næringssalter finner man sprikende resultater. Som nevnt i avsnitt 4.7.2 er det parametrene i kursiv som bør vektlegges høyest, se tabell 4-19. Innholdet av total fosfor veier derfor høyere enn innholdet av total nitrogen. Innholdet av total nitrogen er høyt i prøve 1, noe som kan skyldes at det er høye bakgrunnsverdier av nitrogen i området. Tabell 5-23 viser imidlertid at konsentrasjonene i prøve 2 og 3 er henholdsvis 4 og 3 ganger så høyt som i prøve 1. Dette kan bety at det er spredning av nitrogen fra deponiet. Et høyt innhold av næringssalter kan som nevnt i avsnitt 4.7.2 føre til en overgjødsling av vannet, gjengroing av vannforekomsten og etablering av blågrønnalger. Ut i fra analyseresultatet peker innholdet av total fosfor i retning av at det ikke er fare for noen av disse effektene, mens innholdet av total nitrogen peker i retning av det motsatte, men av disse parametrene bør total fosfor vektlegges høyest. For å kunne fastslå med sikkerhet om det er fare for noen negative effekter burde de andre parametrene som er beskrivende for næringssalter også vært analysert.

Når det gjelder parametrene som beskriver virkningen av organiske stoffer er det også noe sprikende resultater, se tabell 5-23. Innholdet av TOC og jern viser at kvaliteten på vannet er "god" og "meget god". Innholdet av KOF og mangan viser derimot at kvaliteten på

overflatevannet tatt nedenfor deponiet er "mindre god", "dårlig" og "meget dårlig". Av disse parametrene er det TOC som skal vektlegges høyest. Innholdet av mangan skiller seg ut. Innholdet av mangan i overflateprøvene tatt nedenfor deponiet er omtrent 1000 ganger høyere enn i prøven tatt ovenfor deponiet. Jern og mangan løses ofte ut av de samme mineralene, men som man ser av analyseresultatet ligger disse to i hver sin ende av tilstandsklassene. Dette tyder på at det er en mangankilde i deponiet. Mangan er mest løselig under reduserende forhold og ved lave pH verdier. I bekken som renner ut av deponiet er pH svakt basisk, og tilgangen på oksygen er god. Dette burde tilsi at mangan utfelles. (Brattli, 2010a). Utfelling av mangan er en prosess som går langsomt, spesielt ved lave temperaturer. Dette kan være forklaringen på hvorfor det var høye konsentrasjoner av mangan i overflatevannet; utfellingsprosessen hadde ikke kommet langt til tross for optimale forhold. Ettersom det er høye konsentrasjoner av mangan i vannet tyder det på at forholdene i deponiet ligger til rette for oppløsning av mangan, det vil si reduserende forhold med lave pH verdier (Brattli, B., 2012). Med unntak av mangan og KOF har vannet en god tilstand med tanke på organiske stoffer.

Av de forsurende stoffene er det kun pH som er målt. pH verdier er klassifisert som "meget god" for alle prøvene.

Av parametrene som beskriver partikkelinnhold er suspendert stoff analysert. I prøve 1 er det et lavt innhold av suspendert stoff, mens det i prøve 2 og 3 er høyere. Verdien i prøve 2 er høyest, med 11,4 mg/l. Prøve 1 er tatt ved utløpet til sigevannsdammen. Hensikten med sigevannsdammen er at suspenderte partikler i sigevannet skal synke til bunns i dammen. På denne måten blir vannet renere. Prøve 1 er dermed tatt på et tidspunkt rett etter at mye av det suspenderte materialet har sunket til bunn. Strømningen i bekken kan føre til at partikler langs bekken virvles opp og blir med strømmen. Dette kan være forklaringen på hvorfor innholdet av suspendert materiale er høyere i prøvene 2 og 3 enn i prøve 1.

Av tungmetaller ser man av tabell 5-25 at prøve 2 og 3 har forhøyede verdier av sink, kadmium og nikkel. I tillegg har prøve 2 et forhøyet innhold av kobber. Sink finnes i kismineraler og sulfatmineraler, og er vanlig å finne i avrenning fra gruver (Brattli, 2010a). Som man ser av tabell 5-25 er innholdet av sink i prøve 1 klassifisert som "ubetydelig forurenset". Dersom avrenning fra gruve 6 er kilden til de forhøyede sinkverdiene i prøvene 2 og 3 burde man sett et forhøyet sinkinnhold også i prøve 1. Dette er ikke tilfellet, noe som kan tyde på at sinkkilden er i deponiet. Kadmium viser en lignende tendens som sink. Referanseprøven er ubetydelig forurenset, men prøve 2 og 3 inneholder forhøyede verdier. Kadmium er også å finne i kismineraler og i sulfatmineraler, og opptrer ofte sammen med svovel, sink, bly og kobber. Man finner ofte kadmium i avrenning fra gruver (Brattli, 2010a). Dersom gruveavrenning er kilden til kadmium burde det, på lik linje med sink, vært høyere verdier av kadmium i prøve 1. Kadmium er ofte brukt i legeringer, og som pigment i plast og maling (Brattli, 2010a). Dersom produkter med innhold av kadmium befinner seg på deponiet kan dette være kilden til de forhøyede kadmiumverdiene. Blyinnholdet er klassifisert som ubetydelig forurenset i alle prøver, til tross for at bly ofte er å finne sammen med kadmium og sink. Rapporteringsgrensene for kobber, krom og

kvikksølv i analyseresultatene gjør at disse stoffene ikke kan klassifiseres i en tilstandsklasse. Krom vil være enten "ubetydelig forurenset" eller "moderat forurenset". Kvikksølv innholdet vil være i klassen "sterkt forurenset" eller renere.

Mulige feilkilder knyttet til overflateprøvene

Hovedregelen for prøvetaking av elver er at elver med høy variasjon i vannføring bør dekkes med en høy prøvetakingsfrekvens. Dette er fordi det kan forekomme store variasjoner i konsentrasjoner og vannføring over korte tidsrom. I små bekker kan det være store variasjoner fra dag til dag, mens større elver ofte er mer stabile. Variasjonene kan også være sesongpreget. Variasjoner i vannføring vil ha innvirkning på stofftransport, og dermed også på konsentrasjoner av stoffer i vannet. For å måle konsentrasjoner og stofftransport nøyaktig bør derfor vannføring overvåkes kontinuerlig, i tillegg til høy prøvetakingsfrekvens (Andersen et al., 1997). Ved deponiet er det kun tatt overflatevannprøver en gang i 2011. Dette er i utgangspunktet ikke nok for å få et godt bilde av stoffinnholdet i overflatevannet. Når prøver tas kun en gang, er det mulighet for at man ikke får et representativt bilde av vannets sammensetning. Derfor burde det vært tatt flere prøveserier av overflatevannet.

6.1.8 Oppsummering av spredningsvurdering

Ved å sammenligne temperaturene i deponiet med temperaturene i upåvirket permafrost ser man at temperaturene i deponiet er høyere. Det produseres altså varme i deponiet. Fordi varme er et produkt både ved aerob og anaerob nedbrytning gir temperaturmålingene en indikasjon på at det pågår biologisk nedbrytning i deponiet. Sjaktingen viste at massene midt i deponiet var ufrosset helt ned til 8 meters dyp. Fordi jordsmonnet i upåvirkede områder på Svalbard er frosset fra 1,5 meters dyp, bekrefter sjaktingen det samme som temperaturmålingene, nemlig at det produseres varme i deponiet. Sjaktingen viste at alt organisk materiale var brutt ned til jord, og dette er også et tegn på at det pågår biologisk nedbrytning i deponiet. Ved nedbrytning av avfall kan det dannes deponigasser. I tillegg kan nedbrytingen føre til at ulike stoffer går i løsning og fraktes ut av deponiet med sigevann.

Forhold ved deponiet som tilsier lite spredning av forurensning

Kornfordelingsanalysen har vist at jordsmonnet rundt deponiet har egenskaper som er svært gunstige med tanke på spredning av forurensning. Jordsmonnet er velgradert, og den hydrauliske konduktiviteten er har en gjennomsnittsverdi på $1,638 \cdot 10^{-10}$ m/s. Med en så tett jordart rundt deponiet vil det antageligvis være svært lite sigevann som spres via adveksjon gjennom jordsmonnet. Det kan imidlertid foregå spredning via diffusjon selv om jordarten er tilnærmet tett. Resultatene fra gassmålingene viser at selv om det pågår nedbrytning i deponiet så migrerer det ikke gass ut av deponiet. Dette kan forklares med at temperaturene i deponiet ikke er høye nok for metangassdannelse. Selv om det ikke er spredning av gassforurensning fra deponiet på nåværende tidspunkt kan det ikke utelukkes at det kan ha vært spredning av gassforurensning på tidligere tidspunkt. I årene som kommer skal deponiet brukes som deponi for inert avfall. Det er derfor lite trolig at temperaturene i deponiet vil stige slik at det er fare for gassproduksjon så lenge det ikke deponeres organisk avfall. Analyseresultatene for jordprøvene viser at jorda er lite forurenset. Bruk av beregningsverktøyet fra Klif viser at konsentrasjonene av arsen og noen PAH forbindelser i jordprøvene overskrider normverdi, men at dette ikke utgjør noen helsesisiko med dagens arealbruk.

Forhold ved deponiet som tilsier at det er spredning av forurensning

Vannprøvene viser varierende resultater. Som man ser av resultatet til sigevannsprøvene er innholdet av metaller høyt, spesielt i brønn MB6. Overflatevannprøvene viser også høye konsentrasjoner for en rekke parametre, spesielt mangan, total nitrogen, sink og nikkel. Vann vil imidlertid kun renne ut av deponiet i fire av årets åtte måneder. Resten av året vil vannet være frosset. Vannet som renner ut av deponiet brukes ikke som drikkevannskilde for mennesker, og det er derfor lite trolig av deponiet utgjør noen risiko for mennesker. Det kan imidlertid ikke utelukkes at dyr som beiter i Adventdalen vil drikke av bekken som renner ut av deponiet. I tillatelsen om drift av deponiet i Adventdalen ble det spesifisert at innholdet av miljøgifter i sigevannet ikke skulle overskride terskelverdiene gitt i veileder "Veileder om miljørisikovurdering

av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier”, utgitt av Klif. Som man ser av analyseresultatene til sigevannet er ikke dette kravet oppfylt.

Hvor stort område vil bli påvirket

Bekken som renner ut av deponiet munner ut i Adventelva. Som beregnet i vannbalansen vil bekken fra deponiet bli fortynnet med en faktor på omtrent 1:1500 når den blandes med Adventelva. Det er derfor lite trolig at deponiet vil ha noen negativ effekt på resipienten Adventelva. Adventelva munner ut i Adventfjorden, hvor vannet vil bli fortynnet ytterligere, så sannsynligheten for at Adventfjorden vil bli påvirket av deponiet er enda mindre. Spredningen fra deponiet vil derfor antageligvis være begrenset til området mellom deponiet og Adventelva, se figur 3-1.

6.2 Vurdering av permafrost som bunntetting

I tillegg til å foreta en spredningsvurdering har målet med masteroppgaven vært å besvare problemstillingen: "Er permafrost godt egnet som bunntetting under deponier?".

For å svare på dette er teori om permafrost og teori om bunntetting under deponier gjennomgått. Teorien gir en oversikt over permafrostens egenskaper og hvilke krav som stilles til bunntetting under deponier. Under feltarbeidet er det boret ned to termistorstrenger for å undersøke om deponiet har noen påvirkning på temperaturen i permafrosten. Den ene temperaturmåleren er plassert rett utenfor deponigransen, i nedkant av deponiet. Den andre er plassert lengre vekk fra deponiet. Ved å sammenligne temperaturmålingene fra disse to målerne, kan man se om temperaturene rett ved deponiet er forskjelling fra enn temperaturene lengre vekk fra deponiet. Dersom det viser seg at grunnen rett utenfor deponiet er varmere enn i det upåvirkede området kan det skyldes at deponiet "varmer opp" permafrosten.

Egenskaper ved permafrosten som tilsier at det kan forekomme transport av forurensning

Som beskrevet i avsnitt 2.1.1, er permafrost definert kun ut i fra temperatur. Det vil si at det kan eksistere permafrost uavhengig av om det er is eller vann tilstedet. Dersom porerommene og sprekke i permafrosten er fylt med is, vil permafrosten være tilnærmet impermeabel. Spredning av forurensning i slike tilfeller kan skje via diffusjon gjennom is. Dette er imidlertid en såpass langsom prosess at det ikke vil ha stor betydning for spredning av forurensning. Dersom det er porerom og sprekker i permafrosten, som ikke er fylt med is, kan spredning skje via adveksjon. Stoffer som vil spres via adveksjon vil hovedsakelig være stoffer med lave frysepunkt, som ikke fryser i kontakt med permafrosten. Eksempler på slike stoffer er hydrokarboner. Det er imidlertid sjelden man finner permafrost med en stor andel isfrie porerom eller sprekker.

Rennende vann har stor betydning i forhold til spredning av forurensning. Rennende vann kan raskt transportere forurensning over større avstander, både via overflatevann, men også gjennom grunnen dersom forholdene ligger til rette for det. Pingoer, som det finnes flere av på Svalbard, er et bevis på at det renner vann gjennom grunnen, selv om området er dekket av kontinuerlig permafrost slik som på Svalbard. Åpent -system pingo dannes ved at vann under artesisk trykk presses opp mot overflaten gjennom et hull i permafrosten. Janssonhaugen, se figur 5-7, er en åpent system pingo, som ligger i Adventdalen, ikke langt unna deponiet. I tillegg til Janssonhaugen finnes det flere eksempler av pingoer hvor det drenerer vann ut av toppen gjennom hele året på Svalbard. Det faktum at det renner vann gjennom permafrosten i Adventdalen viser at permafrosten ikke alltid er impermeabel.

Spredning av forurensning kan også skje gjennom ufrosne soner i permafrosten. Som nevnt i avsnitt 2.1.3 kalles slike soner taliker. Taliker kan klassifiseres etter hva som forårsaker den ufrosne tilstanden, og fem ulike typer er beskrevet i avsnitt 2.1.3. Av disse vil det antageligvis være mindre sannsynlig å finne termale taliker eller hydrotermale taliker i nærheten av deponiet. De termale talikene er mest vanlig i områder med diskontinuerlig permafrost og skyldes tilførsel av varme fra overflaten. Svalbard er dekket av kontinuerlig permafrost, se figur 2-3. I tillegg er

den årlige gjennomsnittstemperaturen på $-6,7^{\circ}\text{C}$, noe som tilsier at tilførsel av varme fra overflaten vil være lav. De hydrotermale talikene finner man i forbindelse med innsjøer og elver over en viss størrelse, eller under tempererte breer. Det er mulig at slike taliker er å finne på Svalbard, men i nærheten av deponiet er det verken tempererte breer eller store innsjøer. Nærmeste potensielle varmekilde vil kunne være Adventelva, men denne ligger omtrent en kilometer unna deponiet. Det derfor er lite trolig at Adventelva tilfører så mye varme at permafrosten under deponiet blir påvirket.

Det er en mulighet for at hydrokjemiske eller menneskeskapte taliker finnes i forbindelse med deponiet. Hydrokjemiske taliker kan oppstå dersom grunnvannet som strømmes gjennom jorda har en spesiell kjemisk sammensetning. Hvis grunnvannet for eksempel har et høyt saltinnhold kan det holdes i væskefase selv om omgivelsene rundt er lavere enn 0°C . Deponiet inneholder en blanding av mange ulike kjemiske forbindelser. Det kan derfor ikke utelukkes at det kan finnes stoffer i deponiet som gir sigevannet en kjemisk sammensetning som er gunstig for dannelsen av hydrokjemiske taliker. De menneskeskapte talikene skyldes menneskelig aktivitet, og kan, som nevnt i avsnitt x, dannes under deponier med mye kull eller sulfidholdig materiale. Dersom deponiet i Adventdalen inneholder mye kull eller sulfidholdig materiale er det derfor en mulighet for at det kan eksistere menneskeskapte taliker under deponiet.

Den siste typen taliker er geotermiske taliker. Disse skyldes varme fra jordas indre. Denne varmen kan transporteres opp til permafrosten via vannstrømmer og langs forkastinger. I tillegg kan varme tilføres fra vulkansk aktivitet. Om forholdene ligger til rette for geotermiske taliker under deponiet er ikke kjent.

Temperaturmålinger i permafrosten

Figurene 5-12 og 5-13 viser resultatet av temperaturmålingene tatt i permafrosten utenfor deponiet. Plasseringen av de to termometerne i forhold til deponiet er vist i figur 5-10. Felles for de to temperaturkurvene er at temperaturene gradvis blir mer stabile med økende dyp. I tillegg øker temperaturene med økende dyp ned til 6-8 meters dyp, hvor temperaturene begynner å avta igjen. Tabell 5-10, som viser en sammenligning av kaldeste målte temperaturene, viser at temperaturene ved T2 er lavere enn ved T1. Fra 0,5 til 1,5 meters dyp er de kaldeste temperaturene i T1 omtrent 4 grader høyere enn de kaldeste temperaturene i T2. Fra 1,5 til 2 meters dyp er de kaldeste temperaturene i T1 omtrent 3 grader høyere enn de kaldeste temperaturene i T2. Og fra 2 til 10 meters dyp er de kaldeste temperaturene i T1 omtrent 2 grader høyere enn de kaldeste temperaturene i T2. Fra figur 5-12 og 5-13 ser man at temperaturene i de to målepunktene varierer likt, men at T2 gjennom hele måleperioden har lavere temperaturer enn T1. Dermed er spørsmålet om forskjellen skyldes oppvarming fra deponiet, eller om forskjellen har en annen forklaring. Temperaturmålingene gjort i deponiet viser at temperaturene midt i deponiet er høyere enn temperaturene i urørt permafrost. Det er

derfor ikke utenkelig at denne varmen kan ha en påvirkning på områdene rett utenfor deponiet, og føre til at jordmonnet her varmes opp med noen grader.

Som man ser av tverrsnittet laget i figur 3-8 har permafrostens overflate en jevn skråning under deponiet. Dersom varmen produsert i deponiet "smelter" permafrosten burde det ha blitt dannet et søkk i permafrosten under deponiet, et slags basseng. Det at permafrosten har en rett overflate tyder på at varmen fra deponiet ikke varmer opp deponiet så mye at permafrosten smelter. Temperaturmålingene tatt i T1 og T2 viser også at selv om temperaturene er noe høyere i T1, er det fortsatt ikke plussgrader eller noen fare for at isen i permafrosten tiner.

Hvordan oppfyller jordmonnet under deponiet kravene til bunntetting

Det stilles ulike krav til bunntetting for deponier for farlig avfall, ordinært avfall og inert avfall. På deponiet i Adventdalen ble det frem til 2007 deponert ordinært avfall. Etter midten av 2007 er det kun deponert inert avfall. Selv om det ikke deponeres ordinært avfall lengre, ligger det mye ordinært avfall fra tidligere år. Bunntettingen til deponiet i Adventdalen bør derfor i utgangspunktet oppfylle kravene som stilles til deponier for ordinært avfall. For deponier for ordinært avfall er det krav om dobbel bunntetting hvor den naturlige geologiske barrieren har en effekt som tilsvarer et 1 meter tykt lag med en hydraulisk konduktivitet på $1 \cdot 10^{-9}$ m/s.

Deponiet i Adventdalen er lagt rett på permafrosten. Det er ingen annen bunn eller sidetetting i tillegg til dette. Beregningene av hydraulisk konduktivitet ut i fra kornfordelingsanalysene viser av gjennomsnittlig hydraulisk konduktivitet i det aktive rundt deponiet er $1,638 \cdot 10^{-10}$. Dette er lavere enn det som kreves for bunntetting under deponier for ordinært avfall, altså er jordmonnet rundt deponiet godt egnet som bunntetting. Dette betyr at når det aktive laget er tint i sommersesongen vil det være svært liten transport av sigevann ut av deponiet, selv om det ikke er noen sidetetting. Det er ikke tatt jordprøver eller kornfordelingsanalyser av permafrosten. Det er derfor usikkert om permafrosten har en like lav hydraulisk konduktivitet som det aktive laget.

Ut i fra vanninnholdet i jordprøvene er det tydelig at jordmonnet inneholder vann. Dette gir grunn til å tro at porerommene i permafrosten er fylt opp med is. Dersom denne antagelsen stemmer vil permafrosten rundt og under deponiet være tilnærmet impermeabel. Man kan allikevel ikke utelukke at det kan være taliker under deponiet. Dersom permafrosten har en lik kornsammensetning som det aktive laget vil ikke tettingen under deponiet svekkes, selv om permafrosten tiner.

7 Konklusjon

Problemstillingene for denne masteroppgaven har vært; "Er det spredning av forurensning fra deponiet i Adventdalen? Hva er de viktigste spredningsveiene og hvor stort område blir påvirket? I tillegg er problemstillingen: "Er permafrost godt egnet som bunntetting under deponier?" forsøkt besvart.

Analysene av sigevannsprøvene og overflatevannsprøvene tilsier at det sannsynligvis er noe spredning av forurensning fra deponiet. Resultatet fra sigevannsprøvene viser at terskelverdiene for tungmetaller gitt i "Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier" er overskredet i flere av sigevannsprøvene. Fordi det ikke var mulig å ta prøve av sigevann oppstrøms for deponiet kan det ikke utelukkes at årsaken til de forhøyede tungmetallkonsentrasjonene delvis kan forklares med avrenning fra skeidesteinstippen ved gruve 6 som befinner seg rett ovenfor deponiet. Resultatene fra overflateprøvene viser at konsentrasjonene av total nitrogen, mangan, suspendert stoff, sink, kadmium og nikkel faller under tilstandsklassene "meget dårlig" til "mindre god" etter klassifiseringssystemet gitt i veileder "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann". Konsentrasjonene i overflateprøven tatt oppstrøms for deponiet har lavere konsentrasjoner, noe som tyder på at deponiet er kilden til disse forhøyede konsentrasjonene. Grafer over hvordan sammensetningen i sigevannet har utviklet seg mellom 1992 og 2007 viser store svingninger i kvaliteten på sigevannet. For å ha sikret et bedre resultat og minske usikkerhetene burde det derfor vært tatt flere serier med både sigevannsprøver og overflatevannsprøver.

Resultatene fra gassmålingene viser at det ikke er utslipp av metangass fra deponioverflaten, noe som sannsynligvis kan forklares med at temperaturene i deponiet er for lave for metanproduksjon. Bruk av klassifiseringssystemet i "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn viser at jordsmonnet rundt deponiet er tilnærmet uforurenset. Den stedsspesifikke risikovurderingen gjort ved hjelp av beregningsverktøyet "Beregningsverktøy SFT 99-01 Vers 1.0", utgitt av Klif viser at med dagens arealbruk utgjør ikke jordmonnet rundt deponiet noen helserisiko for mennesker.

Den viktigste spredningsveien for forurensning ut av deponiet er dermed via vann. Det er imidlertid viktig å huske av spredning av forurensning via vann kun er mulig i månedene med plussgrader, det vil si i juni, juli, august og september. Store deler av året vil alt vann være fryst, og spredningen vil da være betraktelig lavere.

Når det gjelder spørsmålet om hvor stort område som blir påvirket av spredning fra deponiet, viser resultatene fra vannprøvene forhøyede verdier i vannprøvene som er tatt ved veien som går ut til gruve 7. Dette betyr at området mellom deponiet og veien ut til gruve 7 blir påvirket av spredning fra deponiet. Om spredningen strekker seg lengre enn dette, er ikke undersøkt. Bekken som renner ut fra deponiet vil munne ut i Adventelva. Adventelva har en betraktelig høyere vannføring enn bekken som renner ut av deponiet. Vannbalansen viser at vannet fra

bekken vil fortynnes med en faktor på omtrent 1:1500, og det er derfor antatt at Adventelva eller Adventfjorden ikke vil få redusert vannkvalitet på grunn av utslipp fra deponiet.

Den andre problemstillingen har vært å undersøke permafrostens egenskaper som bunnfetting under deponier. Dersom porene i permafrosten er fylt med is vil permafrosten være tilnærmet impermeabel. Isen kan imidlertid smelte dersom sigevannet har en spesiell kjemisk sammensetning, for eksempel et høyt innhold av salt. Dersom porene i permafrosten ikke er fylt med is, vil væsker med lave frysepunkter, for eksempel enkelte typer hydrokarboner, kunne migrere gjennom permafrosten. Det kan også eksistere taliker, soner med ufrosset jord, i permafrosten. Gjennom disse sonene kan det være grunnvannsstrømmer. Taliker kan oppstå i områder hvor grunnvannet har en spesiell kjemisk sammensetning som fører til at vannet kan holde seg i væskeform selv om temperaturene er lavere enn 0°C. De kan også oppstå under deponier med mye kull eller sulfidholdige materialer. Deponimassene er sammensatt av mange ulike kjemiske stoffer, og det er derfor en teoretisk mulighet for at det kan oppstå taliker under deponiet. Resultatene fra thermistorstrengene som er plassert utenfor deponiet viser at temperaturen i permafrosten rett utenfor deponigrensen er 2-4°C varmere enn temperaturen i permafrosten litt lengre vekk fra deponiet. Det kan være varme fra deponiet som er årsaken til de noe forhøyede temperaturverdiene. Denne oppvarmingen vil ikke ha stor betydning for egenskapene til permafrosten.

Konklusjonen på den andre delen av problemstillingen er dermed at permafrost i utgangspunktet er impermeabel dersom porene i permafrosten er fylt med is. Det er imidlertid viktig å huske at dersom permafrostens porer ikke er fylt med is, hvis det finner taliker rett under deponiet, eller dersom sigevannet har en sammensetning som senker isens frysepunkt vil ikke nødvendigvis permafrosten være impermeabel. Det er viktig å undersøke disse tingene dersom permafrost skal brukes som bunnfetting under deponier.

8 Referanser

- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR), 2001, Landfill Gas Primer - An Overview for Environmental Health Professionals ATSDR, p. 74, <http://www.atsdr.cdc.gov/hac/landfill/html/intro.html>
- ALASKA DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL CONSERVATION, 2009. *Intoduction to Groundwater* [Online]. Alaska Department of Environmental Conservation, Available: <http://dec.alaska.gov/spar/csp/guidance/gw.pdf> [Accessed 29.05 2012].
- ALFREDSEN, K. 2010. Krinslaupet og vassbalansen. *Powerpointpresentasjon i TVM4105 Hydrologi*. Trondheim: Institutt for vann- og miljøteknikk, NTNU.
- AMUNDSEN, C. E., SNILSBERG, P., TURTUMØYGARD, S. & STUBBERUD, H. 2004. Sammenstilling av resultater fra screeninganalyser av sigevann fra avfallsfyllinger. (TA-2075/2005). *Jordforsk*. Available: <http://www.klif.no/publikasjoner/avfall/2075/ta2075.pdf>. p. 68
- ANDERSEN, J. R., BRATLI, J. L., FJELD, E., FAAFENG, B., GRANDE, M., HEM, L., HOLTAN, H., KROGH, T., LUND, V., ROSLAND, D., ROSSELAND, B. O. & AANES, K. J., 1997, Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (TA-1468/1997), Statens forurensningstilsyn, p. 31, <http://www.klif.no/publikasjoner/vann/1468/ta1468.pdf>
- ANDERSLAND, O. B. & LADANYI, B. 2004. *Frozen Ground Engineering*, Second Edition, John Wiley & Sons, Inc., New Jersey, p. 349
- ASPLAN VIAK AS & LONGYEARBYEN LOKALSTYRE. 2006. Vedlegg nr 3: Avslutningsplan for deponiet i Adventdalen. Kart og profiler for deponi ved avslutning. *Sysselmannen på Svalbard*. p. 6
- BARGEL, T. 2009. Løsmassenes dannelse og klassifisering. *Powerpointpresentasjon i TGB4185 Ingeniørgeologi GK*. Trondheim: Institutt for geologi og bergteknikk, NTNU.
- BARLINDHAUG, S. & KRAMVIK, E., 2006, Rapport: Miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann, rapportnr. 710236-2, MULTICONSULT, p. 14
- BARLINDHAUG, S. & KRAMVIK, E. O., 2005, Rapport: Miljørisikovurdering av deponiet i Adventdalen, MULTICONSULT, p. 10
- BARNES, D. L. & CHUVILIN, E. 2009. *Migration of Petroleum in Permafrost-Affected Regions*. *Permafrost Soils*, 16, <http://www.springerlink.com/content/w35146607641068v/fulltext.pdf>, p. 263-278
- BERNATEK, E. R., 2012. *Fenol* [Online]. Store Norske Leksikon, Available: <http://snl.no/fenol> [Accessed 28.03 2012].
- BRATTLI, B. 2009. *Fysisk og kjemisk hydrogeologi*, Tredje utgave, Institutt for geologi og bergteknikk, NTNU, Trondheim, p. 233
- BRATTLI, B. 2010a. Fysikalske og kjemiske parametre - fortsettelse. *Powerpointpresentasjon i TGB4205 Hydrogeologi*. Trondheim: Institutt for geologi og bergteknikk, NTNU.
- BRATTLI, B. 2010b. Områdebeskyttelse - drikkevannsbrønn. *Powerpointpresentasjon i TGB4205 Hydrogeologi*. Trondheim: Institutt for geologi og bergteknikk, NTNU.
- BREKKEN, A. 2001. Årsrapport renovasjon 2000. Svalbard Samfunnsdrift.
- BRYANT, I. D. 1982. *Loess deposits in lower Adventdalen, Spitsbergen*. *Polar Research*, 1982, 2, <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1751-8369.1982.tb00479.x/abstract>, p. 93-103

-
- BRYHNI, I., 2012. *Bentonitt* [Online]. Naturhistorisk museum, GeoLeksi, Available: <http://www.nhm.uio.no/fakta/geologi/geoleksi/> [Accessed 28.04 2012].
- DAGESTAD, A., HANSEN, L. & BRAATHEN, A., 2003, Rapport: Hydrauliske egenskaper i løsmasser og fjell sett i sammenheng med EU-direktivet for deponering av avfall, NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE, http://www.ngu.no/FileArchive/165/2003_016.pdf, p. 27
- EGGEN, O. A., JARTUN, M. & OTTESEN, R. T., 2011, Rapport: Undersøkelse av PCB, arsen og tungmetaller i ni deponier på Svalbard, NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE, http://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Rapporter/2010/2010_028.pdf, p. 21
- EVENSET, A., 2012, Rapport: Forurensning ved bosettinger på Svalbard. Behov for oppfølgende undersøkelser, AKVAPLAN NIVA, p. 39
- FETTER, C. W. 2001. *Applied Hydrogeology*, Fourth Edition, Prentice-Hall, New Jersey, p. 598
- FRENCH, H. M. 2007. *The Periglacial Environment*, Third Edition, John Wiley & Sons, West Sussex, England, p. 458
- GUNLEIKSRUD, S. 2002. Årsrapport renovasjon 2001. Svalbard Samfunnsdrift.
- HAMRE, L., ØSTMØE, O. & BUTENSCHØN, K., 2005, Veileder om bunn- og sidetetting av deponier (TA-2095/2005), Klima- og forurensningsdirektoratet, p. 16, <http://www.klif.no/publikasjoner/avfall/2095/ta2095.pdf>
- HANSEN, H. J., DANIELSBERG, A., BARTNES, J., MALMO, I. & SOLBAKKEN, A., 1998, Rapport: Kartlegging av deponier, forurenset grunn og etterlatenskaper på Svalbard, STATENS FORURENSNINGSTILSYN, p. 123
- HEIE, A. & JOHANSEN, M., 2010, Rapport: Måling av emisjon av deponigass fra Korperud avfallsdeponi i Kongsvinger kommune, NORSAS - NORSK KOMPETANSESENTER FOR AVFALL OG GJENVINNING, p. 14
- HUMLUM, O., INSTANES, A. & SOLLID, J. L. 2003. *Permafrost in Svalbard: a review of research history, climatic background and engineering challenges. Polar Research*, 22, 2, <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1751-8369.2003.tb00107.x/pdf>, p. 191-215
- KLIMA- OG FORURENSNINGSDIREKTORATET, 2003a, Veileder om miljørisikovurdering av bunnsetting og oppsamling av sigevann ved deponier (TA-1995/2003), Klima- og forurensningsdirektoratet, Oslo, p. 42,
- KLIMA- OG FORURENSNINGSDIREKTORATET, 2003b, Veileder til deponiforskriften (TA-1951/2003), Klima- og forurensningsdirektoratet, p. 31, <http://www.klif.no/publikasjoner/avfall/1951/ta1951.pdf>
- KLIMA- OG FORURENSNINGSDIREKTORATET, 2008. *Deponiforbud fra juli 2009* [Online]. Klima- og forurensningsdirektoratet, Available: http://www.klif.no/artikkel_42840.aspx [Accessed 01.03 2012].
- KLIMA- OG FORURENSNINGSDIREKTORATET, 2009, Veileder: Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn (TA-2553/2009), <http://www.klif.no/publikasjoner/2553/ta2552.pdf>, p. 28
- KLIMA- OG FORURENSNINGSDIREKTORATET. 2010. Retningslinjer, Registrering og vedlikehold av lokalitetsinformasjon i databasen Grunnforurensning - TA2671. *Klima- og forurensningsdirektoratet*. Available: <http://www.klif.no/publikasjoner/2671/ta2671.pdf>. p. 18
- KLIMA- OG FORURENSNINGSDIREKTORATET, 2012a. *Grunnforurensning* [Online]. Klima- og forurensningsdirektoratet, Available: <http://grunn.klif.no/> [Accessed 04.04 2012].
- KLIMA- OG FORURENSNINGSDIREKTORATET, 2012b. *Norske utslipp* [Online]. Klima- og forurensningsdirektoratet, Available: <http://www.norskeutslipp.no> [Accessed 27.03 2012].

- KLIMA- OG FORURENSNINGSDIREKTORATET, MATILSYNET & MILJØMERKING, 2012. *Farlige stoffer* [Online]. Klima- og forurensningsdirektoratet, Available: <http://www.erdetfarlig.no/> [Accessed 27.03 2012].
- KUNNSKAPSFORLAGETS PAPIRLEKSIKON, 2011. *Is - vann i fast form* [Online]. Store Norske Leksikon, Available: [http://snl.no/is/vann i fast form](http://snl.no/is/vann_i_fast_form) [Accessed 24.02 2012].
- KUNNSKAPSFORLAGETS PAPIRLEKSIKON, 2012. *Benzen* [Online]. Store Norske Leksikon, Available: <http://snl.no/benzen> [Accessed 28.03 2012].
- LIESTØL, O. 1996. *Open-system pingos in Spitsbergen. Norsk Geografisk Tidsskrift*, 50, <http://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/00291959608552355>, p. 81-84
- LYCHE, C., 2008, Rapport: Søknad om drift av avfallsordningen i Longyearbyen, ASPLAN VIAK AS, p. 16
- LYCHE, C. & NEDLAND, K. T., 2011, Rapport: Avfallsplan Longyearbyen 2012 - 2015, ASPLAN VIAK, http://www.lokalstyre.no/getfile.aspx/document/epcx_id/597/epdd_id/2375, p. 60
- MAJOR, H., HAREMO, P., DALLMANN, W. K. & ANDRESEN, A. 2000. *Geological map of Svalbard 1:100 000, sheet C9G Adventdalen*. Tromsø: Norsk Polarinstitutt Temakart nr. 31.
- MAJOR, H. & NAGY, J., 1972, Skrifter nr. 138: Geology of the Adventdalen map area, Norsk Polarinstitutt, Oslo, p. 58, http://brage.bibsys.no/npolar/bitstream/URN:NBN:no-bibsys_brage_18553/2/Skrifter138.pdf
- MCBEAN, E. A., ROVERS, F. A. & FARQUHAR, G. J. 1995. *Solid waste landfill engineering and design*, Prentice Hall PTR, New Jersey, p. 521
- METEOROLOGISK INSTITUTT, 2009. *Hektopascal* [Online]. Meteorologisk institutt, , MetLex - Meteorologisk Leksikon, Available: <http://metlex.met.no/wiki/Hektopascal> [Accessed 23.05 2012].
- METEOROLOGISK INSTITUTT, 2012a. *Datosøk - Longyearbyen (Svalbard)* [Online]. Meteorologisk institutt, Available: <http://www.yr.no/sted/Norge/Svalbard/Longyearbyen/almanakk.html> [Accessed 23.05 2012].
- METEOROLOGISK INSTITUTT, 2012b. *Permafrost* [Online]. Norsk Polarinstitutt, Miljøovervåkning av Svalbard og Jan Mayen - MOSJ, Available: http://mosj.npolar.no/no/climate/land/indicators/temperature_permafrost.html [Accessed 22.05 2012].
- METEOROLOGISK INSTITUTT, 2012c. *Svalbard lufthavn (Svalbard)* [Online]. Meteorologisk institutt, Available: http://www.yr.no/sted/Norge/Svalbard/Svalbard_lufthavn/statistikk.html [Accessed 05.03 2012].
- MILJØVERNDEPARTEMENTET, 2002, *Forskrift om deponering av avfall av 1. mai 2002 nr. 375*, http://lovdata.no/cgi-wift/wiftldles?doc=/app/gratis/www/docroot/ltavd1/filer/sf-20020321-0375.html&emne=deponi*&
- MILJØVERNDEPARTEMENTET, 2012. *Vern av miljøet på Svalbard* [Online]. Miljøverndepartementet, Available: http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/tema/svalbard_og_polaromradene/vern-av-miljoet-pa-svalbard.html?id=279713 [Accessed 04.05 2012].
- MYRLUND, J. 2003. Årsrapport renovasjon 2002. Svalbard Samfunnsdrift.
- MYRLUND, J. 2004. Årsrapport renovasjon 2003. Svalbard Samfunnsdrift.
- MYRLUND, J. 2005. Årsrapport renovasjon 2004. Svalbard Samfunnsdrift.

- MYRLUND, J. 2006. Årsrapport renovasjon 2005. Svalbard Samfunnsdrift.
- MYRLUND, J. 2007. Årsrapport renovasjon 2006. Bydrift Longyearbyen.
- MYRLUND, J. 2008. Årsrapport renovasjon 2007. Bydrift Longyearbyen.
- MYRLUND, J. 2009. Årsrapport renovasjon - 2008. Longyearbyen Lokalstyre Bydrift KF.
- MYRLUND, J. 2010. Årsrapport renovasjon 2009. Longyearbyen Lokalstyre Bydrift KF.
- NESJE, A. & DAHL, S. O. 2000. *Glaciers and Environmental Change*, First Edition, Hodder Education Publishers, p. 216
- NILSEN, O., 2012. *Mn - Mangan* [Online]. Universitetet i Oslo, Kjemisk institutt, periodesystemet.no, Available: <http://www.mn.uio.no/kjemi/tjenester/kunnskap/periodesystemet/vis.php?e=Mn&id=482> [Accessed 07.06 2012].
- NITTE, A., 1994, Farlige stoffer - Håndbok i vurdering av fysiske og kjemiske egenskaper, Statens Forurensningstilsyn, Direktoratet for brann- og eksplosjonsvern, Norsk Brannvern Forening, p. 90, <http://www.klif.no/publikasjoner/andre/5233/ta5233.pdf>
- NORSK POLARINSTITUTT. 2008. *C9 Adventdalen 1:100000, kartblad 62*. Norsk Polarinstitut.
- NORSK POLARINSTITUTT, 2012a. *Svalbard* [Online]. Norsk Polarinstitut, Available: <http://www.npolar.no/no/arktis/svalbard/> [Accessed 07.06 2012].
- NORSK POLARINSTITUTT, 2012b. *Svalbardkartet* [Online]. Norsk Polarinstitut, Available: http://eivind.npolar.no/Geocortex/Essentials/Web/viewer.aspx?Site=svbk_v01_no [Accessed 06.03 2012].
- OTTESEN, R. T. 2011. Utfordringer knyttet til nedlagte deponier. *Powerpointpresentasjon i KJ3071 Anvendt Geokjemi*. Trondheim: Institutt for Kjemi, NTNU.
- OTTESEN, R. T., ALEXANDER, J., JORANGER, T., RYTTER, E. & ANDERSSON, M., 2007, Rapport: Forslag til tilstandklasser for jord, 2007.019, NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE, <http://www.klif.no/nyheter/dokumenter/NGU-Rapport2007019.pdf>, p. 65
- REITE, A. J., 1990, Sør-Trøndelag fylke : kvartærgeologisk kart M 1:250.000 : veiledning til kartet, Norges geologiske undersøkelse, p. 39, <http://www.nb.no/utlevering/nb/3f4958fd5d43364604b9365b57ca9ecb#&struct=DIV44>
- RENEREVANN.NO, 2012. *Tungmetaller* [Online]. Available: http://www.renerevann.no/html_sider/om_vann/tungmetaller [Accessed 26.05 2012].
- RETURSAMARBEIDET LOOP, 2010. *Avfallstyper* [Online]. Retursamarbeidet Loop,, Available: <http://loop.no/om-gjenvinning/avfallstyper/> [Accessed 01.01 2012].
- RIKE, A. G., 2003, Rapport: Permafrost response to environmental and industrial loads - Final Report Strategic Institute Programme 1999-2003, NORGES GEOTEKNISKE INSTITUTT, p. 96
- RUESLÅTTEN, H. & BRATTLI, B. 1992. *Jordartenes sammensetning og egenskaper*, Institutt for geologi og bergteknikk, NTNU, p.
- SENSORS & SOFTWARE. 1992. Ground Penetrating Radar - Survey Design. *Sensors & Software*, Mississauga, Canada. Available: http://www.ees.nmt.edu/outside/Geop/Classes/Geop446/Docs/GPR_survey_design.pdf. p. 18
- SENSORS & SOFTWARE, 2006, pulseEKKO PRO User's Guide, Sensors & Software Inc., Mississauga, Canada
- STANG, P. & VIK, E. A., 1999, Brukermanual for Dataprogrammet Beregningsverktøy SFT 99-01 Vers. 1.0, Aquateam AS, p. 38, www.miljoringen.no/filopplast/filer/brukermanual.doc
- STATENS FORURENSNINGSTILSYN, 2000. *Kort innføring i toksikologi. Økotoksikologisk risikovurdering. Veiledning del II A* [Online]. Klima- og forurensningsdirektoratet, Oslo.

- Available: http://www.klif.no/publikasjoner/kjemikalier/1756/ta1756.html#P292_21033 [Accessed 26.03 2012].
- STATENS FORURENSNINGSTILSYN, 2003, Veileder om miljørisikovurdering av bunnsetning og oppsamling av sigevann ved deponier (TA-1995/2003), Statens Forurensningstilsyn, Oslo, p. 42, <http://www.klif.no/publikasjoner/avfall/1995/ta1995.pdf>
- STATISTISK SENTRALBYRÅ, 2012. *Folkemengde i bosetningene på Svalbard* [Online]. Statistisk sentralbyrå, Available: <http://www.ssb.no/emner/02/befsvsvalbard/tab-2012-04-19-01.html> [Accessed 04.05 2012].
- STOTLER, R. L., FRAPE, S. K., FREIFELD, B. M., HOLDEN, B., ONSTOTT, T. C., RUSKEENIEMI, T. & CHA, E. 2010. *Hydrogeology, Chemical and Microbial Activity Measurement Through Deep Permafrost. Ground Water*, 49, 3, <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1745-6584.2010.00724.x/pdf>, p. 348-364
- STRAND, J. 1999. Vedr. årsrapport renovasjon 1998. Svalbard Samfunnsdrift.
- STRAND, J. 2000. Årsrapport renovasjon 1999. Svalbard Samfunnsdrift.
- THE INTERNATIONAL PERMAFROST ASSOCIATION, 2012. *Data Map* [Online]. The International Permafrost Association, Available: <http://ipa.arcticportal.org/> [Accessed 25.02 2012].
- TOLSTIKHIN, N. I. & TOLSTIKHIN, O. N. 1974. *Groundwater and Surface Water in the Permafrost Region. Technical Bulletin no. 97*, p. 1-25
- U. S. GEOLOGICAL SURVEY, 2004. *Glossary og Glacier Terminology* [Online]. U. S. Geological Survey, Available: <http://pubs.usgs.gov/of/2004/1216/glaciertypes/glaciertypes.html> [Accessed 28.05 2012].
- UNIVERSITY CENTRE IN SVALBARD (UNIS), 2012. *Endalen Permafrost: Temperature in the ground* [Online]. UNIS, Available: http://158.39.11.102/vdv/VV_Frame.php?r=12960&load_graph=1&direct=1&station_id=17&station_name=ENDALEN_PERMAFROST&page_id=18 [Accessed 22.03.12 2012].
- VIK, E. A., BREEDVELD, G. & FARESTVEIT, T., 1999, Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn (TA-1629/99), Klima- og forurensningsdirektoratet, p. 103, <http://www.klif.no/publikasjoner/kjemikalier/1629/ta1629.pdf>
- VÅTVIK, K. 1993. Årsrapport 1992. Svalbard Samfunnsdrift.
- WALKER, C. H., HOPKIN, S. P., SIBLY, R. M. & PEAKALL, D. B. 2006. *Principles of Ecotoxicology*, Third Edition, CRC Press Taylor & Francis Group, Boca Raton, p. 315
- WEIGHT, W. D. 2008. *Hydrogeology Field Manual*, Second Edition, McGraw-Hill, United States of America., p.
- WILLIAMS, P. T. 2005. *Waste Treatment and Disposal*, Second Edition, John Wiley & Son, Ltd, West Sussex, England, p. 380
- ZAJACZKOWSKI, M., SZCZUCINSKI, W. & BOJANOWSKI, R. 2004. *Recent changes in sediment accumulation rates in Adventfjorden, Svalbard. Oceanologia*, 46 (2), <http://www.iopan.gda.pl/oceanologia/462zajac.pdf>, p. 217-231
- ZHANG, T., 2011, Talik. In: *Encyclopedia of Snow, Ice and Glaciers* (Encyclopedia of Earth Sciences Series) The Netherlands, Springer
- ØSTBØ AS 1994. Årsrapport for drift av renovasjon i Longyearbyen i 1993. Svalbard Samfunnsdrift.
- ØSTBØ AS 1995. Årsrapport for drift av renovasjon i Longyearbyen 1994. Svalbard Samfunnsdrift.
- ØSTBØ AS 1996. Årsrapport for drift av renovasjon i Longyearbyen 1995. Svalbard Samfunnsdrift.
- ØSTBØ AS 1997. Årsrapport for drift av renovasjon i Longyearbyen 1996. Svalbard Samfunnsdrift.

Muntlig kommunikasjon

Askautrud, I-L. A., 2012: Statsmeteorolog ved Meteorologisk institutt

Brattli, B., 2012: Professor ved Institutt for Geologi og Bergteknikk, NTNU

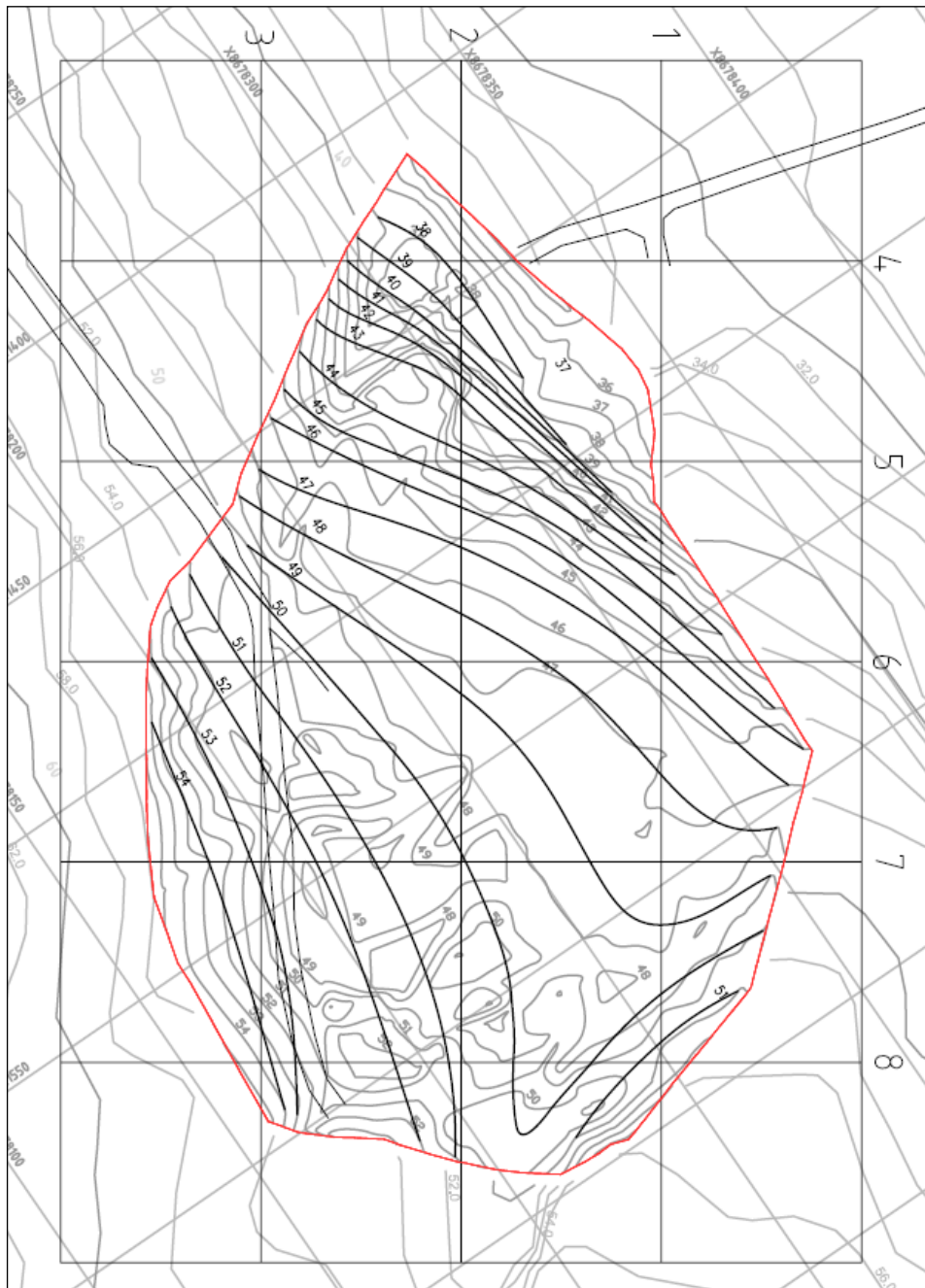
Finseth, J., 2012: Senior prosjektleder ved SINTEF Byggforsk

Hilmo, B. O., 2012 Hydrogeolog ved Asplan Viak AS

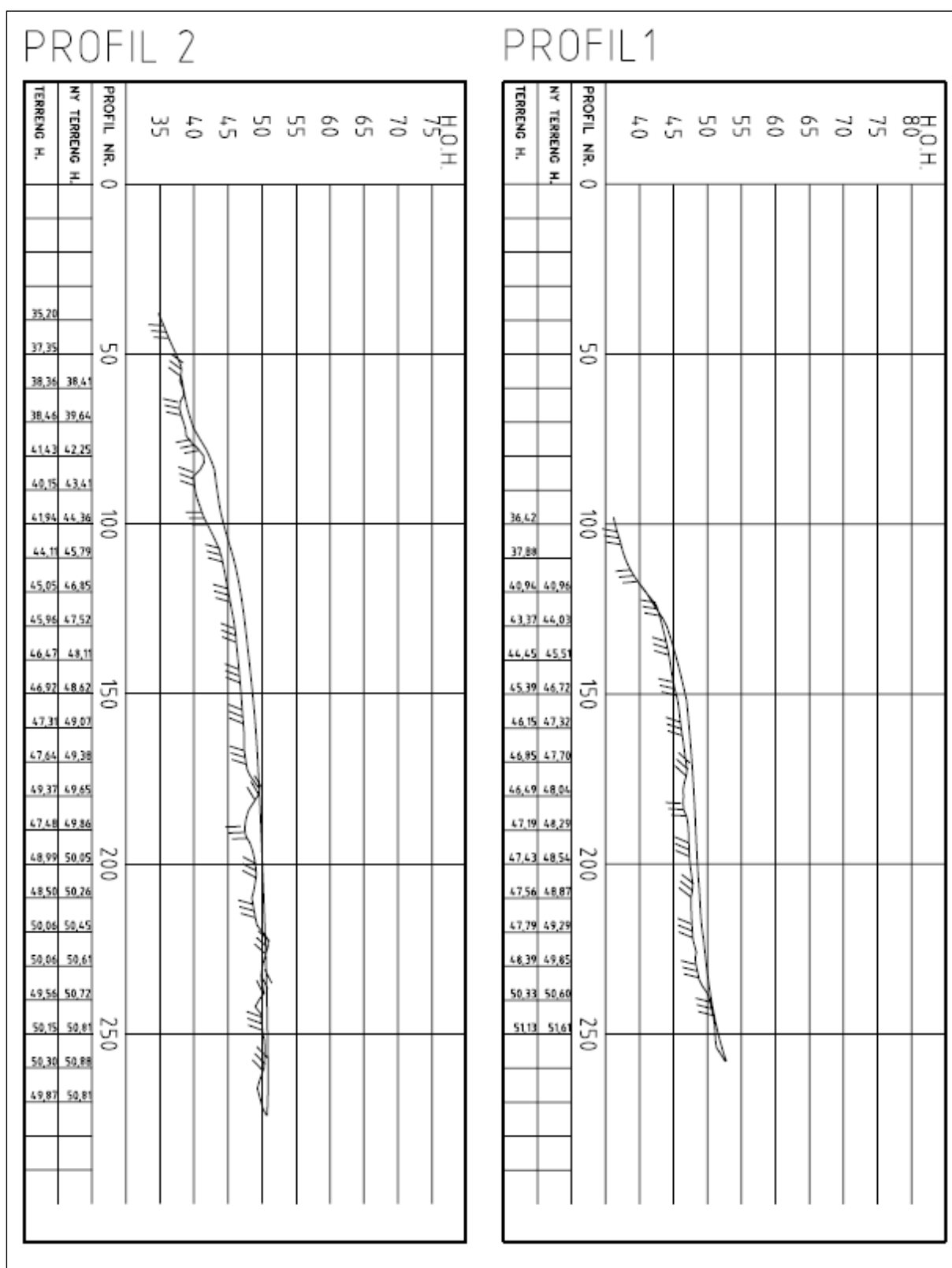
Misund, A. 2012: Hydrogeolog (Cand. scient) ved COWI AS

9 Vedlegg

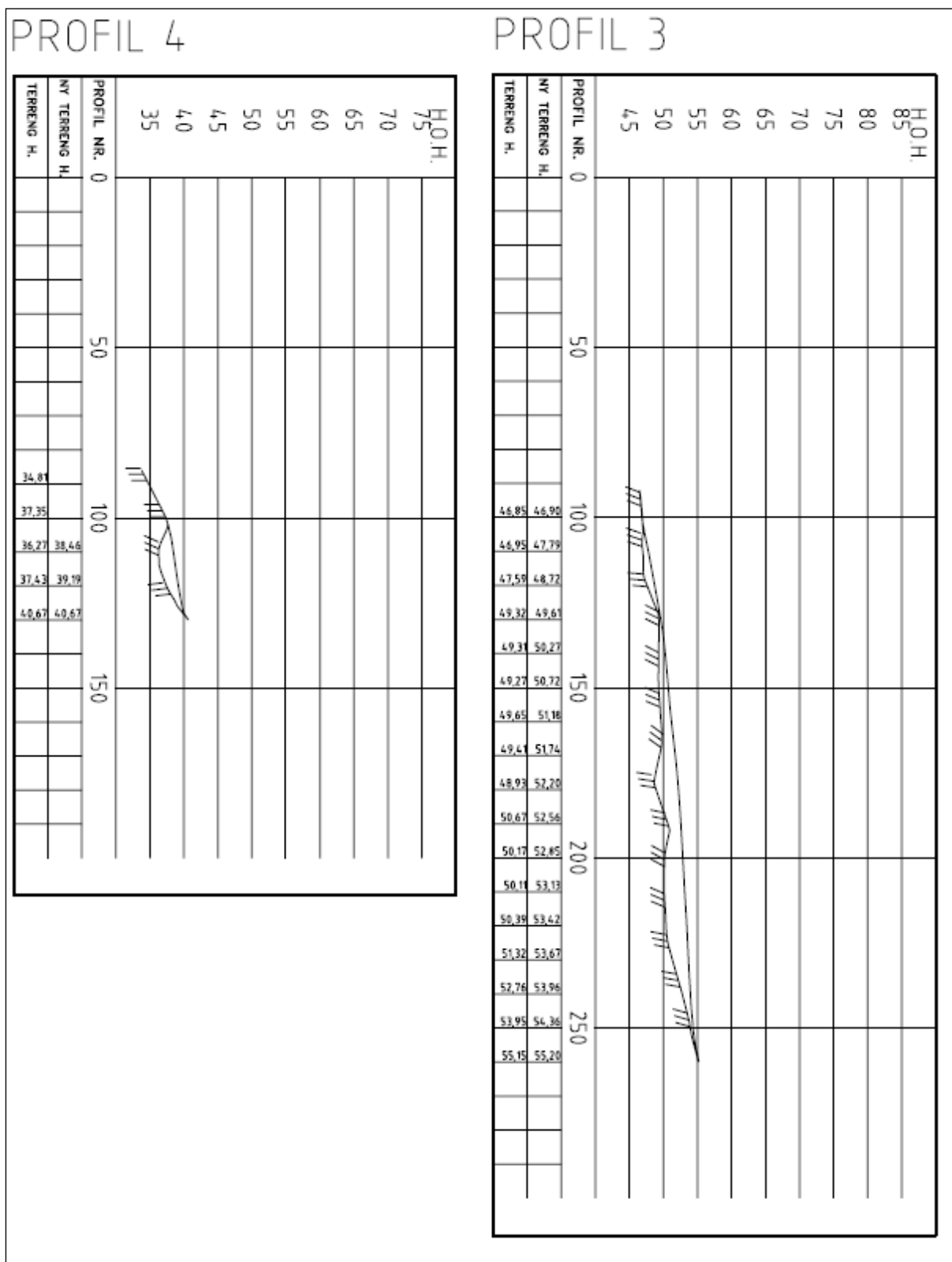
9.1 Vedlegg 1: Planskisse og snittskisser av deponiet



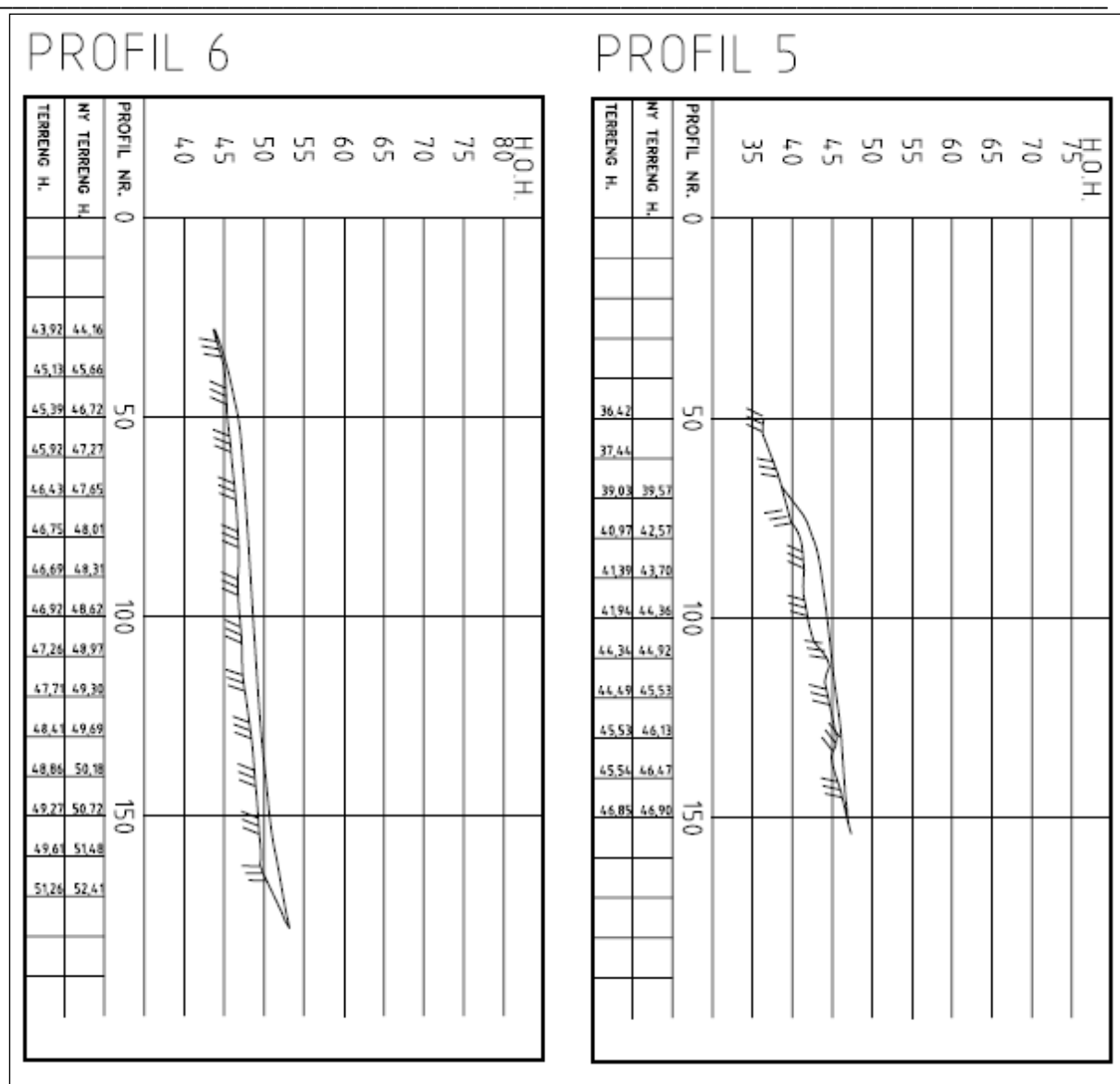
Figur 9-1: Planskisse over deponiet (Asplan Viak AS and Longyearbyen Lokalstyre, 2006). Linjene markerer plasseringen av snittskissene i figur 9-2, 9-3, 9-4 og 9-5.



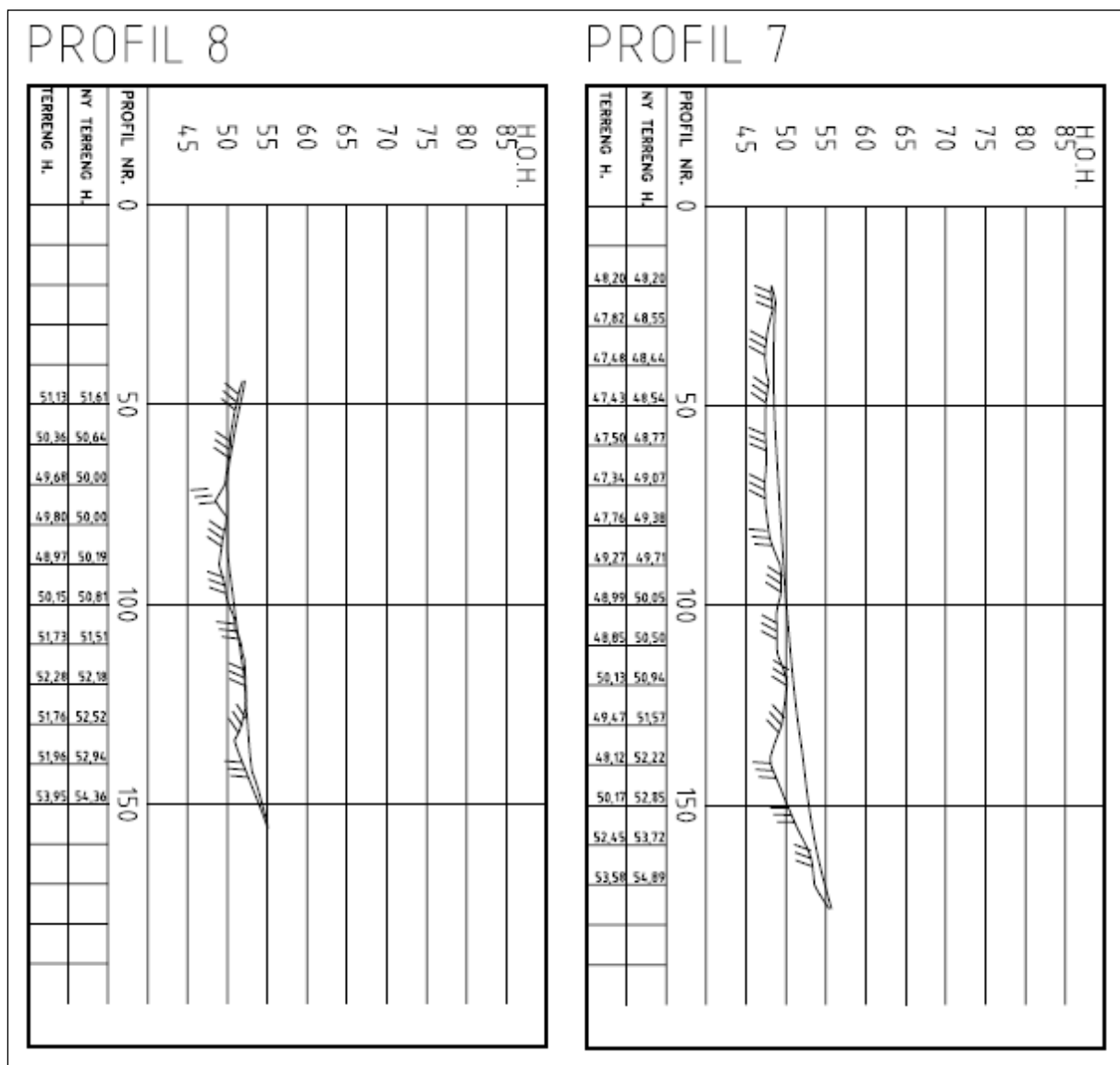
Figur 9-2: Snittskisser gjennom profil 1 og 2 (Asplan Viak AS and Longyearbyen Lokalstyre, 2006)



Figur 9-3: Snittskisser gjennom profil 3 og 4 (Asplan Viak AS and Longyearbyen Lokalstyre, 2006)



Figur 9-4: Snittskisser gjennom profil 5 og 6 (Asplan Viak AS and Longyearbyen Lokalstyre, 2006)



Figur 9-5: Snittskisser gjennom profil 7 og 8 (Asplan Viak AS and Longyearbyen Lokalstyre, 2006)

9.2 Vedlegg 2: Avfallsmengder i Longyearbyen

Tabellene under viser avfallsmengder fra Longyearbyen i perioden 1997 til 2009. Tall for årene før 1997 har det ikke vært mulig å få tak i. Tallene i tabellene 9-1 til 9-4 er hentet fra Longyearbyen Lokalstyre Bydrift KF sine årsrapporter. I tabellene indikerer blå ruter materiale som er gjenvunnet. Lilla ruter markerer avfall som er deponert, og grønne rutervisner total avfallsmengde.

Tabell 9-1: Ulike fraksjoner for 1997, 1998, 1999 og 2000.

Fraksjon / år	1997	1998	1999	2000
Papir [kg]		32640	46080	26400
Papp [kg]		47360	54202	45510
Glass [kg]		50000	74500	60500
Aluminium [kg]		2750	7000	4250
Metaller [kg]				
Gips / betong [kg]				
Treverk [kg]				
Plast [kg]				
Bildekk [kg]				
EE-avfall [kg]				888
Farlig avfall [kg]	62844	20369	48975	34382
Deponirest / grovavfall [kg]	1699660	1311040	1246440	850680
Brennbart restavfall [kg]	873600	942700	819700	853300
Total avfallsmengde [kg]	2636104	2406859	2296897	1875910
Sum gjenvinning [kg]	62844	153119	230757	171930
Sum deponert [kg]	2573260	2253740	2066140	1703980

Tabell 9-2: Ulike fraksjoner for 2001, 2002, 2003 og 2004.

Fraksjon / år	2001	2002	2003	2004
Papir [kg]	41298	59532	62080	58600
Papp [kg]	71698	74424	100100	112890
Glass [kg]	78250	64000	30180	62560
Aluminium [kg]	3120	5076	6500	9280
Metaller [kg]				
Gips / betong [kg]				
Treverk [kg]				
Plast [kg]	4500	8960	8780	14500
Bildekk [kg]				
EE-avfall [kg]	7500	14760	16443	31064
Farlig avfall [kg]	59601	26023	34988	15307
Deponirest / grovavfall [kg]	409647	480791	485205	563306
Brennbart restavfall [kg]	591538	673580	721100	757790
Total avfallsmengde [kg]	1267152	1407146	1465376	1625297
Sum gjenvinning [kg]	265967	243815	250291	304201
Sum deponert [kg]	1001185	1154371	1206305	1321096

Tabell 9-3: Ulike fraksjoner for 2005, 2006 og 2007.

Fraksjon / år	2005	2006	2007	
Papir [kg]	61860	90000	68651	
Papp [kg]	97480	76120	83931	
Glass [kg]	61760	74640	69060	
Aluminium [kg]	9460	7780	6280	
Metaller [kg]	53880	144240	194430	
Gips / betong [kg]	48000	151653	250830	
Treverk [kg]	152200	390080	177400	366822
Plast [kg]	13780	12500		
Bildekk [kg]			7080	
EE-avfall [kg]	21144	18452	36753	
Farlig avfall [kg]	47747	37971	53199	
Deponirest / grovavfall [kg]	462304	289670	50980	
Brennbart restavfall [kg]	877700	847230	289415	743783
Total avfallsmengde [kg]	1907315	2140336	2398614	
Sum gjenvinning [kg]	305351	387063	1560929	
Sum deponert [kg]	1601964	1753273	837685	

Tabell 9-4: Ulike fraksjoner for 2008 og 2009.

Fraksjon /år	2008	2009
Papir [kg]	59562	88210
Papp [kg]	98830	73540
Glass [kg]	74580	78440
Aluminium [kg]	4960	13960
Metaller [kg]	182400	182490
Gips / betong [kg]	105840	252241
Treverk [kg]	488960	395771
Plast [kg]		
Bildekk [kg]		
EE-avfall [kg]	15059	45456
Farlig avfall [kg]	100828	68494
Deponirest / grovavfall [kg]	78112	151728
Brennbart restavfall [kg]	956921	1341186
Total avfallsmengde [kg]	2166052	2691516
Sum gjennvinning [kg]	1907520	2209107
Sum deponert [kg]	258532	482409

9.3 Vedlegg 3: Beskrivelse av stoffene som inngår i "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn"

Metaller

Arsen

Arsen finnes både naturlig og unaturlig i naturen. Det finnes naturlig i form av uorganiske salter, og unaturlig som forurensning fra ulike typer industri og metallsmelteverk. En annen viktig kilde til arsenutslipp er kullforbrenning, og spillvann fra gruver (Klima- og forurensningsdirektoratet, 2012b). Arsenforbindelser er også brukt ved trykkimpregnering av treverk for å forhindre sopp og råte. Når det trykkimpregnerte treverket utsettes for regn kan arsenforbindelsene vaskes ut og forurense omkringliggende jordsmonn. I Norge ligger det naturlige arseninnholdet i jorda vanligvis mellom 2 og 8 mg/kg. Arsen er ikke et nødvendig sporstoff for mennesker, og i høye doser er arsen akutt giftig. Høy eksponering for arsen over lengre tid kan fremkalle fortykkelse av hornhuden på hender og føtter. Ved inntak gjennom munnen kan hudkreft fremkalles, og ved inhalasjon kan lungekreft fremkalles. Vanligste måte å bli eksponert for arsen er gjennom inntak av fisk og skalldyr. Enkelte steder i verden er det problemer med høye verdier av arsen i drikkevannet. Arsen tas opp og lagres i planter og dyr i varierende grad (Ottesen et al., 2007)

Bly

I Norge ligger det naturlige blyinnholdet i jorda vanligvis mellom 16-20 mg/kg, men ekstremverdier på over 50 000 mg/kg er påvist i naturlige masser i Oslo. Bly har vært mye brukt i en rekke produkter, blant annet i bensin, maling, metallprodukter, beslag og batterier. Menneskekroppen tar opp omtrent 50 % av blyet som pustes inn, men nivåene av bly i lufta har gått betraktelig ned etter at forbud mot blyholdig bensin ble innført. Inntak av bly gjennom luft i Norge er derfor lite. Vanligste måte å bli eksponert for bly i Norge er gjennom mat, særlig gjennom grønnsaker som er dyrket i blyholdig jord. Opptak av bly gjennom tarmene er mye høyere for små barn (opp til 40 %) enn for voksne (< 10 %) (Ottesen et al., 2007). Bly er ikke et nødvendig stoff for mennesker, og kan være skadelig selv i små mengder. Bly fører til skade på sentralnervesystemet og på de røde blodlegemene. Bly kan føre til endringer i hjerneutviklingen hos små barn og fostre (Klima- og forurensningsdirektoratet et al., 2012).

Kadmium

I norsk jord er det naturlige innholdet av kadmium vanligvis under 1 mg/kg. Kadmium kommer fra ulike typer industri, og er brukt blant annet i plast, batterier, mineralgjødsel, bildekk og til overflatebehandling av metaller. I tillegg har kadmium vært brukt som fargepigment tilsatt i maling, glass og plast (Klima- og forurensningsdirektoratet et al., 2012). Kadmium er ikke et nødvendig stoff for mennesker, og siden det i liten grad skilles ut kan det hope seg opp i kroppen gjennom et helt liv. Opphopningen skjer hovedsakelig i nyrene, og skade kan oppstå når mengden kadmium overskrider det nyrene klarer å håndtere. Det er den langvarige eksponeringen som er skadelig, kortvarig eksponering er av liten betydning. Mat er viktigste kilde for kadmium for ikke-røykere, særlig kornprodukter. Røykere får i seg større mengder gjennom tobakk. Kadmium kan forekomme i høye konsentrasjoner lokalt på grunn av geologiske forhold (Ottesen et al., 2007).

Kvikksølv

Naturlig innhold av kvikksølv i norsk jord er vanligvis mindre enn 0,3 mg/kg. Kvikksølv brukes i ulike typer industri, i krematorier og i ulike måleinstrumenter som barometre, termometre og blodtryksmålere. Kvikksølv opptrer hovedsakelig i tre tilstandsformer, som metallisk kvikksølv, uorganisk kvikksølvsalt og som organisk bundet. Av det organisk bunnede kvikksølvet er det metylkvikksølv som er vanligst. Disse tre variantene er skadelige på ulike måter. Metallisk kvikksølv er flyktig, kan pustes inn, og er skadelig for nervesystemet. Eksponeringen for metallisk kvikksølv er vanligvis lav. Uorganisk kvikksølv tas opp gjennom tarmen og kan skade nyrene. Eksponering skjer gjennom mat. Metylkvikksølv tas opp gjennom tarmen, og kan skade nervesystemet. Eksponering av metylkvikksølv skjer også gjennom mat, hovedsakelig gjennom fisk og sjømat (Ottesen et al., 2007).

Kobber

Det naturlige innholdet av kobber i norsk jord varierer stort, men vanligste konsentrasjon er mellom 25 – 55 mg/kg. Mennesker trenger kobber, og viktigste kilde er mat. Kobber i jord utgjør ingen risiko for menneskers helse, og det er først ved meget høye konsentrasjoner at det blir skadelig (Ottesen et al., 2007).

Krom (III)

Krom opptrer i to hovedformer, som krom (III) og krom (IV). Krom (III) er lite løselig, tas i liten grad opp i kroppen, og er derfor lite helseskadelig. I jordmonnet vil krom (III) vanligvis dominere fordi det er en mer stabil spesiering enn krom (IV). Krom (IV) reduseres lett til krom (III) når det er organiske forbindelser tilstedet. Mineraler som olivin, pyroksen, amfibol og kromitt er viktige kilder til det naturlige innholdet av krom i jordsmonnet, og vanlig konsentrasjon i norsk jord ligger mellom 21 og 27 mg/kg (Ottesen et al., 2007). Krom brukes for å forhindre forråtnelse av treverk og rustdannelse på metaller. Det brukes også for å skape blanke overflater på metaller (Klima- og forurensningsdirektoratet et al., 2012). Mat er den viktigste kilden til eksponering av krom for ikke-røykere, og da ved avgivelse av krom (III) fra kokekar av rustfritt stål. Krom (III)

utgjør ingen risiko for human helse, med mindre man eksponeres for meget høye konsentrasjoner (Ottesen et al., 2007).

Krom (IV)

Krom (IV) dannes hovedsakelig ved industrielle prosesser. Det skader arvestoffet og er kreftfremkallende ved inhalasjon. Det kan også fremkalle allergireaksjoner. Som tidligere nevnt vil krom (III) vanligvis dominere, men ved sterk forurensning kan man finne krom (IV) i betydelige mengder. Kombinasjonen av mye sink og krom tilstedet kan være en indikator på at krom (IV) kan være tilstedet. Finner man en god korrelasjon mellom nikkel og krom samtidig er dette et tegn på at kromkilden er naturlig. Finner man derimot at krom samsvarer med metaller som sink, kadmium, bly og arsen er det et tegn på at kromkilden er antropogen (Ottesen et al., 2007).

Nikkel

Nikkel finnes naturlig i jordsmonnet, og vanlige konsentrasjoner ligger rundt 20 mg/kg. Metallet forekommer også som forurensning fra ulik industri, som nikkelproduksjon, stålproduksjon, galvanisering og sveising. Vanligste eksponering for nikkel er ved innånding av byluft, og gjennom mat som er laget i nikkelholdige kokekar. Nikkel som inhaleres er kreftfremkallende. Inntak av nikkel gjennom munnen er ikke kreftfremkallende. Nikkel er ikke et essensielt metall for kroppen (Ottesen et al., 2007).

Sink

Sink er naturlig tilstedet i jordsmonnet, og vanligste konsentrasjon i norsk jordmonn ligger mellom 40 og 300 mg/kg. Eksponering av sink skjer hovedsakelig gjennom mat. Sink er et essensielt metall for kroppen, og utgjør ingen risiko for human helse før man eksponeres for meget høye konsentrasjoner (Ottesen et al., 2007).

Organiske forbindelser

Polyklorerte bifenyler (Σ PCB₇)

PCB er en gruppe av 209 syntetiske klorforbindelser. PCB er lite løselig i vann, men svært løselig i olje og i andre organiske løsninger. De er lite reaktive og stabile og ble tidligere brukt til mange ulike formål på grunn av sine mange gode egenskaper. Bruksområdene var blant annet i kondensatorer i lysrør, i maling, murpuss, lim og i transformatoroljer. (Walker et al., 2006). Bruk av PCB ble forbudt i 1980, men på grunn av utlekking fra eldre produkter som inneholder PCB spres det fortsatt PCB til miljøet. Bygningsmasser i eldre bygninger inneholder ofte PCB, og dette fører til miljøutfordringer under rivning og rehabilitering. PCB brytes sakte ned i naturen, og hopes opp i næringskjeden, spesielt i sjømat. PCB kan være akutt giftig for livet i havet, men er relativt lite akutt giftig for pattedyr. Pattedyr kan imidlertid få kroniske virkninger selv ved eksponering for små konsentrasjoner. PCB forgiftning kan føre til redusert immunforsvar, skade nervesystemet og føre til leverkreft. Fostre er spesielt utsatt for skadelige effekter (Klima- og

forurensningsdirektoratet et al., 2012). Den viktigste eksponeringskilden for PCB er inntak av fisk (Ottesen et al., 2007).

DDT

DDT er en klororganisk forbindelse, og er mest brukt til skadedyrbekjempelse. Klororganiske forbindelser er stabile forbindelser, har lav løselighet i vann, men løses lett i fettvev. De er vanskelige å bryte ned, og kan derfor bevares lenge i naturen. DDT er spesielt skadelig for fugler ved at det fører til at eggeskall blir tynnere og knekker lettere (Walker et al., 2006). DDT er lite akutt giftig, men kan ved større doser føre til skader på nervesystem, lever, immunsystem og være kreftfremkallende. I 1969 opphørte mesteparten av bruken av DDT i Norge (Ottesen et al., 2007).

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og benzo(a)pyren

PAH er en gruppe hydrokarboner hvor tre eller flere benzenringer er linket sammen. Typiske trekk for hydrokarboner er lav løselighet i vann, men høy løselighet i oljer og i organiske løsninger. Det er identifisert flere hundre PAH-forbindelser. Viktige kilder til utslipp av PAH er ufullstendig forbrenning av organisk materiale, som for eksempel fossilt brennstoff (Walker et al., 2006). I Norge er de største kildene til PAH aluminiumsindustrien, veitrafikk og vedfyring i boliger. PAH finnes også i produkter, for eksempel i kreosotimpregnert treverk, og kan spres til miljøet ved utlekking. Mennesker eksponeres for PAH hovedsakelig gjennom luft og mat. Det er ikke praktisk mulig å analysere for alle PAH forbindelser, i og med at det finnes så mange. Det er imidlertid vanlig å analysere for følgende PAH forbindelser: naftalen, acenaftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antrasen, fluoranten, pyren, benzo(a)antrasen, krysen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(123cd)pyren, dibenzo(ah)antrasen og benzo(ghi)perylene (Ottesen et al., 2007).

Blant PAH – forbindelsene finnes det 13 varianter som er kreftfremkallende, og benzo(a)pyren (BaP) er den med sterkest virkning. Dette er grunnen til at konsentrasjonen av BaP angis i tillegg til PAH_{sum16} i tilstandsklassene. I norsk jord er innholdet av BaP vanligvis mellom 0,02 og 0,05 mg/kg (Ottesen et al., 2007).

Alifater

Alifater er en type hydrokarboner hvor karbonatomene er bundet sammen i åpne kjeder. Alkaner og alkener og alkyner hører inn under gruppen alifatiske forbindelser. Alkaner er generelt stabile og lite reaktive. Alkener og alkyner derimot er mer kjemisk reaktive på grunn av på grunn av dobbelt og trippelbindingene mellom karbonatomer (Walker et al., 2006). Bakgrunnseksponering for alifater er antatt å være liten.

Di(2-etylhexyl) ftalat - DEHP

DEHP hører under gruppen ftalater. Dette er en gruppe med syntetiske organiske forbindelser som består av en benzen-ring med en eller flere karboksylgrupper med alkylkjeder festet til denne. Ftalater er mye brukt i plast, spesielt i PVC, for å gjøre platen mykere og mer fleksibel. Ftalater er også mye brukt i gummi, lim og maling. Ftalaterne er ikke kjemisk bundet til platen, og lekker lett ut av produktene. Mennesker i kontakt med produktene kan derfor eksponeres. En del av ftalaterne, blant annet DEHP, kan være reproduksjonsskadelige, og i Norge er det forbudt å bruke DEHP i kosmetikk, leker og andre artikler til barn (Klima- og forurensningsdirektoratet et al., 2012).

Dioksiner og furaner

Dioksiner er en fellesbetegnelse som inkluderer polyklorerte benzo-dioksiner (PCDD) og polyklorerte di-benzo-furaner (PCDF). Under begge disse gruppene er det en rekke forbindelser. Det finnes 75 varianter av PCDD, hvor den mest kjente typen er 2,3,7,8 – tetraklorodibenzodioksin (2,3,7,8 – TCDD), som er svært giftig for pattedyr. PCDD produseres ikke kommersielt, men er et uønsket biprodukt som dannes ved produksjon og forbrenning av andre komponenter, blant annet under forbrenning av PCB. PCDF ligner mye på PCDD både i struktur og i dannelse, de er også et uønsket biprodukt (Walker et al., 2006). Det finnes 135 ulike PCDF varianter. Dioksiner har en rekke uønskede effekter. Hanndyr som eksponeres for dioksiner i fosterlivet kan utvikle skader på reproduksjonsorganene (Ottesen et al., 2007).

Fenol

Fenol er en kjemisk forbindelse som består av en benzenring og en hydroksylgruppe, og kalles også karbolsyre. Fenol er ikke vanlig å finne i naturlig jord (Ottesen et al., 2007). Fenol fremstilles i store mengder, og brukes blant annet mye i petroleumsindustrien til raffinering av smøreoljer, som tilsetning i fargestoffer, i plantevernmidler og i en rekke legemidler. Fenol er giftig ved hudkontakt og svelging, og virker etsende på hud og slimhinner. Fenol tas opp i kroppen gjennom huden, og påvirker sentralnervesystemet. Symptomer ved svelging mye av fenol er etsing av svelget og lammelse av nervesystemet som kan føre til dødsfall. Mindre doser fenol kan føre til varige nyreskader (Bernatek, 2012). Fenol er også giftig ved innånding (Ottesen et al., 2007).

Benzen

Benzen er den enkleste av de aromatiske hydrokarbonene. Benzen er et akutt narkotiserende stoff om virker irriterende på hud og slimhinner. Benzen brukes mye i motorbensin, og til kjemisk fremstilling av ulike stoffer (Kunnskapsforlagets papirleksikon, 2012). Det er godt dokumentert at benzen kan føre til leukemi, og helseeffekter forårsaket av benzen kan påvises selv ved små konsentrasjoner (Ottesen et al., 2007).

Trikloreten

Trikloreten er et flyktig klororganisk stoff. Trikloreten er fargeløs, ikke-brennbar og har en karakteristisk lukt. Det brukes som løsmiddel i industriell avfetting av metaller. Det fordamper lett, er lite vannløslig, men løses lett i fett. Trikloreten kan dannes ved forbrenning av klorholdig materiale, for eksempel ved forbrenning av avfall. Trikloreten har en rekke skadelige effekter. Det kan virke kreftfremkallende, påvirke sentralnervesystemet og irritere øyne og hud (Ottesen et al., 2007).

9.4 Vedlegg 4: Resultat av kornfordelingsanalysen

Tabell 9-5: Kornfordeling av MB1 0-1 meter

MB1 0 - 1 meter				
Fraksjon [mm]	Masse [g]	Masse [%]	Sikteåpning [mm]	Kumulativ masse gjennom sikt
>2	0,24	0,90	2	99,10
1,0 - 2,0	1,54	5,80	1	93,30
0,5 - 1	0,95	3,58	0,5	89,72
0,25 - 0,5	0,99	3,73	0,25	85,99
0,125 - 0,25	1,88	7,08	0,125	78,91
0,063 - 0,125	3,78	14,24	0,063	64,67
0,032 - 0,063	0,86	3,25	0,032	61,42
0,016 - 0,032	4,00	15,08	0,016	46,35
0,008 - 0,016	4,65	17,52	0,008	28,83
0,004 - 0,008	3,04	11,44	0,004	17,39
0,002 - 0,004	2,47	9,30	0,002	8,09
<0,002	2,15	8,09		0,00
Total vekt	26,55			

Tabell 9-6: Kornfordeling til MB1 1-1,7 meter

MB1 1-1,7 meter				
Fraksjon [mm]	Masse [g]	Masse [%]	Sikteåpning [mm]	Kumulativ masse gjennom sikt
>2	10,92	45,11	2	54,89
1,0 - 2,0	1,30	5,37	1	49,52
0,5 - 1	0,81	3,35	0,5	46,17
0,25 - 0,5	0,86	3,55	0,25	42,62
0,125 - 0,25	2,11	8,72	0,125	33,90
0,063 - 0,125	4,08	16,86	0,063	17,04
0,032 - 0,063	0,25	1,02	0,032	16,02
0,016 - 0,032	0,91	3,75	0,016	12,27
0,008 - 0,016	1,12	4,62	0,008	7,65
0,004 - 0,008	0,75	3,10	0,004	4,55
0,002 - 0,004	0,61	2,50	0,002	2,05
<0,002	0,50	2,05		0,00
Total vekt	24,21			

Tabell 9-7: Kornfordeling for MB3

MB3				
Fraksjon [mm]	Masse [g]	Masse [%]	Sikteåpning [mm]	Kumulativ masse gjennom sikt
>2	20,72	46,89	2	53,11
1,0 - 2,0	2,35	5,32	1	47,79
0,5 - 1	1,88	4,25	0,5	43,54
0,25 - 0,5	1,04	2,35	0,25	41,19
0,125 - 0,25	2,12	4,80	0,125	36,39
0,063 - 0,125	3,82	8,65	0,063	27,74
0,032 - 0,063	2,11	4,77	0,032	22,97
0,016 - 0,032	2,76	6,24	0,016	16,73
0,008 - 0,016	2,96	6,70	0,008	10,03
0,004 - 0,008	1,90	4,31	0,004	5,72
0,002 - 0,004	1,52	3,44	0,002	2,28
<0,002	1,00	2,27		0,01
Total vekt	44,18			

Tabell 9-8: Kornfordeling for MB4 0-0,6 meter

MB4 0-0,6 meter				
Fraksjon [mm]	Masse [g]	Masse [%]	Sikteåpning [mm]	Kumulativ masse gjennom sikt
>2	29,76	63,18	2	36,82
1,0 - 2,0	2,17	4,61	1	32,21
0,5 - 1	2,05	4,35	0,5	27,86
0,25 - 0,5	1,55	3,29	0,25	24,57
0,125 - 0,25	2,06	4,37	0,125	20,20
0,063 - 0,125	2,39	5,07	0,063	15,13
0,032 - 0,063	1,45	3,07	0,032	12,06
0,016 - 0,032	1,51	3,21	0,016	8,85
0,008 - 0,016	1,66	3,53	0,008	5,32
0,004 - 0,008	1,05	2,23	0,004	3,09
0,002 - 0,004	0,83	1,76	0,002	1,33
<0,002	0,63	1,34		-0,01
Total vekt	47,10			

Tabell 9-9: Kornfordeling for MB5 0-1 meter

MB5 0-1 meter				
Fraksjon [mm]	Masse [g]	Masse [%]	Sikteåpning [mm]	Kumulativ masse gjennom sikt
>2	24,10	55,53	2	44,47
1,0 - 2,0	2,20	5,07	1	39,40
0,5 - 1	2,33	5,37	0,5	34,03
0,25 - 0,5	1,50	3,46	0,25	30,57
0,125 - 0,25	2,22	5,12	0,125	25,45
0,063 - 0,125	3,54	8,15	0,063	17,30
0,032 - 0,063	2,10	4,83	0,032	12,47
0,016 - 0,032	1,69	3,90	0,016	8,57
0,008 - 0,016	1,54	3,54	0,008	5,03
0,004 - 0,008	0,95	2,19	0,004	2,84
0,002 - 0,004	0,74	1,71	0,002	1,13
<0,002	0,49	1,14		-0,01
Total vekt	43,40			

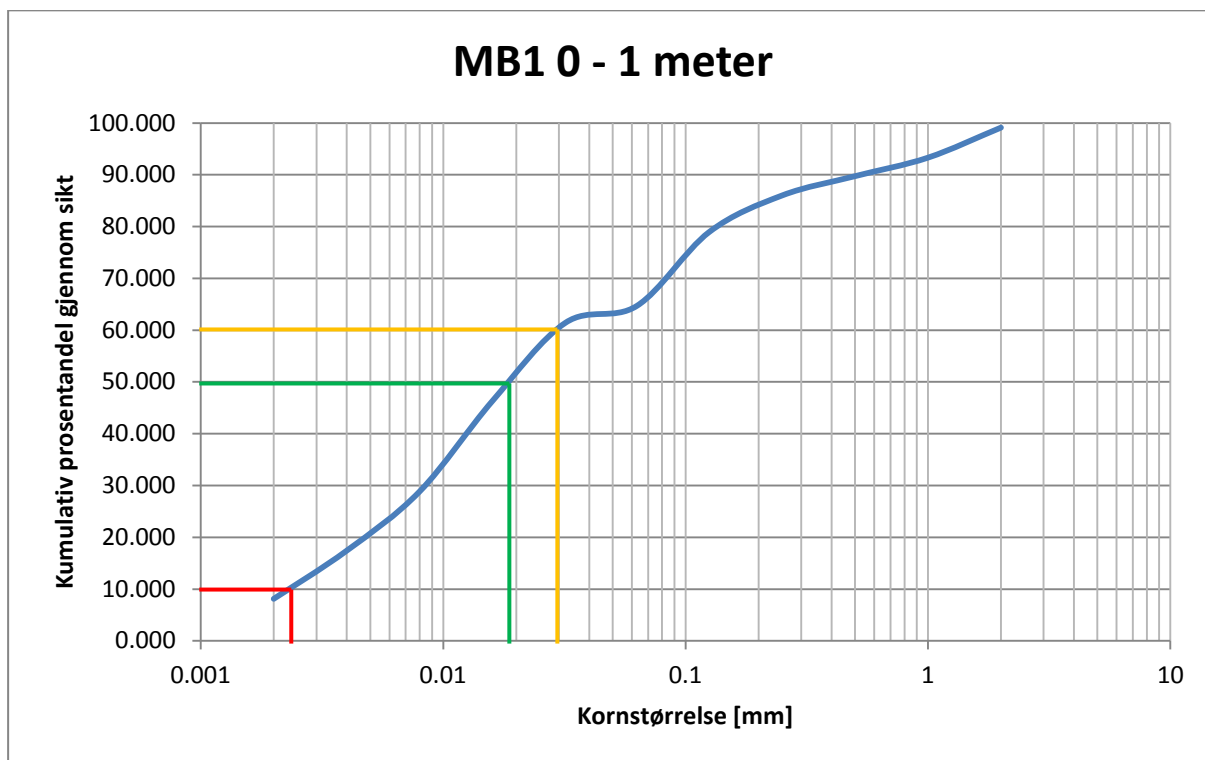
Tabell 9-10: Kornfordeling for MB5 1-1,5 meter

MB5 1-1,5 meter				
Fraksjon [mm]	Masse [g]	Masse [%]	Sikteåpning [mm]	Kumulativ masse gjennom sikt
>2	19,98	43,88	2	56,12
1,0 - 2,0	3,38	7,42	1	48,70
0,5 - 1	2,18	4,79	0,5	43,91
0,25 - 0,5	1,07	2,35	0,25	41,56
0,125 - 0,25	1,80	3,95	0,125	37,61
0,063 - 0,125	3,14	6,90	0,063	30,71
0,032 - 0,063	0,02	0,05	0,032	30,66
0,016 - 0,032	2,47	5,42	0,016	25,24
0,008 - 0,016	4,18	9,17	0,008	16,07
0,004 - 0,008	2,91	6,39	0,004	9,68
0,002 - 0,004	2,42	5,31	0,002	4,37
<0,002	1,99	4,38		-0,01
Total vekt	45,54			

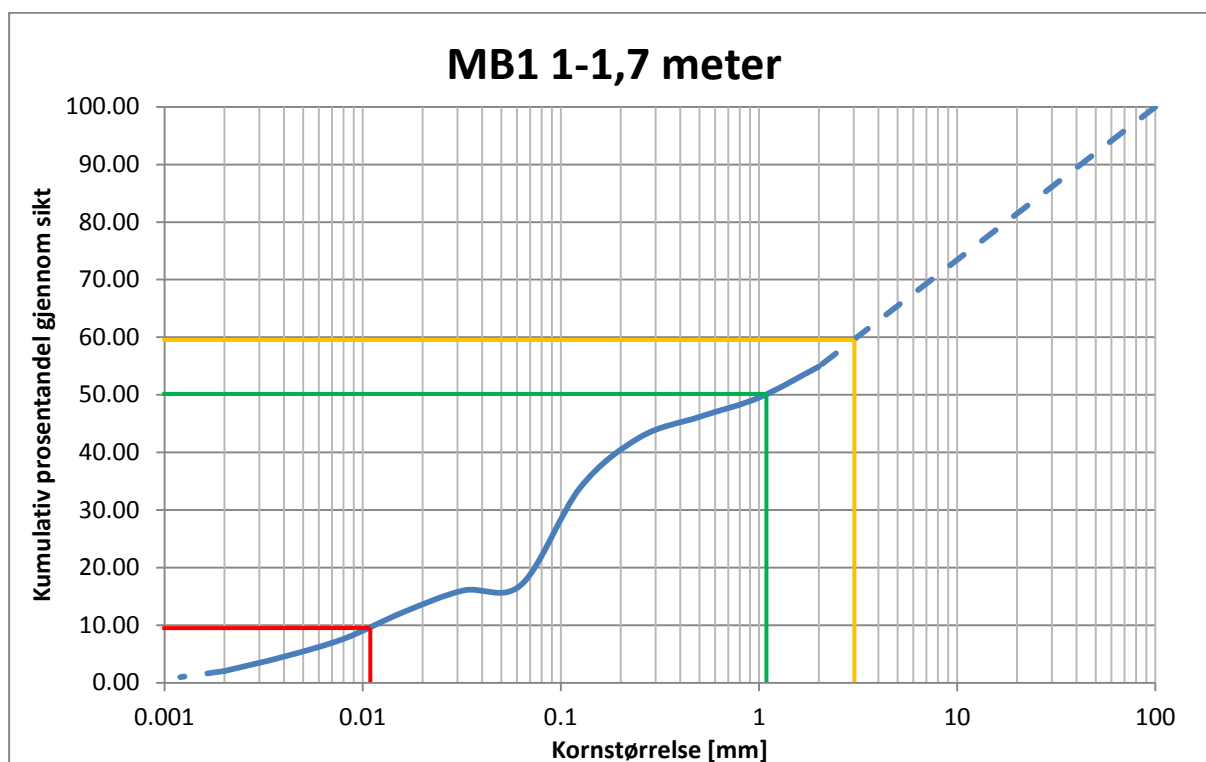
Tabell 9-11: Kornfordeling for MB6 0-0,7 meter

MB6 0-0,7 meter				
Fraksjon [mm]	Masse [g]	Masse [%]	Sikteåpning [mm]	Kumulativ masse gjennom sikt
>2	6,89	20,17	2	79,83
1,0 - 2,0	1,33	3,89	1	75,94
0,5 - 1	0,90	2,64	0,5	73,30
0,25 - 0,5	0,81	2,37	0,25	70,93
0,125 - 0,25	3,72	10,89	0,125	60,04
0,063 - 0,125	8,18	23,94	0,063	36,10
0,032 - 0,063	2,30	6,73	0,032	29,37
0,016 - 0,032	3,07	8,98	0,016	20,39
0,008 - 0,016	2,92	8,56	0,008	11,83
0,004 - 0,008	1,71	5,02	0,004	6,81
0,002 - 0,004	1,39	4,06	0,002	2,75
<0,002	0,94	2,75		0,00
Total vekt	34,15			

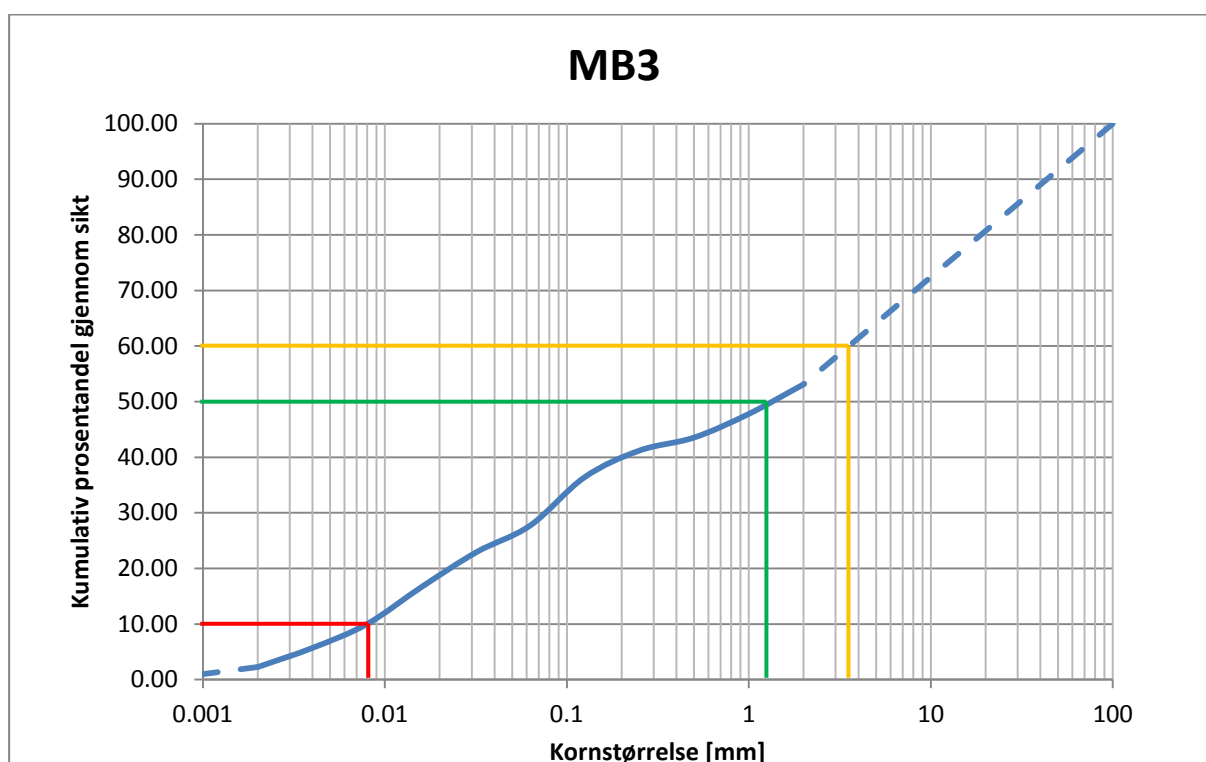
9.5 Vedlegg 5: Midlere kornstørrelse, d10 og d60



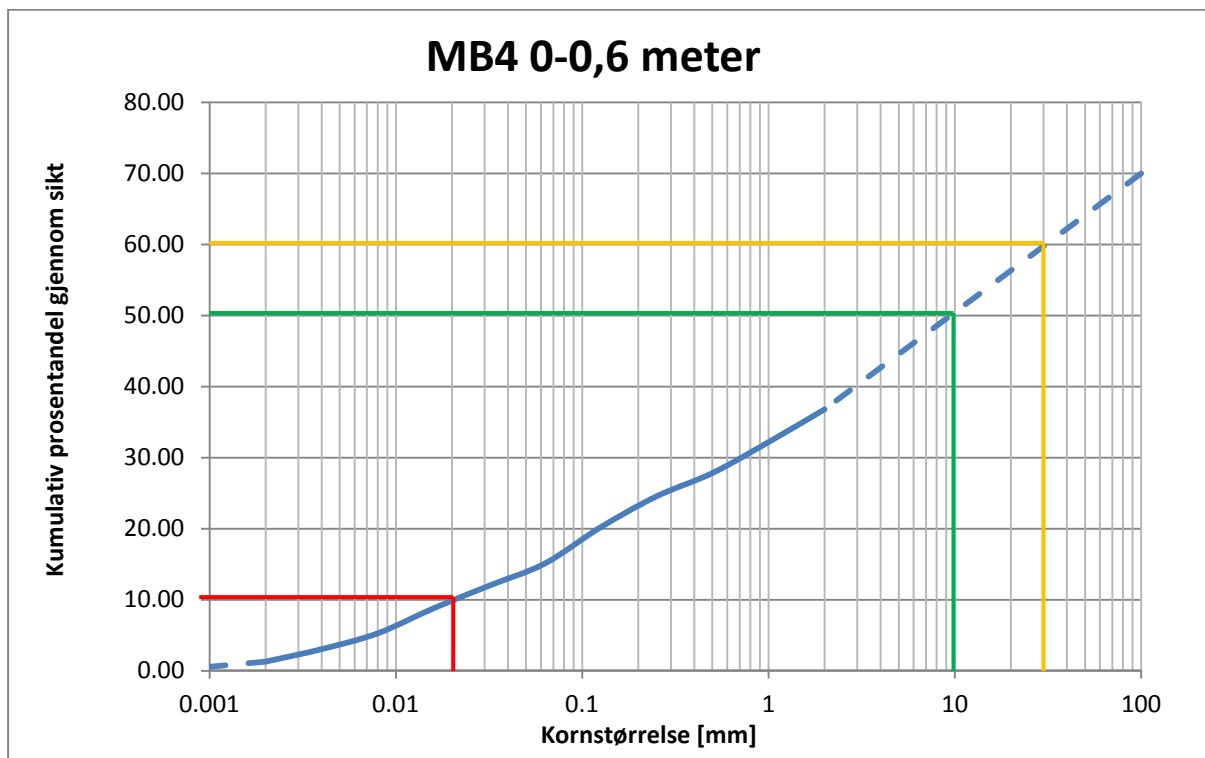
Figur 9-6: Midlere kornstørrelse (grønn), d10 (rød) og d60 (gul) for MB1 0-1 meter



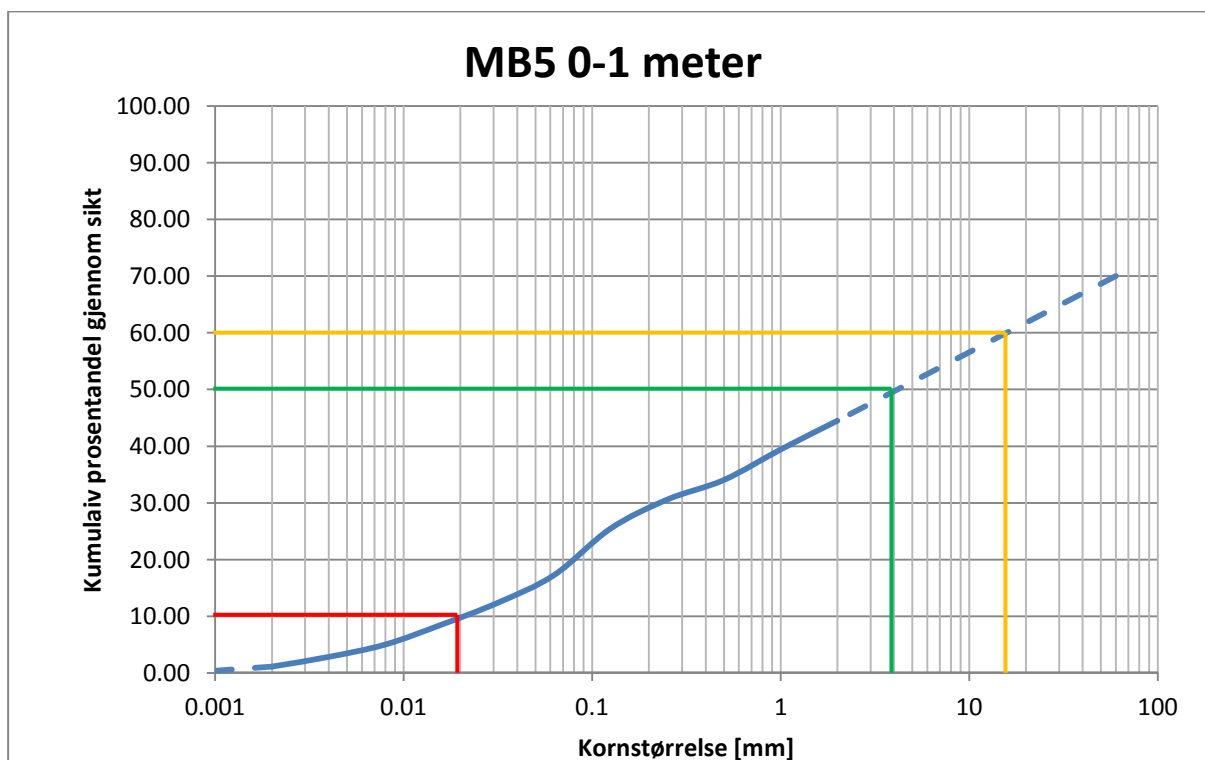
Figur 9-7: Midlere kornstørrelse (grønn), d10 (rød) og d60 (gul) for MB1 1-1,7 meter



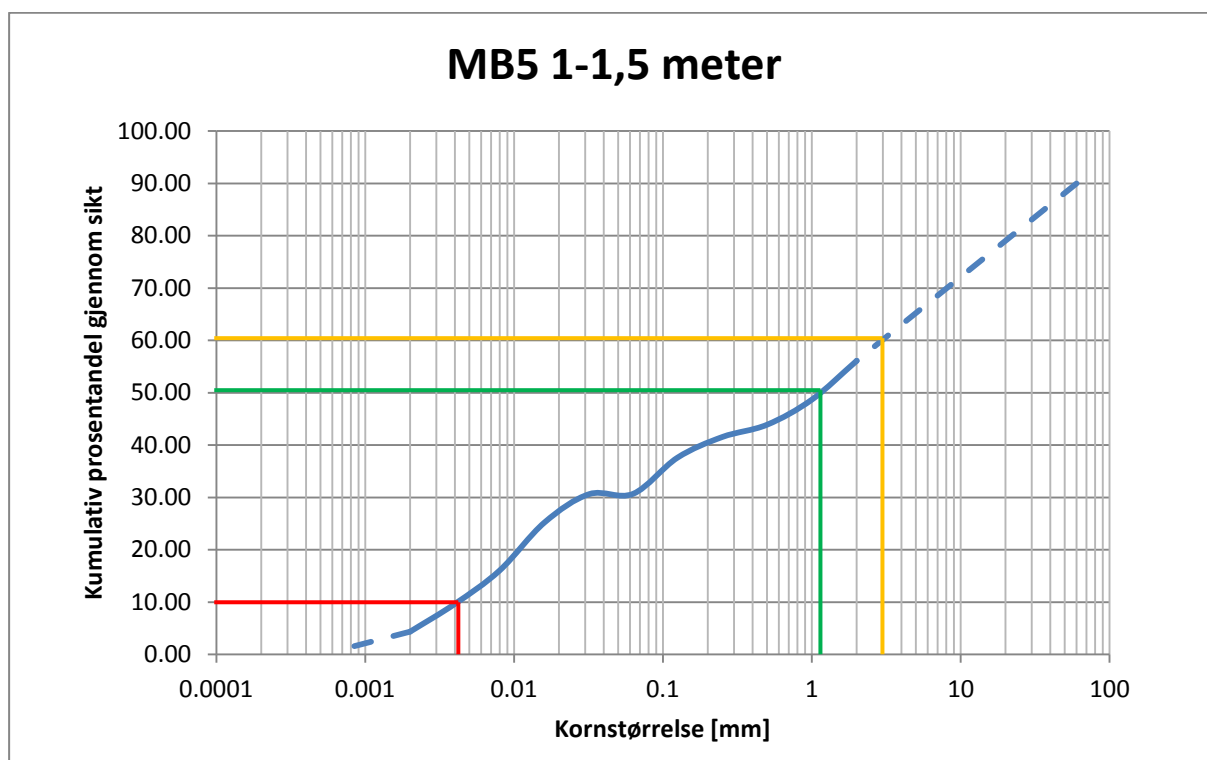
Figur 9-8: Midlere kornstørrelse (grønn), d10 (rød) og d60 (gul) for MB3



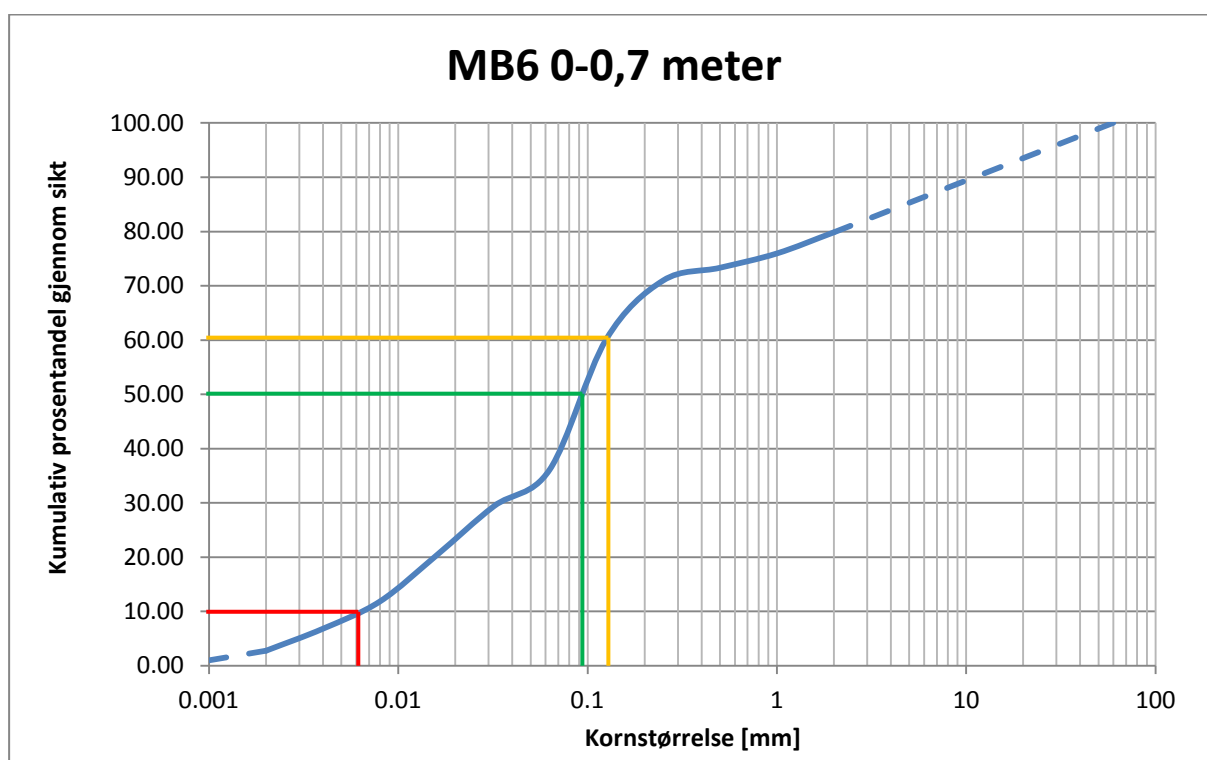
Figur 9-9: Midlere kornstørrelse (grønn), d10 (rød) og d60 (gul) for MB4 0-0,6 meter



Figur 9-10: Midlere kornstørrelse (grønn), d10 (rød) og d60 (gul) for MB5 0-1 meter

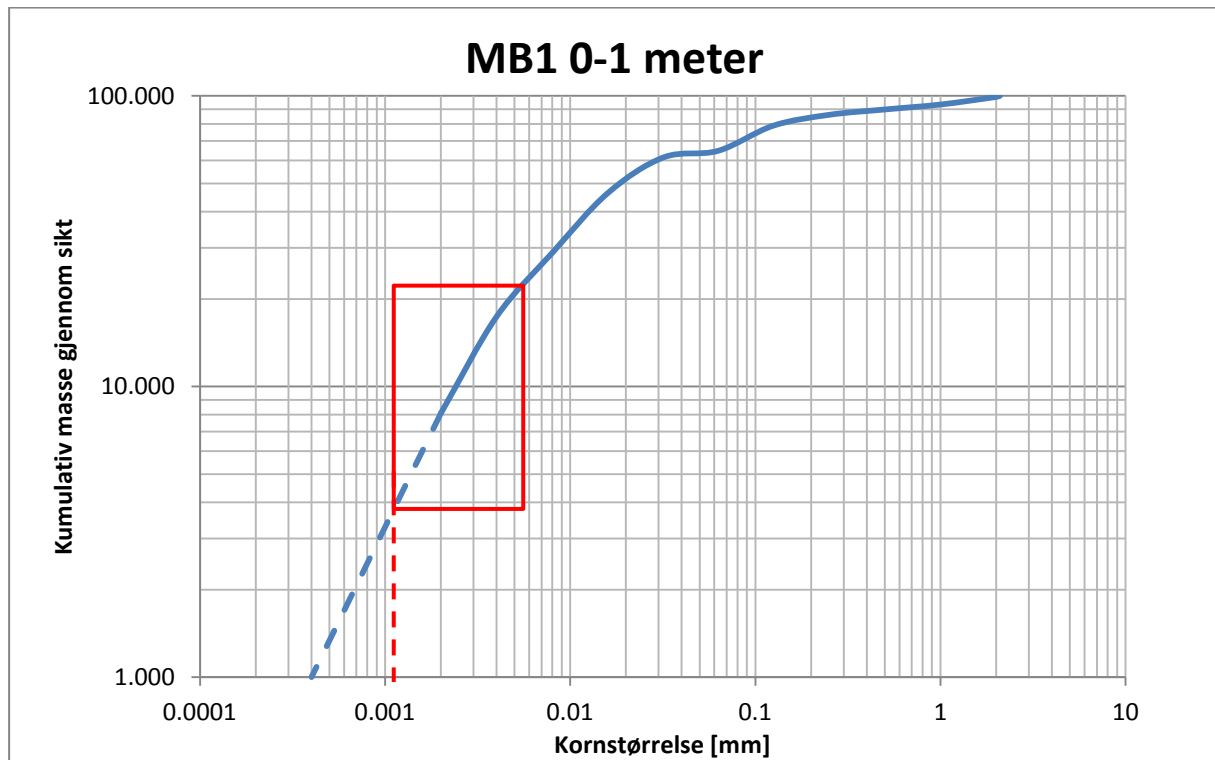


Figur 9-11: Midlere kornstørrelse (grønn), d10 (rød) og d60 (gul) for MB5 1-1,5 meter

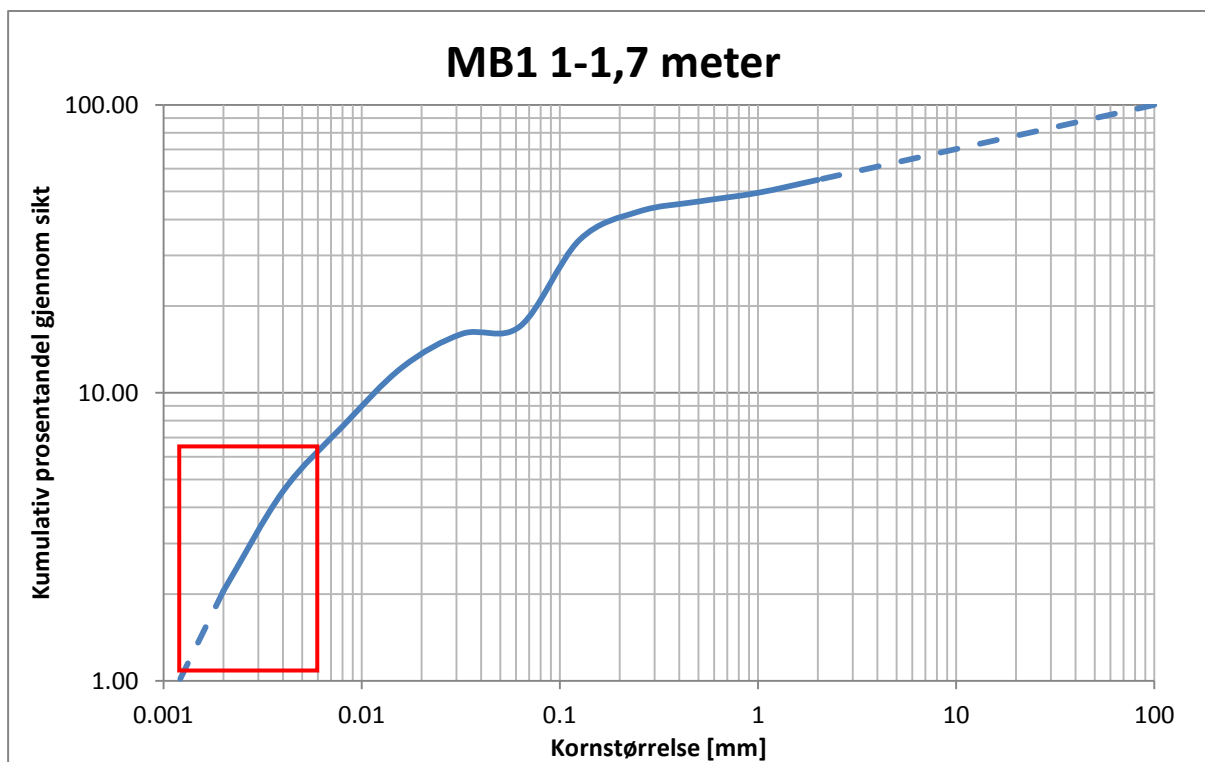


Figur 9-12: Midlere kornstørrelse (grønn), d10 (rød) og d60 (gul) for MB6 0-0,7 mete

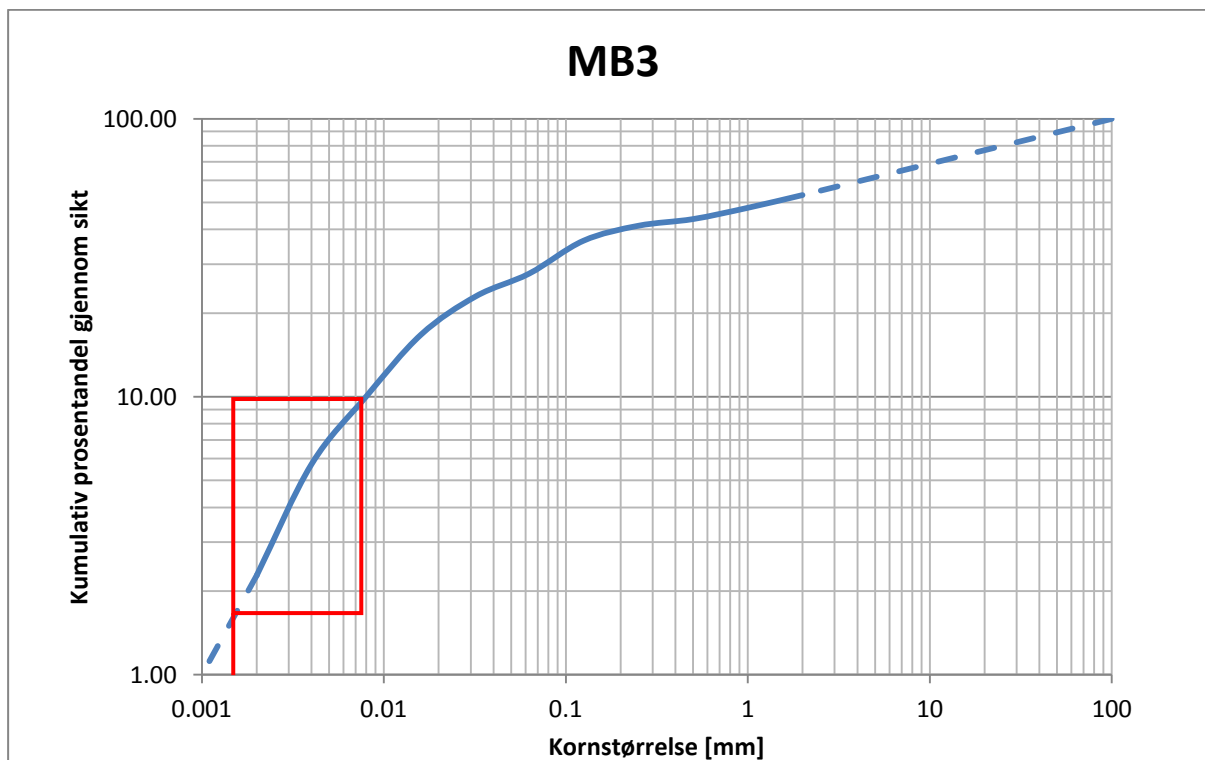
9.6 Vedlegg 6: Rektangler brukt til Hazens formel



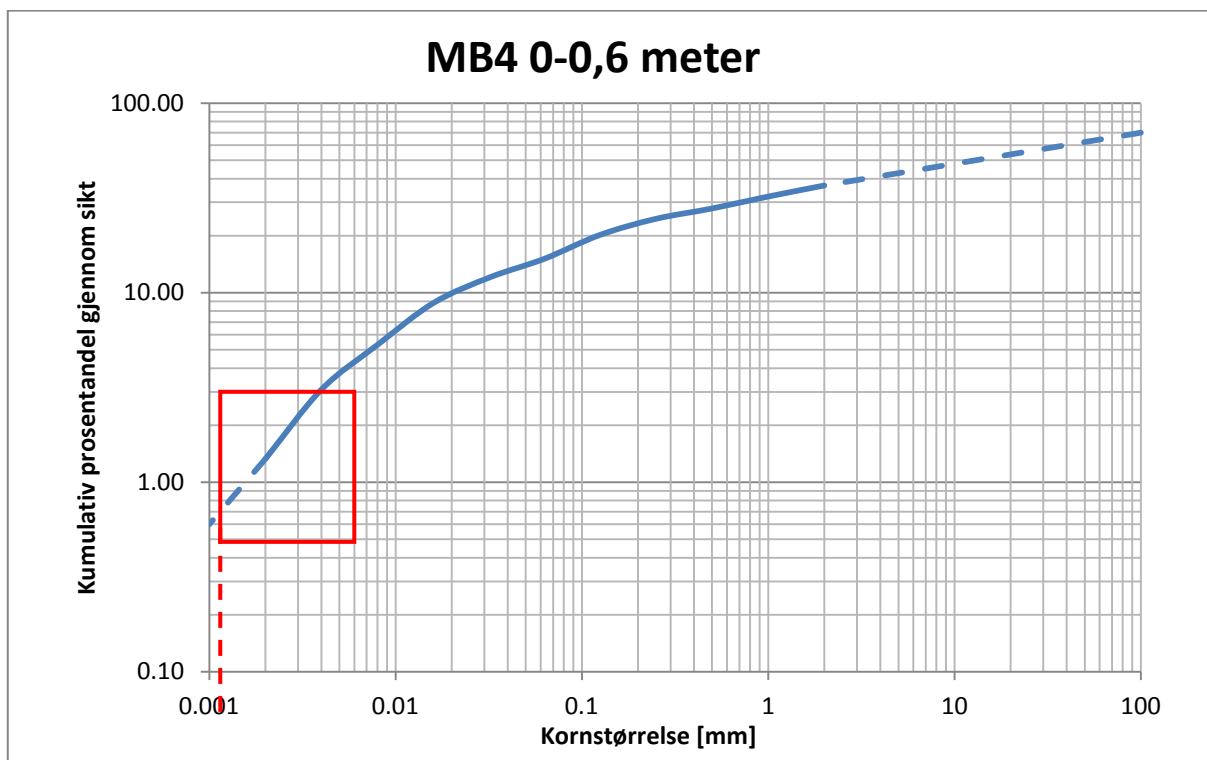
Figur 9-13: Beregning av d₁₀ for MB1 0-1 m.



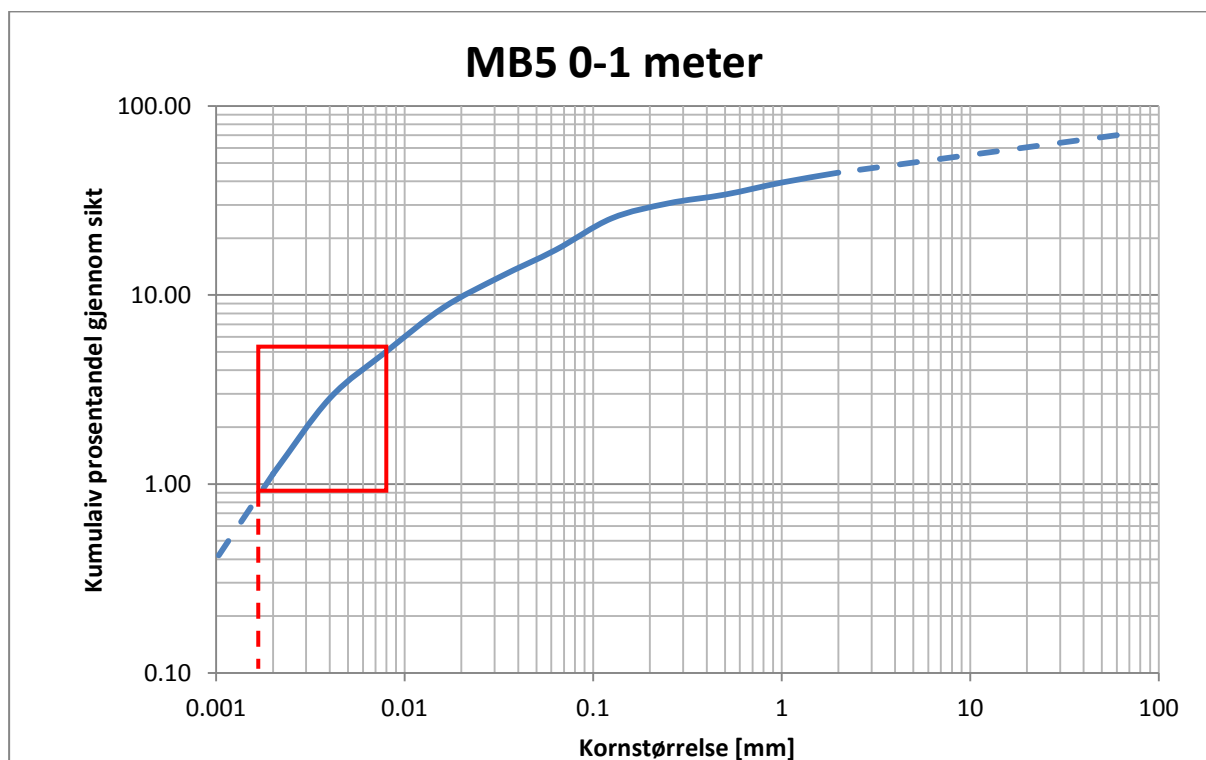
Figur 9-14: Beregning av d10 for MB1 1-1,7 m.



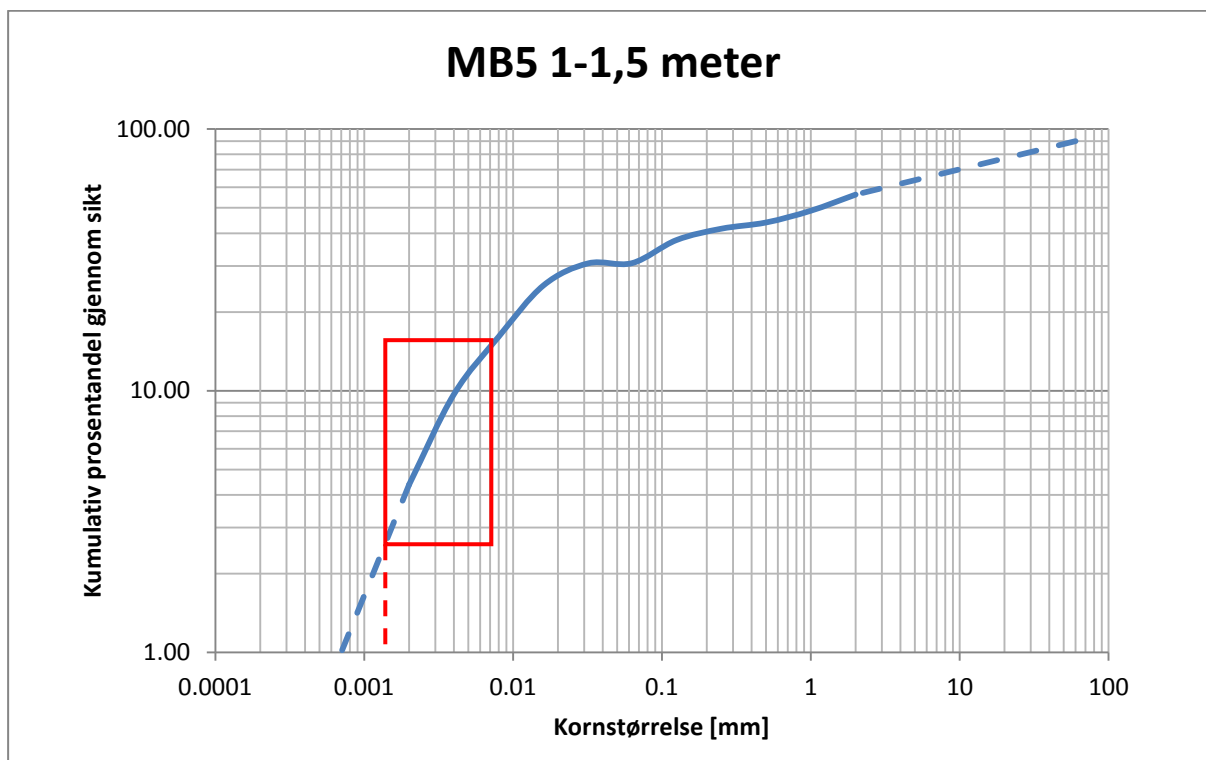
Figur 9-15: Beregning av d10 for MB3



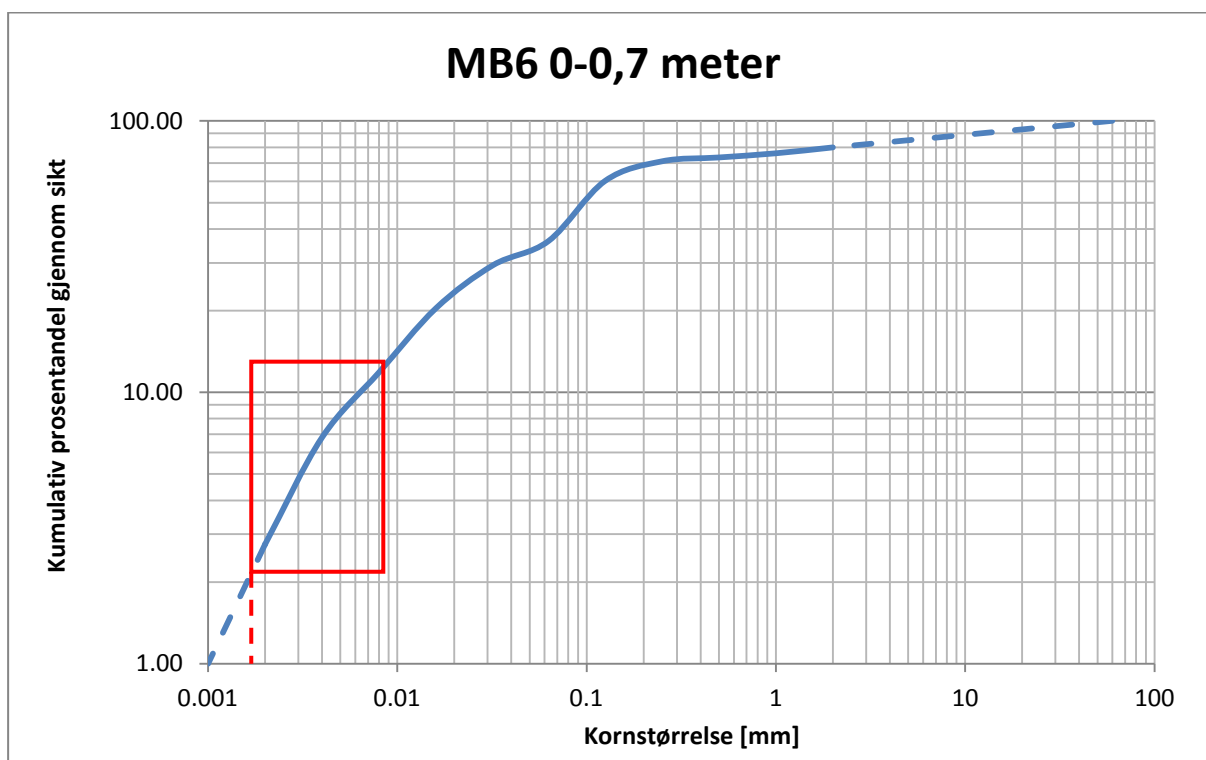
Figur 9-16: Beregning av d10 for MB4 0-0,6 m



Figur 9-17: Beregning av d10 for MB5 0-1 m

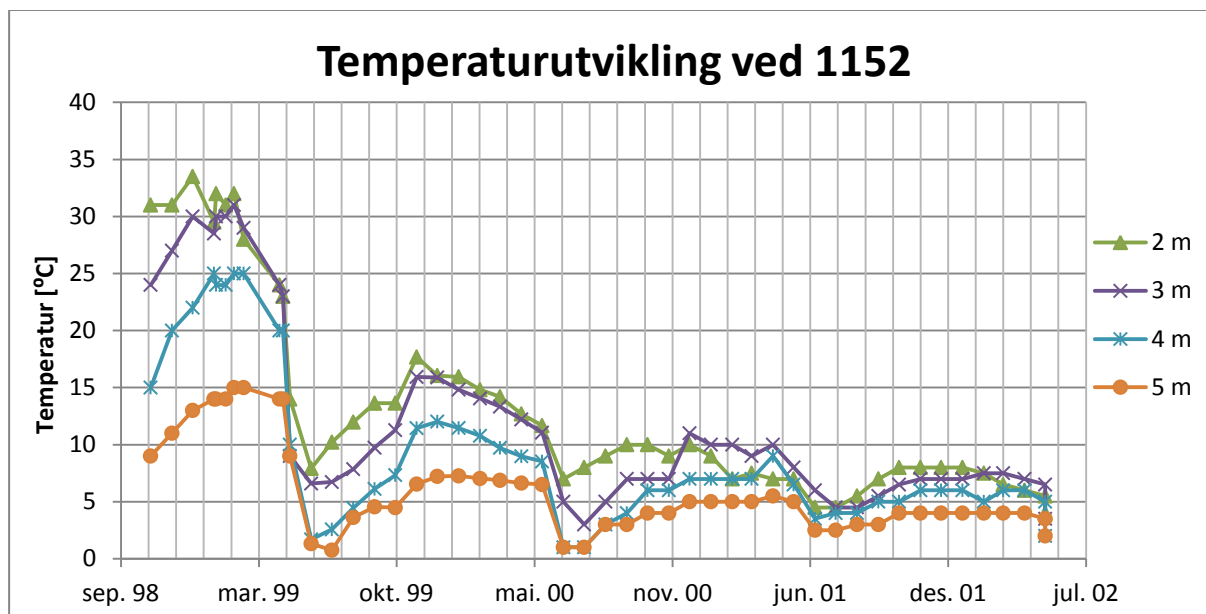


Figur 9-18: Beregning av d10 for MB5 1-1,5 m



Figur 9-19: Beregning av d10 for MB6 0-0,7 m.

9.7 Vedlegg 7: Temperaturkurve for 1152 uten overflatetemperatur temperatur ved 1 meters dyp



Figur 9-20: Temperaturutvikling ved måler 1152 for perioden 1998 til 2002.

9.8 Vedlegg 8: Resultat av jordprøver

Tabell 9-12: Resultat av jordprøveanalyser for prøvepunktene MB1 og MB3

ELEMENT	SAMPLE	MB1 0-1m jord	MB1 1-1,7m jord	MB3 jord
Tørrstoff (E)	%	86,1	72,4	86,1
As	mg/kg TS	13,6	16,8	14,2
Cd	mg/kg TS	<0.10	<0.10	<0.10
Cr	mg/kg TS	27,4	32	25,1
Cu	mg/kg TS	21,7	21,5	21,3
Fe	mg/kg TS	33600	37800	34500
Mn	mg/kg TS	311	366	339
Ni	mg/kg TS	22,5	27,3	22,6
Pb	mg/kg TS	11	12,3	11
Zn	mg/kg TS	53,1	67,6	55,2
Hg	mg/kg TS	<0.20	<0.20	<0.20
TOC	% TS	3,15	2,67	2,34
Naftalen	mg/kg TS	0,28	0,277	0,197
Acenaftalen	mg/kg TS	0,01	<0.010	<0.010
Acenaften	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoren	mg/kg TS	<0.010	<0.010	<0.010
Fenantren	mg/kg TS	0,57	0,678	0,337
Antracen	mg/kg TS	0,024	0,021	0,01
Fluoranten	mg/kg TS	0,068	0,079	0,039
Pyren	mg/kg TS	0,068	0,068	0,036
Benso(a)antracen [^]	mg/kg TS	0,054	0,069	0,044
Krysen [^]	mg/kg TS	0,094	0,071	0,058
Benso(b)fluoranten [^]	mg/kg TS	0,07	0,04	0,045
Benso(k)fluoranten [^]	mg/kg TS	0,033	0,043	0,02
Benso(a)pyren [^]	mg/kg TS	0,027	0,025	0,017
Dibenso(ah)antracen [^]	mg/kg TS	0,018	0,02	0,011
Benso(ghi)perylene	mg/kg TS	0,061	0,074	0,042
Indeno(123cd)pyren [^]	mg/kg TS	<0.010	0,014	<0.010
Sum PAH-16	mg/kg TS	1,38	1,48	0,856
Sum PAH carcinogene [^]	mg/kg TS	0,296	0,282	0,195

Tabell 9-13: Resultat av jordprøveanalyser for prøvepunktene MB1 og MB3, fortsettelse.

ELEMENT	SAMPLE	MB1 0-1m jord	MB1 1-1,7m jord	MB3 jord
PCB 28	mg/kg TS	<0.0020	<0.0020	<0.0020
PCB 52	mg/kg TS	<0.0020	<0.0020	<0.0020
PCB 101	mg/kg TS	<0.0020	<0.0020	<0.0020
PCB 118	mg/kg TS	<0.0020	<0.0020	<0.0020
PCB 138	mg/kg TS	<0.0020	<0.0020	<0.0020
PCB 153	mg/kg TS	<0.0020	<0.0020	<0.0020
PCB 180	mg/kg TS	<0.0020	<0.0020	<0.0020
Sum PCB-7	mg/kg TS	n.d	n.d	n.d
Fraksjon >C10-C12	mg/kg TS	<2	2	<2
Fraksjon >C12-C16	mg/kg TS	5	10	4
Fraksjon >C16-C35	mg/kg TS	53	87	33

Tabell 9-14: Resultat av jordprøveanalyser for prøvepunktene MB4, MB5 og MB6.

ELEMENT	MB4 0-60cm jord	MB5 0-1m jord	MB5 1-1,5m jord	MB6 0-70cm jord
Tørrstoff (E)	88,6	83,7	84,5	81,9
As	12,6	22	13,1	12,3
Cd	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
Cr	23,5	22,9	31,2	21,3
Cu	18,5	20,4	19	16,4
Fe	34800	34200	32600	26600
Mn	416	402	347	143
Ni	21,7	24,7	21,8	15,1
Pb	10,1	14,6	10,1	9,4
Zn	63,7	54,3	52,3	38,1
Hg	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
TOC	2,66	2,23	2,15	2,04
Naftalen	0,252	0,172	0,158	0,143
Acenaftylen	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaften	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoren	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fenantren	0,214	0,395	0,214	0,207
Antracen	0,011	<0.010	0,011	<0.010
Fluoranten	0,022	0,044	0,022	0,031
Pyren	0,024	0,039	0,022	0,032
Benso(a)antracen^	0,021	0,027	0,013	0,018
Krysen^	0,041	0,048	0,036	0,041
Benso(b)fluoranten^	0,017	0,025	0,027	0,042
Benso(k)fluoranten^	0,015	0,014	0,012	0,019
Benso(a)pyren^	0,012	0,016	0,011	0,016
Dibenso(ah)antracen^	<0.010	<0.010	<0.010	0,011
Benso(ghi)perylene	0,028	0,029	0,026	0,044
Indeno(123cd)pyren^	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Sum PAH-16	0,657	0,809	0,552	0,604
Sum PAH carcinogene^	0,106	0,13	0,099	0,147

Tabell 9-15: Resultat av jordprøveanalyser for prøvepunktene MB4, MB5 og MB6, fortsettelse

ELEMENT	MB4 0-60cm jord	MB5 0-1m jord	MB5 1-1,5m jord	MB6 0-70cm jord
PCB 28	<0.0020	<0.0020	<0.0020	<0.0020
PCB 52	<0.0020	<0.0020	<0.0020	<0.0020
PCB 101	<0.0020	<0.0020	<0.0020	<0.0020
PCB 118	<0.0020	<0.0020	<0.0020	<0.0020
PCB 138	<0.0020	<0.0020	<0.0020	<0.0020
PCB 153	<0.0020	<0.0020	<0.0020	<0.0020
PCB 180	<0.0020	<0.0020	<0.0020	<0.0020
Sum PCB-7	n.d	n.d	n.d	n.d
Fraksjon >C10-C12	<2	<2	<2	<2
Fraksjon >C12-C16	4	5	5	4
Fraksjon >C16-C35	71	26	31	33

9.9 Vedlegg 9: Resultat av sigevannsprøvene

Tabell 9-16: Resultat av sigevannsprøver

ELEMENT	SAMPLE	MB4	MB5	MB6	Sigevannsdammen
Fe	mg/l	26,9	9,54	323	2,75
As	µg/l	12	5,02	113	0,642
Cd	µg/l	0,377	0,109	3,18	0,292
Cr	µg/l	19,6	7,65	200	<0.9
Cu	µg/l	13,1	7,04	195	2,05
Hg	µg/l	<0.02	<0.02	0,456	<0.02
Mn	µg/l	4360	8460	16700	1290
Ni	µg/l	36,4	38,3	554	11,2
Pb	µg/l	15,8	4,99	135	<0.5
Zn	µg/l	69,3	31,2	1110	601
pH		7,49	7,57	4,09	7,82
Ledningsevne (konduktivitet)	mS/m	257	216	209	149
Suspendert stoff	mg/l	560	144	5520	5,9
KOF-Cr	mg/l	87	63	244	7
BOF-5	mg/l	2,6	<2.0	<20.0	<1.0
TOC	mg/l	2,17	5,58	3,16	2,87
N-total	mg/l	0,4	0,38	0,6	3,26
Ammonium-N (NH ₄ -N)	mg/l	0,135	<0.040	0,365	1,25
P-total	mg/l	0,455	0,09	0,701	<0.010
Bensen	µg/l	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
Toluen	µg/l	<1.0	<1.0	152	<1.0
Etylbensen	µg/l	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
m/p-Xylener	µg/l	<0.20	<0.20	<0.20	<0.20
o-Xylen	µg/l	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
Sum BTEX	µg/l	n.d	n.d	152	n.d
Fraksjon >C10-C12	µg/l	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C12-C16	µg/l	<5.0	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C16-C35	µg/l	41	<30	35	<30

Tabell 9-17: Resultat av sigevannsprøver, fortsettelse

ELEMENT	SAMPLE	MB4	MB5	MB6	Sigevannsdammen
Naftalen	µg/l	<0.10	<0.10	<0.10	<0.10
Acenaftalen	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaften	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoren	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020
Fenantren	µg/l	<0.030	<0.030	<0.030	<0.030
Antracen	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020
Fluoranten	µg/l	<0.030	<0.030	<0.030	<0.030
Pyren	µg/l	<0.060	<0.060	<0.060	<0.060
Benso(a)antracen^	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Krysen^	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(b)fluoranten^	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(k)fluoranten^	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(a)pyren^	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020	<0.020
Dibenso(ah)antracen^	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(ghi)perylene	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Indeno(123cd)pyren^	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010	<0.010
Sum PAH-16	µg/l	n.d	n.d	n.d	n.d
Sum PAH carcinogene^	µg/l	n.d	n.d	n.d	n.d

9.10 Vedlegg 10: Resultat av overflatevannsprøvene

Tabell 9-18: Resultat av overflateprøver

ELEMENT	SAMPLE	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3
Fe	mg/l	0,0114	2,06	1,72
As	µg/l	<0.5	<0.5	<0.5
Cd	µg/l	<0.05	0,248	0,116
Cr	µg/l	<0.9	<0.9	<0.9
Cu	µg/l	<1	1,62	<1
Hg	µg/l	<0.02	<0.02	<0.02
Mn	µg/l	1,93	1100	906
Ni	µg/l	2,31	10,3	8,54
Pb	µg/l	<0.5	<0.5	<0.5
Zn	µg/l	<4	413	188
pH		7,81	8	8,03
Ledningsevne (konduktivitet)	mS/m	74,2	153	158
Suspendert stoff	mg/l	<5.0	11,4	9,1
KOF-Cr	mg/l	<5.0	5	7
BOF-5	mg/l	<1.0	<1.0	<1.0
TOC	mg/l	0,93	2,6	2,63
N-total	mg/l	0,64	2,73	1,92
Ammonium-N (NH ₄ -N)	mg/l	<0.040	0,993	0,304
P-total	mg/l	<0.010	<0.010	<0.010
Bensen	µg/l	<0.20	<0.20	<0.20
Toluen	µg/l	<1.0	<1.0	<1.0
Etylbensen	µg/l	<0.10	<0.10	<0.10
m/p-Xylener	µg/l	<0.20	<0.20	<0.20
o-Xylen	µg/l	<0.10	<0.10	<0.10
Sum BTEX	µg/l	n.d	n.d	n.d
Fraksjon >C10-C12	µg/l	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C12-C16	µg/l	<5.0	<5.0	<5.0
Fraksjon >C16-C35	µg/l	<30	<30	<30

Tabell 9-19: Resultat av overflateprøver, fortsettelse.

ELEMENT	SAMPLE	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3
Naftalen	µg/l	<0.10	<0.10	<0.10
Acenaftilen	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010
Acenaften	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010
Fluoren	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020
Fenantren	µg/l	<0.030	<0.030	<0.030
Antracen	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020
Fluoranten	µg/l	<0.030	<0.030	<0.030
Pyren	µg/l	<0.060	<0.060	<0.060
Benso(a)antracen [^]	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010
Krysen [^]	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(b)fluoranten [^]	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(k)fluoranten [^]	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(a)pyren [^]	µg/l	<0.020	<0.020	<0.020
Dibenso(ah)antracen [^]	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010
Benso(ghi)perylene	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010
Indeno(123cd)pyren [^]	µg/l	<0.010	<0.010	<0.010
Sum PAH-16	µg/l	n.d	n.d	n.d
Sum PAH carcinogene [^]	µg/l	n.d	n.d	n.d

9.11 Vedlegg 11: Rapport fra Veterinærinstituttet



Veterinærinstituttet
National Veterinary Institute

Oslo

Ullevålsveien 68
Pb 750 Sentrum 0106 OSLO
Sentralbord: +47 23 21 60 00 Telefax: +47 23 21 60 01
Saksbehandler: Bjørnar Ytrehus
E-post: bjornar.ytrehus@vetinst.no
Direktenr: 23216355

Sysselmannen på Svalbard

9170 LONGYEARBYEN

Ref.

Vår ref. 2011-04-12217

Dato 19.03.2012

Mottatt 16.06.2011: Kadaveret av en polarmåke

Lokalitet: Svalbard

Sjukdomshistorie: En av åtte polarmåker som har dødd bplutselig uten forutgående tegn til sykdom på en avfalls plass. Mistenker forgiftning.

Tilleggsbesvarelse:

Viser til besvarelse datert 05.07.2011.

Som tidligere nevnt ble mageinnhold, lever, nyre, fettvev, hjerne og blod ble oversendt for toksikologisk undersøkelse.

Imidlertid ble bare leverprøven analysert ved såkalt multimetode for retts toksikologisk påvisning av en rekke ulike giftstoffer, mens blodprøven ble undersøkt for etanol (sprit). I prøvene fra lever ble det påvist brodifacoum, mens det ble påvist brodifacoum og bromadiolon i blod. Etanol ble ikke påvist (se vedlegg).

Diagnoser:

Påvist brodifacoum i lever og blod

Påvist bromadiolon i blod

Ikke påvist etanol i blod

Ikke påvist influensavirus a

Kommentar:

Både brodifacoum og bromadiolon er svært giftige og brukes i skadedyrbekjempelse, for eksempel mot rotter og mus. Begge stoffene er såkalte vitamin K-antagonister som motvirker vitamin Ks effekter i kroppen. Dette fører vanligvis til at forgiftede dyr dør av indre blødninger. Begge giftstoffene akkumulerer i kroppen og særlig brodifacoum har lang halveringstid.

Da mageinnholdet dessverre ikke ble analysert, kan vi ikke si om forgiftningen har skjedd nylig. Om det er slik at disse fuglene streifer over store avstander, så kan de teoretisk ha fått i seg giftstoffene for en tid siden.

Vi beklager sterkt både dette og, ikke minst, det at dere ikke har fått svar før nå. Dette skyldes interne feil ved logistikk og kommunikasjon mellom seksjonene ved Veterinærinstituttet.

Med hilsen

Bjørnar Ytrehus
veterinær, dr.med.vet.

Vedlegg: Analyseresultat fra Folkehelseinstituttet.

Kopi: Longyearbyen lokalstyre, Bydrift KF, att: Jørn Myrlund, Pb 350, 0171 Longyearbyen
Seksjon for kjemi og toksikologi, att: Jens Børsum, Veterinærinstituttet