



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2023 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Forurensningstransport fra Slettebakken deponi i Bergen, fysisk kartlegging og modellering

Pollution transport from Slettebakken landfill in
Bergen, physical mapping and modeling

Torvald Lofthus Rosseland

Miljø og naturressurser, Geologi

Sammendrag

Gamle avfallsdeponi har blitt et stadig mer aktuelt tema på grunn av økt søkelys på klimaendringer og forurensing av det ytre miljø. Mange deponier var ofte anlagt uten tilstrekkelig topp- og bunntetting, noe som øker sannsynligheten for at jord, grunnvann og nærliggende resipienter blir forurenset. Slettebakken deponi i Bergen er et eksempel på et slikt deponi, og var i drift mellom 1940 og 1961. Det antas at sivevannet fra deponiet transporterer miljøgifter til Tveitevannet, lokalisert nordvest for deponiet. For å stoppe forurensingen er det vedtatt at deponiet skal saneres, som vil gjøre området tilgjengelig og mer bærekraftig for fremtiden. Det er derfor avgjørende å kartlegge utbredelsen av deponiet og identifisere mulige forurensningskilder.

For å gjennomføre kartleggingen av deponiet har en kombinasjon av ulike metoder blitt benyttet. Den geofysiske metoden Elektrisk Resistivitets Tomografi (ERT) viste at det var god kontrast mellom det som var antatte avfallsmasser og underliggende berggrunn på noen av profilene. Det ble også utført jordprøvetaking og infiltrasjonstester for å kartlegge deponiets fysiske egenskaper. Jordprøvene viste at avfallsmassene var heterogene med porøsitetsverdier mellom 35 og 82%, og variasjon i vannretensjonskapasitet. Infiltrasjonstestene viste at den hydrauliske konduktiviteten hadde stor romlig variasjon mellom 0,005m/s og 0,035m/s. For å studere bevegelsen av forurensinger i grunnvannet ble en numerisk modell for tre ulike scenarioer testet. Scenarioene viste at forurensingen bevegede seg raskt gjennom deponimassene og ble fort tynnet ut. Ved å kombinere disse metodene kan man få en helhetlig oversikt over utbredelsen og hvordan forurensinger og konsentrasjonen endrer seg over tid.

Abstract

Old landfills have become an increasingly relevant topic due to the negative effects on climate, and pollution of the environment. Many landfills were often constructed without adequate top and bottom sealing, which increases the likelihood of soil, groundwater, and nearby surface waters becoming contaminated. Slettebakken landfill in Bergen is an example of such a landfill that was operational between 1940 and 1961. It is assumed that leachate from the landfill transports pollutants to Tveitevannet, located northwest of the landfill. To mitigate pollution, it has been decided to remediate the landfill, making the area accessible and more sustainable for the future. Therefore, it is crucial to map the extent of the landfill and identify potential sources of contamination.

A combination of various methods has been employed to conduct the landfill mapping. The geophysical method of Electrical Resistivity Tomography (ERT) revealed a clear contrast between the assumed waste masses and the underlying bedrock for some of the profiles. Soil sampling and infiltration tests were also performed to assess the physical properties of the landfill. The soil samples showed that the landfill masses were heterogenous with a porosity varying between 35 and 82%, and variation in water holding capacity. Infiltration tests showed significant spatial variability in hydraulic conductivity with values between 0,005m/s and 0,035m/s. To study the movement of pollutants in the groundwater a numerical model with three different scenarios was tested. The scenarios showed that the pollutions moved fast through the landfill masses and were quickly diluted. By combining these methods, a comprehensive overview of the extent and dynamics of pollution over time could be obtained.

Forord

Med dette er mange års skolegang avsluttet, og jeg kan snart si at jeg har en mastergrad. Det har vært et innholdsrikt år med både oppturer og nedturer, som helt sikkert hører med skrivning av en masteroppgave. Det er mange som har bidratt til gjennomføringen av denne oppgaven, derfor er det også mange som skal nevnes her.

Jeg vil først begynne med å takke veilederen min Helen Kristine French (Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning) som har hjulpet meg gjennom perioden med gode dialoger og gjennomlesing av oppgaven. Jeg vil også takke Joris Stuurop som har hjulpet meg mye med å lage en grunnvannsmodell. Jeg vil også takke Attila Nemes og Øyvind Peder Vartdal for god veiledning med laboratoriarbeid på jordfysikklaboratoriet og Fredrik Nerol Beilegaard for hjelp med ERT-modellen. Bergen kommune ved Gry Stenersen og Endre Hausvik skal også takkes for hjelp til planlegging av feltarbeid på Slettebakken, samt tilgang til brakkeriggen sommeren 2022.

En takk skal også gis til Henriette Bye som har støttet meg gjennom hele perioden og hjulpet meg med korrekturlesing av oppgaven. Jeg vil også takke for gode stunder på lesesalen med gode venner, det hadde ikke vært like gøy uten.

Sist, men ikke minst, vil jeg takke familien min for støtte og motivering. Med det vil jeg takke for to fine år her på NMBU, takk for meg!

Torvald Lofthus Rosseland

Figurliste

- Figur 1: Tidslinje som omhandler viktige årstall for deponering og behandling av avfall. Figuren er hentet fra Slinde et al. (2023).
- Figur 2: Kartet viser den sannsynlige avgrensingen av deponiet på Slettebakken. Nord-vest for deponiet ligger Tveitevannet som er resipienten deponiet drenerer til. Områdeavgrensingen er basert på tidligere undersøkelser fra Slettebakken deponi.
- Figur 3: Berggrunnskart med granatglimmerskifer (grønn) og amfibolitt (brun) modifisert fra NGU (Fossen & Ragnhildstveit, 2008).
- Figur 4: Figuren viser ulike resistivitetsverdier i ohmm av ulike geologiske materialer (Palacky, 1988).
- Figur 5: Wenner oppsett der det er lik avstand mellom alle elektrodene A,M,N,B. Det blir sendt strøm mellom elektrodene A og B mens potensialforskjellen blir målt mellom elektrode M og N (Wiwattanachang & Giao, 2011).
- Figur 6: Figuren viser en 3D-modell som representerer ulike løsmasser i grunnen som sand, grus og leire med berggrunn i bunnen. Figuren viser også hvordan resistiviteten endrer seg med de ulike fraksjonene med høy resistivitet der det er berggrunn og lavere resistivitet der det er sand. Figuren er hentet fra Binley et al. (2015).
- Figur 7: Bilde A viser Syscalen og bilde B viser en elektrode som er festet med en krokodilleklips til Kabelen.
Foto: Torvald Rosseland
- Figur 8: Kart over Slettebakken som viser lokaliteter på ERT-målingene, infiltrasjonsmålingene og jordprøvemålingene. Kartet viser også transportretningen til grunnvannet, samt hvor sporstoffet er tilsatt (rød) og konsentrasjonspunkter (gul) som er valgt å se nærmere på i modelleringen.
- Figur 9: Oppsett av MPD (Modified-Philip Dunne) forsøk med to sylindere. Målebåndene på siden av sylindrene brukes for å måle vannstand. Foto: Torvald Rosseland.
- Figur 10: Vertikal profil ved Linje 2 (A) der en kan se avfallsmasser blandet med jord og grus. Profil ved Linje 4 (B) der jordprøver ble tatt, også her var det mulig å se avfallsmasser. Foto: Torvald Rosseland.
- Figur 11: 13 jordprøver plassert i sandboks hentet fra to lokaliteter på Slettebakken. Foto: Torvald Rosseland
- Figur 12: Figur A viser oppi trykkammeret der prøvene skal være plassert. Bilde B viser hvordan det ser ut når målingen er i gang der vannet drypper ut av de små rørene og opp i sylindren på siden av. Foto: Torvald Rosseland
- Figur 13: A: luftpyknometeret som sender trykk gjennom jordprøven. B viser metallplatene som representerer ulike prosenter av 100cm³. Foto: Torvald Rosseland.
- Figur 14: Modell av Slettebakken som viser hvor sporstoffet er tilsatt i tillegg til lokaliteter der konsentrasjonen av sporstoffet er målt i modellen. Modellen viser også at det er gjort en forenkling av lagdelingen der det bare er to ulike lag.
- Figur 15: Tverrsnitt fra sør til nord på Slettebakken (se grunnvannsstømning og konsentrasjonspunkter i Figur 8). Figuren modifisert fra (AsplanViak, 2006) viser fordeling av de ulike massene. Blå linje representerer området som er modellert i Modflow.

- Figur 16: Oversikt over de seks ERT-profilene med avgrensingen til deponiet vist med rød strek. Figuren er utarbeidet med hjelp av Fredrik Nerol Beilegaard.
- Figur 17: Figurene viser profilene fra Slettebakken som går fra vest til øst på tvers av deponiet. Y-aksen viser dybden av profilet og X-aksen viser lengden av profilet. Resistivitetsverdien er vist med forskjellige farger fra en skala fra log1 til log 3.
- Figur 18: Figuren viser profilene fra Slettebakken som går fra sør til nord-retning. På linje 6 er skalaen litt annerledes (log1-log4) på grunn av at figuren viser mindre kontraster hvis skalaen hadde vært den samme. På linje 4 er det lavere verdier under høye verdier i sørenden av profilet. Det kan være en mulig 3D-effekt, at det egentlig er et annet område i nærheten som viser denne lave verdien.
- Figur 19: Grafene viser infiltrasjonstester som er tatt på Slettebakken. Røde og blå prikker er to forskjellige tester som er tatt på samme sted. Merk at Skalaen på y-aksen er forskjellige fra de ulike grafene. Strekene som går gjennom prikkene er det som er tolket som hydraulisk konduktivitet. De svarte strekene betyr at begge lokalitetene har samme verdi.
- Figur 20: Figuren viser vannretensjonskurvene fra Linje 2 i rødt og fra Linje 4 i blått. Y-aksen viser h (cm) mens X-aksen viser volumetrisk vanninnhold (%). 100 cm er tilsvarende pF=2 og 15000 cm tilsvarer pF=4,2.
- Figur 21: Modellresultat hentet fra Modelmuse. Modellen viser hydraulisk trykkehøyde på ulike steder i deponiet. Bildet til venstre viser deponiet sett ovenfra, men den andre vinkelen viser retningen til grunnvannsstrømmingen sett fra siden, hydraulisk trykkehøyde minker på nordsiden av deponiet (blått område).
- Figur 22: Resultat av MT3DMS simulering vist med Modelviewer der en kan se sporstoffet spre seg i deponiet. Rødt område er der konsentrasjonen er størst (mg/l), i denne simuleringen er sporstoffet tilsatt i 10 år.
- Figur 23: Graf som viser ulike konsentrasjoner av sporstoff tilsatt i 1 år på forskjellige punkt i deponiet. Punktene i tegnforklaringen representerer lengde i meter fra kilden til forurensningen. Der det er høyest konsentrasjon er der sporstoffet er tilsatt og det vil deretter minke til lengre nord i deponiet en kommer. Y-aksen viser endringen i konsentrasjon av sporstoffet, mens X-aksen viser tid (år).
- Figur 24: Graf som viser ulike konsentrasjoner av ett sporstoff på forskjellige punkter av deponiet. Sporstoffet er tilsatt over 10 år og konsentrasjonen vil gå gradvis ned etter det. Grafen viser maksimal konsentrasjon i prosent på Y-aksen på gitte punkt etter 10 år med tilsetning av sporstoff. X-aksen viser tid i år. De ulike punktene som er undersøkt kan ses i Figur 8.
- Figur 25: Grafen viser hvordan konsentrasjonen av sporstoffet vil være når det er kontinuerlig tilsetning av sporstoff. Y-aksen viser den maksimale konsentrasjonen i prosent når systemet er i likevekt. Det vil være høyest verdier på de punktene som er nærmest kilden til sporstoffet og vil minke til lengre bort man kommer fra kilden. X-aksen viser tid i år. De ulike punktene som er undersøkt kan ses i Figur 8.

Figur 26: Figur hentet fra (AsplanViak, 2006) som viser de ulike brønnene på Slettebakken. Brønnen markert med P2 er på samme lokalitet som midten av Linje 1 og er derfor nyttig når en skal se på resultatene fra resistivitetsmålingene.

Figur 27: Mulig underliggende fjelloverflate, figuren er modifisert fra (AsplanViak, 2006). På vestsiden av deponiområdet er det mulig å se områder som er grunnere der det er fjellknoller som ligger nærme overflaten.

Figur 28: Dette bilde er fra yttergrensen fra Slettebakken ved ERT-profil 6 som viser en synlig blotning i dagen og et sted det renner vann ned til deponiområdet. Foto: Torvald Rosseland

Tabelliste

Tabell 1: Ulike verdier av hydraulisk konduktivitet og porøsitet av ulike geologiske materialer (Hiscock & Bense, 2014).

Tabell 2: Tabellen viser geometrien til området og hvilke verdier som er brukt i Modflow.

Tabell 3: Hydraulisk konduktivitet ut ifra infiltrasjonsmålinger på de ulike profilene.

Tabell 4: Tabellen vise en oversikt over hvor jordprøvene er samlet inn og i hvilken dybde, samt jordtetthet og porøsitet.

Innhold

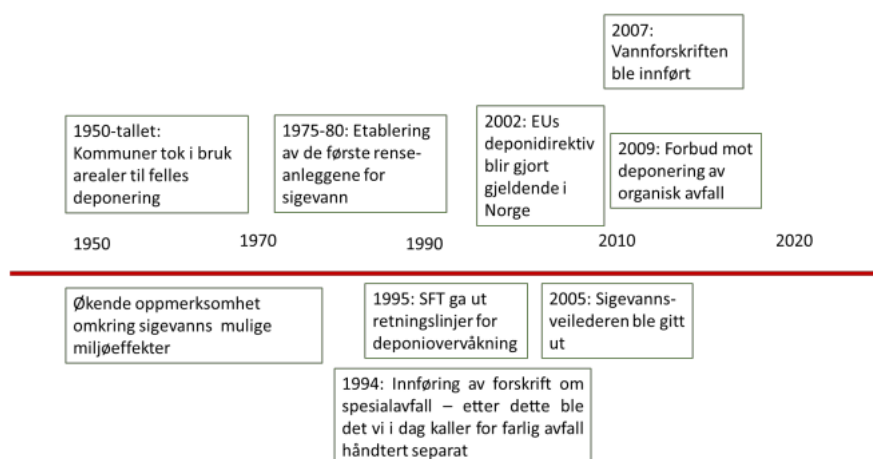
Introduksjon	1
Problemstilling/mål	4
Teori og metoder	4
Områdebeskrivelse	4
Hydrogeologi	6
Elektriske resistivitets målinger.....	7
Utføring av geofysiske målinger med elektrisk resistivitet.....	11
Fysiske målinger	13
Infiltrasjonsmålinger	13
Jordprøvetaking	14
Laboratoriarbeid	16
Numerisk modellering.....	20
Forurensingstransport.....	21
Konseptuell modell	22
Resultater	26
Resultat av elektriske resistivitetsmålinger (ERT).....	26
Resistivetsprofiler V-Ø-retning.....	27
Resistivetsprofiler S-N-retning.....	28
Infiltrasjonstester	29
Jordprøver	31
Modellerings resultat.....	33
Scenario 1.....	35
Scenario 2.....	36
Scenario 3.....	37
Diskusjon	38
ERT tolkninger.....	38
Infiltrasjon.....	43
Beskrivelse av jordprofilet	44
Hydraulisk konduktivitet.....	45
Grunnvannsmodell	46
Tolkning av resultater.....	47
Konklusjon.....	49
Videre arbeid.....	49
Referanser	51
Vedlegg.....	58
Jordprøvedata	58

Korrigeringskurve	60
Innstillinger Retentioncurve	61
Verdier brukt til kurvetilpasning	61

Introduksjon

Med en økende mengde avfall vil avfallshåndtering bli viktigere i alle land. Avfallsdeponi er den eldste og enkleste formen for håndtering av avfall (Pawlowska, 2014). Denne type håndtering kan medføre negative konsekvenser for klima og miljø, ved utslipp av metan (CH₄) og karbondioksid (CO₂) (Mor et al., 2006; Zeng et al., 2017) og forurensing av jord, grunnvann og overflatevann (Fatta et al., 1999; Rosqvist & Destouni, 2000). Det har vært en hyppig brukt metode, fordi det er relativt kostnadseffektivt og det krever ikke mye avansert teknologi å bygge og drifte (Allen, 2001; Krook et al., 2012; Laner et al., 2012; Staub et al., 2009). I tidligere deponier ble det ofte kastet usortert avfall som matavfall, plast, industriavfall og husholdningsavfall. Påvirkningen et deponi har på omgivelsene har i senere tid blitt et viktig tema på grunn av en økende bekymring for miljøet. Selv om fokuset på deponi og gjenbruk av materialer har blitt større, er det fortsatt en del av avfallet som må deponeres (Vaverková, 2019).

En enkel forklaring på avfall er materiale/gjenstander som blir betraktet av eieren som ubrukkelig og som de derfor kvitter seg med (Taylor & Allen, 2006). Det kan være vanskelig å definere avfall på en god måte fordi det som blir ansett som avfall for noen kan bli ansett som en nyttig gjenstand for andre (Bratteng, 2020). Når det gjelder regelverk for deponering av avfall i Norge, har dette vært i stor endring de siste 70 årene (Slinde et al., 2023). Ut ifra Figur 1 kan en se at det ikke var noe særlig regelverk rundt deponier i Norge på 1950-tallet. Etter hvert som årene gikk har det blitt strengere krav om hva som kan deponeres og mer søkelys på miljøeffekter som kan forekomme med driften av deponier.



Figur 1: Tidslinje som omhandler viktige årstall for deponering og behandling av avfall. Figuren er hentet fra Slinde et al. (2023).

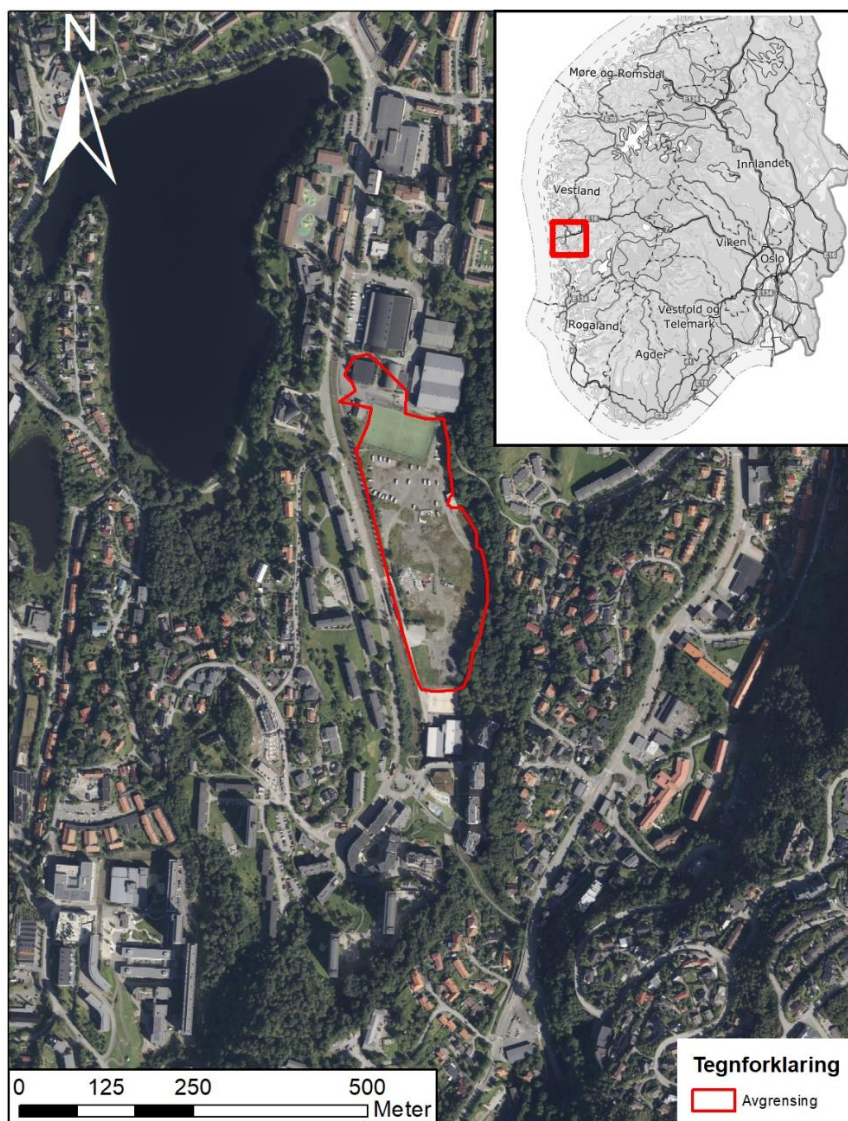
Denne studien er en del av earthresQue, som er et senter for forskningsdrevet innovasjon finansiert av bl.a. Forskningsrådet, brukerpartnere. Senteret jobber mot å utvikle teknologier og systemer for bærekraftig håndtering av avfall og overskuddsmasser (EarthresQue, 2023). Bergen kommune er en av samarbeidspartnerne til earthresQue, og det er avfallsdeponiet på Slettebakken denne oppgaven har fokus på (Figur 2).

I dag finnes det ca. 1200 nedlagte deponier i Norge av ulike størrelse og påvirkningsgrad (Mæhlum, 2021). Det er viktig å få kartlagt nedlagte deponi som utgjør en risiko for nærliggende miljøer. Mange gamle deponi er det lite kunnskap om og derfor viktig å få kartlagt avgrensingen til og mulig utlekking av sigevann som kan forurense nærliggende resipienter. Eldre deponier har ikke hatt de samme reguleringene som gjelder nyere deponier i dag (Slinde et al., 2023). Valg av lokaliteter til anleggelse av deponi handlet om hva som var mest praktisk og ikke det som var best for miljøet (Chambers et al., 2006). Det ble ofte brukt steder med lav utnyttelsesverdi, for eksempel i naturlige søkk som daler, ravinedaler i leire, nedlagte sandtak med breelvavsetninger eller torv og myrområder (Slinde et al., 2023; Taylor & Allen, 2006).

Anleggelsen var sjelden bestemt på geologiske kriterier, noe som kan øke sannsynligheten for at deponier var anlagt steder der massene lett kunne komme i kontakt med grunnvannsspeilet. Massene kan grense til permeable lag, som øker sjansen for forurensingstransport med grunnvannsstrømningen (Abiriga et al., 2020). Eldre deponi ble ofte anlagt uten bunntetting og oppsamlingssystem (Maurya et al., 2017; Ogilvy et al., 2002). I deponi uten topptetting er det større sannsynlighet for at organiske og uorganiske forbindelser som befinner seg i den umettede sonen kan nå den mettede sonen og bli transportert videre med grunnvannet (Lopes et al., 2012). Stoffene fra sigevannet kan være med på å forurense overflatevann og andre grunnvannsbrønner i nærheten (Casado et al., 2015; Kjeldsen & Christophersen, 2001; Maurya et al., 2017). Derfor er kartlegging av deponi og utførelse av tiltak viktig for å stoppe forurensing til nærliggende miljøer.

For å kartlegge avfallsdeponi blir det ofte brukt borepunkt, gravd opp sjakter og tatt vann og jordprøver for å karakterisere hva som er i deponiet og hvor deponiet kan avgrenses (Maurya et al., 2017; Mepaiyeda et al., 2019). Én negative side med slike metoder er at man kun får punktmålinger, som gir lavere forståelse av hele området (Maurya et al., 2017). Slike metoder kan også være begrenset på grunn av tekniske og økonomiske årsaker (Deceuster & Kaufmann, 2012). Derfor kan andre metoder være til hjelp når man skal bestemme avgrensingen lateralt og vertikalt ned til fjell. Geofysiske metoder kan være et nyttig verktøy for å finne den laterale avgrensingen og dybden til et avfallsdeponi samt karakterisering av avfallsmassene (Deceuster

& Kaufmann, 2012; Meju, 2000). I denne studien er den geofysiske metoden Elektrisk resistivitets tomografi (ERT), som er en billig og ikke-destruktiv metode (Chambers et al., 2006; Ibraheem et al., 2021; Shao et al., 2021), brukt for å kartlegge utstrekningen til Slettebakken deponi i Bergen (Figur 2). Det er også utført infiltrasjonstester på overflaten for å beregne hydraulisk konduktivitet av topplaget. I tillegg ble det tatt jordprøver for tolkning av ERT-resultater og beskrivelse av de fysiske egenskapene til jorda. Det ble også utarbeidet en grunnvannsmodell over området i Modflow (Harbaugh, 2005) ved hjelp av det grafiske brukergrensesnittet Modelmuse (Winston, 2009).



Figur 2: Kartet viser den sannsynlige avgrensingen av deponiet på Slettebakken. Nord-vest for deponiet ligger Tveitevannet som er resipienten deponiet drenerer til. Områdeavgrensingen er basert på tidligere undersøkelser fra Slettebakken deponi.

Problemstilling/mål

Målet med oppgaven er å kartlegge horisontal og vertikal avgrensing av deponerte masser på Slettebakken, samt fysiske egenskaper til avfallsmassene og toppdekket. Dette kan være viktig informasjon for å vite i hvor stor grad deponiet bidrar til forurensing av nærmiljøet og beregning av hvor mye masser som må fjernes ved et saneringsprosjekt. Det ble også utført et modellforsøk for å beregne mulige konsekvenser dersom deponiet ikke blir fjernet og utlekkingen av miljøgifter fortsetter. Problemstillingene er som følger:

1. Kan elektrisk resistivitets tomografi (ERT) brukes for å finne vertikal og horisontal avgrensing av de deponerte massene?
2. Hva vil konsekvensene av å la være å grave opp massene kunne være i forhold til fortsatt utlekking av forurensinger til Tveitevannet?

Teori og metoder

Områdebeskrivelse

Det nedlagte deponiet på Slettebakken var i drift mellom 1940 og 1961. Da andre verdenskrig brøt ut førte det til at sjøtransport av søppel til Kollevåg ble stanset, og det trengtes et annet alternativ. Det var allerede planer i Bergen kommune om at Slettebakken skulle bli brukt som fylling. Det ble ikke tid til tilrettelegging og drenering av Slettebakken, før området ble tatt i bruk (Segadal, 1981). Det var i hovedsak husholdningsavfall fra private husholdninger som ble deponert her. Deponiet ble anlagt på myr uten noen form for topp og bunntetting eller oppsamlingssystem for sigevann (Bergen kommune, 2020).

Området er i dag et sentralt sted i Bergen og deponiet er lokalisert i nær tilknytting til bybane, idrettsanlegg og boligområder. Området er derfor attraktivt med tanke på ny arealutvikling. Ifølge Bergen kommune sin arealdel fra 2018 er arealet på Slettebakken regulert til idrettsanlegg (Bergen kommune, 2018). På østsiden av deponiet er det et skogsområde som ligger i en bratt skråning, mest sannsynlig vil mye av nedbøren som kommer ovenfra drenere mot deponiområdet. Berggrunnskartet fra NGU (Norges geologiske undersøkelse) (Fossen & Ragnhildstveit, 2008) viser at hovedbergartene i området består av amfibolitt og granatglimmerskifer (Figur 3), men kan også inneholde omdannet gabbro og grønnstein med bånd av trondhemitt.



Figur 3: Berggrunnskart med granatglimmerskifer (grønn) og amfibolitt (brun) modifisert fra NGU (Fossen & Ragnhildstveit, 2008).

Det er gitt tillatelse til Bergen kommune for sanering av Slettebakken deponi av Statsforvalteren i Vestland etter Forurensingsloven (Forurensningsloven, 1981; Statsforvalteren, 2022). En av grunnene til at deponiet skal fjernes er at sigevann fra Slettebakken drenerer mot Tveitevannet (Figur 2). I Tveitevannet er det blant annet funnet flere organiske giftstoffer som PCB, PAH og tungmetaller i bunnsedimenter som man tror kan ha opphav fra Slettebakken (AsplanViak, 2006). Den andre grunnen er som tidligere nevnt at Slettebakken ligger i ett bynært område som er attraktivt for ny arealutvikling. Arealet på Slettebakken har de siste årene vært brukt til idrettsformål der det er flere eldre grusbaner samt idrettshaller på toppen av deponiet. Idrettshallene vil ikke bli fjernet før det finnes andre alternativer. Det er planlagt at massene som skal fjernes skal sorteres og vaskes. En del av massene skal brukes på nytt som fyllmasser, og noe må deponeres på nytt andre steder på grunn av innholdet av farlig avfall.

Hydrogeologi

Hydrogeologi omfatter fordelingen, bevegelse og geologisk påvirkning av vann i jordas jordskorpe (Hiscock & Bense, 2014). Grunnvann er den sonen under bakken der alle porene i et medium er fylte med vann. Grunnvannsspeilet er skille mellom mettet og umettet sone. Denne grensen kan flytte på seg oppover for eksempel etter mye nedbør, men kan også gå lavere ved tørkeperioder. Det meste av grunnvann stammer fra overflatevann og nedbør som kommer til grunnvannet gjennom perkolasjon og infiltrasjon (Hendriks, 2010). For å beregne hvordan vann strømmer gjennom et mettet porøst medium blir ofte Darcy's lov (Formel 1), som er en fundamental formel i hydrogeologien, benyttet.

$$Q = -KA \frac{dh}{dl} \quad (1)$$

Q er total volumetrisk strømningsrate (m^3/s), K er mettet hydraulisk konduktivitet (m/s) av det porøse materialet, A er arealet (m^2) vannet strømmer gjennom og $\frac{dh}{dl}$ er hydraulisk gradient. Per definisjon har denne et negativt fortegn fordi vannet renner fra et sted med høy hydraulisk trykk til et sted med lavere hydraulisk trykk.

Hydraulisk konduktivitet (K) er en viktig parameter som blir brukt i hydrogeologien. Denne verdien kan si noe om hvor raskt vann kan bevege seg gjennom et porøst medium. Porøsitet er en parameter som definerer forholdet mellom porevolumet og det totale volumet til et materiale i prosent (Hersir & Árnason, 2009; Olivier & Gourc, 2007). Høy porøsitet betyr ikke

nødvendigvis høy hydraulisk konduktivitet. Det har også noe å si hvor store porene er og hvordan de er orientert i forhold til hverandre. Leire har for eksempel høy porøsitet, men lav hydraulisk konduktivitet. Tabell 1 viser noen verdier av hydrauliske konduktivitet og porøsitet i forskjellige geologiske materialer.

Tabell 1: Ulike verdier av hydraulisk konduktivitet og porøsitet av ulike geologiske materialer (Hiscock & Bense, 2014).

Geologisk materiale	Hydraulisk konduktivitet (m/s)	Porøsitet (%)
Morene	10^{-11} - 10^{-6}	30 – 35
Fluviale avsetninger	10^{-5} - 10^{-2}	5 – 35
Silt	10^{-11} - 10^{-6}	35 – 50
Leire	10^{-13} - 10^{-9}	35 – 70
Metamorfe og magmatiske bergarter (sprukket og ikke oppsprukket)	10^{-13} - 10^{-5}	0 – 10
Sandstein	10^{-10} - 10^{-5}	5 – 35

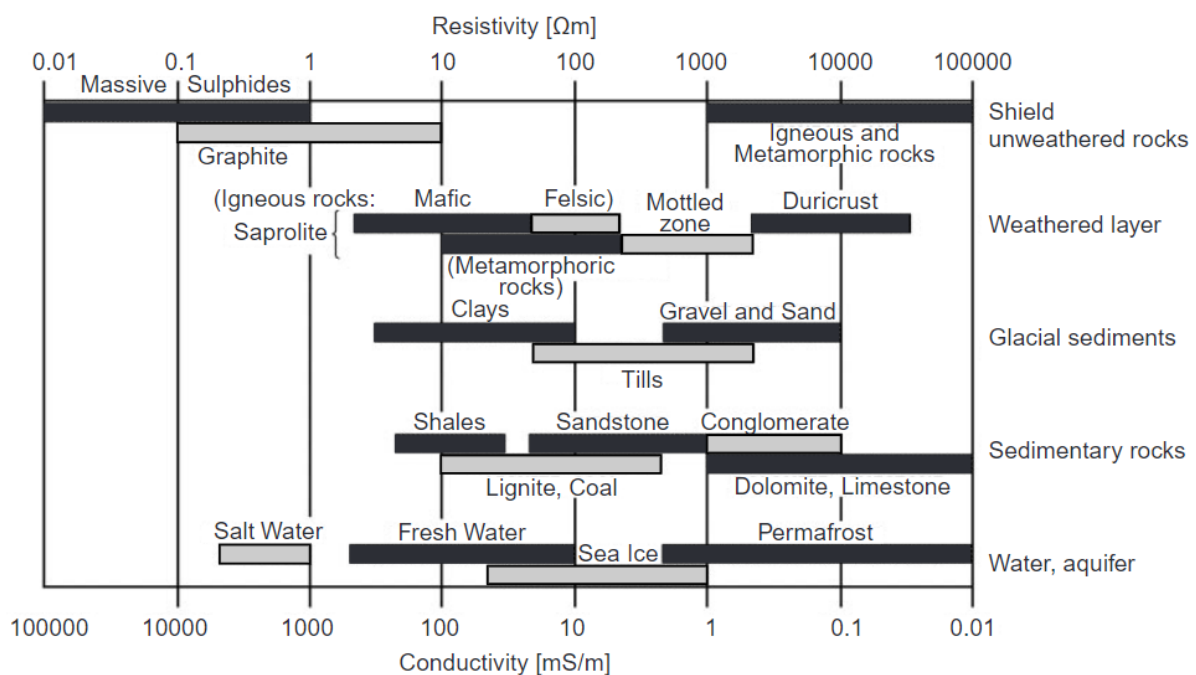
Avfallsdeponi inneholder mye forskjellige stoffer av ulik størrelse og sammensetning. Dette gjør det vanskeligere å tolke enn naturlige avsetninger. Naturlige sammensetninger av forvitret og erodert geologisk materiale kan gjøre vurderinger av hydrogeologiske egenskaper mer forutsigbare. I avfallsdeponi er det nesten umulig å finne en hydraulisk konduktivitet som passer med hele området, fordi avfall er veldig heterogent (McDougall et al., 2004), noe som kan gjøre grunnvannsstrømningen uforutsigbar.

Elektriske resistivitets målinger

For å finne avgrensingen til deponiet ble den aktive geofysiske metoden elektrisk resistivitets tomografi (ERT) brukt. Feltarbeidet ble utført sommeren 2022 mellom 13. og 22. juli. Geofysiske metoder kan si noe om hva som er under bakken. Metodene tar for seg de ulike fysiske egenskapene til mediene i bakken, for eksempel til bergarter, sedimenter, vann og tomrom (Reynolds, 2011). Variasjonene kan ofte ha en sammenheng med vanninnhold, sprekker, eller variasjoner i ikke-geologisk opphav (Bernstone et al., 2000). Geofysiske metoder kan deles inn i aktive og passive metoder. De passive metodene er de som detekterer naturlige variasjoner som for eksempel magnetfeltet til jorda. De aktive metodene er metoder

der en for eksempel sender signal ned i bakken og signalene blir sendt tilbake og ulike medier kan tolkes ved hjelp av ulik signalhastighet (Reynolds, 2011).

Fysiske egenskaper av naturlige geologiske materialer som resistivitetsverdier kan variere i stor grad (Palacky, 1988) (Figur 4). Metoden vil egne seg best på områder der det er større kontrast mellom materialer, som gjør tolkningen av utbredelsen lettere. Materialene med mindre kontrast vil være vanskeligere å skille og metoden ville ikke egnet seg hvis det var tilfellet. Metoden vil også være fordelaktig på avfallsdeponi der en helst vil unngå å ødelegge og forstyrre overflaten (Chambers et al., 2006). I avfallsdeponi vil ofte avfallsmassene inneholde løste ioner, noe som gjør resistiviteten lav (Ibraheem et al., 2021). Berggrunnen under deponiet vil derfor være en stor kontrast til overliggende masser og avgrensingen kan derfor være tydelig med ERT (De Carlo et al., 2013; Ibraheem et al., 2021).

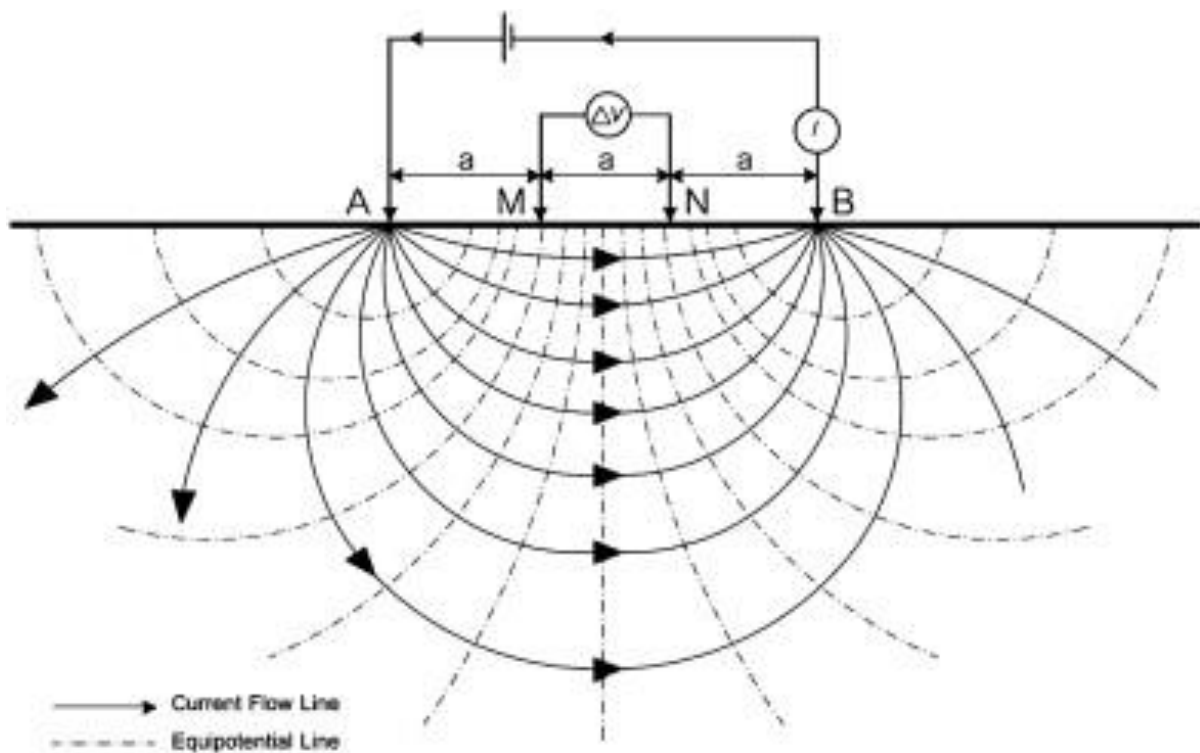


Figur 4: Figuren viser ulike resistivitetsverdier i ohmm av ulike geologiske materialer (Palacky, 1988).

ERT går ut på å sende elektrisk strøm (I) ned i bakken mellom to elektroder (A og B) og måle forskjell i spenningspotensial (ΔV) mellom to andre elektroder (M og N) (Figur 5). Hvis en ser for seg at en sender strøm (I) gjennom et homogent objekt med lengden (L), vil materialet redusere ledningen av elektrisitet som gjør at det vil bli en elektrisk spenningsforskjell på hver side av materialet. Resistiviteten er proporsjonal til lengden (L) og revers proporsjonal til arealet (A). Konstanten av proporsjonalitet er den samme resistiviteten og har symbolet (ρ). Ohms lov

er en formel som blir brukt for å regne ut resistiviteten til et materiale. Loven sier noe om forholdet mellom spenningen og en strøm som er tilført ($\frac{V}{I}$). Dette forholdet kan få ut en motstand (R). Kombinasjonen av disse uttrykkene kan gi et uttrykk på elektrisk motstand per lengde som har enheten Ωm (Reynolds, 2011) (2).

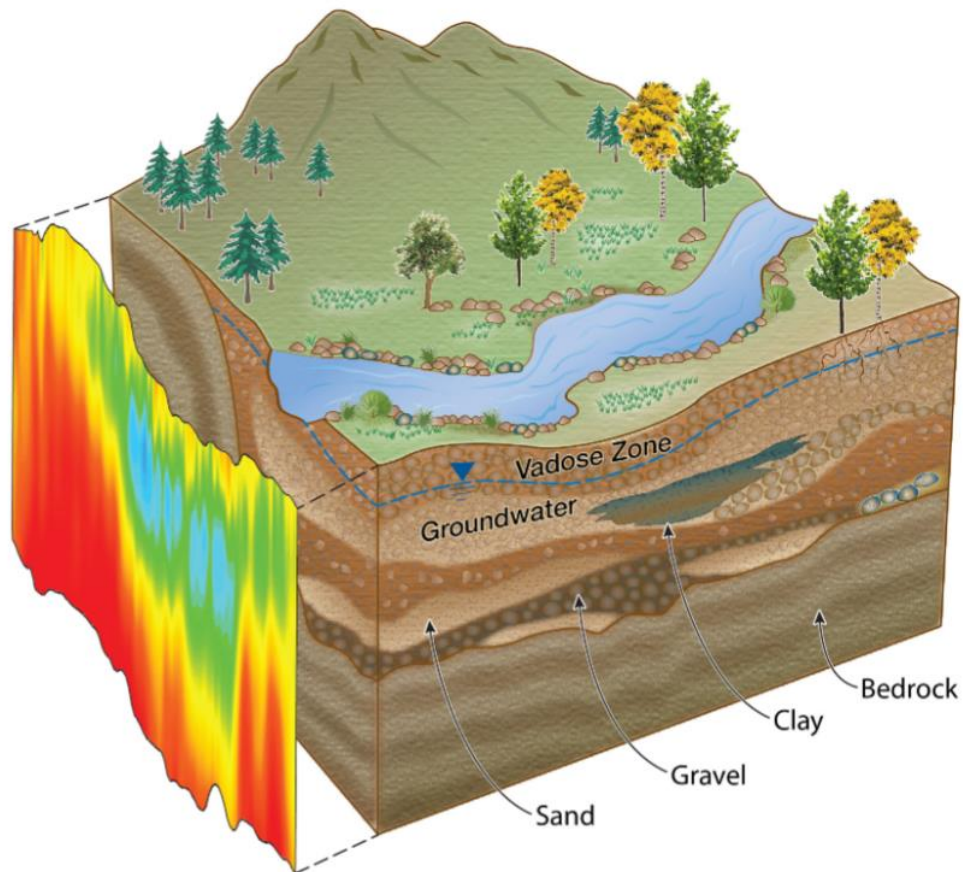
$$\rho = \frac{VA}{IL} \quad (2)$$



Figur 5: Wenner oppsett der det er lik avstand mellom alle elektrodene A,M,N,B. Det blir sendt strøm mellom elektrodene A og B mens potensialforskjellen blir målt mellom elektrode M og N (Wiwattanachang & Giao, 2011).

For å styrke resultatene ble det utført resiproke målinger i tillegg til de normale. Det vil si at spenningselektrodene M og N vil være ytterst mens strøminjeksjonselektrodene (A og B) er innerst (Tso et al., 2017). Det normale oppsettet og det resiproke oppsettet bør ha mest mulig like verdier. Hvis verdiene varierer mye eller har store forskjeller er dette ofte datapunkt som

blir fjernet før dataen blir prosessert. Resultatene fra en ERT-måling viser resistiviteten av de ulike massene illustrert med tomografi (Figur 6).



Figur 6: Figuren viser en 3D-modell som representerer ulike løsmasser i grunnen som sand, grus og leire med berggrunn i bunn. Figuren viser også hvordan resistiviteten endrer seg med de ulike fraksjonene med høy resistivitet der det er berggrunn og lavere resistivitet der det er sand. Figuren er hentet fra Binley et al. (2015).

Utføring av geofysiske målinger med elektrisk resistivitet

Utstyret for ERT målingene, en Syscal Pro (Iris Instruments), som ble benyttet, ble lånt av NIBIO (Norsk institutt for Bioøkonomi). Det ble brukt et kabelsett med 96 elektroder som var 95 meter langt, det vil si at det var én meter mellom alle elektrodene, etter Wenner konfigurasjonen (Figur 5). Kabelsettet ble plassert ut i en rett linje. Kontrollpanelet Syscal Pro (Iris instruments, Frankrike) (Figur 7) ble brukt til å bestemme konfigurasjonen til målingene som skulle tas. Konfigurasjonene kan lages i Electre Pro som følger med instrumentet og legges til Syscalen. Syscalen inneholder også 12V batteri som blir brukt til å sende strøm ned i bakken. For hver nye måling ble det også utført en RS-sjekk (contact resistance, kontakt motstand mellom elektroden og bakken) for å sjekke om det er god elektrisk kontakt mellom elektrodene og bakken. Det kom en advarsel på Syscalen hvis det er en elektrode som ikke var satt i bakken, i form av en høy RS-verdi.

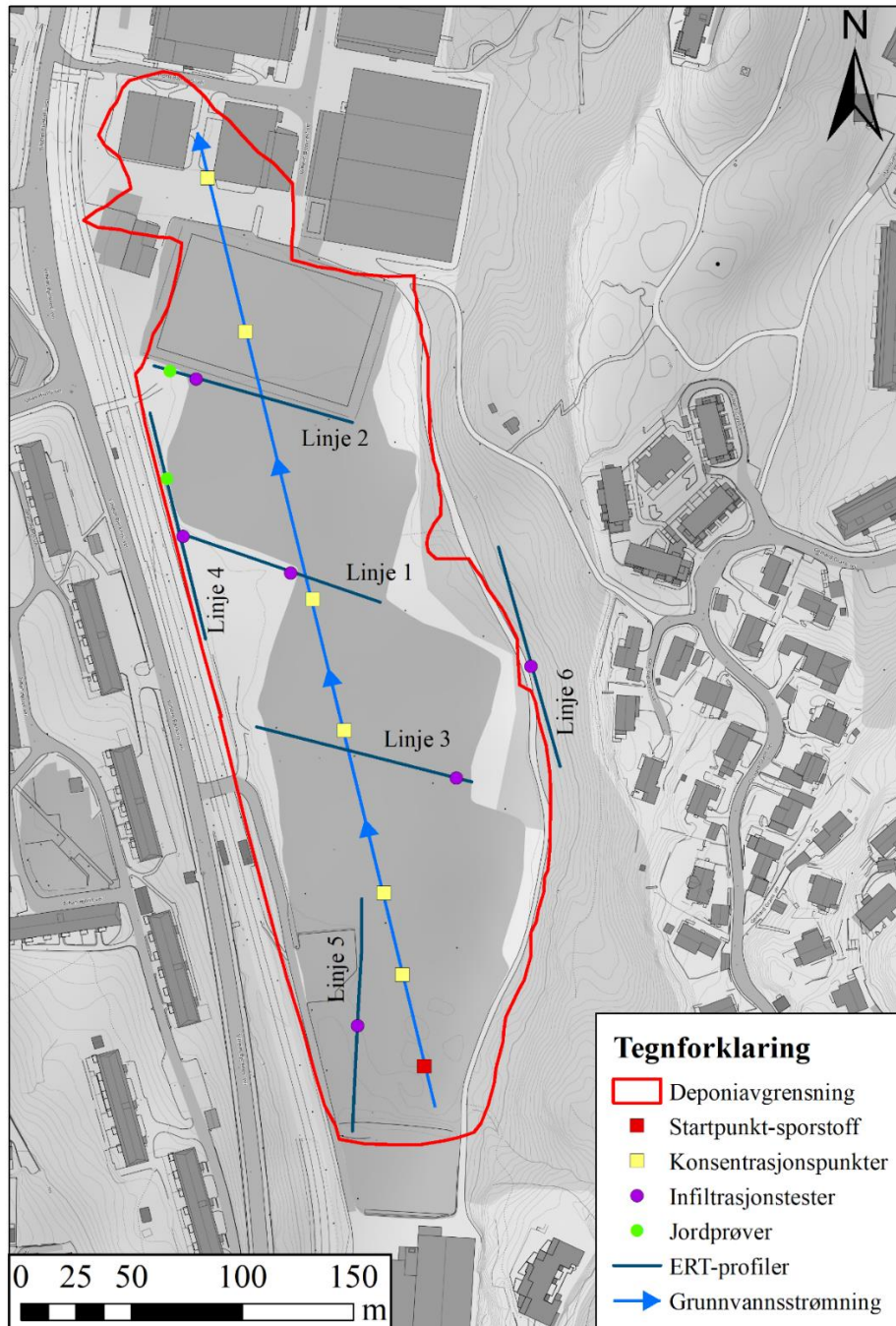


Figur 7: Bilde A viser Syscalen og bilde B viser en elektrode som er festet med en krokodilleklips til kabelen. Foto: Torvald Rosseland

På Slettebakken var det gamle grusbaner som tidligere var brukt til fotball og annen aktivitet. Dette gjorde at underlaget var kompakt og steinete, noe som gjorde det utfordrende å sette elektroder ned i bakken og få god kontakt. Området ble befart tidligere våren 2022 for å legge en plan om hvor det var muligheter for å legge ut linjene. Den beste løsningen var å sette opp profiler som gikk langs gamle flomlys, der det var vegetasjon, som ville gjøre det enklere å få elektrode ned i bakken. Det var likevel også her stedvis hardt og grove masser på toppen.

For å få strukket ut kablene, måtte noen av profilene krysse grusveier. Her ble det brukt overkjøringsvern for å beskytte ledningene mot biltrafikk. Sommerstid før gravearbeidene startet ble Slettebakken brukt som campingplass, noe som gjorde at det var litt trafikk inn og ut av området. På grusveiene var underlaget hardt og kompakt så det måtte graves små hull for å

få elektrodene langt nok ned i bakken. Det ble målt seks profiler der hver måling tok ca. 8 timer (Figur 8). Det ble samlet inn ca. 2000 (quadrouples) målinger per linje og halvparten av disse ble målt med standard Wenner-oppsett og halvparten med resiprokt oppsett. Målingene ble så prosessert med et eget dataprogram.



Figur 8: Kart over Slettebakken som viser lokaliteter på ERT-målingene, infiltrasjonsmålingene og jordprøvemålingene. Kartet viser også transportretningen til grunnvannet, samt hvor sporstoffet er tilsatt (rød) og konsentrasjonspunkter (gul) som er valgt å se nærmere på i modelleringen.

Dataprogrammet ResIpy (resistivitet og induisert polarisering med python) ble brukt (Blanchy et al., 2020). Dette er en åpen programvare som er laget for kompleks geoelektrisk inversjon og modellering. Med denne programvaren var det mulig å prosessere, altså invertere ERT-dataene for å få en representasjon av resistivitetsfordelingen i profilene. Inverteringen ble brukt for å finne de elektriske parameterne som passer best med de målte verdiene i felt (Blanchy et al., 2020). Denne prosessen blir ofte gjentatt flere ganger helt til feilmarginen er innenfor en tolerert grense. Det finnes flere etablerte måter å invertere ERT-data på, men i denne oppgaven er det bare brukt den som er utviklet i Resipy. Programmet ble også brukt for å lage 3D figurer av ERT-profilene. Resistivitetsverdiene som ble beregnet er vist i Ωm på en logaritmisk skala, grunnet stort spenn i verdiene.

Fysiske målinger

Infiltrasjonsmålinger

Vann som infiltrerer deponert avfall, kan transportere forurensing videre ned i massene og grunnvannet og videre ut av deponiet som sigevann til utløpsbekken. Derfor er det relevant å undersøke infiltrasjon av topplaget på Slettebakken. Infiltrasjonstestene ble målt ved alle ERT-profilene med to rør ved siden av hverandre med metoden Modified-Philip Dunne (MPD) (Figur 9). Dette er en rask, enkel og billig metode for å måle infiltrasjon på jordoverflaten (Ahmed et al., 2011). Metoden krever lite utstyr og lite vann, noe som gjør den lett anvendelig i felt. Derfor kan en samle inn mye data i løpet av en dag (Asleson et al., 2009).



Figur 9: Oppsett av MPD (Modified-Philip Dunne) forsøk med to sylindere. Målebåndene på siden av sylindrene brukes for å måle vannstand. Foto: Torvald Rosseland

Metoden går ut på å sette sylindere ned i bakken og fylle dem opp til et spesifisert vannivå (H_0). Deretter registreres tiden det tar før vannet har infiltrert i jorda (Ahmed et al., 2014). Rørene ble plassert ca. 5 cm ned i bakken for at vannet ikke skulle renne ut på sidene. For å unngå turbulens i røret ble vannet helt forsiktig ned i cylinderen. På siden av cylinderen er det en skala i cm, der kan høyden av vannet leses av etter gitte tidsintervaller på 20 sekunder. Dette gjøres inntil vannet er borte. Når hastigheten på nedsynkningen av vannet var konstant, kunne hydraulisk konduktivitet (K) beregnes.

Det ble gjort noen forenklinger i felt, det ble ikke målt vanninnhold i jorda før og etter at testene ble utført. Ut ifra Solheim (2017) er det vanskelig å få en nøyaktig verdi fra målinger av vanninnhold i felt. Det er egentlig viktig å ha slike målinger for å kunne regne ut mettet hydraulisk ledningsevne, men det er mulig å bruke standardverdier for ulike jordarter. K -verdien i felt har stor romlig variasjon og MDP-metoden har en tendens til å overestimere feltkonduktiviteten. Korrigeringen av K som blir gjort i MPD-metoden har mindre betydning enn den romlige variabiliteten i felt, derfor er ikke denne korrigeringen tatt med. Utrengningen av K ble regnet ut på en forenklet måte ved bruk av formel 3 og formel 4.

$$\text{Synkehastighet} = \frac{\Delta h}{\Delta t} \quad (3)$$

$$K = \text{konstant synkehastighet} \quad (4)$$

Δh er forskjellen mellom den forrige vannhøyden og vannhøyden i nåtid og Δt er tiden som går kontinuerlig mens vannet synker. Synkehastigheten ble plottet mot tid der hastigheten er størst i starten og deretter flater ut. Når synkehastigheten var konstant, leses denne av som mettet hydraulisk ledningsevne.

Jordprøvetaking

For å tolke ERT-profilene og få informasjon om egenskaper som styrer vanntransporten i deponiet, ble det også tatt jordprøver på Slettebakken. Jordprøvetagningen ble utført etter at gravingen på Slettebakken hadde begynt, høsten 2022. Ved å ta ut jordprøver kan strukturen på prøvene studeres og ut ifra laboratorieanalyser lage en vannretensjonskurve. Det ble innsamlet jordprøver langs to av ERT-profilene som var gravd ut av Bergen kommune. På grunn av

begrenset med tid til å samle inn jordprøvene ble det kun samlet inn prøver ved Linje 2 som gikk langs fotballbanen på nordsiden av deponiet og Linje 4 som gikk langs bybanen (Figur 8 og Figur 10). Ved Linje 2 hadde de gravd i starten av ERT-profilet, ca. mellom elektrode 10-20. Her var det et to meter vertikalt profil, hvor prøvene ble samlet inn. Ved Linje 4 langs bybanen, var det gravd ut et lengre profil som dekket omtrent halve ERT-profilet. Her var det grunnere og profilet var ca. én meter dypt.



Figur 10: Vertikal profil ved Linje 2 (A) der en kan se avfallsmasser blandet med jord og grus. Profil ved Linje 4 (B) der jordprøver ble tatt, også her var det mulig å se avfallsmasser. Foto: Torvald Rosseland.

Det ble brukt pF-ringer for å ta ut jordprøvene. Disse ble samlet inn hver 10. cm vertikalt nedover i jordprofilet (Figur 10). pF-ringer er stålsylindere med et gitt volum på 100cm^3 . Prøvene som ble samlet inn ble brukt for å lage en vannretensjonskurve (Klute, 1986). Med disse ringene er det mulig å ta ut en uforstyrret jordprøve, det vil si uten å ødelegge strukturen i jorda. Metoden gir et mer realistisk bilde på hvordan massene er i felt, kontra å ta ut forstyrrede prøver. Standard prosedyre for metoden er å banke inn ringene vertikalt i jorda. I dette tilfellet ble imidlertid ringene banket inn horisontalt i profilet og fylt opp med masser. Det vil si at prøvene ble samlet inn fra siden, noe som er ulikt standarden. Det var viktig å fylle ringene helt opp slik at jordvolumet ble 100cm^3 . Dette var ikke tilfellet med alle prøvene og derfor måtte det tas noen korreksjoner på jordfysikklaboratoriet i etterkant. Etter prøvetagningen ble det satt lokk på ringene og skrevet ned ringnummer for senere identifikasjon.

Det ble også tatt forstyrrede jordprøver fra de samme punktene, disse ble fraktet i ziplockposer. Det er greit å ha ekstra masser fra samme lokaliteter hvis en for eksempel skal utføre en kornfordelingsanalyse. Massene var heterogene med mye grovt materiale (grus og grov sand) innblandet med forskjellig avfall (Figur 10A).

Laboratoriarbeid

Prøvene ble oppbevart i en plastboks i ca. to uker før analysene ble påbegynt. Metoden for analysene er originalt utviklet for bruk i landbruket, men kan også være anvendelig i andre fagfelt (Holzlöhner et al., 1999; Zornberg et al., 1999). Det er to verdier som er viktig i retensjonskurven, feltkapasitet og visnepunkt. Feltkapasitet er punktet der alt vannet i makroporene har drenert ut grunnet gravitasjonen, og det er kapillarkrefter som holder på det resterende vannet ($pF = 2$ (100hPa)) (Veihmeyer & Hendrickson, 1931; Zornberg et al., 1999). Ved visnegrensen på $pF 4,2$ (15000hPa) og oppover er ikke vannet tilgjengelig for planter (Chon, 2021; Veihmeyer & Hendrickson, 1931). Mellom feltkapasitet og visnegrense er vannet som er tilgjengelig for plantevekst. Formålet med analysen var å lage en retensjonskurve som kan si noe om jordteksturen, jordstrukturen, jordarten og hvor godt materialet holder på vannet.

Først ble jordprøvene veid på jordfysikklaboratoriet på NMBU. Den første innveiingen ble gjort med lokkene på. For å få vekt av bare jorda ble lokkene så veid separat og trukket fra den totale vekten. pF -ringene skal i utgangspunktet veie like mye, men dette var ikke tilfellet. For å få riktig vekt på ringene, ble det derfor brukt en liste fra jordfysikklaboratoriet der ringnummer og vekt i gram var oppført. På denne måten kan vekten av selve jorda beregnes. Etter at dette var gjort ble lokkene på prøvene erstattet med en permeabel nylonklut/filter som ble festet med gummistrikk. Dette var fordi jordprøvene skulle mettes med vann og settes i en sandboks. Måten prøvene ble mettet på var at prøvene ble satt i en plastbalje som var fylt med vann og prøvene ble mettet fra bunn til topp. En separat strikk festet til en klut ble også mettet sammen med jordprøvene, dette er fordi en også vil ha vekten av strikken og kluten for å kunne trekke fra vekten av disse senere.

Etter metning ble prøvene satt i en Royal Eijkelkamp sandboks (Royal Eijkelkamp, The Netherlands, 6887 EN Giesbeek) (Figur 11). Boksen kan bli brukt til å simulere ulike trykk fra $pF 0$ til $pF 2$, som tilsvarer 100hPa eller 100 cm med vanntrykk. Prøvene skulle være i sandboksen til de hadde kommet i likevekt. Det tok omtrent én uke før en kunne skifte trykknivå i sandboksen. For hvert steg i sandboksen ble pF -ringene veid på nytt. Etter at de ble veid kunne

en se forskjell i vekten av prøvene som ble benyttet til senere utregninger. Sandboksen var først stilt inn til 10 cm trykk så 30 og til slutt 50 cm. Etter dette nivået kan ikke sandboksen simulere mer trykk og prøvene måtte oppi et trykkammer for å oppnå et høyere trykk.



Figur 11: 13 jordprøver plassert i sandboks hentet fra to lokaliteter på Slettebakken. Foto: Torvald Rosseland

Jordprøvene ble plassert i et trykkammer (Soil moisture Equipment, Santa Barbara, CA) med tre forskjellige nivå for å få plass til alle prøvene (Figur 12). Prøvene ble plassert på permeable porselensplater. I det første steget ble trykket satt og kalibrert til 100hPa deretter 330hPa, 1000hPa og til slutt 3000hPa. Det tok litt i overkant av én uke før prøvene var i likevekt og en kunne gå til neste steg. Etter disse stegene ble prøvene tørket i tørkeskap på 105°C i tre dager for å få tørrvekt av prøvene.

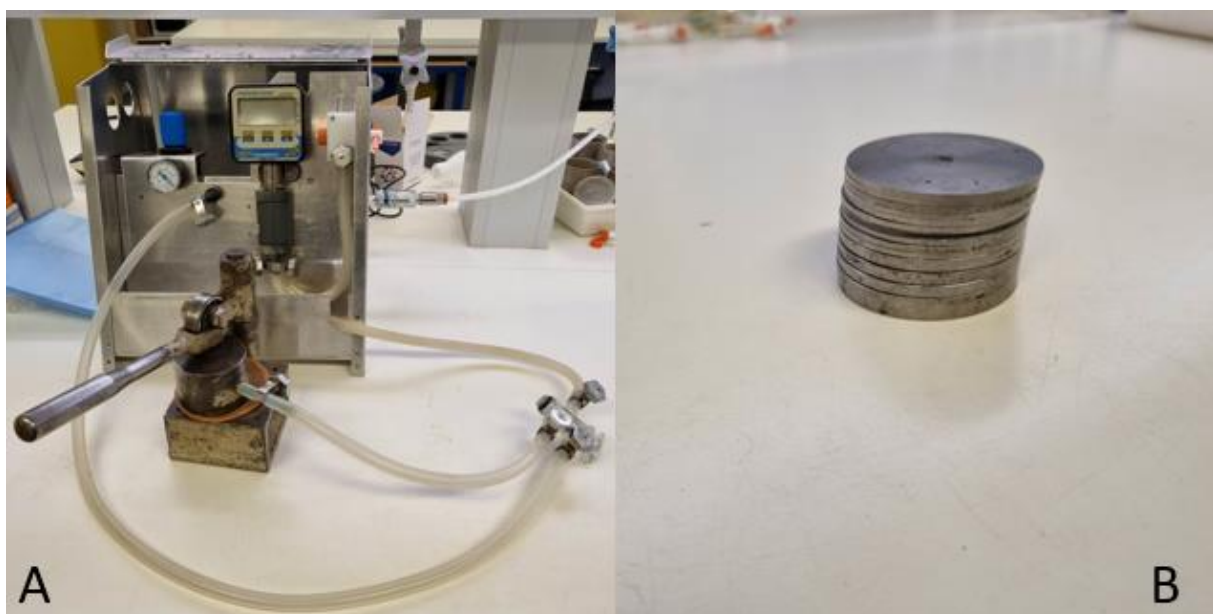


Figur 12: Figur A viser oppi trykkammeret der prøvene skal være plassert. Bilde B viser hvordan det ser ut når målingen er i gang der vannet drypper ut av de små rørene og opp i sylindere på siden av. Foto: Torvald Rosseland

Det siste steget for å få en komplett pF kurve, var å måle på 15000hPa ($pF = 4,2$). Jorda som ble brukt ble hentet fra ziplock-poser fra samme lokaliteter som pF-ringene. Prøvene ble tatt i mindre plastringer som skulle fuktes og settes i et annet kammer som kunne ha et trykk på 15000hPa. Denne metoden var basert på gravimetri. Prøvene ble i etterkant tørket i tørkeskap på 105° og veid. Det var noen av prøvene som ikke ble målt på dette trykket, grunnet manglende materiale fra Linje 4.

Noen av ringene manglet litt masse for å være fulle. For å kunne lage en korreksjon på manglende volum i pF-ringene ble luftporevolumet målt. Med disse verdiene ble det laget en korreksjonskurve for å gjøre en enkel beregning av manglende volum. Dette var viktig for å få en riktig utregning av jordtetthet (Bulk density) som igjen er viktig for å regne ut volumetrisk vanninnhold. For å måle luftporevolum, ble luftpyknometer benyttet (Figur 13A). Luftpyknometeret fungerer slik at en sender et trykk gjennom en prøve med jord for å finne porevolumet til prøven. For å finne dette volumet må det først lages en skala som representerer ulike porevolum. Dette kan bli målt ved at en har metallringer som representerer 5 eller 10% av en full sylinder på 100 cm^3 (Figur 13B). Det ble laget en skala mellom 0 - 70%, et intervall

som representerer variasjonen i jordprøvene. Denne skalaen må kalibreres hver gang en skal måle luftporevolum, fordi det atmosfæriske trykket kan endre seg fra dag til dag. For å lage denne skalaen ble det målt to ganger per nivå for å få et så sikkert resultat som mulig. Variasjonen blir målt i trykkforskjell (hPa) som representerer ulike prosentverdier av luftporevolumet. Det skal bare være ca. +/- 3 i verdi mellom de to målingene for at det skal være godkjent. For eksempel 622hPa og 624hPa vil være godkjent. Snittet av verdien, som i dette tilfellet vil være 623, ble brukt. Da dette var utført, og man har en komplett skala som representerer ulike prosentverdier for luftporevolum kan en gjøre det samme med egne jordprøver og lese av resultatene i skalaen som er laget.



Figur 13: A: luftpyknometeret som sender trykk gjennom jordprøven. B viser metallplatene som representerer ulike prosenter av 100cm³. Foto: Torvald Rosseland.

Etter at alle trinn på laboratoriet var utført ble det gjort ulike beregninger av jordparametere. Kalkulasjonene er basert på vektforskjeller av mettede og tørre jordprøver. Vektforskjeller ved de ulike trykkene er også viktig for å få en komplett vannretensjonskurve. Jordtetthet (Bulk density) (Formel 5), volumetrisk vanninnhold (Formel 6), og porøsitet (Formel 7) ble utregnet. Ved hjelp av jordtetthet og volumetrisk vanninnhold kan det lages en vannretensjonskurve som sier noe om hvor godt massene holder på vann.

$$\text{Jordtetthet} = \frac{\text{Vekt av tørr prøve}(g)}{\text{Volum av ring}(cm^3)} \quad (5)$$

$$\%vanninnhold = \frac{\text{vekt av prøve ved } X \text{ trykk}(g) - \text{vekt av tørr prøve}(g)}{\text{vekt av prøve ved } X \text{ trykk}(g)} \times BD \times 100 \quad (6)$$

$$\text{Porøsitet} = \frac{\text{Vekt av metta prøve}(g) - \text{vekt av tørr prøve}(g)}{\text{Volum av prøve (cm}^3)} \times 100 \quad (7)$$

Programmet RETC (Retentioncurve) (Van Genuchten et al., 1991) ble brukt til å tilpasse en vannretensjonskurve basert på måledata. Programmet kan bare analysere en prøve om gangen, derfor ble et excel ark (Kværnø, 2023) brukt til å sammenstille flere jordprøver i samme diagram.

Numerisk modellering

Det ble også utarbeidet en grunnvannsmodell fra Slettebakken. Ved å lage en modell kan en finne ut hvordan et sporstoff beveger seg gjennom deponiet og endrer konsentrasjon over tid. Målet er å modellere spredningen av miljøgifter på Slettebakken og se hvor lang tid det tar før miljøgiftene vaskes ut i deponiet slik det var i utgangspunktet (istedenfor at de fjernes). For å forenkle representasjonen av virkeligheten ble det definert en sporstoff lekkasje på et punkt i deponiet (sørenden) (Figur 8). Et slikt stoff vil ikke reagere med omgivelsene i motsetning til reelle forurensinger i deponiet. Dette stoffet bør være lett målbart når vannet er tynnet ut og ikke absorberes av jordmassen og ikke reagere kjemisk med grunnvannet (Cook & Böhlke, 2000; Hiscock & Bense, 2014). Sporstoffet vil bevege seg med grunnvannsstrømmen og det er mulig å modellere hvordan konsentrasjonen og spredningen av stoffet endrer seg over tid.

Programvaren Modflow 2005 (Harbaugh, 2005) og Modelmuse (Winston, 2022), utviklet av United States Geological Survey (USGS), ble brukt for modelleringen i denne oppgaven. Modflow er den mest brukte modellen for modellering av grunnvannsstrømning, mens Modelmuse er et grafisk brukergrensesnitt som brukes for å lage input-filer og presenterer resultater fra Modflow modelleringen.

Modflow-2005 bruker differensiallikninger for å beregne grunnvannsstømningen (Harbaugh, 2005). Formelen for grunnvannsstrømning (Formel 8) uttrykker grunnvannsstømning i tre dimensjoner (hydraulisk konduktivitet i x,y,z - retning) og h er endringen i den hydrauliske trykkehøyden, t er tid og Ss er spesifikk magasinkoeffisient. Denne formelen gjelder for en lukket akvifer, men formelen for en åpen akvifer er tilsvarende bare at da vil Sy (drenerbar porøsitet) dominere over Ss.

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (8)$$

I tillegg ble det brukt en ekstra modellpakke som heter MT3DMS (Mass Transport in 3-Dimensions) som kan modellere 3D transport og endring av konsentrasjon av en forurensing i grunnvannet (Aker & Ahmed, 2021; Zheng & Wang, 1999). MT3DMS tar utgangspunkt i likningene for adveksjon og dispersjon (Hornberger et al., 2014).

Forurensingstransport

Hvilke typer medium forurensningen strømmer gjennom vil påvirke hvordan et forurensningsstoff vil spre seg i grunnvannet. For ikke reaktive forurensinger vil spredningen i hovedsak skje gjennom adveksjon og dispersjon, som vil gjøre at forurensningen vil spre seg og etter hvert bli tynnet ut i grunnvannet. For mer reaktive stoff vil det også være andre prosesser som sorpsjon, utfelling og redoks-reaksjoner som bestemmer transporten (Hiscock & Bense, 2014).

Adveksjon er transport av et stoff gjennom grunnvannsstrømningen i løsning eller suspendert (Formel 8). Stoffet vil følge samme strømningsmønster som grunnvannet og farten til dette stoffet vil da være den samme som grunnvannsstrømningen som kan bli beregnet med Darcy's lov (Hiscock & Bense, 2014; Hornberger et al., 2014; Zheng & Wang, 1999).

Det er ikke bare transport gjennom adveksjon, men også gjennom dispersjon. Dette vil si at forurensingen vil følge forskjellige veier gjennom et porøst medium som vil gjøre at stoffene vil blandes og på den måten spres utover. Ved mekanisk dispersjon vil det være ulik vannhastighet innad i kornstrukturen på grunn av friksjonen mellom vannet og partikkelen vannet strømmer gjennom. Molekylær diffusjon går også under kategorien dispersjon og vil si at forurensninger kan bevege seg ved hjelp av konsentrasjonsforskjeller (Zheng & Wang, 1999).

I en punktfurensning vil stoffet spre seg utover et større område og gradvis bli mindre konsentrert til lengre avstand det er fra kilden.

Adveksjons-diffusjonslikningen er en formel der adveksjon, dispersjon, og reaksjon er slått sammen. Det er denne likningen MT3DMS bruker for å beregne partikkeltransport i modellen. Det første leddet i likningen er diffusjonen, det andre er adveksjonen og det tredje leddet er reaksjonsdelen (Formel 9). MT3DMS kan ta hensyn til reaksjonsdelen som er det siste leddet i likningen, men dette er ikke brukt i dette forsøket, fordi det er et sporstoff som er modellert.

$$D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - V \frac{\partial c}{\partial x} = R \frac{\partial c}{\partial t} \quad (9)$$

Konseptuell modell

Før en skal starte modelleringen er det viktig å ha god informasjon av området som skal undersøkes. Hydrogeologisk data vil gi utgangspunktet for en konseptuell modell som danner rammeverket for en numerisk modell. Hydraulisk konduktivitet, lagdeling, nedbørsdata, felldata og geometri over området vil være viktig å ha med i modellen. Med denne informasjonen kan man sammenligne modellen med observerte felldata, for å få en indikator på om modellen stemmer med virkeligheten (Anderson et al., 2015).

Modellen i denne masteroppgaven tar utgangspunkt i avgrensingen av deponiområdet hentet fra AsplanViak (2006). Det ble laget en shapefil av formen på området i Arcmap (Esri, 2021), som ble importert til ModelMuse. Her ble det lagt til verdier for hydraulisk konduktivitet hentet fra Durmusoglu et al. (2006) og Reddy et al. (2009). Det var ikke mye data om hydraulisk konduktivitet fra tidligere undersøkelser, derfor ble det valgt å bruke verdier funnet i litteraturen. Det ble også lagt til nedbørsdata fra Bergen der gjennomsnittsnedbøren i perioden 1991 og 2020 var på 2495 mm per år (Bergen kommune, 2019). I modellen er det brukt 30% av denne årsnedbøren en grensebetingelse på overflaten av modellen. Da blir det antatt at resten av nedbøren vil fordampe og at noe forsvinner med overflateavrenning. Med denne nedbøren ligger grunnvannsspeilet litt under overflaten av deponiet. Dette stemmer med observerte data fra AsplanViak (2006), som fant at grunnvannsspeilet varierte mellom 0,2 og 4 meter under bakkenivå. Dette vil variere en del avhengig av nedbørsmengder. Det er også tilfeller på

Slettebakken der grunnvannet når helt opp til overflaten og området blir oversvømt. Det ble også lagt inn grenser hvor vannet drenerer ut og grenser der vann ikke trenger gjennom.

For å lage geometrien i modellen ble det brukt data over dybde og arealet av deponiet fra AsplanViak (2006). Deponiet består av fire lag med ulik tykkelse og utbredelse. Fra topp til bunn består lagene henholdsvis av sand, avfall, myr og grus. I Tabell 2 kan en se de ulike verdiene av hydrauliske konduktiviteter samt geometrien over området og nedbørmengden som ble benyttet. I modellen som ble utarbeidet ble det bare tatt med to lag, topplaget og avfallsmassene (Figur 14). Dette var fordi modellen ikke klarte å kjøre med alle lagene, trolig fordi noen av lagene ble for tynne og vanskelig å regne ut numerisk. Den hydrauliske konduktiviteten som ble brukt var $5 \cdot 10^{-5}$ m/s for sand (Hiscock & Bense, 2014), og $3 \cdot 10^{-4}$ m/s for avfallsmassene (Durmusoglu et al., 2006; Reddy et al., 2009). Det ble utarbeidet tre ulike scenarioer for sporstofftransporten i deponiet:

Scenario 1: Sporstoff tilsatt over ett år.

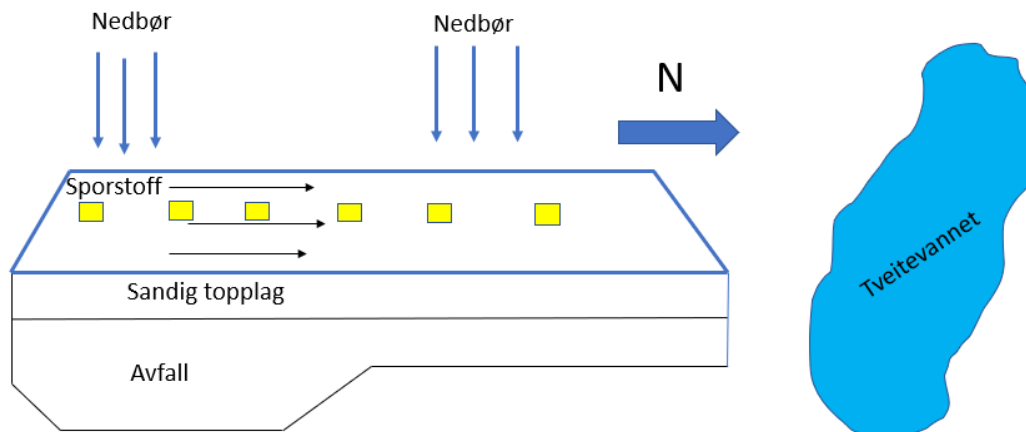
Scenario 2: Sporstoff tilsatt sammenhengende i 10 år.

Scenario 3: Kontinuerlig tilførsel av sporstoff gjennom 83 år.

Modelleringen skal simulere en miljøgifts minimums oppholdstid gjennom deponiets levetid. Derfor er modellen kjørt i 83 år, noe som tilsvarer tiden fra deponiets start (1940) og frem til i dag (2023), med ulik mengde forurensning.

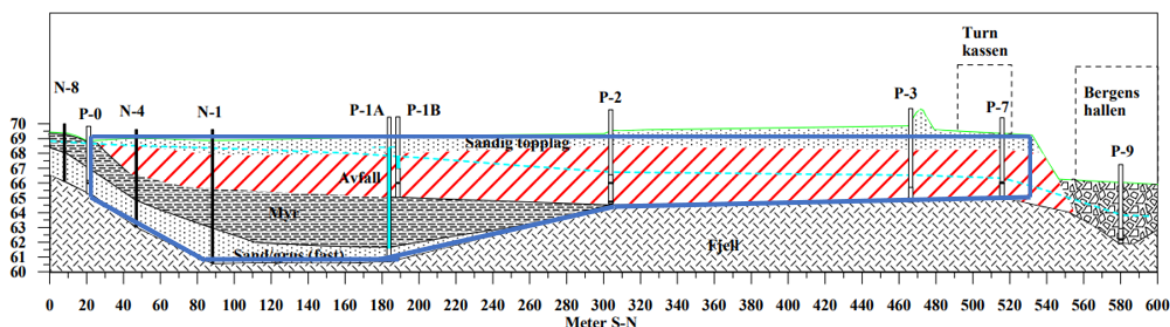
Tabell 2: Tabellen viser geometrien til området og hvilke verdier som er brukt i Modflow.

Inngangsverdier til modellen	
Dimensjoner	Areal: 52000 m ² Dybde: Varierer mellom 4-8 meter
Tid	Kjøre modellen i 83 år som er fra deponiets start til i dag Scenario 1: Tilsetting av sporstoff i 1 år Scenario 2: Tilsetting av sporstoff i 10 år Scenario 3: Tilsetting av sporstoff kontinuerlig i 83 år
Cellestørrelse	Hver celle var 2 x 2 meter
Overflate	70 moh.
Konsentrasjon av sporingstoff	100mg/l
Hydrologeogiske egenskaper	
Akvifer egenskaper	2 lag, åpen akvifer
Hydrauliske konduktiviteter	Sandig topplag: 1,5*10 ⁻⁵ m/s Avfall: 1*10 ⁻⁴ m/s
Grensebetingelser	
Utløp	Utløpet ligger på nordsiden av deponiet. Konduktivitet: 2*10 ⁻⁴ m/s
Grunnvannsmating	1*10 ⁻⁸ m ³ /s Dette tilsvarer ca. 30% av årsnedbøren i Bergen



Figur 14: Modell av Slettebakken som viser hvor sporstoffet er tilsatt i tillegg til lokaliteter der konsentrasjonen av sporstoffet er målt i modellen. Modellen viser også at det er gjort en forenkling av lagdeling der det bare er to ulike lag.

Modellen tar utgangspunkt i en figur fra Asplan Viak sin rapport fra 2006 (Figur 15). Denne figuren viser hvordan deponiet ser ut under bakken, samt fordeling av avfallsmasser og geologisk materiale. På denne måten var det mulig å lage en modell med overflate og geometri basert på data fra Asplan Viak.



Figur 15: Tverrsnitt fra sør til nord på Slettebakken (se grunnvannsstrømning og konsentrasjonspunkter i Figur 8). Figuren modifisert fra (AsplanViak, 2006) viser fordeling av de ulike massene. Blå linje representerer området som er modellert i Modflow.

For å visualisere resultatene ble tilleggsprogrammene Model Viewer (Hsieh & Winston, 2002) og Gw_chart (Groundwater_chart) brukt (Winston, 2000). I Model Viewer kan en visualisere resultatet som kommer fra MT3DMS og lage en animasjon om hvordan sporstoffet beveger seg gjennom deponiet og hvordan konsentrasjonen endrer seg over tid. I Gw_chart kan en importere

filene fra MT3DMS og få ut grafer som viser konsentrasjonen av sporstoffet over tid på gitte lokaliteter. Resultatene herfra ble deretter eksportert til excel for å lage grafer.

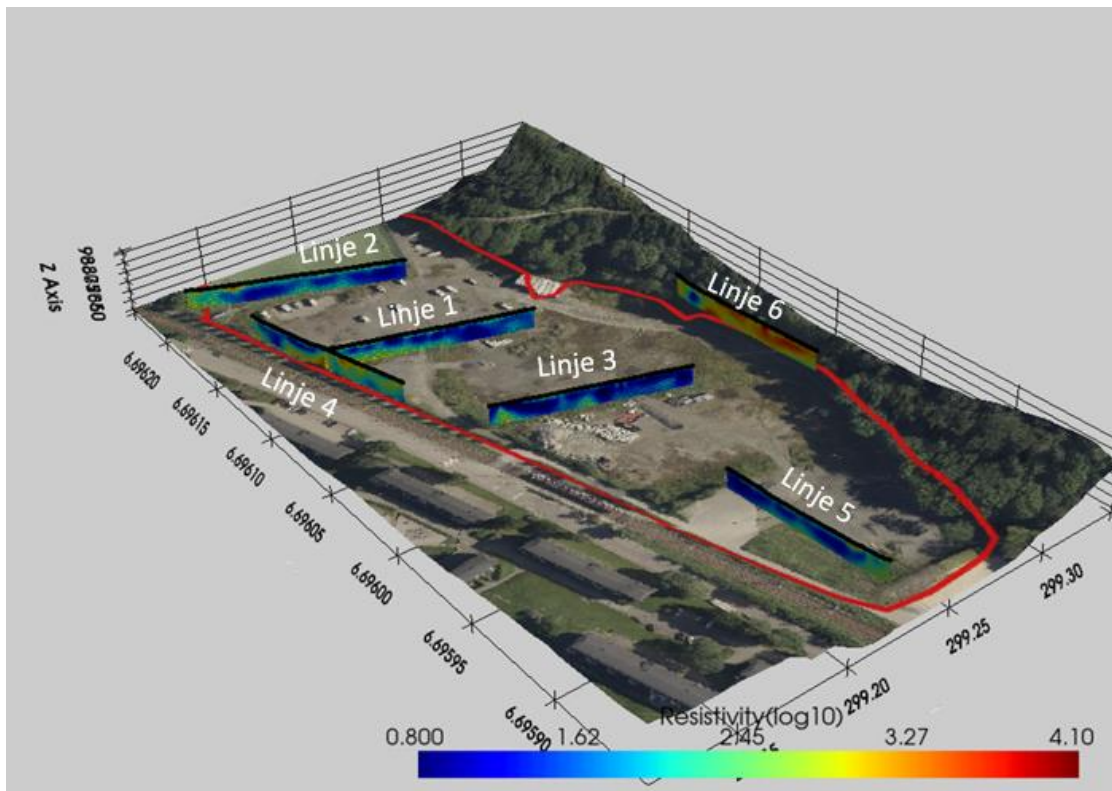
Resultater

Feltarbeidet på Slettebakken resulterte i seks ERT-profiler, jordprøver ved Linje 2 og Linje 4 og infiltrasjonsmålinger på seks lokaliteter. Det ble samlet inn 13 jordprøver med pF-ringer, åtte fra Linje 2 og fem fra Linje 4. Resultatene fra modelleringen vil også bli presentert her.

Resultat av elektriske resistivitetsmålinger (ERT)

Resultatene fra målingene er presentert ved seks ulike profiler. Heretter vil profilene bli presentert med ulike nummer. Resistivitetsverdiene blir representert med et tomografi som et resultat fra inverteringen av rådataen. Her vil det komme ut fargekombinasjoner som representerer ulike resistivitetsverdier. Ut ifra disse verdiene er det mulig å tolke hva som er i bakken. Lave verdier i dette tilfellet kan tolkes som avfallsmasser (blått område) og høye verdier kan være berggrunn (røde områder). Fargekodene vil overlappe hverandre og representerer ikke en absolutt grense i virkeligheten. Med elektrode konfigurasjonen som er brukt i denne oppgaven kan en dybde på ca. 10 meter detekteres. Signalene vil bli svakere lengre ned i profilet og resultatene herfra kan være svakere enn andre steder.

Det ble utarbeidet en 3D-modell der alle profilene ble presentert i samme figur sammen med avgrensning av deponiet lagt over et flyfoto (Figur 16).



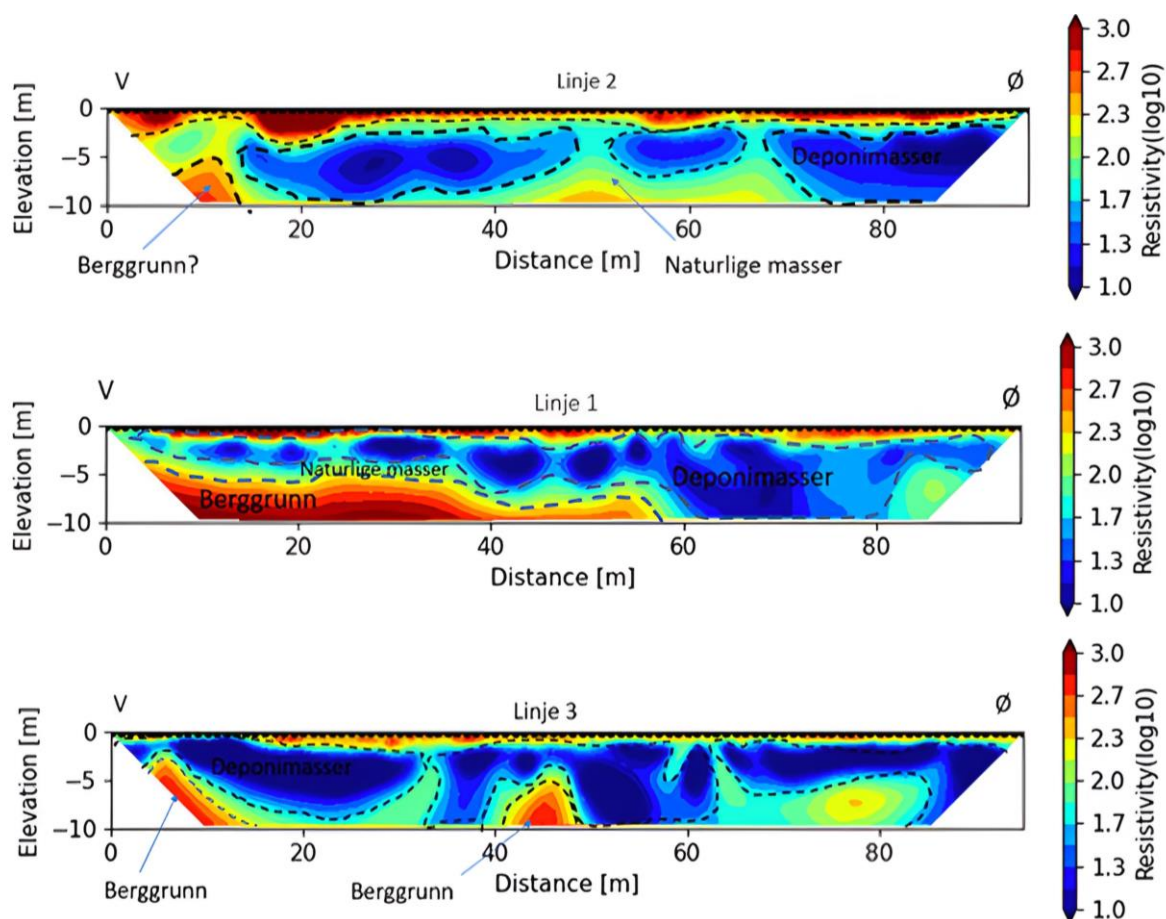
Figur 16: Oversikt over de seks ERT-profilene med avgrensingen til deponiet vist med rød strek. Figuren er utarbeidet med hjelp av Fredrik Nerol Beilegaard.

Resistivetsprofiler V-Ø-retning

Linje 1 går fra vest til øst og har varierende resistivetsverdier (Figur 17). Det kan se ut som dybden ned til berggrunnen er grunnere på vestsiden av profilet da det var høyere verdier her. Her var det målt resistivetsverdier på $1000 \Omega\text{m}$. Toppdekket har også resistivetsverdier som ligger på ca. $1000 \Omega\text{m}$ som var en høy verdi. Dypere i profilet kan en se blå områder, noe som viser lavere resistivetsverdier som varierer mellom $10\text{-}25 \Omega\text{m}$.

Linje 2 gikk langs den eksisterende kunstgressbanen lengst nord på deponiet. Resultatene her viser at det er høy resistivetsverdi ved overflaten ($1000 \Omega\text{m}$). På to til fire meters dybde var det tre blå områder som skilte seg ut med lave resistivetsverdier ($10\text{-}25 \Omega\text{m}$). Imellom disse områdene var det også grønne og gule felt med resistivetsverdier på ca. $100 \Omega\text{m}$.

Linje 3 var tilnærmet på midten av deponiet. Her var det også høyest verdier ved overflaten ($1000 \Omega\text{m}$) og lavere verdier mellom én til seks meter under bakken ($3\text{-}10 \Omega\text{m}$). Det var også to steder på fem meters dybde der det var registrert høyere verdier ($500\text{-}1000 \Omega\text{m}$).



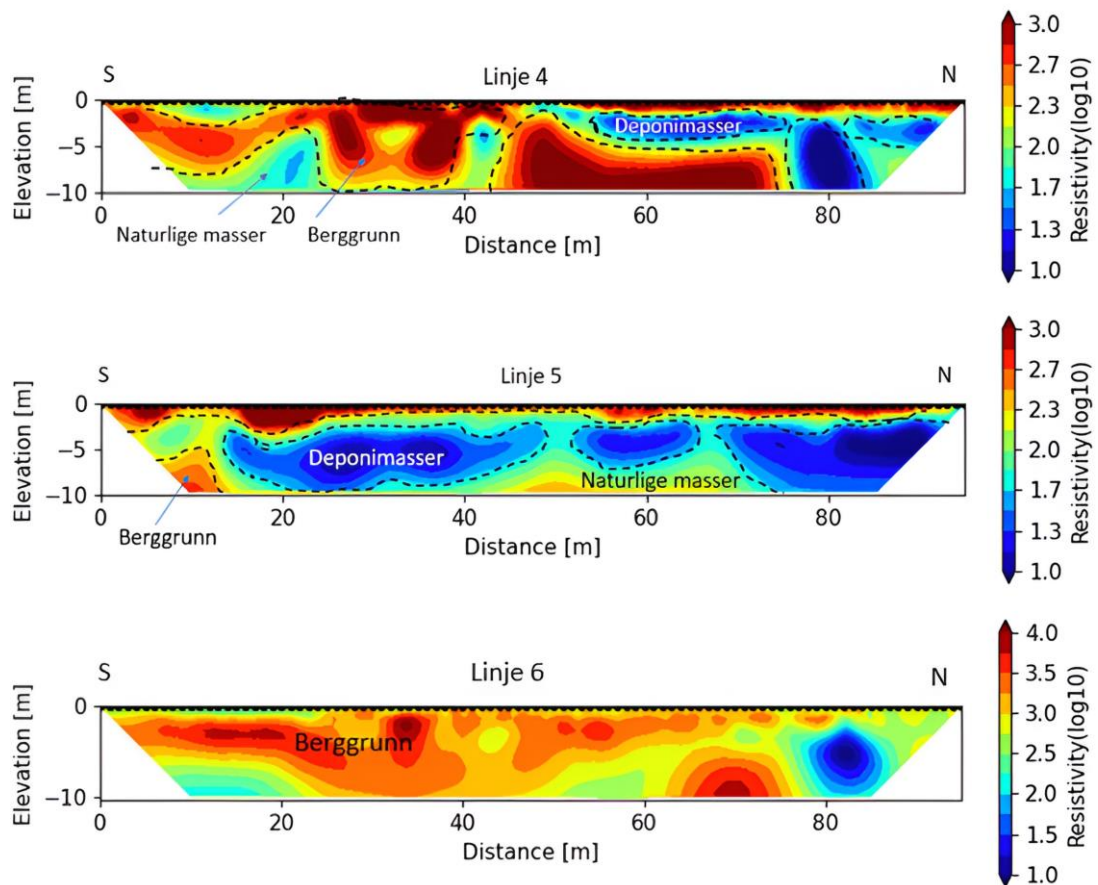
Figur 17: Figurene viser profilene fra Slettebakken som går fra vest til øst på tvers av deponiet. Y-aksen viser dybden av profilet og X-aksen viser lengden av profilet. Resistivitetsverdien er vist med forskjellige farger fra en skala fra log1 til log 3.

Resistivetsprofiler S-N-retning

Linje 4 gikk i sør-nord retning og lå i vestre del av deponiet, langs området yttre grense (Figur 18). Her var det også høye verdier nærme overflaten. Lengst nord på profilet var det områder med lavere verdier (10-25 Ωm), ellers var det høye verdier (500-1000 Ωm) som dominerte denne linja. Ved sørenden er det et område med lavere verdier under høyere verdier. Dette kan mulig skyldes en 3D-effekt at dette område muligens viser et område som er inne på deponiområdet. Det ville vært mer logisk at de høyere verdiene ville vært mer gjennomgående eller vist i bunnen av profilet.

Linje 5 lå på sørsiden av deponiet. Her var det også høye verdier ved overflaten (500-1000 Ωm), samt steder med blå områder med lavere verdier (10-25 Ωm). Imellom var det gule/grønne områder med verdier på ca. 100 Ωm . I sørenden, i begynnelsen av profilet, var det igjen høyere verdier på 500 Ωm .

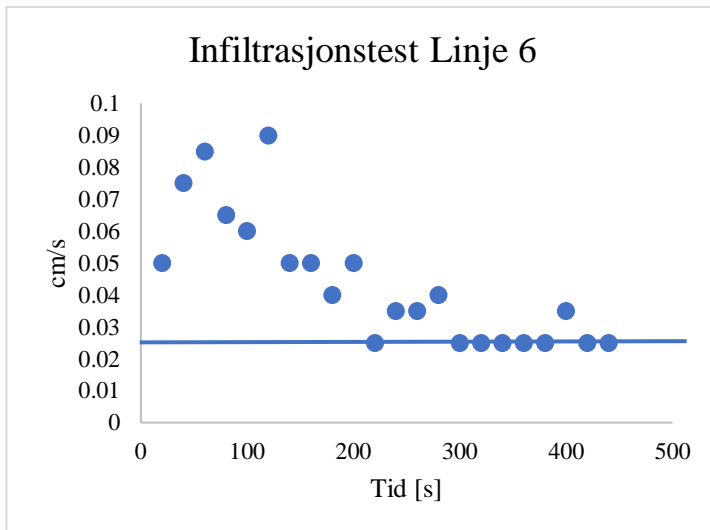
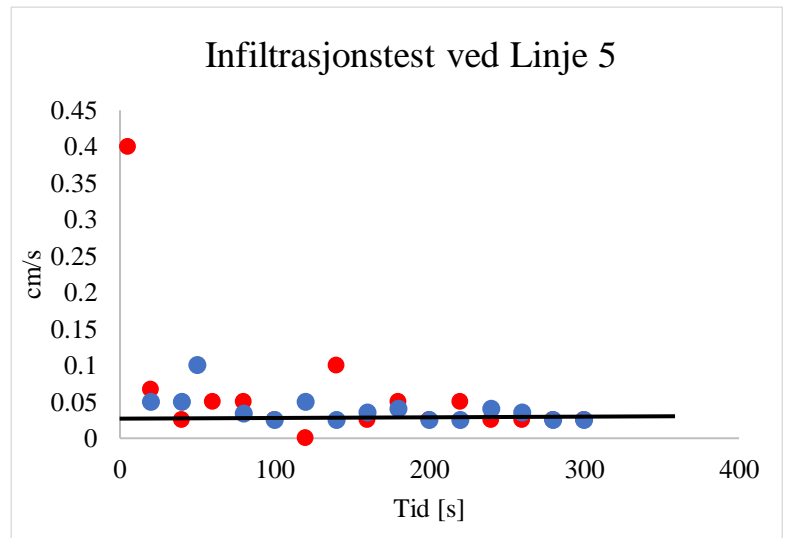
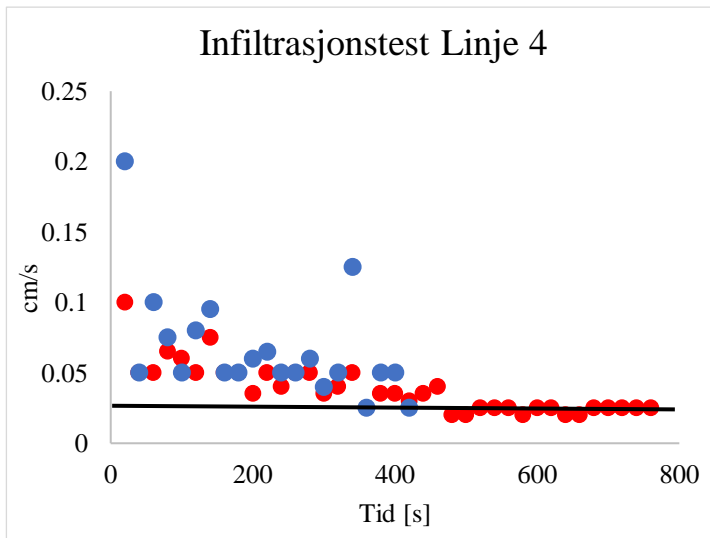
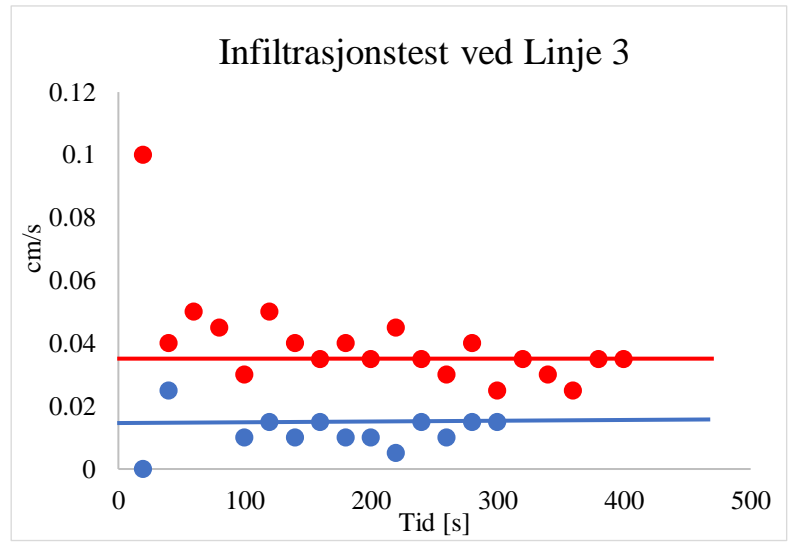
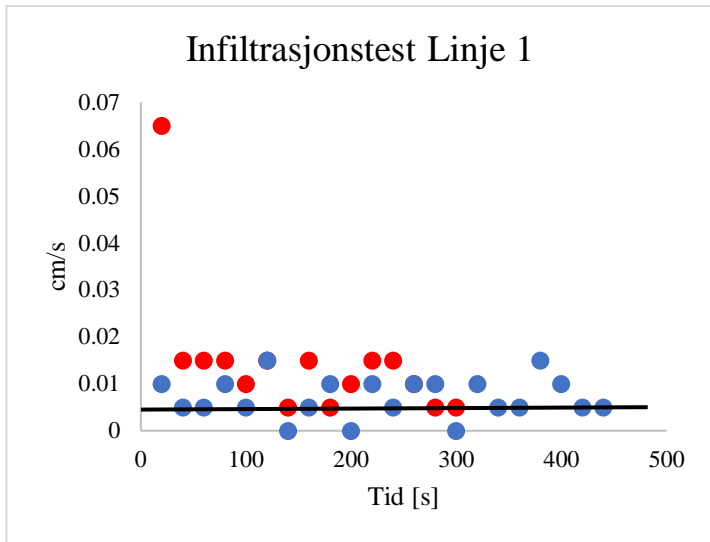
Linje 6 lå på østsiden, utenfor det avgrensede deponiområdet. Her går skalaen fra \log_1 - \log_4 , som er ulikt de andre profilene. Dette er fordi kontrastene ble tydeligere med denne skalaen, da verdiene var høyere enn de andre profilene (3000-10000 Ω m). Det var ett blått område i nordenden av profilet som viste en lavere verdi (10-25 Ω m).



Figur 18: Figuren viser profilene fra Slettebakken som går fra sør til nord-retning. På linje 6 er skalaen litt annerledes (\log_1 - \log_4) på grunn av at figuren viser mindre kontraster hvis skalaen hadde vært den samme. På linje 4 er det lavere verdier under høye verdier i sørenden av profilet. Det kan være en mulig 3D-effekt, at det egentlig er et annet område i nærheten som viser denne lave verdien.

Infiltrasjonstester

Resultatene fra infiltrasjonstestene viste at det var variasjon i hydraulisk konduktivitet avhengig av hvor målingene ble utført. Resultatene viste høye konduktivitetsverdier som varierte mellom 0,005m/s og 0,035m/s på de ulike lokalitetene (Figur 19). Det ble også gjort målinger på Linje 2, men resultatene viste at vannet ikke infiltrerte bakken her, noe som gjorde at det ikke var mulig å beregne hydraulisk konduktivitet på denne lokaliteten. Det samme skjedde også på en av målingene på Linje 6. Disse resultatene er derfor ikke tatt med i Figur 19.



Figur 19: Grafene viser infiltrasjonstester som er tatt på Slettebakken. Røde og blå prikker er to forskjellige tester som er tatt på samme sted. Merk at Skalaen på y-aksen er forskjellige fra de ulike grafene. Strekene som går gjennom prikkene er det som er tolket som hydraulisk konduktivitet. De svarte strekene betyr at begge lokalitetene har samme verdi.

På Linje 1 ble det målt en hydraulisk konduktivitet på 0,005 m/s, dette gjaldt begge testene. Målingene på Linje 3 viste en hydraulisk konduktivitet på 0,035m/s og 0,015m/s. På Linje 4 ble det målt 0,025 m/s, Linje 5, 0,025m/s og Linje 6, 0,025m/s. Resultatene er presentert i Tabell 3.

Tabell 3: Hydraulisk konduktivitet ut ifra infiltrasjonsmålinger på de ulike profilene.

Infiltrasjon	Hydraulisk ledningsevne (m/s)
Linje 1	0,005 m/s
Linje 3	0,035 m/s 0,015 m/s
Linje 4	0,025 m/s
Linje 5	0,025 m/s
Linje 6	0,025 m/s

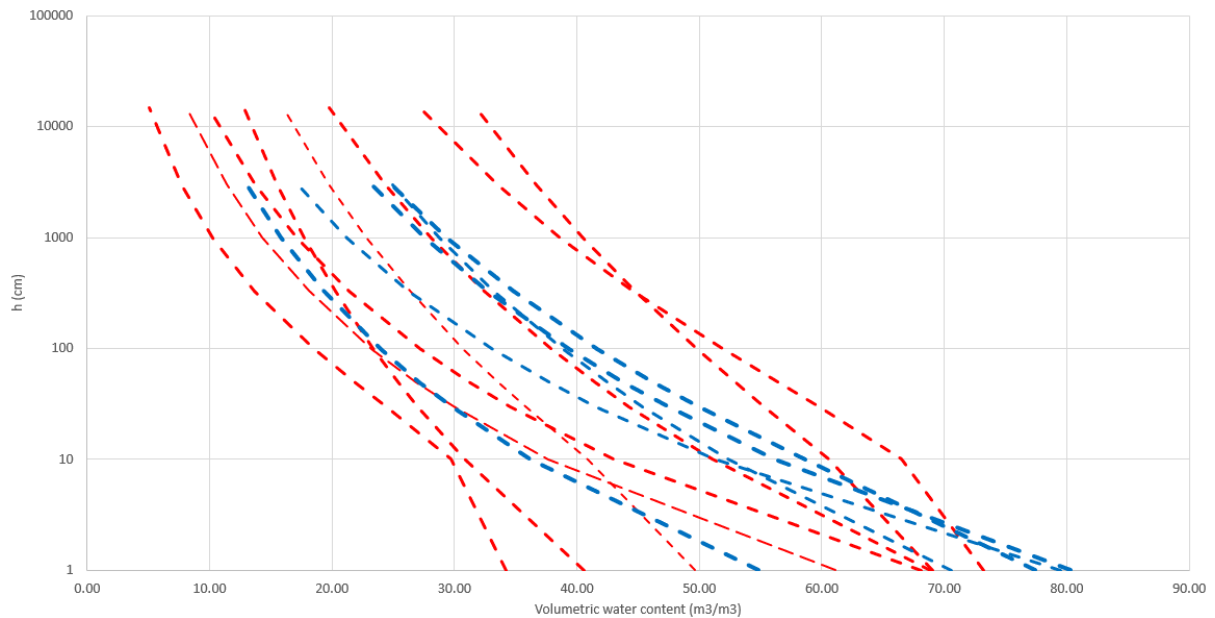
Jordprøver

Porøsitetsverdiene varierte mellom 35-82% i de ulike prøvene (Tabell 4). På Linje 2 var gjennomsnittsporøsiteten 58% og på Linje 4 var gjennomsnittsverdien 73%. Dette viser at det er variasjon i porøsitet mellom disse lokalitetene. Jordtettheten (Bulk density) varierte mellom 0,48-1,74g/cm³ mellom det to profilene. På Linje 2 var gjennomsnittsjordtetthet på 1,10g/cm³, mens på Linje 4 var gjennomsnittsverdien på 0,67g/cm³. Jord som har mye porerom i forhold til fast stoff vil ha en lav jordtetthet og stoff med lite porevolum i forhold til fast stoff vil ha en høyere jordtetthet. Verdiene fra Slettebakken viser en god variasjon i jordtetthet. Den laveste verdien på 0,48g/cm³ ligger på samme verdi som en kompost, mens den høyeste verdien på 1,74g/cm³ kan sammenlignes med sand (Weil & Brady, 2017).

Tabell 4: Tabellen vise en oversikt over hvor jordprøvene er samlet inn og i hvilken dybde, samt jordtetthet og porøsitet.

Profil	Dybde i cm	Jordtetthet (g/cm ³)	Porøsitet (%)
Linje 2	10 cm	0,99	64
	20 cm	1,74	35
	30 cm	0,86	69
	50 cm	1,26	49
	70 cm	1,72	38
	100 cm	0,86	67
	120 cm	0,69	75
	200 cm	0,71	69
Linje 4	20 cm	1,12	56
	40 cm	0,72	69
	60 cm	0,48	82
	80 cm	0,50	81
	100 cm	0,55	77

Vannretensjonskurvene fra jorprøvene er vist i Figur 20. Resultatene viser vannretensjonskurver fra de to ulike lokalitetene prøvene var samlet inn. De viser stor variasjon i hvor godt de holder på vann. Volumetrisk vanninnhold varierer fra 35 – 82%. Det kan se ut til at det er god variasjon i prøvene sin evne til å holde på vann. På noen av prøvene var mye av vannet er drenert ut ved feltkapasitet (pF=2). Det vil si at det er stort sett grove masser der de meste av vannet blir drenert ut ved gravitasjonskraften. Selv om noen av prøvene hadde volumetrisk vanninnhold opptil 82% var dette også prøver der vannet drenerte lett ut.

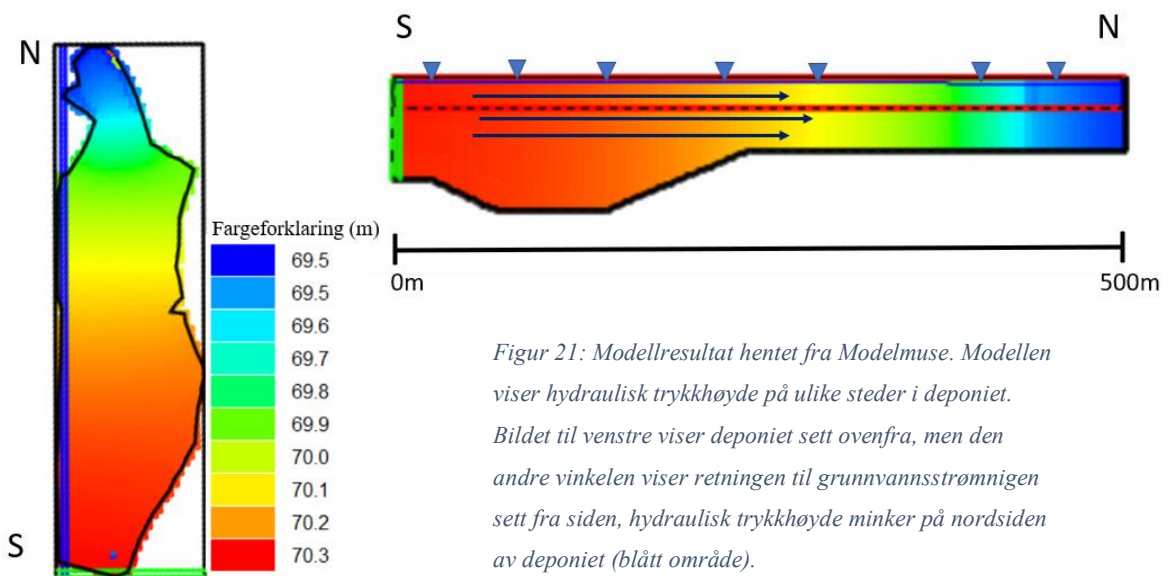


Figur 20: Figuren viser vannretensjonskurvene fra Linje 2 i rødt og fra Linje 4 i blått. Y-aksen viser h (cm) mens X-aksen viser volumetrisk vanninnhold (%). 100 cm er tilsvarende $pF=2$ og 15000 cm tilsvarende $pF=4,2$.

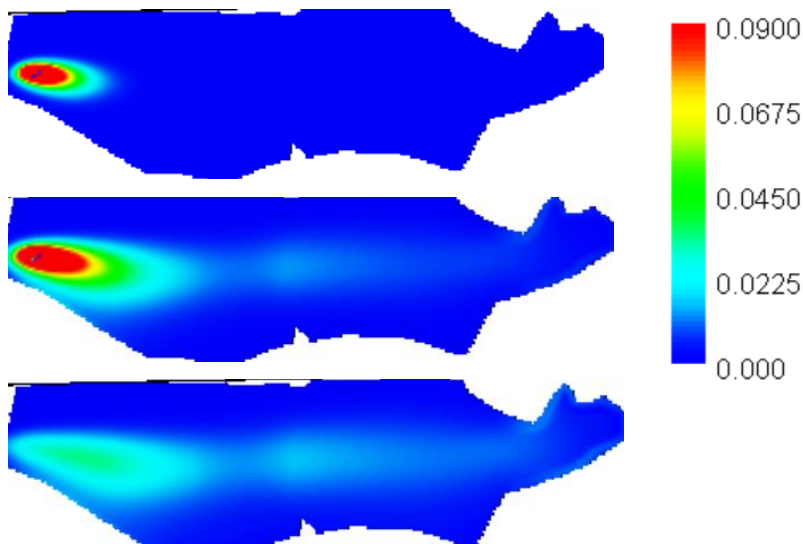
Modellerings resultat

Resultatene fra Modflow modelleringen etter 83 år.

Det har blitt utført tre scenarioer der det er tilsatt ett sporstoff over ett år (scenario 1), 10 år (scenario 2) og kontinuerlig over 83 år (scenario 3). Det er valgt ut 6 ulike punkt på deponioverflaten (Figur 8) der en kan se hvordan konsentrasjonen av sporstoffet endrer seg over tid på de ulike punktene. Figur 21 viser den modellerte hydrauliske trykkhøyden og grunnvannsstanden, samt transportretningen til grunnvannet.



I modelviewer var det mulig å se på hvordan sporstoffet beveger seg i deponiet over tid og se på konsentrasjonsendringen (Figur 22). Det var mulig å se at det ble lavere konsentrasjon og større utbredelse av forurensingen etter lengre tid.

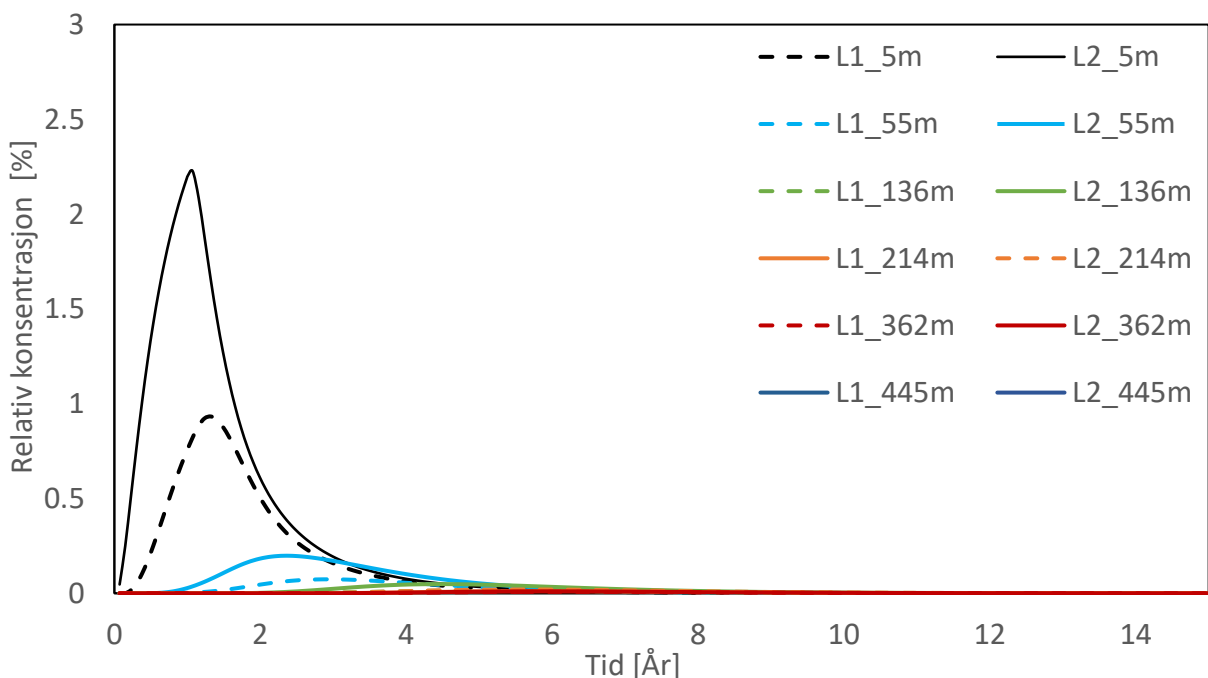


Figur 22: Resultat av MT3DMS simulering vist med Modelviewer der en kan se sporstoffet spre seg i deponiet. Rødt område er der konsentrasjonen er størst (mg/l), i denne simuleringen er sporstoffet tilsatt i 10 år. Den øverste figuren viser konsentrasjonen etter ca. 1 år og den midterste er ca. 7 år og den siste er på ca. 16 år.

Scenario 1

Her vil resultatene fra de ulike gjennombruddskurvene modellert i Modflow bli presentert. Kurvene er basert på de ulike punktene i deponiet som er vist i Figur 8 og vil vise hvordan konsentrasjonen av sporstoffet vil endre seg over tid i de ulike scenarioene.

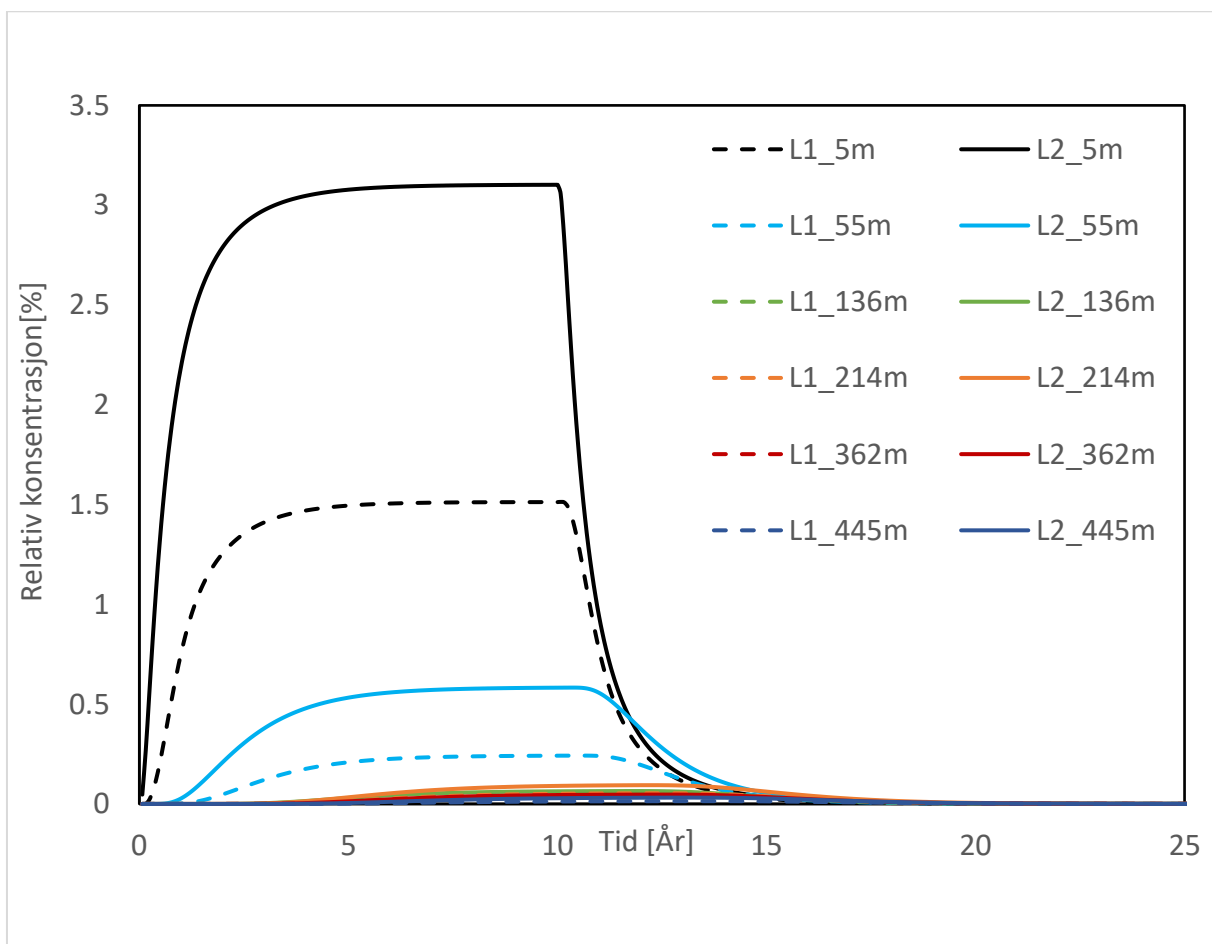
I scenario 1 er sporstoffet tilsatt over et år. I Figur 23 kan en se at mesteparten av konsentrasjonen av sporstoffet vil bli transportert med det nederste laget, som er avfallsmassene. Der kurven når høyest er nærmest kilden til sporstoffet. Konsentrasjonen vil øke helt til den når toppen rett etter et år og vil deretter bare synke. Toppen nærmest kilden ligger på ca. 2,3% av konsentrasjonen sporstoff som er tilsatt i modelleringen. Konsentrasjonen vil gradvis minke til lenger bort fra kilden en kommer. Når det har gått 6-7 år, vil mesteparten av stoffet være oppløst. Konsentrasjonen av sporstoffet er tilnærmet borte når det er kommet til enden av deponiet og vil derfor ikke være en fare for videre spredning av forurensningen.



Figur 23: Graf som viser ulike konsentrasjoner av sporstoff tilsatt i 1 år på forskjellige punkt i deponiet. Punktene i tegnforklaringen representerer lengde i meter fra kilden til forurensningen. Der det er høyest konsentrasjon er der sporstoffet er tilsatt og det vil deretter minke til lengre nord i deponiet en kommer. Y-aksen viser endringen i konsentrasjon av sporstoffet, mens X-aksen viser tid (år).

Scenario 2

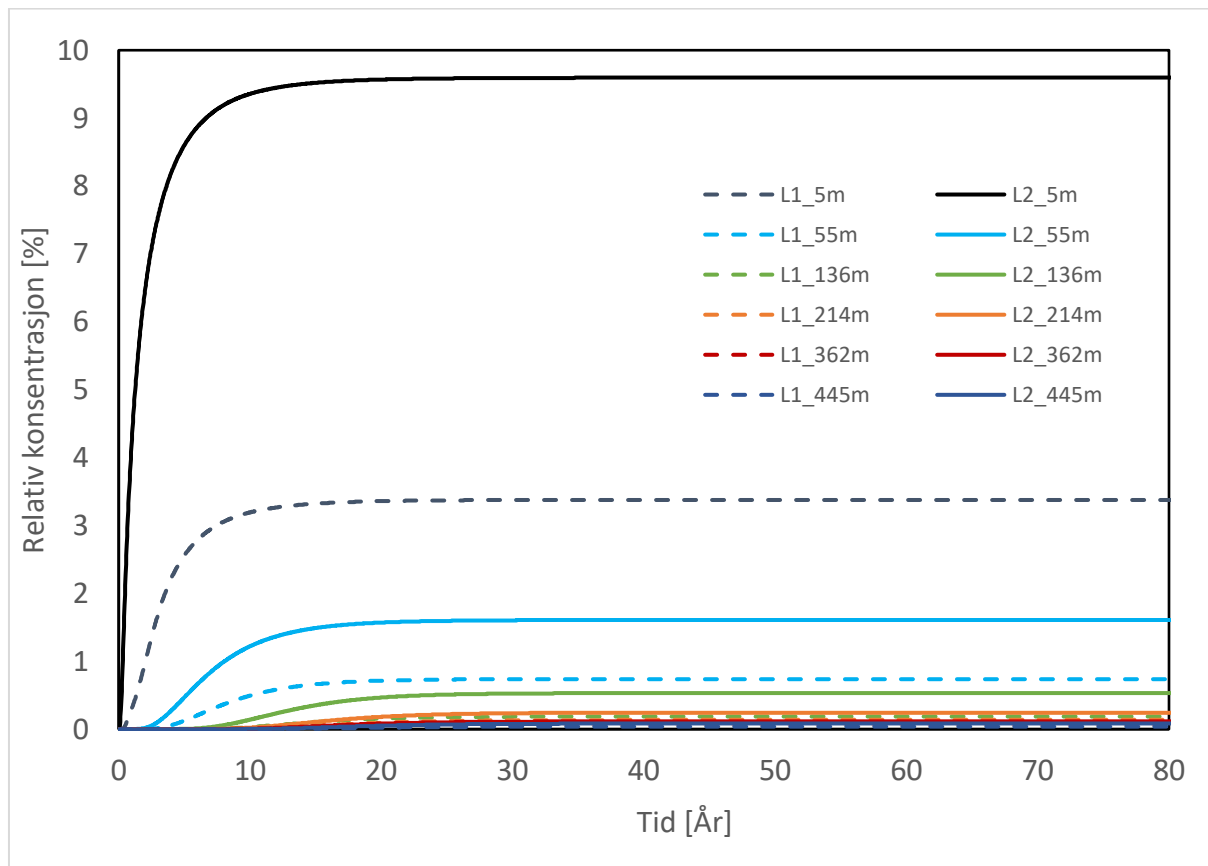
Her vil det samme skje som i scenario 1 ved at mesteparten av sporstoffet vi bli transportert gjennom avfallsmassene. Ved sporstoffet tilsatt over 10 år vil det være en topp når det har gått 10 år og så vil det gradvis minke med tiden. Det vil være tilsatt mer sporstoff i løpet av disse 10 årene og derfor vil den høyeste konsentrasjonen etter 10 år være noe høyere enn i scenario 1. Det vil bli bygd opp en større konsentrasjon av forurensingen i akviferen, som i dette tilfellet vil øke faren for at forurensingen skal komme ut av deponiet. Også i dette tilfellet vil sporstoffet være nesten helt oppløst før det kommer til enden av deponiet. Når det har gått ca. 15 år, vil konsentrasjonen av dette sporstoffet være tilnærmet 0.



Figur 24: Graf som viser ulike konsentrasjoner av ett sporstoff på forskjellige punkter av deponiet. Sporstoffet er tilsatt over 10 år og konsentrasjonen vil gå gradvis ned etter det. Grafen viser maksimal konsentrasjon i prosent på Y-aksen på gitte punkt etter 10 år med tilsetting av sporstoff. X-aksen viser tid i år. De ulike punktene som er undersøkt kan ses i Figur 8.

Scenario 3

I dette scenarioet er et sporstoff tilsatt kontinuerlig fra deponiets start til slutfasen, altså gjennom 83 år. Utifra denne simuleringen kan en se den maksimale konsentrasjonen av sporstoffet fra ulike punkter av deponiet (Figur 25). Når grafen flater ut vil dette være den konstante mengden av sporstoff i et gitt punkt. Denne konstanten vil avta med lengre avstand til kilden av sporstoffet. Når denne konstanten er oppnådd, er det en likevektssituasjon og konsentrasjonen av sporstoffet kan ikke bli høyere. Da er det en likevekt mellom sporstoff som går videre i deponiet og sporstoff som går ut av deponiet. Her vil også mesteparten av konsentrasjonen være i det nederste laget der avfallsmassene befinner seg. Nærmest kilden vil ca. 9% av den totale mengde sporstoff være i dette punktet ved en likevektstilstand. Også i dette scenarioet vil konsentrasjonen av sporstoffet være lavt ved enden av deponiet. 0-1% av sporstoffet vil bli fraktet ut av deponiet.



Figur 25: Grafen viser hvordan konsentrasjonen av sporstoffet vil være når det er kontinuerlig tilsetning av sporstoff. Y-aksen viser den maksimale konsentrasjonen i prosent når systemet er i likevekt. Det vil være høyest verdier på de punktene som er nærmest kilden til sporstoffet og vil minke til lengre bort man kommer fra kilden. X-aksen viser tid i år. De ulike punktene som er undersøkt kan ses i Figur 8.

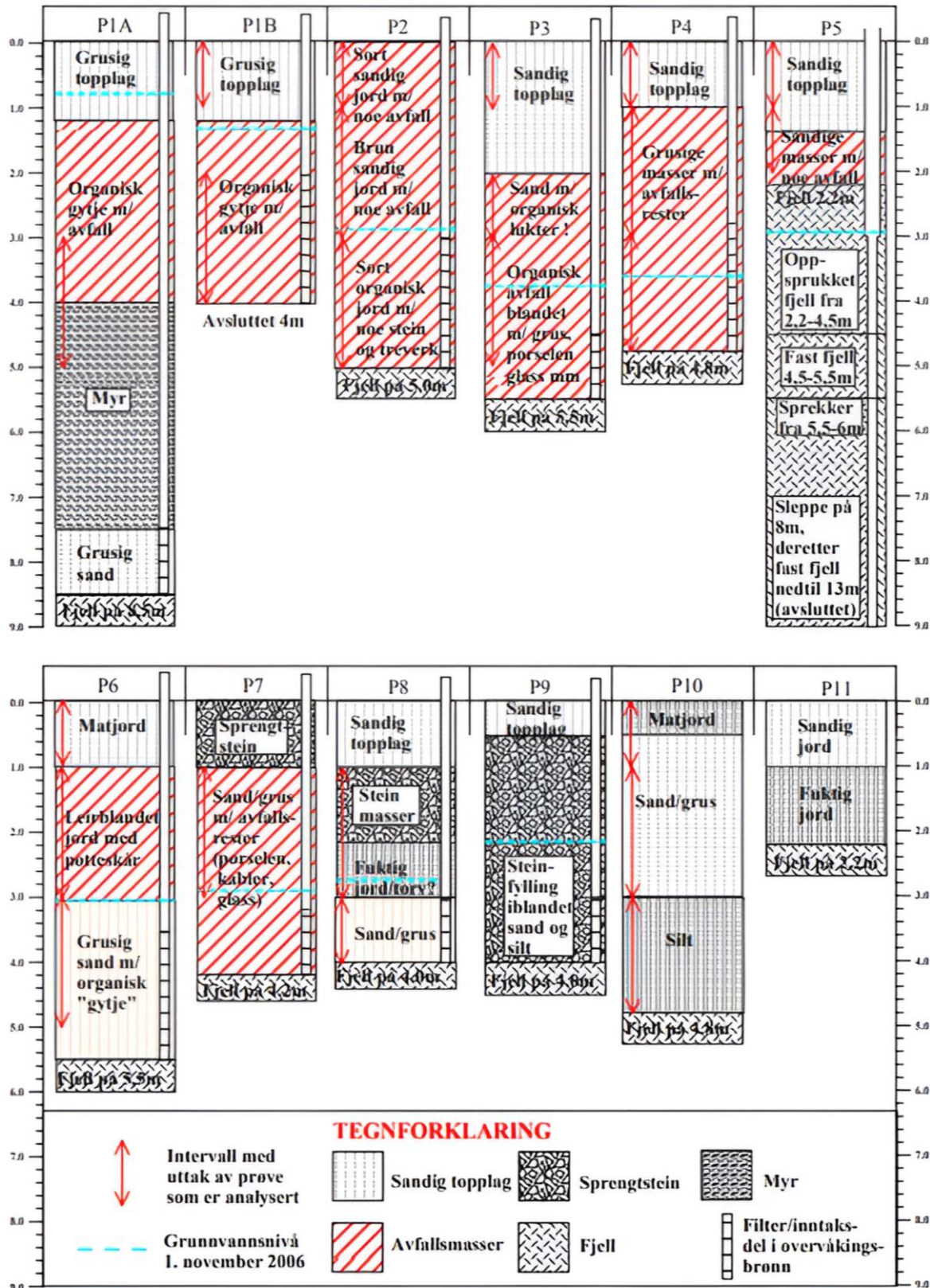
Diskusjon

I dette kapitlet vil resultatene fra ERT-målingene diskuteres og hvordan jordprøvene og infiltrasjonsmålingene kan si noe om egenskapene til de deponerte massene. Modelleringsresultatene vil også bli diskutert.

ERT tolkninger

Resultatene fra ERT-målingene viste at det var variasjon i massene ved å vise ulike resistivitetsverdier. De fleste profilene hadde høye verdier på toppen noe som kan representere et sandig og tørrere lag. Målingene viste også lave verdier i midten av profilene og høyere verdier i bunnen av profilene som henholdsvis har blitt tolket som avfallsmasser og fjell. Noen av profilene har også blitt sammenlignet med tidligere undersøkelser noe som kan være med å bekrefte resultatene.

Fra figuren fra (AsplanViak, 2006) (Figur 26) kan en se på brønnen markert som P2 lokalisert på samme område som midten av Linje 1. Her kan en se at det er ca. 5 meter ned til fjell. Dette kan også bekreftes fra resultatet fra Linje 1 fra resistivitetsmålingene. Her er det røde områder (Figur 17) som viser høye verdier på $1000\Omega\text{m}$ på 5 meters dybde, som kan tolkes som berggrunn. Dette stemmer også med figuren fra (Palacky, 1988) (Figur 4), som viser ulike geologiske materialer der ulike bergarter har høye resistivitetsverdier ($1000\text{-}100000\ \Omega\text{m}$). På Slettebakken består berggrunnen av de to hovedbergartene amfibolitt og granatglimmerskifer. Laborrietester utført på 14 ulike amfibolitter har vist at resistiviteten til bergarten ligger mellom $1500\text{-}4000\Omega\text{m}$ (Sertçelik et al., 2018). Dette stemmer også overens med verdier som er målt på Slettebakken og tolket som berggrunn. Men det viser også at det er stor variasjon selv om det er samme bergart. Granatglimmerskifer ble ikke testet i Sertçelik et al. (2018), men det ble testet en type skifer der resultatene viste at verdiene lå mellom 1000 og $1800\Omega\text{m}$. Dette er også verdier som er funnet på Slettebakken og tolket som berggrunn. Resistiviteten av bergarter kan variere på grunn av variabler som porøsitet og strukturen til bergarten samt vanninnhold, saltinnhold i vannet og temperatur (Hersir & Árnason, 2009; Loke, 1999). Disse egenskapene vil være varierende for ulike bergarter og geologiske materialer, noe som kan skape en usikkerhet i resultatene.



Figur 26: Figur hentet fra AsplanViak (2006) som viser de ulike brønnene på Slettebakken. Brønnen markert med P2 er på samme lokalitet som midten av Linje 1 og er derfor nyttig når en skal se på resultatene fra resistivitetmålingene.

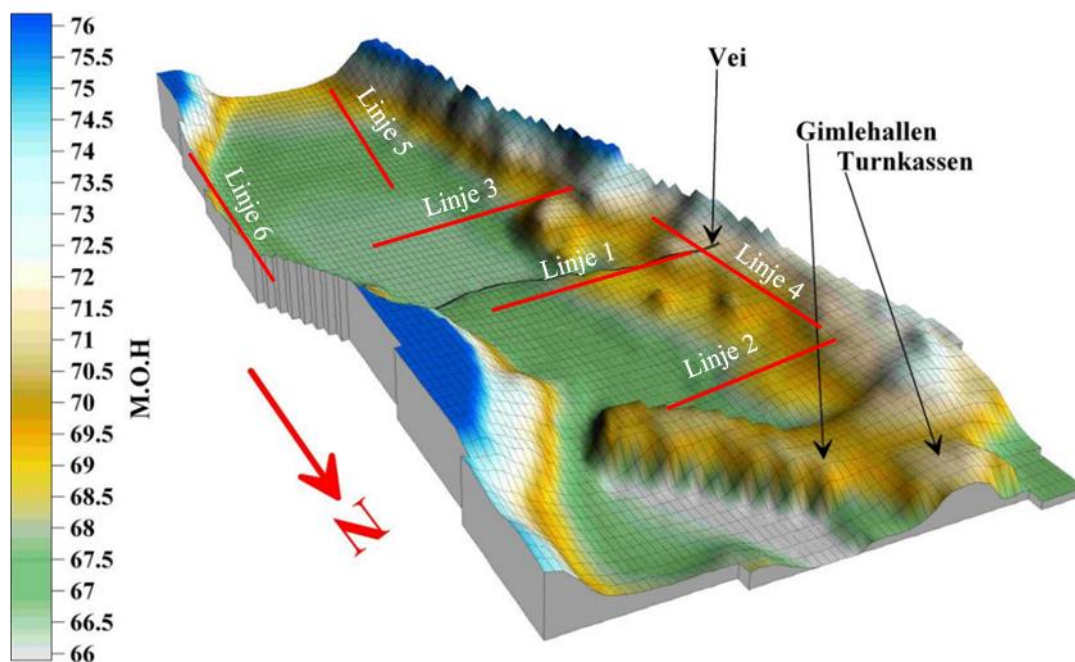
Uorganiske kjemiske sammensetninger som klorid, kalium, ammonium og karbonater er ofte å finne i sigevannet på deponier (Aristodemou & Thomas-Betts, 2000; Christensen et al., 2001; Maurya et al., 2017). Dette vil være med på å øke den elektriske konduktiviteten til grunnvannet, og dermed senke resistiviteten i områder der disse stoffene er. Flere av disse stoffene er funnet på Slettebakken (AsplanViak, 2006), noe som kan forklare den generelt lave resistiviteten som er målt ved resistivitets-målingene. Dette gjør at det stedvis er god kontrast mellom avfallsmassene og berggrunnen i bunn. Det var også en god kontrast mellom det grove toppdekket (sand/grus) og massene under, der alle profilene viste høye resistivitetsverdier. Det kan også være en sammenheng at de øverste massene ikke er mettet med vann, noe som vil gjøre at verdiene er høyere her.

På flere av profilene var det ikke en tydelig grense til berggrunn. En mulig årsak kan være at berggrunnen er oppsprukket og sigevann med uorganiske kjemiske sammensetninger kan trenge inn gjennom disse sprekke (Yoon et al., 2003). Deponiet skal i utgangspunktet ikke være dypere en 10 meter basert på boringer fra AsplanViak, derfor burde resistivitetsresultatene vist høyere verdier dypere ned. Det er en mulighet at sigevann fra deponimassene kan forurense underliggende masser og berggrunn, noe som kan resultere i lavere verdier (Chambers et al., 2006; Rawfill, 2020). Dette kan føre til at dybden til deponiet kan bli overestimert. Modellens oppløsning blir også lavere ved større dybder, noe som kan øke usikkerheten til modellen. Noen steder var det god kontrast mellom det som trolig var avfallsmasser og berggrunnen, mens andre steder var det lave resistivitetsverdier helt ned til bunnen av profilet på 10 meter.

Ved Linje 3 er det også brønner som var i nærheten av profilet (AsplanViak, 2006). Brønnene P1A og P1B var på østsiden av profilet 3-4 meter bortenfor elektrode 96 (Figur 26). På P1A har det blitt boret en brønn på 9 meter. Fra toppen og ned er det et grusig topplag (1m), organisk gytje med avfall (1-4m), et myrlag (4-7,3m), grusig sand (7,3-8,3m) og på 8,5 meter var det truffet på berggrunn. Ved å sammenligne disse observasjonene med enden av Linje 3 kan en se at resistivitetsverdien fra toppen og ned endrer seg med dybden. På toppen er det grønne og røde områder der resistiviteten ligger mellom 100-500 Ω m, noe som også kan stemme med et grusig topplag. Under dette er det et større blått område med resistivitetsverdier på ca. 10 Ω m som tolkes som avfallsmasser. Det er også et grønt område på ca. 5 meters dybde som viser resistivitetsverdier mellom 100-300 Ω m, noe som kan stemme med at det er myr på dette området (AsplanViak, 2006; Legchenko et al., 2011). Det kan være vanskelig å skille mellom avfallsslaget og myrlaget som ligger rett under, på grunn av overlapping av resistivitetsverdier. Tidligere undersøkelser fra Slettebakken har vist at myrlaget er betraktet som rene masser som

ikke har hatt noe påvirkning fra avfallsmassene (AsplanViak, 2006). Det er heller ikke lett å tolke at det er fjell på 8,5 meter her, det kan ha noe å gjøre med at brønnene var ca. 3-4 meter lengre borte fra elektrode 96. Da kan det hende at det er dypere ned til fjell ved elektrode 96. En annen mulig grunn, som nevnt tidligere, kan være at berggrunnen kan være påvirket av forurensing fra overliggende masser som kan være med på å minske resistivitetsverdien på dette området (Chambers et al., 2006).

Modellen til Asplan Viak viser at det er grunnere på vestsiden av deponiet (Figur 27). Dette kan også ses i resistivitetsresultatene på Linje 1, 2, 3 og 4 der det er høyere resistivitetsverdier i dette området. Modellen viser flere fjellknoller og generelt mindre dybde ned til berggrunn enn andre steder på deponiet (AsplanViak, 2006). Dette kan også bekreftes ut ifra gamle kart/flyfoto over området.



Figur 27: Mulig underliggende fjelloverflate, figuren er modifisert fra (AsplanViak, 2006). På vestsiden av deponiområdet er det mulig å se områder som er grunnere der det er fjellknoller som ligger nærme overflaten.

Ved Linje 4 ble det informert av Bergen kommune at de traff på berggrunn etter ca. 1m med graving. Dette profilet ligger i ytterkanten av deponiet i sør-nord-retning (Figur 8). Resistivitetsresultatene viste stort sett høye verdier på dette profilet, noe som kan stemme overens med berggrunn i nærheten av overflaten. Det var også spesielt ett sted i nordenden av profilet med lavere verdier som kan tolkes som et område med avfall. Det ble også fortalt at

massene bare har blitt skjøvet langs fjellet på dette området. Det var ikke mulig å se berggrunnen da det ble tatt jordprøver på Slettebakken høsten 2022, grunnet et lag med pukk som dekket overflaten. Ut ifra feltobservasjoner var det stedvis renere masser i jordprofilet som ikke inneholdt avfall, men det var også steder der det var avfall godt innblandet i jorda. Derfor var det vanskelig å vite eksakt hvor yttergrensen til deponiet ligger på dette området.

For å bekrefte den laterale avgrensingen ble det også målt et profil som lå utenfor deponiområdet (Linje 6) på undersiden av en skrått hellende bakke. Ut ifra resultatene var det høyere verdier her, noe som tyder på at det ikke var noe avfall på dette stedet. Det var også gjort observasjoner av blotninger i dagen (Figur 28), som kan bekrefte at området lå nærme berggrunnen, med kun et tynt jorddekke på toppen. Det var kun et område som viste en lav verdi på dette profilet (10 - 30 Ω m). En mulig forklaring på dette kan være en 3D-effekt fra målingene. Dette vil si at for dette området har signalene fra målingene detektert deponimasser som kun var noen meter unna profilet og at strømfeltet/linjene i realiteten beveger seg i et volum rundt ERT-linjen og ikke bare i et 2D profil slik de fremstilles som. Basert på observasjoner gjort i felt er det nærliggende å anta at verdiene egentlig viser resultatene fra innsiden av deponiet.



Figur 28: Dette bilde er fra yttergrensen fra Slettebakken ved ERT-profil 6 som viser en synlig blotning i dagen og et sted det renner vann ned til deponiområdet. Foto: Torvald Rosseland

Basert på resultatene presentert, i kombinasjon med tidligere undersøkelser av området, er det tydelig at ERT metoden kan være et bra verktøy for kartlegging av deponi. Det vil alltid være fordelaktig med en kombinasjon av flere metoder for å kunne tolke og bekrefte resultatene fra resistivitetmålinger. For eksempel kan borepunkt og vannprøver være med å bekrefte hva som er i bakken og dybde ned til berggrunnen. På Linje 1 var det boret en brønn med en dybde ned til berggrunn på 5m (P2), noe som også bekreftes i resistivitetsresultatene. Flere slike punkt vil være nyttig for sammenlikning og mer nøyaktig kartlegging av området.

Infiltrasjon

Det ble utført 2 infiltrasjonstester per linje på Slettebakken. Den hydrauliske konduktiviteten av jord kan ha en romlig variasjon helt opp til to størrelsesordener. Også på samme punkt kan den hydrauliske konduktiviteten endre seg over tid. Denne endringen kan komme av komprimering, ødeleggelse av jordstruktur, fryse og tineprosesser og tetting av porer (Asleson

et al., 2009). Derfor er det viktig å utføre mange slike tester på ulike lokaliteter for å få riktigst mulig representasjon av den romlige variasjonen i den hydrauliske konduktiviteten.

For å få et bedre bilde av infiltrasjonen ville det vært hensiktsmessig å ta mer enn to tester på deponiområdet. Overflaten på deponiområdet hadde kompakte masser, noe som gjorde plasseringen av testene vanskeligere. For å kunne utføre flere tester ville graving av hull til sylindere vært nødvendig. Noen av testene hadde også en liten tidsserie, som gjorde at det ble mindre datapunkt til utregning av den hydrauliske konduktiviteten. Uansett viste resultatene fra infiltrasjonstestene at den hydrauliske konduktiviteten generelt var høye gjennom hele området. Verdiene varierte fra 0,005 m/s til 0,035 m/s, noe som kan stemme med at topplaget består av et sandlag. Dette er høye verdier, noe som vil si at vannet infiltrerer raskt gjennom topplaget på deponiområdet. Dette vil da si at vann lett kan komme gjennom topplaget og forurensinger kan bli transportert videre med grunnvannet. Hvis denne hydrauliske konduktiviteten er representativ for hele deponioverflaten og i dypere lag vil denne transporten kunne skje raskt.

Beskrivelse av jordprofilen

Masser i avfallsdeponi er i stor grad heterogene (McDougall et al., 2004; Staub et al., 2009). Dette er på grunn av at avfall består av veldig forskjellig materiale (flytende og faste stoffer) i tillegg til at deponeringen av avfall ikke har hatt et bestemt mønster (Ogilvy et al., 2002). Dette kan også bekreftes med prøvene som ble tatt på Slettebakken. Prøvene hadde ulik struktur og inneholdt forskjellige stoffer, noe som kan sees visuelt og i pF-kurvene. Noen av prøvene hadde veldig høyt mettet volumetrisk vanninnhold (70-80%), noe som kan tyde på at disse hadde et høyt organisk innhold, som kan holde på mye vann.

Ut ifra resultatene fra pF-testene kan en observere at avfallsmassene er heterogene. De ulike prøvene viser mye variasjon i vanninnhold ved de ulike trykkene, noe som tyder på at det er ulike masser. Noen av prøvene ble tatt med kort avstand fra hverandre, likevel var det tydelig at massene var ulike nedover i profilet. På grunn av heterogeniteten vil det være mulighet for at vanntransporten i deponiet også vil kunne variere. Ut ifra feltobservasjoner var det mulig å se metallbiter, taustumper, glass og keramikk innblandet i jorda. Deponiet var som tidligere nevnt i drift fra 1940 til 1961, noe som var før en hadde begynt å bruke mye plast, derfor er det lite plastikk å finne i deponiet.

Porøsiteten fra jordprøvene varierte fra 35-82%. Dette er tall som også kan stemme med tall funnet i litteraturen (Landva & Knowles, 1990; Zeng et al., 2017). Feltester utført av (Zeng et

al., 2017) fikk porøsitetverdier mellom 11% og 65%. Disse testene ble utført på husholdningsavfall fra Kina. Husholdningsavfall kan variere på tvers av land, samt innad i samme land (Dixon & Jones, 2005; Durmusoglu et al., 2006), noe som kan gjøre at sammenligningen av resultatene blir svakere og ikke direkte kan trekkes sammen. Uansett lå tallene fra testene i Bergen omtrent mellom de samme verdiene. Det må også tas i betraktning at prøvene fra Slettebakken ble tatt nær overflaten (1-2m). Dypere i deponiet vil sannsynligvis porøsiteten være lavere på grunn av den overliggende vekten, da ville massene blitt komprimert, noe som kan føre til at porestrukturen kan kollapse og tettheten til materialet øke.

Porøsiteten til et materiale kan være viktig informasjon med tanke på vanntransport i deponier, men også kapasiteten til å holde på vann. Hvis man vet den totale porøsiteten, vil det imidlertid ikke gi signifikant informasjon om de hydrauliske egenskapene. Dette er fordi den totale porøsiteten også tar i betraktning porene som ikke er sammenkoblet med hverandre, og som dermed ikke bidrar til vanntransport (Staub et al., 2009). Det er også viktig å vite hvordan porene er orientert, samt størrelsen på porene. En vannretensjonskurve vil kunne si noe om porene er store eller små ved å se hvor godt massene holder på vann. I prøvene tatt på Slettebakken kan det se ut til at prøvene var grove. Det vil si at mye av porene var makroporer som vil drenere raskt ut ved hjelp av gravitasjonskraften. Det som ikke blir drenert ut vil bli holdt igjen av kapillarkrefter som vil virke sterkere på vannet enn gravitasjonskraften.

Hydraulisk konduktivitet

Hydraulisk konduktivitet for husholdningsavfall vil variere mye og være avhengig av innhold, porestruktur, kompresjon og overliggende trykk fra massene over. Det vil også være en romlig variasjon i K , samt at den hydrauliske ledningsevnen vil endre seg over tid på grunn av nedbrytningen av avfallet (Reddy et al., 2009; Zeng et al., 2017), og en resulterende økning i mindre partikkelstørrelser (Reddy et al., 2009). Fordi massene vil være heterogene, vil det være utfordrende å velge en hydraulisk konduktivitet som vil gjelde for hele området.

For å velge ut den hydrauliske konduktiviteten til topplaget og avfallsmassene ble det brukt to forskjellige verdier ut ifra litteraturen (Durmusoglu et al., 2006; Hiscock & Bense, 2014; Reddy et al., 2009). Det er vanlig at avfallsmasser kan ha en varierende hydraulisk konduktivitet på to størrelsesordener (10^{-6} - 10^{-4} m/s) (Durmusoglu et al., 2006). Det er vanlig å anta at massene er homogene i en modell selv om feltundersøkelser viser det motsatte (Rosqvist & Destouni, 2000). Etter å ha sett på infiltrasjonen på toppen av deponiet og studert resultatene fra

jordprøvene er det tydelig at massene var heterogene og at én verdi for hydraulisk konduktivitet ikke er representativt for hele området. Det trengs mer kunnskap om hydraulisk konduktivitet i deponier da det fortsatt er mangelfull og begrenset kunnskap om temaet (Dixon & Jones, 2005).

Det var også en mulighet at noe av infiltrasjonen vil skje gjennom foretrukne strømningsveier «preferential water flow». Noe som betyr at vannet vil bli transportert den enkleste veien gjennom massene. Noen steder vil vannet bli transportert tregere gjennom mediet på grunn av for eksempel en linse av leire som vil hindre vanntransporten. Dette vil dermed føre til at vannet går raskere gjennom noen steder, og vil være med på å påvirke grunnvannsstrømningen.

Grunnvannsmodell

Modellen er satt opp som en forenkling av deponiområdet. I modellen var det bare to lag, et topplag med sand og et bunnlag med avfallsmasser. Det så ut til at modellen fungerte med alle fire lagene definert og med ulike verdier for hydraulisk konduktivitet, men det var da MT3DMS skulle kjøres at problemene oppstod. Det så ut til at sporstoffet fungerte i sør-enden av deponiet, men etter en stund endret konsentrasjonen av sporstoffet seg og det bredte plutselig utover store områder av deponiet. Dette skyltes nok at modellen ikke klarte å beregne transport gjennom de tynne lagene, noe som ga et numerisk problem. Utløpet av vannet har samme form som deponiet med mye kanter og har generelt et lite område vannet skal komme seg gjennom. Dette kan også være med på å gjøre at modellen ikke klarer å regne ut vanntransporten numerisk på en god måte. På grunn av dette ble modellen satt opp på en forenklet måte.

I virkeligheten er det et myrområde i sørenden av deponiet med et tynt lag med grus i bunn som går gjennom deponiet. Dette myrlaget ble definert som avfallsmasser i modellen. Dette førte til at avfallsmassene ble tykkere i sørenden av deponiet enn i nordenden, noe som ikke stemmer overens med observerte data fra feltundersøkelser. Hovedforskjellen vil være at den hydrauliske konduktiviteten vil være høyere her enn om myrlaget hadde blitt tatt i betraktning. Det har tidligere blitt utført boretester i myrlaget som viste at massene som er testet i myrområdet er rene (AsplanViak, 2019). Myrlaget vil kunne fungere som et impermeabelt lag, noe som vil føre til at oppholdstiden til en forurensing i realiteten vil være kortere enn illustrert i modelleringen. Det betyr også at forurensingen på dette punktet ikke vil komme ned til berggrunnen i området med myr. Nordenden av modellen er mer realistisk i forhold til observasjoner fra felt, hvor hverken dybde eller noen lag ble endret.

Det er vanskelig å vite akkurat hva som befinner seg under avfallsdeponiet. En kan se på berggrunnskart for å vite hvilke bergarter som er under deponiet, men det er vanskelig å vite hvor oppsprukket grunnen er. I modellen er det ikke tatt hensyn til at noe av vannet kan tilføres eller drenere ut av sprekker i fjellet (Figur 28). Modellen karakteriserer bunnen av deponiet som en *no flow boundary*. Dette kan være en feilkilde for at noe av forurensingen ikke går videre mot Tveitevannet, men ned i sprekkesystemer under deponiet. Sidene på deponiet er også regnet som *no flow boundaries* så alt vannet vil i modellen drenere ut i nordenden av deponiet. Grunnvannsmatingen som er brukt i modellen kan også være en mulig feilkilde. Det regner ikke like mye hvert år, noe som også kan være med å bestemme hvor grunnvannsspeilet ligger og hvor mye av avfallet som ligger under denne grensen. Det er heller ikke tatt hensyn til at overflateavrenning fra andre steder kan ende opp på deponiet, noe som også vil øke mengden vann som kan infiltrere deponiet og frakte stoffer med seg videre. Det er også en mulighet at grunnvannsstanden kan være ved terrengoverflaten, noe som kan øke sannsynligheten for at også overflateavrenning fra deponiet kan føre forurensede stoffer med seg og potensielt forurense nærliggende resipienter.

Modellen kan også ta hensyn til at området er heterogent ved å definere de ulike cellene med ulike hydrauliske konduktiviteter. I denne oppgaven er det bare valgt konstante verdier i de to lagene, fordi det var begrenset med tid. Det er også vanskelig å definere hvilke hydrauliske konduktiviteter som burde blitt brukt med begrenset data på den romlige variabiliteten i den hydrauliske konduktiviteten i området.

Tolkning av resultater

Ut ifra resultatene fra de ulike scenarioene av modelleringen, kan det se ut til at sporstoffet blir fort drenert ut av deponiet. Resultatet fra scenario 1 og scenario 2 viser forskjellen på utlekking av sporstoff for henholdsvis 1 og 10 år der kurvene har ganske lik form. I scenarioet med 10 år vil konsentrasjonen på sitt høyeste være litt høyere enn resultatet etter 1 år. Etter 1 år vil konsentrasjonen av sporstoffet vært tilnærmet 0% noe som gjør at en utlekking med denne mengden sporstoff ikke vil være en fare for videre forurensing ut av deponiet. Etter 10 år vil det bli en høyere konsentrasjon av sporstoffet, men konsentrasjonen ved enden av deponiet vil fortsatt være for lav til å kunne være en fare for nærliggende resipienter. Ved scenario 3 vil konsentrasjonen av sporstoffet være litt større, ca. mellom 0-1%. Denne mengden vil bli transportert ut av deponiet, og dette kan føre til at områder utenfor deponiområdet kan bli forurenset.

Resultatene fra scenario 1 viste at forurensingen ville vært ute av deponiet etter 5-6 år. Scenario 2 viste at mesteparten av sporstoffet ville vært ute av deponiet etter 15 år, ca. 5 år etter at tilsetting av sporstoffet var avsluttet. Scenario 3, med kontinuerlig tilsetting, ville kanskje vært det resultatet som er mest sannsynlig fordi deponiet er en klar kilde til forurensing. Det blir fortsatt tatt målinger av forurensninger til innløpet til Tveitevannet noe som kan bekrefte at det er forurensinger som kommer med sigevannet (Cowi, 2020). Det er funnet mye forskjellige stoffer i deponiet som kan bidra til at grunnvann og overflatevann kan bli forurenset. Stoffer som bly, sink og PCB er funnet i deponiet i dag, mange år etter at deponiet ble avviklet. Det er også sannsynlig at kilder til forurensing kan befinne seg i nordenden av deponiet, og ikke kun i sørenden, slik modellen har tatt utgangspunkt i. Forurensingen vil da ha kortere transportvei ut av deponiet, og sannsynligheten for at Tveitevannet kan bli forurenset av masser som befinner seg i deponiet vil dermed være høyere.

Grunnen til den raske bevegelsen vist i modellen er at transporten kun tar hensyn til dispersjon og adveksjon i modelleringen, noe som gjør at stoffet ikke reagerer med stoffene i deponiet. Hadde det vært en reel forurensning, ville oppholdstiden til stoffet blitt litt annerledes på grunn av ulike måter kjemiske sammensetninger kan reagere på. Det kunne for eksempel vært adsorpsjon som kan skje når et positivt ladd ion i vannfasen fester seg til en overflate som er negativt ladd. Adsorpsjon vil generelt øke med et større overflateområde og mindre kornstørrelse som for eksempel på leirpartikler (Hiscock & Bense, 2014). Dette er ikke modellert i denne oppgaven og det er derfor grunn til å tro at oppholdstiden ville vært lengre hvis det hadde blitt modellert flere prosesser som er med på å bestemme grunnvannstømningen og grunnvannssammensetningen. Resultatene viste uansett hvordan sporstoffet bevegde seg gjennom deponiet. Resultatene viste også at den største konsentrasjonen av sporstoffet bevegde seg gjennom det andre laget, altså avfallsmassene, noe som øker sannsynligheten for at det vil komme forurensinger ut av deponiet.

Når det kommer til valget om at Bergen kommune skal sanere deponiet er dette en løsning som muligens vil stoppe noe av forurensingen til Tveitevannet. Det er jo en løsning som er kostbar, men det en måte å konkret stoppe forurensingen i stedet for å gjøre andre tiltak. Det kunne kanskje også vært en mulighet å legge topptetting for å unngå at vann skulle komme inn i systemet, i tillegg til å ha et opplegg for å rense sigevannet. Men siden Slettebakken ikke hadde side eller bunntetting ville det kanskje ikke vært en god nok løsning å bare tette topplaget.

Mye av forurensingen til Tveitevannet kommer mulig fra mange ulike kilder, siden vannet ligger midt i et byområde. Forurensingen kan komme fra deponiet, veiavrenning, avløpsvann

og partikler som kan bli fraktet med vinden. For at Tveitevannet skal kunne oppnå en god økologisk og kjemisk tilstand er det ikke nok bare å sanere det gamle deponiet på Slettebakken (Cowi, 2020). Når det kommer til kartleggingen av deponiet, kunne det vært interessant å utføre ERT-tester tidligere i prosjektet for å få en oversikt over området.

Konklusjon

Det kan se ut som at ERT-målingene ga et representativt resultat. Resultatene fra tidligere undersøkelser i Bergen viste at deponiet er grunnest langs vestsiden. Dette er også noe som bekreftes fra målingene, som tyder på at ERT er en god metode for å kartlegge avfallsdeponi. Metoden alene er ofte ikke god nok til å si hva som er i massene, derfor er en kombinasjon av boretester og ERT viktig for å få et mer nøyaktig bilde av utbredelsen og innholdet i deponiet.

- Resultatene viste at noen av linjene hadde en tydelig grense til berggrunn, noe som kunne bekreftes med boretester
- Det var en tydelig kontrast mellom avfallsmassene og massene under på noen av profilene
- Infiltrasjonstestene viste at den hydrauliske konduktiviteten hadde stor romlig variabilitet
- Jordprøvene viste at avfallsmassene hadde stor variasjon i fysiske egenskaper, noe som bekrefter at avfallsmassene var heterogene
- Modelleringen viste at et sporstoff tilsatt i 10 år ville forsvinne fra deponiet etter ca. 15 år, 5 år etter avsluttet tilsetning.

Resultatene fra infiltrasjonstestene kan bekrefte at avfallsmasser er heterogene masser, den hydrauliske konduktiviteten varierte i stor grad. Jordprøvene som ble analysert på laboratoriet viser også at massene er svært heterogene og har ulike fysiske egenskaper som også var forventet.

Videre arbeid

- Hvis en skulle kartlagt Slettebakken på nytt ville det vært interessant og lagt ut linjer som var lenger med større elektrodeavstand. Da ville en fått ett dypere profil som kunne detektere en mer nøyaktig overgang mellom forurensede masser og berggrunn. I tillegg til at man kunne dekket et helt tverrsnitt over deponiet.

- Det hadde også vært interessant å se mer på massene som var gravd ut samme sted som ERT-profilene for å få enda tydeligere tolkninger fra resultatene, som kanskje kunne bekreftet hva som var der.
- Det kunne også vært interessant å tilsette et sporstoff i deponiet og sett om den kanskje kunne hatt en sammenheng med den utarbeidede grunnvannsmodellen som er laget i denne oppgaven.
- Det hadde også vært en mulighet å modellere mer og fått med alle lagene i deponiet og heterogeniteten til avfallsmassene. Det kunne også vært aktuelt å prøve bruke et annet program enn Modflow.

Referanser

- Abiriga, D., Vestgarden, L. S. & Klempe, H. (2020). Groundwater contamination from a municipal landfill: Effect of age, landfill closure, and season on groundwater chemistry. *Science of the total environment*, 737: 140307. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140307>.
- Ahmed, F., Gulliver, J. & Nieber, J. (2011). *A new technique to measure infiltration rate for assessing infiltration of BMPs*. 12th International Conference on Urban Drainage: Porto Alegre.
- Ahmed, F., Nestingen, R., Nieber, J., Gulliver, J. & Hozalski, R. (2014). A modified Philip–Dunne infiltrometer for measuring the field-saturated hydraulic conductivity of surface soil. *Vadose Zone Journal*, 13 (10). doi: <https://doi.org/10.2136/vzj2014.01.0012>.
- Akter, A. & Ahmed, S. (2021). Modeling of groundwater level changes in an urban area. *Sustainable Water Resources Management*, 7: 1-20. doi: <https://doi.org/10.1007/s40899-020-00480-x>.
- Allen, A. (2001). Containment landfills: the myth of sustainability. *Engineering geology*, 60 (1-4): 3-19. doi: [https://doi.org/10.1016/S0013-7952\(00\)00084-3](https://doi.org/10.1016/S0013-7952(00)00084-3).
- Anderson, M. P., Woessner, W. W. & Hunt, R. J. (2015). *Applied groundwater modeling: simulation of flow and advective transport*: Academic press.
- Aristodemou, E. & Thomas-Betts, A. (2000). DC resistivity and induced polarisation investigations at a waste disposal site and its environments. *Journal of Applied Geophysics*, 44 (2-3): 275-302. doi: [https://doi.org/10.1016/S0926-9851\(99\)00022-1](https://doi.org/10.1016/S0926-9851(99)00022-1).
- Asleson, B. C., Nestingen, R. S., Gulliver, J. S., Hozalski, R. M. & Nieber, J. L. (2009). Performance Assessment of Rain Gardens. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 45 (4): 1019-1031. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2009.00344.x>.
- AsplanViak. (2006). Miljøtekniske grunnundersøkelser og risikovurdering, del-1. doi: Microsoft Word - Miljøtekniske grunnundersøkelser og risikovurdering ved Slettebakken Del 1 _versjon 1_.doc (statsforvalteren.no) (lest 16.04.2023).
- AsplanViak. (2019). *Slettebakken nedlagte avfallsdeponi - Bistand miljøtiltak*. Bergen kommune.
- Bergen kommune. (2018). *Kommuneplanens arealdel. 2018*. Bergen kommune.

- Bergen kommune. (2019). *Tall som beskriver klima i Bergen*. Tilgjengelig fra: <https://www.bergen.kommune.no/omkommunen/fakta-om-bergen/klima/tall-som-beskriver-klima-i-bergen> (lest 07.07.2023).
- Bergen kommune. (2020). *Skal sanere Slettebakken avfallsdeponi*. Bergen kommune. Tilgjengelig fra: <https://www.bergen.kommune.no/hvaskjer/tema/vi-bygger-bergen/renovasjon/nedlagte-avfallsdeponier/skal-sanere-slettebakken-avfallsdeponi> (lest 22.05.23).
- Bernstone, C., Dahlin, T., Ohlsson, T. & Hogland, H. (2000). DC-resistivity mapping of internal landfill structures: two pre-excavation surveys. *Environmental Geology*, 39 (3-4): 360-371. doi: <https://doi.org/10.1007/s002540050015>.
- Binley, A., Hubbard, S. S., Huisman, J. A., Revil, A., Robinson, D. A., Singha, K. & Slater, L. D. (2015). The emergence of hydrogeophysics for improved understanding of subsurface processes over multiple scales. *Water resources research*, 51 (6): 3837-3866. doi: <https://doi.org/10.1002/2015WR017016>.
- Blanchy, G., Saneiyani, S., Boyd, J., McLachlan, P. & Binley, A. (2020). ResIPy, an intuitive open source software for complex geoelectrical inversion/modeling. *Computers & Geosciences*, 137: 104423. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2020.104423>.
- Bratteng, E. (2020). *Avfallsrett*: Universitetsforlaget.
- Casado, I., Mahjoub, H., Lovera, R., Fernández, J. & Casas, A. (2015). Use of electrical tomography methods to determinate the extension and main migration routes of uncontrolled landfill leachates in fractured areas. *Science of the Total Environment*, 506: 546-553. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.068>.
- Chambers, J. E., Kuras, O., Meldrum, P. I., Ogilvy, R. D. & Hollands, J. (2006). Electrical resistivity tomography applied to geologic, hydrogeologic, and engineering investigations at a former waste-disposal site. *Geophysics*, 71 (6): B231-B239. doi: <https://doi.org/10.1190/1.2360184>.
- Chon, N. Q. (2021). *Soil water retention - pF curve*: Eurofins. Tilgjengelig fra: <https://cdnmedia.eurofins.com/apac/media/609708/06-soil-water-retention-pf-curve-leaflet-chon-edit-5sep2021.pdf> (lest 30.05.23).
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J. & Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied geochemistry*, 16 (7-8): 659-718. doi: [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(00\)00082-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00082-2).

- Cook, P. G. & Böhlke, J.-K. (2000). Determining timescales for groundwater flow and solute transport. *Environmental tracers in subsurface hydrology*: https://doi.org/10.1007/978-1-4615-4557-6_1
- Cowi. (2020). *Miljøtilstand i Tveitevannet før tiltak*.
- De Carlo, L., Perri, M. T., Caputo, M. C., Deiana, R., Vurro, M. & Cassiani, G. (2013). Characterization of a dismissed landfill via electrical resistivity tomography and mise-à-la-masse method. *Journal of Applied Geophysics*, 98: 1-10. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2013.07.010>.
- Deceuster, J. & Kaufmann, O. (2012). Improving the delineation of hydrocarbon-impacted soils and water through induced polarization (IP) tomographies: A field study at an industrial waste land. *Journal of contaminant hydrology*, 136: 25-42. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2012.05.003>.
- Dixon, N. & Jones, D. R. V. (2005). Engineering properties of municipal solid waste. *Geotextiles and Geomembranes*, 23 (3): 205-233. doi: <https://doi.org/10.1016/j.geotexmem.2004.11.002>.
- Durmusoglu, E., Sanchez, I. M. & Corapcioglu, M. Y. (2006). Permeability and compression characteristics of municipal solid waste samples. *Environmental Geology*, 50: 773-786. doi: <https://doi.org/10.1007/s00254-006-0249-6>.
- EarthresQue. (2023). *Om earthresQue*: NMBU. Tilgjengelig fra: <https://www.nmbu.no/tjenester/sentre/earthresque/om-oss> (lest 12.05.2023).
- Esri. (2021). *ArcGIS ArcMap 10.8.2*.
- Fatta, D., Papadopoulos, A. & Loizidou, M. (1999). A study on the landfill leachate and its impact on the groundwater quality of the greater area. *Environmental Geochemistry and health*, 21: 175-190. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1006613530137>.
- Forurensingsloven. (1981). *Lov om vern mot forurensninger og om avfall* Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6?q=forurensningsloven%20%C2%A7%2011,%20jf.%20%C2%A7> (lest 12.05.2023).
- Fossen, H. & Ragnhildstveit, I. (2008). *Bergen*: NGU.
- Harbaugh, A. W. (2005). *MODFLOW-2005, the US Geological Survey modular groundwater model: the ground-water flow process*, b. 6: US Department of the Interior, US Geological Survey Reston, VA, USA.
- Hendriks, M. R. (2010). *Physical Hydrology*. United States Oxford University press.

- Hersir, G. P. & Árnason, K. (2009). Resistivity of rocks. *Short Course on Surface Exploration for Geothermal Resources, UNUGTP and LaGeo*: 17-30.
- Hiscock, K. M. & Bense, V. F. (2014). *Hydrogeology Principles and Practice*. USA: Wiley Blackwell.
- Holzlohner, U., Meggyes, T. & Seeger, S. (1999). Landfill technology in Germany. *Land Contamination & Reclamation*, 7 (2): 109-119.
- Hornberger, G. M., Wiberg, P. L., Raffensperger, J. P. & D'Odorico, P. (2014). *Elements of physical hydrology*. 2. utg. Canada: Johns Hopkins University Press.
- Hsieh, P. A. & Winston, R. B. (2002). *User's guide to Model Viewer, a program for three-dimensional visualization of ground-water model results*, 2331-1258: US Geological Survey.
- Ibraheem, I. M., Tezkan, B. & Bergers, R. (2021). Integrated interpretation of magnetic and ERT data to characterize a landfill in the north-west of Cologne, Germany. *Pure and Applied Geophysics*, 178 (6): 2127-2148. doi: <https://doi.org/10.1007/s00024-021-02750-x>.
- Kjeldsen, P. & Christophersen, M. (2001). Composition of leachate from old landfills in Denmark. *Waste Management & Research*, 19 (3): 249-256. DOI: [10.1177/0734242X0101900306](https://doi.org/10.1177/0734242X0101900306)
- Klute, A. (1986). *Methods of soil analysis 2d ed., pt. 1; physical and mineralogical methods*. Soil Science, b. 146.
- Krook, J., Svensson, N. & Eklund, M. (2012). Landfill mining: A critical review of two decades of research. *Waste management*, 32 (3): 513-520. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.015>.
- Kværnø, S. H. (2023). visualization, M. v. G. c. (red.).
- Landva, A. & Knowles, G. D. (1990). *Geotechnics of waste fills: theory and practice*: ASTM International.
- Laner, D., Crest, M., Scharff, H., Morris, J. W. & Barlaz, M. A. (2012). A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills. *Waste management*, 32 (3): 498-512. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.010>.
- Legchenko, A., Clément, R., Garambois, S., Maury, E., Mic, L. M., Laurent, J. P., Desplanque, C. & Guyard, H. (2011). Investigating water distribution in the Luitel Lake peat bog using MRS, ERT and GPR. *Near Surface Geophysics*, 9 (2): 201-209. doi: <https://doi.org/10.3997/1873-0604.2010068>.

- Loke, M. H. (1999). Electrical imaging surveys for environmental and engineering studies. *A practical guide to*, 2: 70.
- Lopes, D. D., Silva, S. M., Fernandes, F., Teixeira, R. S., Celligoi, A. & Dall'Antônia, L. H. (2012). Geophysical technique and groundwater monitoring to detect leachate contamination in the surrounding area of a landfill–Londrina (PR–Brazil). *Journal of environmental management*, 113: 481-487. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.05.028>.
- Maurya, P., Rønde, V., Fiandaca, G., Balbarini, N., Auken, E., Bjerg, P. L. & Christiansen, A. (2017). Detailed landfill leachate plume mapping using 2D and 3D electrical resistivity tomography-with correlation to ionic strength measured in screens. *Journal of Applied Geophysics*, 138: 1-8. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2017.01.019>.
- McDougall, J., Pyrah, I. & Yuen, S. (2004). Extended phase relations and load effects in MSW. *Waste Management*, 24 (3): 251-257. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2003.10.009>.
- Meju, M. A. (2000). Geoelectrical investigation of old/abandoned, covered landfill sites in urban areas: model development with a genetic diagnosis approach. *Journal of Applied Geophysics*, 44 (2-3): 115-150. doi: [https://doi.org/10.1016/S0926-9851\(00\)00011-2](https://doi.org/10.1016/S0926-9851(00)00011-2).
- Mepaiyeda, S., Madi, K., Gwavava, O., Baiyegunhi, C. & Sigabi, L. (2019). Contaminant delineation of a landfill site using electrical resistivity and induced polarization methods in Alice, Eastern Cape, South Africa. *International Journal of Geophysics*, 2019: 1-13. doi: <https://doi.org/10.1155/2019/5057832>.
- Mor, S., Ravindra, K., De Visscher, A., Dahiya, R. & Chandra, A. (2006). Municipal solid waste characterization and its assessment for potential methane generation: a case study. *Science of the Total Environment*, 371 (1-3): 1-10. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.04.014>.
- Mæhlum, T. (2021). Naturbaserte renseløsninger for sigevann i eldre deponier.
- Ogilvy, R., Meldrum, P., Chambers, J. & Williams, G. (2002). The Use of 3D Electrical Resistivity Tomography to Characterise Waste and Leachate Distribution within a Closed Landfill, Thriplow, UK doi: 10.4133/jee7.1.11
- Olivier, F. & Gourc, J.-P. (2007). Hydro-mechanical behavior of municipal solid waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell. *Waste Management*, 27 (1): 44-58. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.01.025>.

- Palacky, G. (1988). *Resistivity characteristics of geologic targets*. Electromagnetic methods in applied geophysics, b. 1.
- Pawlowska, M. (2014). *Mitigation of landfill gas emissions*. London: CRC Press/Balkema.
- Rawfill. (2020). Betrix (Wallonia, Belgium) Geophysical survey summary. doi: <https://www.nweurope.eu/media/13560/bertrix.pdf>
- Reddy, K. R., Hettiarachchi, H., Parakalla, N., Gangathulasi, J., Bogner, J. & Lagier, T. (2009). Hydraulic conductivity of MSW in landfills. *Journal of Environmental Engineering*, 135 (8): 677-683. doi: 10.1061/ASCEEE.1943-7870.0000031.
- Reynolds, J. M. (2011). *An introduction to applied and environmental geophysics*: John Wiley & Sons.
- Rosqvist, H. & Destouni, G. (2000). Solute transport through preferential pathways in municipal solid waste. *Journal of contaminant hydrology*, 46 (1-2): 39-60. doi: [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(00\)00127-3](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(00)00127-3).
- Segadal, O. (1981). *100 år for en ren by*. Bergen: Bergen kommune.
- Sertçelik, İ., Kurtuluş, C., Sertçelik, F., Pekşen, E. & Aşçı, M. (2018). Investigation into relations between physical and electrical properties of rocks and concretes. *Journal of Geophysics and Engineering*, 15 (1): 142-152.
- Shao, P., Shang, Y., Hasan, M., Yi, X. & Meng, H. (2021). Integration of ERT, IP and SP methods in hard rock engineering. *Applied Sciences*, 11 (22): 10752. doi: <https://doi.org/10.3390/app112210752>.
- Slinde, G. A., Mæhlum, T., Ranneklev, S. B., Mjelde, M., Trannum, H. C., Grung, M., Tobiesen, A. & French, H. K. (2023). *Vurdering av sigevann i deponier i Norge*: NGI, NIVA, NIBIO.
- Solheim, E. B. (2017). *Infiltrasjon for lokal overvannsdiskonering (LOD) - Vurdering av metoder for å måle infiltrasjon på lokal tomt*. Ås: NMBU.
- Statsforvalteren. (2022). *Tillatelse etter forurensningsloven til Bergen kommune for sanering av Slettebakken deponi*. Bergen.
- Staub, M., Galiotti, B., Oxarango, L., Khire, M. & Gourc, J. (2009). *Porosity and hydraulic conductivity of MSW using laboratory-scale tests*. Proceedings of the 3rd International Workshop “Hydro-Physico-Mechanics of Landfills.
- Taylor, R. G. & Allen, A. R. (2006). *Waste disposal and landfill: information needs*.
- Tso, C.-H. M., Kuras, O., Wilkinson, P. B., Uhlemann, S., Chambers, J. E., Meldrum, P. I., Graham, J., Sherlock, E. F. & Binley, A. (2017). Improved characterisation and

- modelling of measurement errors in electrical resistivity tomography (ERT) surveys. *Journal of Applied Geophysics*, 146: 103-119. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2017.09.009>.
- Van Genuchten, M. v., Leij, F. & Yates, S. (1991). The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils.
- Vaverková. (2019). Landfill Impacts on the Environment— Review. *Geosciences*, 9 (10): 431. doi: <https://doi.org/10.3390/geosciences9100431>.
- Veihmeyer, F. & Hendrickson, A. (1931). The moisture equivalent as a measure of the field capacity of soils. *Soil Science*, 32 (3): 181-194.
- Weil, R. R. & Brady, N. C. (2017). *The nature and properties of soils*. Fifteenth edition utg. Edinburgh Gate: Pearson.
- Winston, R. B. (2000). *Graphical user interface for MODFLOW, Version 4*: Citeseer.
- Winston, R. B. (2009). *ModelMuse: a graphical user interface for MODFLOW-2005 and PHAST*: US Geological Survey Reston, VA, USA.
- Wiwattanachang, N. & Giao, P. (2011). Monitoring crack development in fiber concrete beam by using electrical resistivity imaging. *Journal of Applied Geophysics*, 75 (2): 294-304. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2011.06.009>.
- Yoon, J., Lee, K., Kwon, B. & Han, W. (2003). Geoelectrical surveys of the Nanjido waste landfill in Seoul, Korea. *Environmental Geology*, 43: 654-666. doi: <https://doi.org/10.1007/s00254-002-0670-4>.
- Zeng, G., Liu, L., Xue, Q., Wan, Y., Ma, J. & Zhao, Y. (2017). Experimental study of the porosity and permeability of municipal solid waste. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 36 (6): 1694-1699. doi: <https://doi.org/10.1002/ep.12632>.
- Zheng, C. & Wang, P. P. (1999). MT3DMS: a modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; documentation and user's guide.
- Zornberg, J. G., Jernigan, B. L., Sanglerat, T. R. & Cooley, B. H. (1999). Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 125 (7): 583-594. doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(1999\)125:7\(583\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(1999)125:7(583)).

Vedlegg

Jordprøvedata

Tabell A1: Oversikt over ringprøvene fra jordfysikklaboratoriet på de forskjellige trykkene. Grønn farge representerer Linje 2 og gul farge representerer Linje 4.

	Dybde	Pf nummer	Saturation	10 cm suction	30 cm suction	50 cm suction	100 cm suction	330 cm	1 Bar	3 Bar	Tørrvekt	Ringvekt
Linje 2	10 cm	1246	297.83	266.68	263.71	262.67	261.29	257.72	255.43	252.77	238.66	146.72
	20 cm	1386	344.26	336.18	333.86	332.3	329.94	322.83	320.5	316.86	310.98	147.49
	30 cm	302	280.78	248.73	244.47	242.52	240.03	234.7	233.09	231.27	214.91	133.29
	50cm	1332	323.61	313.06	309.33	307.83	305.38	297.42	297.13	295.82	273.95	147.72
	70 cm	1122	361.79	350.29	348.7	347.89	346.43	340.17	337.82	335.6	323	150.89
	100 cm	1349	302	277.51	275.23	273.93	271.7	267.55	265.53	260.39	234.65	148.64
	120 cm	231	282.1	266.59	263.31	260.85	257.64	253.22	250.63	245.33	206.39	137.4
	200 cm	1843	281.87	268.22	265.39	264.15	262.54	257.5	255.22	251.81	212.26	140.91
Linje 4	20 cm	836	299.27	275.12	271.84	270.3	268.66	265.07	263.33	260.19	247.95	146.43
	40 cm	1530	273.28	252.71	248.69	247	244.99	239.33	236.16	232.01	209.65	144.36
	60 cm	730	255.51	223.26	218.92	217.33	215.36	209.06	203.9	199.78	185.03	143.84
	80 cm	353	247.81	222.11	217.88	216.09	213.86	205.43	202.17	196.89	176.89	133.35
	100 cm	703	255.58	236.2	232.82	230.58	227.14	217.88	214.37	212.06	189.58	143.13

Tabell A2: Oversikt over vekten fra de ulike prøvene uten ringvekt. Grønn representerer Linje 2 og gul representerer Linje 4.

Vekt uten ring								
Saturation	10 cm suction	30 cm suction	50 cm suction	100 cm suction	330 cm	1 Bar	3 Bar	Tørrvekt
151,11	119,96	116,99	115,95	114,57	111	108,71	106,05	91,94
196,77	188,69	186,37	184,81	182,45	175,34	173,01	169,37	163,49
147,49	115,44	111,18	109,23	106,74	101,41	99,8	97,98	81,62
175,89	165,34	161,61	160,11	157,66	149,7	149,41	148,1	126,23
210,9	199,4	197,81	197	195,54	189,28	186,93	184,71	172,11
153,36	128,87	126,59	125,29	123,06	118,91	116,89	111,75	86,01
144,7	129,19	125,91	123,45	120,24	115,82	113,23	107,93	68,99
140,96	127,31	124,48	123,24	121,63	116,59	114,31	110,9	71,35
152,84	128,69	125,41	123,87	122,23	118,64	116,9	113,76	101,52
128,92	108,35	104,33	102,64	100,63	94,97	91,8	87,65	65,29
111,67	79,42	75,08	73,49	71,52	65,22	60,06	55,94	41,19
114,46	88,76	84,53	82,74	80,51	72,08	68,82	63,54	43,54
112,45	93,07	89,69	87,45	84,01	74,75	71,24	68,93	46,45

Tabell A3: Oversikt over pyknometermålinger for manglende volum og jordtetthet

Manglende volum og jordtetthet					
Pyknometer målinger	Utreget porøsitet	Manglende volum	bare positive tall	Jordttetthet g/cm ³	
52,61	45,06	7,55	7,55	0,99	
33,20	27,4	5,80	5,80	1,74	
54,43	49,51	4,92	4,92	0,86	
27,47	27,79	-0,32	0,00	1,26	
21,42	26,19	-4,77	0,00	1,72	
39,67	41,61	-1,94	0,00	0,86	
34,39	36,77	-2,38	0,00	0,69	
28,58	30,06	-1,48	0,00	0,71	
48,36	39,08	9,28	9,28	1,12	
50,11	41,27	8,84	8,84	0,72	
69,96	55,73	14,23	14,23	0,48	
63,54	50,92	12,62	12,62	0,50	
58,53	43,52	15,01	15,01	0,55	

Tabell A4: Oversikt over volumetrisk vanninnhold i prosent ved de ulike trykkene.

Volumetrisk vanninnhold%								
Saturation	10 cm suction	30 cm suction	50 cm suction	100 cm suction	330 cm	1 Bar	3 Bar	15bar
64,0	30,3	27,1	26,0	24,5	20,6	18,1	15,3	3,8
35,3	26,8	24,3	22,6	20,1	12,6	10,1	6,2	3,1
69,3	35,6	31,1	29,0	26,4	20,8	19,1	17,2	7,0
49,7	39,1	35,4	33,9	31,4	23,5	23,2	21,9	13,4
38,8	27,3	25,7	24,9	23,4	17,2	14,8	12,6	12,2
67,4	42,9	40,6	39,3	37,1	32,9	30,9	25,7	8,2
75,7	60,2	56,9	54,5	51,3	46,8	44,2	38,9	13,3
69,6	56,0	53,1	51,9	50,3	45,2	43,0	39,6	1,0
56,6	29,9	26,3	24,6	22,8	18,9	17,0	13,5	
69,8	47,2	42,8	41,0	38,8	32,6	29,1	24,5	
82,2	44,6	39,5	37,7	35,4	28,0	22,0	17,2	
81,2	51,8	46,9	44,9	42,3	32,7	28,9	22,9	
77,7	54,9	50,9	48,2	44,2	33,3	29,2	26,5	

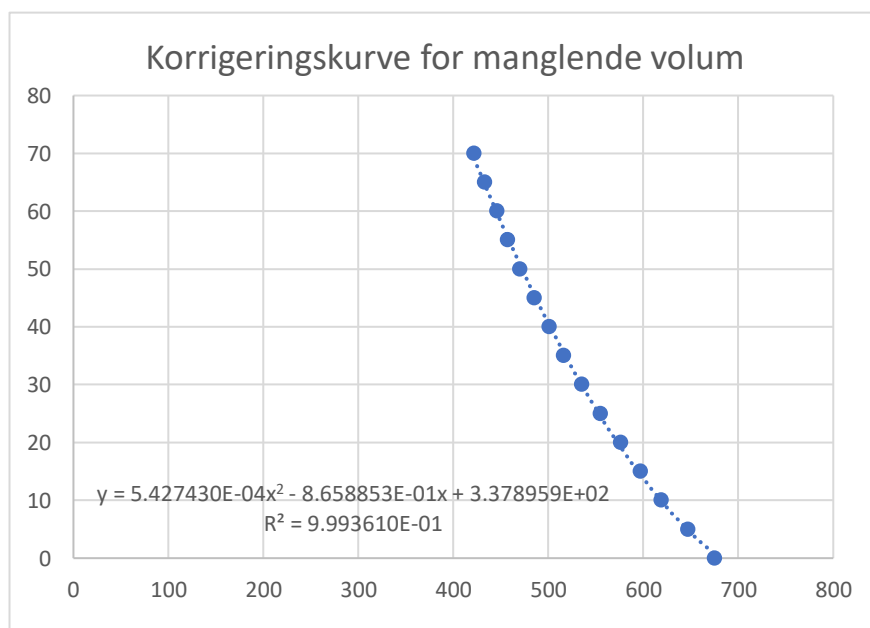
Tabell A5: Oversikt over gravimetrisk vanninnhold for de ulike prøvene

Gravimetrisk vanninnhold i prosent										
Saturation	10 cm suction	30 cm suction	50 cm suction	100 cm suction	330 cm	1 Bar	3 Bar	15bar		
64,4	30,5	27,2	26,1	24,6	20,7	18,2	15,3	3,9		
20,4	15,4	14,0	13,0	11,6	7,2	5,8	3,6	1,8		
80,7	41,4	36,2	33,8	30,8	24,2	22,3	20,0	8,1		
39,3	31,0	28,0	26,8	24,9	18,6	18,4	17,3	10,6		
22,5	15,9	14,9	14,5	13,6	10,0	8,6	7,3	7,1		
78,3	49,8	47,2	45,7	43,1	38,3	35,9	29,9	9,5		
109,7	87,3	82,5	78,9	74,3	67,9	64,1	56,4	19,3		
97,6	78,4	74,5	72,7	70,5	63,4	60,2	55,4	1,4		
50,6	26,8	23,5	22,0	20,4	16,9	15,1	12,1			
97,5	66,0	59,8	57,2	54,1	45,5	40,6	34,2			
171,1	92,8	82,3	78,4	73,6	58,3	45,8	35,8			
162,9	103,9	94,1	90,0	84,9	65,5	58,1	45,9			
142,1	100,4	93,1	88,3	80,9	60,9	53,4	48,4			

Korrigeringskurve

Korrigeringskurve for manglende volum i jordprøver. Tallene i tabellen kommer fra luftpyknometeret og bliver brukt for å lage en korrigeringskurve for det manglende volumet.

Pf nummer	Måling 1(3 bar)	Måling 2 (3 bar)
1246	465	466
1386	524	526
302	460	460
1332	544	544
1122	567	568
1349	503	504
231	520	520
1843	540	540
836	477	475
1530	472	473
730	420	420
353	436	435
703	449	448



Innstillinger Retentioncurve

RETC ble brukt for å tilpasse kurvene i retensjonskurver (Van Genuchten et al., 1991). Det som ble gjort i programmet blir beskrevet følgende: «Type of problem». Retention data only; «Tid og lengde enheter» ble satt som default; «Type of retention/conductivity model» - van Genuchten, $m = 1-1/n$, 9 datapunkter; «Water flow parameters» - Sand; Retention Curve Data» - Data fra jordfysikklaboratoriet ble importert (volumetrisk vanninnhold for – 10hPa, -30hPa, -50hPa, -100hPa, -330hPa, -1000hPa, -3000hPa, -15000hPa. Ut av modellen får en ut parametere som kan brukes for å få en best mulig kurve som passer de målte datapunktene (Theta-R, Theta-S, Alpha, n). En kan også lese av en R-squared verdi som bør være tilnærmet 1 for å få best mulig tilpasning.

Verdier brukt til kurvetilpasning

Ringnummer	Theta_r (cm ³ /cm ³)	Theta_s (cm ³ /cm ³)	Alpha (1/cm)	n	R ²
1246	0	235	610	1,21	0,95
1386	0	34,66	0,108	1,26	0,95
302	0	193,49	184,5	1,2	0,97
1332	0	52,13	0,587	1,13	0,98
1122	0	77,49	218,33	1,12	0,98
1349	0	132,1	149,62	1,13	0,93
231	0	74,16	0,15	1,13	0,91
1843	0	71,57	0,561	1,09	0,88
836	0	146,54	234,57	1,18	0,95
1530	0	133,4	133,5	1,13	0,90
730	0	231,69	269,87	1,19	0,92
353	0	170,61	129,20	1,55	0,95
703	0	85,89	1,16	1,15	0,96



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway