



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 24020

Examensarbete 30 hp

Maj 2024

Utvärdering av Ullnatippens kontrollprogram

- En fallstudie byggd på grundvattenmodellering

Hanna Larsson



UPPSALA
UNIVERSITET

Investigating the control program of Ullnatippen – a case study using groundwater modeling

Hanna Larsson

Abstract

There are today thousands of active and disused landfills around Sweden. New landfills have to meet high standards to prevent spreading of contaminants from the landfill, and the more hazardous the waste is, the higher the requirements. This study investigates how contaminants from the landfill Ullnatippen can spread around the area. Ullnatippen is a landfill that today only is used for inert waste, which is waste that does not release hazardous contaminants. The landfill has been used since the 1950s and there is some information that suggests that more hazardous waste has been left on the landfill in the past. Ullnatippen has a control program, consisting of 6 groundwater pipes where samples have been taken every year for many years. The purpose with the control program is to discover contaminants spreading from the landfill. This study also investigates whether the control program is designed in such a way that contaminants measured in the pipes actually derive from the landfill.

To be able to investigate this a groundwater model was built with the program Modflow. From this model, a particle tracking to see the possible routes for contaminants to spread was performed. The result showed that the groundwater from the landfill is moving towards the lake Ullnasjön. The model also confirmed that possible contaminants from the landfill are measured by the control program, but that there is room for improvement since the pipes are located with such long distances. The study also discusses general uncertainties with groundwater modeling and which improvements that have to be done to establish the result from this study.

Key words: Groundwater modelling, particle tracking, MODFLOW, MODPATH, landfill, Ullnatippen

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala

Handledare: Mikael Persson Ämnesgranskare: Fritjof Fagerlund

Examinator: Johan Arnqvist

REFERAT

I Sverige finns det idag tusentals både aktiva och nedlagda deponier. Nya deponier konstrueras idag efter krav för att förhindra att föroreningar från deponierna sprids vidare, och kraven ökar ju farligare avfall som deponeras. I denna studie undersöks spridningsvägar för eventuella föroreningar i grundvattnet från deponin Ullnatippen. Ullnatippen är en deponi som använts för avfall som inte riskerar att förorena sin omgivning, även kallat inert avfall. Deponin har dock varit verksam sedan 1950-talet och det finns uppgifter som tyder på att en viss del avfall som inte skulle klassas som inert har lämnats på platsen. Kring Ullnatippen finns ett kontrollprogram som bland annat består av 6 stycken grundvattenrör där provtagningar sedan många år tillbaka utförs varje år. Syftet med kontrollprogrammet är att upptäcka eventuella föroreningar som sprids från deponin. I denna studie undersöktes även huruvida grundvattenrören i kontrollprogrammet är utplacerade på ett sådant sätt så att det faktiskt skulle mäta föroreningar från Ullnatippen.

För att göra denna undersökning byggdes en grundvattenmodell upp med hjälp av programmet MODFLOW, och en partikelspårning för att se spridningsvägarna för ett ämne löst i grundvattnet utfördes. Resultatet från denna studie visade att grundvattnet rör sig från deponin till den närliggande sjön Ullnatippen. Den uppbyggda modellen visade även att kontrollprogrammet mäter eventuella föroreningar lösta i grundvattnet från deponin, men att det finns möjlighet till utveckling då rören är placerade med stora avstånd från varandra. Modellen kunde även visa att dagens kontrollprogram missar partiklar som färdas från den nordöstra delen av deponin. Studien diskuterar även generella osäkerheter med grundvattenmodellering, och vilka utvecklingar som skulle behöva göras för att resultatet i denna studie skulle kunna fastställas.

Nyckelord: Grundvattenmodellering, partikelspårning, modflow, modpath, deponi, Ullnatippen

FÖRORD

Detta examensarbete utfördes under våren 2024 som det avslutande arbetet efter fem års studier vid civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Studien utfördes tillsammans med företaget Geosyntec i Stockholm där Mikael Lundström har varit min handledare. Ämnesgranskare för arbetet var Fritjof Fagerlund från institutionen för geovetenskaper.

Det finns många jag vill tacka för deras hjälp med detta examensarbete. Jag skulle vilja börja med att tacka Mikael Persson och Fredrik Alderman från Geosyntec för att jag har fått möjlighet att skriva mitt examensarbete tillsammans med er, det har varit ett väldigt lärorik och intressant arbete. Ett stort tack även till alla andra anställda på Geosyntecs Stockholmskontor för ett trevlig bemötande och för all hjälp jag fått. Jag vill rikta ett särskilt tack till Albin Nordås, Rita Kamera och Alexander Fors för all hjälp med slugtesterna och analyserna, det hade varit mycket svårare utan ert stöd! Jag vill även tacka ABT-bolagen och särskilt Eric Haddleton som varit till mycket hjälp, både under fältmätningarna och med annan övrig information jag behövt för arbetet. Tack även till Fritjof Fagerlund som kommit med många värdefulla tips och synpunkter på arbetet.

Jag vill också tacka mina klasskompisar för fem väldigt trevliga år tillsammans och även mina föräldrar, min syster Ida och Adrian som alltid peppar och stöttar mig när det behövs!

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Att deponera avfall, eller att slänga sopor på en soptipp, är enligt EU-direktivet avfallstrappan det sämsta sättet att hantera avfall på (Naturvårdsverket 2021). Det är dock den dominerande metoden internationellt för avfallshantering, men har i Sverige minskat kraftigt och används bara för avfall som inte kan hanteras på annat sätt (Stranne 2022). Det ställs höga krav på nya deponier idag för att inte riskera att föroreningar från det som har lämnats i deponin sprids vidare ut i naturen. Olika krav ställs även beroende på hur farligt avfallet som har lämnats är. I Sverige finns det dock tusentals nedlagda deponier som inte är uppbyggda på ett sätt som förhindrar spridning av föroreningar till den kringliggande miljön. Spridningen av föroreningar från deponin kan ske via grundvattnet. Grundvatten är en del av det vatten som finns i marken, och används ofta som dricksvattenkälla. Grundvattnet i marken står inte stilla, utan rör sig i en hastighet som beror på flera faktorer. Bland annat markens vattengenomsläpplighet, även kallat markens hydrauliska konduktivitet. Att förutsäga hur grundvattnet rör sig är viktigt när det kommer till att se hur föroreningar kommer eller har spridit sig tidigare. Det finns samband som beskriver grundvattnets strömning som är användbara. Dock blir det lätt för komplicerat att beräkna strömningen för hand, speciellt när det är stora områden som ska undersökas. Då finns det olika datorprogram som istället är lämpliga att använda, exempelvis MODFLOW som denna studie har tillämpat. MODFLOW är utvecklat av U.S Geological Survey, och kommer med flera användbara funktioner. Exempelvis är det möjligt att spåra partiklar både framåt och bakåt i tiden, vilket är användbart för att förutsäga hur en förorening har spridit sig från en utsläppskälla.

I denna studie har Ullnatippen undersökts. Ullnatippen är en deponi i Täby kommun, strax intill Ullnasjön och handels- och industriområdet Arninge. Deponin har sedan många år tillbaka endast använts för så kallat inert avfall, vilket innebär att det som lämnats inte har innehållit ämnen som riskerar att förorena omgivningen. Exempelvis schaktmassor som jord och sten. Ullnatippen är dock från 1950-talet och det finns uppgifter som säger att avfall som inte skulle klassas som inert har lämnats på platsen. Kring Ullnatippen finns det idag ett kontrollprogram som bland annat innehåller 6 stycken grundvattenrör. I de rören utförs det varje år prover för att kontrollera så att inga för höga halter av ett antal ämnen uppmäts. Sedan flera år tillbaka har halterna för de ämnena legat långt under de satta gränsvärdena för inert avfall.

I studien undersöktes ifall det gick att skapa en grundvattenmodell kring Ullnatippen. Syftet med denna grundvattenmodell var att se var ämnen från tippen som löses i grundvattnet sprids någonstans. Utöver detta skulle kontrollprogrammet även kunna utvärderas, för att se om programmet faktiskt mäter föroreningar från deponin och om grundvattenrör borde placeras på något annat sätt. För att lyckas med detta användes exempelvis höjddata, jordartsdata och jorrdjupsdata från lantmäteriet och Sveriges Geologiska undersökning (SGU). Vissa geotekniska undersökningar som tidigare utförts kring deponin var även till användning. För att få uppskattningar om den hydrauliska konduktiviteten i området utfördes

så kallade slugtester vid två tillfällen. En hel del antaganden behövde dock göras, och för detta användes relevant litteratur.

Det gick att skapa en grundvattenmodell kring området med hjälp av programmet Modflow. De grundvattennivåer som modellen simulerade jämfördes mot uppmätta i området, och ansatta värden i modellen justerades för att en bättre passning skulle uppnås. Den bästa modellen gav ett medelfel på 0.834 m, vilket innebär att de värden som modellen simulerade skiljde sig i snitt så mycket från de som hade uppmätts i grundvattenrören i kontrollprogrammet. Det var utifrån modellen tydligt att vattnet sprids från deponin till Ullnasjön. Modellen visade även att Ullnatippens kontrollprogram mäter föroreningar från deponin, men att det finns möjlighet till utveckling av programmet då stora delar av partikelspårningen skedde där grundvattenrören var placerade med stora avstånd. Det gick även att se att kontrollprogrammet skulle missa eventuella föroreningar som sprids med grundvatten från den nordöstra delen av deponin.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1 INLEDNING	1
1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR	1
2 BAKGRUND	2
2.1 ALLMÄNT OM DEPONIER OCH ULLNATIPPEN	2
2.2 ULLNATIPPENS KONTROLLPROGRAM	2
2.2.1 Sammanfattning av provtagningar inom kontrollprogrammet	3
2.3 GEOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN I OMRÅDET	3
2.3.1 Ullnasjön status	4
3 TEORI	5
3.1 GRUNDVATTEN	5
3.1.1 Vattenbalansekvationen	5
3.1.2 Uppskattning av grundvattenbildning	6
3.1.3 Hydraulisk konduktivitet	6
3.1.4 Slugtest	7
3.1.5 Porositet	8
3.2 GRUNDVATTENSTRÖMNING	9
3.3 ÄMNESTRANSPORT	9
3.4 GRUNDVATTENMODELLERING	10
3.4.1 Arbetsgång vid grundvattenmodellering	10
3.4.2 Randvillkor	11
3.4.3 Modflow	12
3.4.4 Paket i MODFLOW	12
3.4.5 Modelmuse	13
3.4.6 MODPATH och MT3D	13
4 METOD	14
4.1 FÄLTMÄTNINGAR	14
4.1.1 Utvärdering av slugtest	15
4.2 INITIAL MODELL	16
4.2.1 Randvillkor och använda paket i MODFLOW	16
4.2.2 Använd data och dess användningsområde i modellen	17
4.3 KALIBRERING AV GRUNDVATTENMODELLEN	20
4.3.1 Kalibrering av dikets konduktans	20
4.3.2 Kalibrering av sjöarnas nivå	21
4.3.3 Kalibrering av hydraulisk konduktivitet	21
4.3.4 Kalibrering av grundvattenbildning	21
4.4 KÄNSLIGHETSANALYS	23
5 RESULTAT	24
5.1 RESULTAT AV SLUGTEST	24
5.2 INITIAL MODELL	25
5.3 KALIBRERAD MODELL	27
5.4 PARTIKELSPÅRNING	29
5.5 KÄNSLIGHETSANALYS	31

6 DISKUSSION	33
6.1 SLUGTEST	33
6.2 INTIAL MODELL	33
6.3 KALIBRERAD MODELL	34
6.3.1 Känslighetsanalys	34
6.4 PARTIKELSPÅRNING	35
6.5 MÖJLIGA FÖRBÄTTRINGAR	36
6.6 VIDARE UNDERSÖKNINGAR	37
7 SLUTSATS	39
8 KÄLLOR	40

1 INLEDNING

Naturvårdsverket uppskattar att det bara i Sverige finns tusentals nedlagda deponier och hundratals i drift (Naturvårdsverket u.å.). Dessa deponier kan innehålla avfall från mycket olika källor, exempelvis hushållsavfall, gruvavfall eller annat industriavfall. Avfallet kan innehålla föroreningar som utan åtgärder kan spridas ut i naturen och därmed bidra till stora miljöproblem (ibid). Ett sätt att undersöka föroreningars spridning från deponier är med hjälp av grundvattenmodellering (Anderson et al. 2015). Principen bygger kort sagt på att en modell som motsvarar intresseområdet tas fram så att platsens grundvattenflöde kan undersökas (ibid). Att skapa en modell som helt överensstämmer med verkligheten är dock svårt och modelleringen kräver att vissa antaganden och förenklingar görs. Det finns flera studier där just grundvattenmodellering har använts med syftet att undersöka spridning från en deponi. Ett exempel på detta är en studie utförd av Papadopoulou et. al (2007) som undersökte ifall kommunala dricksvattenbrunnar riskerade att kontamineras av föroreningar från en närliggande deponi. En annan undersökning av Fandino et al. (2020) kunde med hjälp av grundvattenmodellering se att lakvatten från en kommunal deponi i Jacarezinho i Brasilien riskerar att kontaminera en närliggande flod inom en period av 5 år. I den här studien används grundvattenmodellering för att undersöka möjliga spridningsvägar för en eventuell förorening från deponin Ullnatippen. Ullnatippen har sedan många år tillbaka används som en deponi för avfall som inte riskerar att sprida föroreningar, men det finns vissa indikationer på att annat avfall även lämnats på platsen. Syftet med denna studie är därför att se om det nuvarande kontrollprogrammet verkligen mäter lakvatten med eventuella föroreningar från tippen, eller om det finns risk att grundvattnet har andra spridningsvägar och därmed missas av kontrollprogrammet.

1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Syftet med detta examensarbete är som tidigare nämnt att utreda huruvida Ullnatippens kontrollprogram faktiskt mäter föroreningar från deponin och om det finns föroreningar som kontrollprogrammet riskerar att missa. Detta är viktigt att undersöka eftersom det finns en sjö, Ullnasjön, precis intill deponin som riskerar att via grundvattnet ha påverkats av föroreningar från Ullnatippen. Detta syfte kommer uppnås genom att följande frågeställningar ska besvaras:

1. Kan grundvattnets spridning från och kring Ullnatippen förutsägas med hjälp av en grundvattenmodell?
2. Går det att med kemiska data från kontrollprogrammet och genom information om grundvattnets strömning säga att föroreningar har spridits till Ullnasjön?
3. Bör kontrollprogrammet utformas på något annat sätt än hur det är uppbyggt idag?

2 BAKGRUND

2.1 ALLMÄNT OM DEPONIER OCH ULLNATIPPEN

Enligt avfallsförordningen definieras en deponi som en upplagsplats för avfall på eller i jorden (SFS 2011:927). En plats där avfall endast lagras temporärt, exempelvis innan återvinning eller vidaretransport, klassas inte som en deponi (ibid). Idag ställs höga krav på nya deponier och hela deponins livstid tas hänsyn till vid anläggning. Detta görs med hjälp av exempelvis bottentätning, avslutande täckning och lakvattenuppsamling. Det ställs olika krav på mängden åtgärder beroende på vilken typ av avfall som deponin ska ta emot (ibid). Det finns inert avfall, farligt avfall och icke-farligt avfall (SGI 2022). Definitionen på inerta massor är att det inte genomgår några stora fysikaliska, kemiska och biologiska förändringar. Det bryts inte ner biologiskt, brinner inte, löses inte upp och inverkar inte avsevärt på annat material det kommer i kontakt med. Det har heller inte ett föroreningsinnehåll som kan anses påverka kvaliteten på yt- och grundvatten. Vad som klassas som farligt avfall bestäms med hjälp av avfallsförordningen och icke-farligt avfall är precis som namnet indikerar, avfall som inte klassas som farligt avfall (ibid).

Lakvatten är nederbörd som har infiltrerat deponin (Naturvårdsverket 2008). Även vätska från avfallet som har pressats ihop klassas som lakvatten. Ifall grund- eller ytvatten tränger in i deponin klassas även det som lakvatten. De hydrologiska förutsättningarna vid deponin påverkar lakvattnets spridningsmönster och lakvattnet kan riskera att förorena grundvattnet (ibid).

Ullnatippen är en deponi för inerta massor lokaliserad i Täby kommun strax intill Ullnasjön (Fältmarsch et al. 2015). Deponin har varit verksam sedan 1950-talet och ungefär 3 miljoner m³ material har lämnats på platsen. Det material som har deponerats har framförallt bestått av schaktmassor, men det finns även uppgifter om att exempelvis kylskåp, spisar, möbler och industriavfall ska ha deponerats under Ullnatippens tidiga år (ibid). År 1993 beslutade länsstyrelsen att utökad tippverksamhet var tillåtet under förutsättningen att endast helt inerta massor som inte riskerar att förorena grundvattnet får deponeras (Lundström 2015). Sedan maj år 2000 är ABT bolagen AB ansvariga för driften av Ullnatippen (Ibid).

2.2 ULLNATIPPENS KONTROLLPROGRAM

För att kontrollera ifall det sprids föroreningar från Ullnatippen används ett kontrollprogram. Ullnatippens kontrollprogram består av sex stycken grundvattenrör och två stycken ytvattenpunkter. I dessa grundvattenrör och ytvattenprovpunkter utförs kontrollprovtagning två gånger per år (Löfgren et al. 2008). Dessa punkter samt deras numrering kan ses i figur 1. Placeringen av grundvattenrören 1 till 5 har valts ut med syftet att representera det vatten som infiltrerar in och sedan läcker från Ullnatippen. Placeringen på rör 6 har bestämts med syftet att ge information om bakgrundshalter i området. Det anses ligga utanför Ullnatippens påverkansområde (ibid). Mätningarna startade år 2000 (Lindqvist 2023). Antalet föroreningar som mäts är omfattande och inkluderar flertalet metaller, klorid, fosfor och olika former av

kväve. Även alkalinitet, pH, konduktivitet, kemisk syreförbrukning (COD) och totalt organiskt kol (TOC) mäts. För mätningar av ytvatten finns även data om grumlighet, absorbans, suspenderat material och syrgas. Sedan år 2023 har även perfluoroktansulfonat (PFOS) mätts (ibid).



Figur 1. Bilden visar ett fotografi taget ovanifrån Ullnatippen med kontrollprogrammets provpunkter utmarkerade. I bilden syns även Ullnasjön och det närliggande industriområdet. Tillstånd att använda bilden har inhämtats av Eric Haddleton på ABT-bolagen.

2.2.1 Sammanfattning av provtagningar inom kontrollprogrammet

Resultaten av provtagningarna har jämförts med Naturvårdsverkets gränsvärden för utlakning vid deponier för inert avfall. Nästintill alla provtagningar i grundvattenrören kring Ullnatippen har legat under dessa gränsvärden (Lindqvist 2023). Flertalet metaller uppmätte förhöjda halter kring åren 2000-2005. Exempelvis uppmätte koppar halter över gränsvärdet vid rör G3, G2 och G4. Det icke-metalliska ämnet klorid har haft varierande halter under mätperioden, dock har alla provtagningar för klorid förutom vid G5 legat under gränsen för inert avfall (ibid).

2.3 GEOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN I OMRÅDET

Ullnatippen är anlagd på moräntäckta bergspartier. Området kring deponin består till stor del av morän och berg i dagen, men vissa lerområden finns även. Lerområdena underlagras av morän och är framförallt lokaliserade strax öster och norr om deponin. Ett mindre lerområde

finns även lokaliserat strax söder om deponin. Tidigare utredningar som har gjorts med syftet att utreda lerdjupet i området har visat på en varierande tjocklek. I området strax öster om Ullnatippen har undersökningarna visat att lerdjupet är ungefär 2-3m (Runslätt et al. 2016). I området norr om deponin är lerdjupet mer varierande, med uppmätta värden mellan 1-8 m. Söder om Ullnatippen finns ett industriområde. Precis norr om Ullnatippen finns Ullnasjön. Ullnasjön är en cirka 3 km² stor sjö med ett medeldjup på 4.5 meter. Uppgifter om vattenståndet i sjön varierar mellan 11 och 12 meter över havet (Golder Associates AB. 2020; VISS u.å.).

2.3.1 Ullnasjön status

Ullnasjön uppnår otillfredsställande ekologisk status, framförallt beroende på att sjön är övergödd (VISS u.å.). Sjön uppnår inte heller god kemisk status, vilket framförallt beror på att gränsvärden för kvicksilver, perfluoroktansulfonat (PFOS) och polybromerade difenyletrar (PBDE) överskrids (ibid). År 2013 utfördes en metallundersökning av Ullnasjön samt ett dike som ligger vid Ullnatippen (Lindqvist 2013). Syftet med undersökningen var att kontrollera Ullnatippens påverkan på sin omgivning samt att jämföra resultaten med en undersökning från 2006. Metallhalter i vatten, sediment, abborrlever samt muskel från gös och gädda undersöktes. Undersökningen visade att kvicksilverhalten i abborrlever inte uppnådde miljö kvalitetsnormen. Halten jämfördes dock med uppmätta värden från andra sjöar i Stockholmsområdet och det kunde konstateras att den uppmätta halten i Ullnasjön var likartad. Miljö kvalitetsnormen uppnåddes inte heller för kvicksilverhalten i gösens och gäddans muskel. En liknande undersökning från 2006 visade dock att halterna hade sjunkit 2013. Inget gränsvärde överskreds vid provtagningen av sediment. Vattenprovtagningarna visade på låga halter, med undantag för uran som översteg gränsvärdet för särskilt förorenande ämnen (ibid).

3 TEORI

3.1 GRUNDVATTEN

Vatten i marken kan beskrivas genom att dela in marken i tre olika zoner (Jeppsson et al. 2022a). Dessa är den omättade zonen, kapillärzonen och grundvattenzonen. Skillnaden mellan dessa zoner är hur stor andel porer som är vattenfyllda samt vilket vattentryck som råder. Den omättade zonen ligger närmast markytan, och i den kan porerna vara både vatten- och luftfyllda. Tjockleken på den omättade zonen kan variera mycket. I våtmarker finns det ingen omättad zon medan andra områden kan ha en omättad zon på flera tiotals meter. Vatten som infiltrerar till den omättade zonen rör sig nedåt för att tillslut klassas som grundvatten i grundvattenzonen. I grundvattenzonen är alla porer vattenfyllda och vattentrycket är vid grundvattenytan lika med atmosfärstrycket. Vid lägre nivåer är vattentrycket större än atmosfärstrycket. Begreppet grundvattennivå beskriver grundvattenytans höjd. Mellan grundvattenzonen och den omättade zonen finns kapillärzonen. I kapillärzonen är alla porer vattenfyllda precis som i grundvattenzonen, men skillnaden är att vattentrycket är lägre än (eller lika stort som) atmosfärstrycket (ibid). Vilken nivå som grundvattenytan ligger på varierar över året (SGU 2020). I Sverige är nivåerna generellt som lägst under sensommaren och som högst efter snösmältningen på våren. En skillnad i nivåerna kan också förväntas beroende på om mätningarna görs nära en sjö eller vid en höjd. Vid sjön är nivåerna vanligen närmare markytan än nivåerna på höjden som ligger djupare (ibid).

3.1.1 Vattenbalansekvationen

När nederbörd faller till marken i form av snö eller regn så kommer en del av detta vatten att avdunsta (SGU 2017). Samlingsnamnet för det avdunstade vattnet är evapotranspiration och detta begrepp beskriver summan av vattnet som avgår genom direkt avdunstning och vatten som avgår genom vattenångan från växterna. Det vatten som inte avdunstar infiltrerar genom marken till den omättade zonen och grundvattenzonen och kommer sedan att börja strömma mot vattendrag och beskrivs med begreppet avrinning. En del av vattnet kommer även att magasineras, exempelvis i form av snö eller ifall vattnet är hårt bundet till växter. Hur nederbörd (P), evapotranspirationen (ET), avrinning (R) och den magasinerade mängden vatten (S) samverkar beskrivs i vattenbalansekvationen som visas i ekvation (1) nedan (ibid).

$$P = ET + R + S \quad (1)$$

Svenska jordar har generellt sett en god infiltrationsförmåga och på lång sikt kan därför grundvattenbildningen beskrivas som nederbörd subtraherat med evapotranspirationen. Detta kallas även för den effektiva nederbörden. Det finns dock områden där infiltrationskapaciteten är begränsad och där vattnet istället för att infiltrera kommer försvinna från området i form av ytavrinning. Exempel på områden där detta kan förekomma är platser med hårdgjorda ytor, berg eller där det finns täta leror (ibid).

3.1.2 Uppskattning av grundvattenbildning

Det finns ett antal sätt att uppskatta grundvattenbildningen i ett område, men alla uppskattningar medför en viss osäkerhet (SGU, 2017). En metod för att uppskatta grundvattenbildningen är som tidigare nämnt att beräkna den effektiva nederbörden. Men ett annat exempel på en metod för detta ändamål är HBV-modellen. HBV-modellen har utvecklats av SMHI och Uppsala universitet och beräknar grundvattenbildningen genom att ta hänsyn till bland annat nederbördsdata, temperatur och ytvattenflöden (ibid). Denna modell har senare använts för att beräkna grundvattenbildningen i 161 olika avrinningsområden i Sverige, uppdelat på tre olika markklasser (Rodhe et al. 2004). Dessa tre markklasser kallas för grov jord (vilket inkluderar grovmo, sand och grus), morän och fin jord (vilket inkluderar lera, finmo, lerig morän och moränlera). Värden på grundvattenbildning som är relevanta för avrinningsområdet kring Ullnatippen presenteras i tabell 1 nedan.

Tabell 1. Tabellen presenterar relevant grundvattenbildning för tre olika markklasser.

Markklass:	Grundvattenbildning [mm/år]
Grov jord	225-300
Morän	150 - 225
Fin jord	75 - 150

3.1.3 Hydraulisk konduktivitet

Den hydrauliska konduktiviteten, ofta förkortat K , beskriver hur väl ett poröst medium släpper igenom vätska (Jeppsson et al. 2022a). Det finns flera egenskaper som påverkar den hydrauliska konduktiviteten i en jord, exempelvis storlek och form på både jordporer och jordkorn samt jordkornens ytstruktur och storleksfördelning. Den hydrauliska konduktiviteten kan variera mycket beroende på jordart. Exempelvis har en lerjord på grund av sin finkornighet dålig genomsläpplighet och därmed en låg hydraulisk konduktivitet på ungefär $1 \cdot 10^{-8}$ m/s och lägre. Den hydrauliska konduktiviteten för morän kan däremot anta väldigt olika värden på grund av varierande sammansättningar. Undersökningar har gjorts där grusig morän exempelvis har en hydraulisk konduktivitet på $1 \cdot 10^{-5}$ m/s medan moränlera kan ha värden nedåt $1 \cdot 10^{-11}$ m/s (ibid). I berg sker grundvattenströmningen framförallt i sprickor, kross- eller vittringszoner (Gustafsson et al 2022). Den hydrauliska konduktiviteten för berg ligger i Sverige normalt mellan $1 \cdot 10^{-8}$ till $1 \cdot 10^{-7}$ m/s (ibid). Djupare berg har generellt sett en lägre hydraulisk konduktivitet (Gustafson 2009). Hur konduktiviteten minskar med djupet kan beskrivas med ekvation (2) som utgår från SKBs mätningar i Laxemar (Rhen et al 2008). I ekvation (2) beskriver K konduktiviteten och d djupet från markytan. C är en koefficient med ansatt värdet $7.45 \cdot 10^{-4}$ och L är en koefficient ansatt med värdet -2.021.

$$K = C * d^L \quad (2)$$

Den hydrauliska konduktiviteten i deponier och därmed avfall kan variera mycket. En studie utförd av Krishna et al. (2009) har undersökt hydraulisk konduktivitet i hushållsavfall. I studien användes både nytt avfall som ännu inte deponerats samt deponerat avfall som inhämtats med hjälp av ett borrhål i en deponi. Det undersöktes även hur den hydrauliska konduktiviteten i avfallet påverkades av ökat tryck. Resultaten visade på hydrauliska konduktiviteter i ett stort intervall från $1 \cdot 10^{-3}$ m/s ner till värden på $1 \cdot 10^{-6}$ m/s. Det kunde konstateras att ett ökat tryck medförde lägre hydraulisk konduktivitet (ibid). En annan studie utförd av Powrie och Beaven (1999) har också undersökt hur hushållsavfall påverkas av ökat tryck och kommit fram till värden mellan $1 \cdot 10^{-4}$ m/s och $1 \cdot 10^{-9}$ m/s. Den hydrauliska konduktiviteten i avfall kan alltså variera stort och även anta olika värden beroende på var i deponin avfallet ligger.

3.1.4 Slugtest

Ett sätt att ta reda på den hydrauliska konduktiviteten är med hjälp av slugtester (James et al. 1997). Slugtester utförs genom att grundvattennivån i ett grundvattenrör snabbt förändras, exempelvis genom att vatten tillförs eller att ett objekt sänks ner i röret. Grundvattennivån kommer på sikt att gå tillbaka till den ursprungliga nivån eftersom vattnet kommer att flöda ut eller in i röret beroende på om nivån har höjts eller sänkts. Under tiden som förändringen sker så mäts grundvattennivåerna samt tiden det tar tills att nivån har återgått till sitt normalläge. Det finns flera fördelar med denna teknik, exempelvis testets låga kostnad och dess enkelhet. Det finns flera olika beräkningsmetoder för utvärdering av slugtester. Vilken metod som är lämpligast att välja beror exempelvis på om testet har utförts i en sluten eller öppen akvifär (James & Butler 1997).

Utvärdering av slugtest i öppna akviferer

I en öppen akvifer har grundvattenytan fri kontakt med atmosfären. Det förekommer oftast i områden med sand- och grusavlagringar eller i grövre moräner (Jeppsson et al. 2022b). Ett tätt men tunt jordlager kan dock finnas ovanpå en öppen akvifer. Utvärdering av slugtester i öppna akviferer kan göras med hjälp av Bouwer-Rice-metoden. Bouwer-Rice-metoden kan beskrivas analytiskt med hjälp av ekvation (3).

$$K = \frac{r_c^2 \ln\left(\frac{R_e}{r_s}\right)}{2L} \frac{1}{t} \ln \frac{H_0}{H(t)} \quad (3)$$

H_0 : Den initiala förflyttningen av grundvattennivån när slugen tas upp eller släpps ner i röret.

$H(t)$: Förflyttningen vid en specifik tidpunkt t .

K : Den hydrauliska konduktiviteten.

r_c : Den effektiva foderrörsradien.

R_e : Den effektiva radien av slugtestet.

r_s : Filtrets yttre radie

L : Filtrets längd

Utvärdering av slugtest i slutna akviferer

En sluten akvifer har inte en fri grundvattenyta eftersom det ligger täta lager både under och över akviferen (Jeppsson et al 2022b). Vid mätning av grundvattenytan i ett rör som är satt i en sluten akvifer är grundvattennivån en tryckyta och inte en fri grundvattenyta som i en öppen akvifer (ibid). Utvärdering av slugtester kan göras med hjälp av Hvorslevs metod (James et al. 1997). Den analytiska lösningen på metoden presenteras i ekvation (4) (ibid).

$$\ln\left(\frac{H(t)}{H_0}\right) = - \frac{2*KBt}{r_c^2 \ln\left(\frac{R_e}{r_w}\right)} \quad (4)$$

H_0 : Den initiala förflyttningen av grundvattennivån när slugen tas upp eller släpps ner i röret.

$H(t)$: Förflyttningen vid en specifik tidpunkt t .

K : Den hydrauliska konduktiviteten.

B : Akviferens mäktighet.

r_c : Den effektiva foderrörsradien.

R_e : Den effektiva radien av slugtestet.

r_w : Den effektiva brunnradien.

Värden på den effektiva radien av slugtestet (R_e) ansätts ofta till samma värde som längden på grundvattenrörets filter (Jeppsson et. al 2022b). Detta gäller för både Hvorslevs metod och Bouwer-Rice-metoden.

Hvorslevs metod och Bower-Rice metoden liknar varandra. En skillnad är dock att i Bower-Rice metoden antas det att grundvattenytan är oförändrad under testets gång (ibid).

3.1.5 Porositet

Porerna i marken är förutsättningen för att grundvatten ska kunna förekomma (Jeppsson et al 2022a). Begreppet porositet beskriver andelen porer i marken, men det kan definieras på olika sätt. Total porositet beskriver hur stor andel av volymen geologiskt material som består av hålrum. Kinematisk porositet beskriver däremot andelen porer i marken där grundvattenströmning kan ske och är alltså lägre än den totala porositeten (ibid). Kinematisk porositet i morän kan ansättas till värden mellan 0.01 och 0.1 (Carlson et al. 1984). I urberg eller berggrund kan den kinematiska porositeten ansättas till värden mellan 0.0001 och 0.05 (ibid). Kinematiska porositeten i lera är omkring 0.01 (The Groundwater Project u.å.). I tabell 2 presenteras värden för kinematisk porositet för lera, morän och berg som används i denna studie.

Tabell 2. Tabellen presenterar relevant värde för olika geologiskt material.

Geologisk material:	Ansatt värde:
Lera	0.01
Morän	0.055
Berg	0.001

3.2 GRUNDVATTENSTRÖMNING

Grundvattenströmning kan beskrivas med hjälp av Darcys lag som beskriver flödet (Q) som en vätska strömmar genom ett poröst medium över en area (A) (Jeppson et al. 2022a). Detta genom att ta hänsyn till den hydrauliska konduktiviteten (K) och den hydrauliska gradienten (dh/dx), se ekvation 5.

$$Q = - K * A * \frac{dh}{dx} \quad (5)$$

Darcys lag beskriver dock ett endimensionellt flöde vilket sällan är fallet med grundvattenströmning. Det bör istället beskrivas tredimensionellt och då kan den utvecklade ekvation (6) vara lämplig (Harbaugh 2005). Den matematiska modellen tar hänsyn till den hydrauliska konduktiviteten (K_i) och tryckpotentialen (h) i x, y och z led. S_s står för den specifika magasineringskoefficienten som beskriver hur mycket vatten som avges ur en akvifer vid en grundvattentrycksänkning. W beskriver in- och utflöden av grundvatten och t tiden (ibid).

$$\frac{d}{dx} (K_x \frac{dh}{dx}) + \frac{d}{dy} (K_y \frac{dh}{dy}) + \frac{d}{dz} (K_z \frac{dh}{dz}) - W = S_s \frac{dh}{dt} \quad (6)$$

Ekvation 6 beskriver transienta förhållanden. Det betyder att förutsättningar i området kan förändras över tid (Fagerlund et al. 2022). Motsatsen till ett transient förhållande är stationärt. Det innebär att förhållanden inte förändras över tid, och termen $\frac{dh}{dt}$ i ekvationen kan sättas till 0 (ibid). I denna rapport kommer stationära förhållanden att antas.

3.3 ÄMNESTRANSPORT

Ett ämnes rörelse i grundvatten kan beskrivas med hjälp av diffusion, advektion och dispersion (Fetter et al. 2018). Advektion beskriver hur ämnet rör sig med grundvattnets rörelse och är oftast den största faktorn till spridningen. Det beskrivs matematiskt med hjälp av grundvattnets hastighet som visas i ekvation (7). I ekvationen beskriver K den hydrauliska konduktiviteten, n_e porositeten och $\frac{dh}{dl}$ en hydraulisk gradient.

$$v_x = \frac{K}{n_e} \frac{dh}{dl} \quad (7)$$

Diffusion beskriver däremot hur ett ämne i grundvattnet kommer röra sig från hög till låg koncentration, även ifall vattnet står still. Dispersionen beskriver hur ämnets spridning kan variera på grund av grundvattnets varierande hastighet. Denna variation beror exempelvis på olika porstorlekar i marken och flödesvägar med varierande längd. Vattnet rör sig även långsammare närmare kanten av en por på grund av friktion. Det är svårt att skilja på när ett ämnes rörelse beror på dispersion eller diffusion eftersom spridningen sker på liknande sätt (ibid). Vid beräkning av ämnestransport där även diffusion och dispersion tas hänsyn till är det därför praktiskt att slå ihop effekterna av dessa (Jeppsson et. al. 2022). Advektions-dispersionsekvationen (ADE) beskriver grundläggande hur ämnen transporteras tredimensionellt i grundvatten genom de tre nämnda faktorerna. Se ekvation (8). I ekvationen beskriver C koncentrationen av ämnet i vatten och v_i beskriver vattnets medelhastighet i x-, y- och z-led. D_i beskriver de hydrodynamiska dispersionskoefficienterna i x-, y- och z-led. Den hydrodynamiska dispersionskoefficienten antas vara konstant och beskriver effekterna av dispersion och diffusion och beräknas med hjälp av markens dispersivitet (markens egenskap att sprida ut vattenmolekyler) och vattnets medelhastighet.

$$\frac{dc}{dt} = [D_x \frac{d^2C}{dx^2} + D_y \frac{d^2C}{dy^2} + D_z \frac{d^2C}{dz^2}] - [\bar{v}_x \frac{dc}{dx} + \bar{v}_y \frac{dc}{dy} + \bar{v}_z \frac{dc}{dz}] \quad (8)$$

Värt att notera är att även ADE är en förenkling av verkligheten. Ämnestransporten påverkas även av exempelvis sorption och nedbrytning. Genom att addera termer i ADE för just sorption och nedbrytning kan även detta tas hänsyn till. Med sorption menas att ett löst ämne fastnar eller diffunderar in i jorden (ibid).

3.4 GRUNDTVATTENMODELLERING

Med hjälp av dagens moderna datorer kan verklighetstroga numeriska grundvattenmodeller byggas upp (Gustafson 2009). Numeriska grundvattenmodeller är dock alltid en förenkling av grundläggande samband och möjligheten att skapa verklighetstroga modeller har även ökat risken för felräkningar på grund av de antaganden som görs. Modellerna kommer inte att vara helt kvantitativt korrekta, men det behöver inte heller vara syftet. En grundvattenmodell kan exempelvis uppnå ett syfte genom att visa ett beteende hos en modell (ibid).

3.4.1 Arbetsgång vid grundvattenmodellering

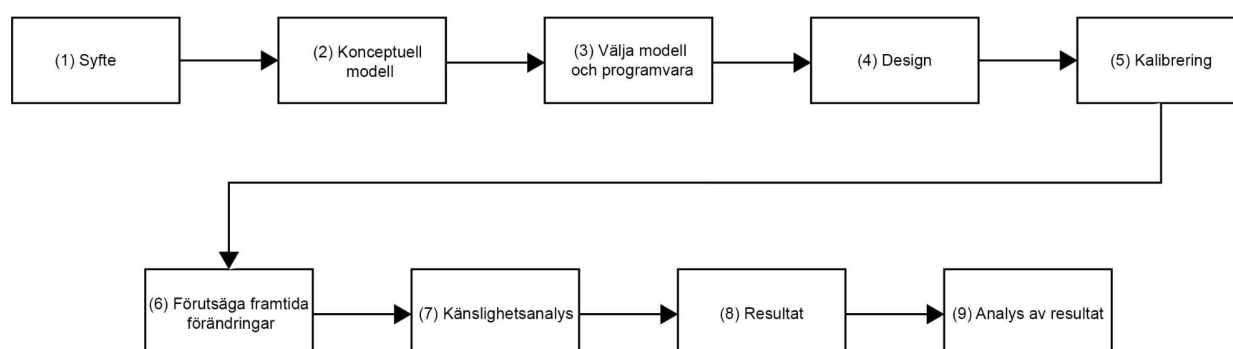
Det rekommenderade arbetssättet vid skapandet av en grundvattenmodell kan beskrivas med hjälp av nio steg (Anderson 2015). Nedan presenteras dessa steg i en numrerad lista. I figur 2 visas ett flödesschema över ovan nämnda steg.

1. Det första steget är att modellens syfte och frågeställningarna som modellen ska hjälpa till att besvara ska formuleras.
2. Det andra steget är skapandet av en konceptuell modell. En konceptuell modell innebär att det som modellen ska innehålla för att beskriva platsen ska tas fram. Detta

kan exempelvis vara hur modellens geologi ska beskrivas eller hur mycket grundvattenbildning som är relevant att ansätta i modellen.

3. Det tredje steget innebär att den matematiska modellen och relevant programvara som ska användas för att syftet ska kunna besvaras ska väljas.
4. I det fjärde steget ska modellens design utformas. Exempelvis ska modellens randvillkor, parametervärden och eventuella händelser som sker bestämmas.
5. Det femte steget är att modellen ska kalibreras. Vid kalibreringen jämförs uppmätt data med data som modellen har tagit fram och modellen justeras tills dessa värden matchar. Detta är ett av de viktigaste stegen i modelleringen eftersom det gör modellen mer verklighetstrogen.
6. Det sjätte steget innebär att modellen eventuellt används för att exempelvis förutsäga hur framtida förändringar skulle kunna påverka systemet.
7. Det sjunde steget innefattar en känslighetsanalys för att undersöka vilka osäkerheter som finns i modellens parametrar.
8. Det åttonde steget innebär att modellens resultat presenteras. I detta steg är det viktigt att antaganden, data som valts till den konceptuella modellen samt dokumentation över modelleringen och kalibreringen presenteras.
9. I det nionde och sista steget analyseras resultaten (ibid).

Arbetsgång vid grundvattenmodellering



Figur 2. Figuren visar flödesschemat för arbetsgången vid grundvattenmodellering.

3.4.2 Randvillkor

Vid grundvattenmodellering måste randvillkor användas för att avgränsa modellen (Fagerlund et. al. 2022). Det finns tre typer av randvillkor som alla kan användas för att beskriva tillstånd på specifika platser i modellen. Den första kallas för Dirichlets randvillkor och används för att specificera hydraulisk potential. Det är användbart om det exempelvis finns en sjö i modellen och att den hydrauliska potentialen ska hållas konstant. Det andra kallas för Neumanns randvillkor och innebär att flödet över en rand specificeras. Exempelvis kan detta randvillkor användas för att märka ut avrinningsområden och därmed grundvattendelare i modellen då flödet över en sådan rand är noll. Det tredje randvillkoret beskriver potentialberoende flöde. På detta randvillkor beror flödet över randen på tryckpotentialerna runtomkring. Det kan exempelvis användas till vissa vattendrag (ibid).

3.4.3 Modflow

MODFLOW är den flödesmodell utvecklad av U.S Geological Survey som används för denna studie. Syftet med MODFLOW är att simulera grundvattenflöden genom att lösa ekvation (6) (Harbaugh 2005). MODFLOW gör detta genom en finit differensmetod där området som simuleras delas in i flera beräkningsceller i x, y och z-led. Dessa beräkningsceller tilldelas sedan värden på hydraulisk konduktivitet och initiala grundvattennivåer så att flödet mellan mittpunkten i angränsande celler kan beräknas. Proceduren upprepas flera gånger tills lösningen har konvergerat mot ett bestämt värde på totalpotentialen. Med hjälp av MODFLOW kan därför avancerade system med många beräkningsceller i flera lager byggas upp, vilket inte hade varit möjligt att göra rent analytiskt på grund av den stora mängden data (ibid). Det finns flera varianter av MODFLOW. I denna studie användes till en början MODFLOW-2005 för att sedan övergå till den utvecklade versionen MODFLOW-NWT (USGS u.å.). Anledningen till detta var att problem med torra celler upptäcktes. Skillnaden mellan de två versionerna är att MODFLOW-NWT använder en annan lösningsmetod som gör att problem med torra celler och återvätning av dessa celler förbättras (ibid).

3.4.4 Paket i MODFLOW

Det finns ett flertal så kallade paket i MODFLOW som används för att lägga till olika funktionaliteter i modellen. Varje paket som adderas gör programmet större, och därför används endast de som anses relevanta för just den specifika modellen. Paketerna är användbara för att exempelvis simulera grundvattenbildning eller randvillkor. De funktioner som ansågs vara relevanta för modellen av området kring Ullnatippen var recharge (RCH), drain (DRN), specified head (CHD) och head observation package (HOB). RCH appliceras på toppen av modellen och används för att simulera grundvattenbildning genom ett konstant flöde (Winston 2022). DRN används för att simulera dränering i modellen, exempelvis från diken (Harbaugh 2005). I paketet DRN kan vatten endast föras bort från modellen. Vid användning av DRN måste dikets djup och konduktans anges. För att bestämma konduktansen behövs värdet på den hydrauliska konduktiviteten av sedimentet i botten på diket (K) samt sedimentets tjocklek (M). Även dikets längd (L) samt dikets bredd (W) behövs. Konduktansen bestäms sedan via ekvation 9 som visas nedan (ibid).

$$Konduktans = \frac{K * L * W}{M} \quad (9)$$

Paketet CHD är användbart för att ställa upp Dirichlets randvillkor, och används alltså när en konstant trycknivå ska ansättas i modellen (Winston 2022). HOB-paketet används vid kalibrering av grundvattenmodellen. Detta eftersom modellerade värden från MODFLOW kan jämföras mot observerade värden (exempelvis mätningar av grundvattennivåer) på specificerade platser (ibid).

3.4.5 Modelmuse

Det finns flera olika grafiska användargränssnitt för att underlätta användandet av MODFLOW. I denna studie har Modelmuse använts. I Modelmuse byggs ett rutnät upp som justeras för att efterlikna området som ska simuleras (Winston 2009). Det finns flera funktioner för att enkelt justera specifika inställningar i delar av rutnätet. Storleken på rutnätet kan även variera. Modellen kan delas upp i flera lager. Varje lager kan ha olika tjocklek och tilldelas olika värden på exempelvis hydraulisk konduktivitet och porositet. Lagrerna kan även ha oregelbunden tjocklek vilket är användbart vid importering av topografisk data eller jorddjupsdata. Specifika platser i modellen kan även tilldelas olika värden på exempelvis grundvattenbildning eller hydraulisk konduktivitet med hjälp av objekt. Dessa objekt kan ha varierande storlek och former och kan gälla endast toppen på modellen eller i flera lager (ibid).

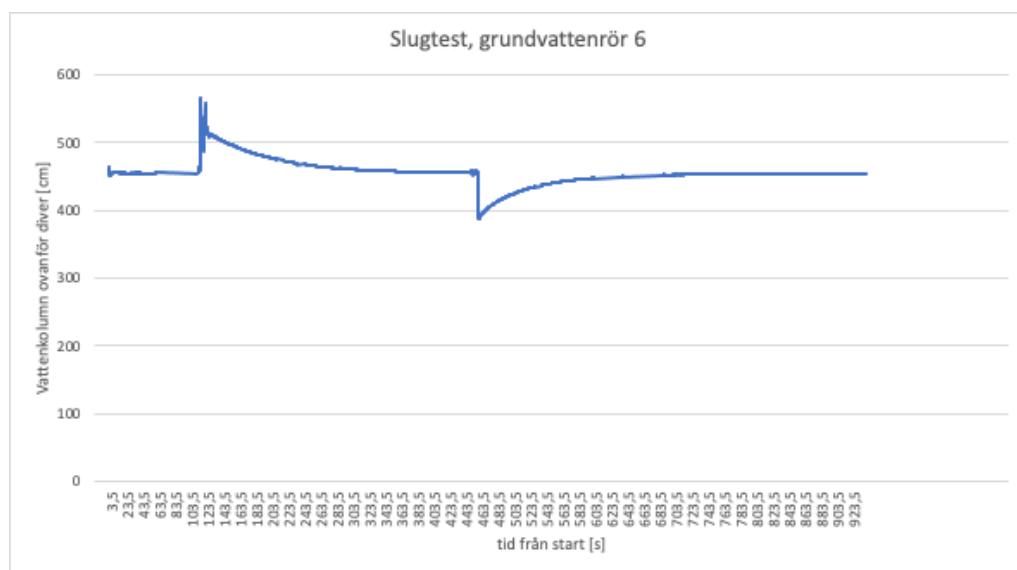
3.4.6 MODPATH och MT3D

Modpath är ett program som kan användas tillsammans med MODFLOW för partikelspårning (Pollock 2016). Utifrån en vald startpunkt i den färdiga MODFLOW-modellen tar MODPATH fram en partikels rörelse med hjälp av grundvattnets beräknade hastighet. Spårningen kan göras från den valda punkten och framåt i tiden, men även bakåtspårning är möjligt för att se partikelns väg uppströms. För att MODPATH ska kunna användas behöver porositeten i modellen anges. Endast advektion används för att beräkna partikeln flödesväg (ibid). Ett annat program som kan användas tillsammans med Modflow är MT3D-USGS (Fagerlund et al. 2022). Detta program kan användas ifall spårningen även bör ta hänsyn till startkoncentrationer av ämnen. MT3D-USGS kan beräkna ämnets flödesväg med hjälp av advektion, dispersion och vissa kemiska reaktioner med hjälp av ADE (ibid).

4 METOD

4.1 FÄLTMÄTNINGAR

Mätningar av grundvattennivåer och slugtest utfördes en dag i februari och en dag i mars. Grundvattenmätningarna genomfördes med hjälp av ett lod som ger ifrån sig ett ljud för att indikera att grundvattenytan är nådd. För slugtesterna sänktes en Diver ner till strax ovanför botten av grundvattenröret. En Diver är en tryckgivare med inbyggd datalogger som används för exempelvis grundvattenmätningar (Unoson u.å.). Efter detta sänktes sedan ett avlångt rör av hårdplast, en slug, ner i grundvattenröret för att framkalla en stigning av grundvattennivån. När nivån sedan hade återgått till ursprunglig nivå togs slugen upp igen vilket ledde till en sänkning av grundvattennivån. När nivån återigen hade återgått till ursprunglig nivå så togs diversn upp från röret och den uppmätta datan kunde föras in i programmet Diver office. I figur 3 visas en graf som redovisar trycknivåerna som har uppmätts vid grundvattenrör 6. Här syns tydligt när slugen har sänkts ner i röret då trycknivåerna hastigt har stigit. När slugen istället har tagits upp syns en tydlig sänkning av trycknivåerna. Mätningen där slugen har släppts ner i röret kommer i kommande delar av rapporten hänvisas till som den fallande mätningen (på grund av sjunkande trycknivåer). Mätningen där slugen har tagits upp kommer hänvisas till som den stigande. Den ursprungliga planen var att utföra grundvattennivåmätningar och slugtester på alla sex rör som ingår i kontrollprogrammet men det gick inte att utföra enligt plan. Rör 5 var placerat på ett sätt som innebar att mätningarna inte skulle gå att utföra på ett säkert sätt. Rör 4 konstaterades vara icke funktionsdugligt eftersom inget vatten sjönk undan trots lång väntan. Rör 3 hade en för hög röröverkant för att slugen skulle gå att få ner i röret på ett smidigt sätt. Därför hälldes vatten ner i röret för att skapa en höjning av vattennivån. Rör 6 hade en ispropp i röret vilket gjorde att mätningarna inte gick att genomföra vid måttillfället i februari. I mars hade dock isproppen smält och mätningarna kunde genomföras.



Figur 3. I grafen presenteras uppmätta trycknivåer med en Diver mot tiden i sekund för grundvattenrör 6.

4.1.1 Utvärdering av slugtest

Innan fältdatan kunde användas för att beräkna den hydrauliska konduktiviteten behövde visst förarbete göras. Den uppmätta datan från Ullnatippen behövde först regleras mot lufttrycket. Lufttrycket var uppmätt på Geosyntecs kontor i centrala Stockholm vilket ansågs tillräckligt nära mätplatsen för att kunna användas. Efter detta beräknades en genomsnittlig vattennivå i rören för innan en slug hade förts ned. I nästa steg beräknades en skillnad mellan den genomsnittliga vattennivån och den uppmätta. Detta beräknades i alla tidssteg från att slugen antingen förts ned i röret eller dragits upp, till och med att vattennivån återgått till det ursprungliga. Datat med den beräknade tidsskillnaden användes sedan i programvaran Aqtesolv för att ta fram den hydrauliska konduktiviteten. I Aqtesolv finns det flera metoder för utvärdering av slugtester, och både Hvorslevs och Bouwer-Rice metoden kan väljas. I programmet fylls given data om grundvattenrören in. Grundvattenrörens filter var 1 meter, och därför användes detta värde för den effektiva radien av slugtest (R_e). Datat analyserades med hjälp av båda metoderna för att se om de visade några stora skillnader. Anledningen till detta var på grund av osäkerheterna i att enkelt fastställa om det rörde sig om en öppen eller slutna akvifer. De flesta rören är inte så djupa vilket talar för att de skulle kunna vara öppna akviferer. Det finns dock på flera ställen i området ett lerlager som överlagrar morän vilket kan tala för att det är bäst att analysera slugtesterna som slutna akviferer. I Aqtesolv plottas den normerade grundvattenivåförändringen upp mot tiden, och innan programmet kunde utföra beräkningarna som krävdes för de olika metoderna behövde en rät linje manuellt anpassas mellan mätpunkterna. Det är vanligt att mätdata antar en aningen böjd form, vilket leder till att anpassningen kan anta olika värden beroende på vilken del av kurvan som den anpassas efter (James et al. 1997). I det fallet ska den rätta linjen interpoleras mellan rekommenderade normaliserade trycknivåer. För Hvorslevs metod rekommenderas intervallet 0,15 - 0,25 och för Bouwer-Rice metod rekommenderas 0,20 - 0,30 (ibid).

Vid utvärderingen av slugtesterna upptäcktes att vissa mätningar inte var lämpliga att använda. Efter utvärdering av mätningarna vid grundvattenrör 2 upptäcktes att den beräknade konduktiviteten skilde sig mycket åt beroende på om grundvattenändringen hade orsakats av nedsänkning eller upptagning av slugen. Samma problem återkom både för mätningarna i mars och i februari. Konduktiviteten som räknades fram när slugen sänktes ned i tippen ansågs vara mest tillförlitlig. För mätningen vid grundvattenrör 4 i februari upptäcktes i efterhand att väldigt få mätvärden hade uppmätts och därför användes bara mätningen i mars som hade betydligt fler mätvärden.

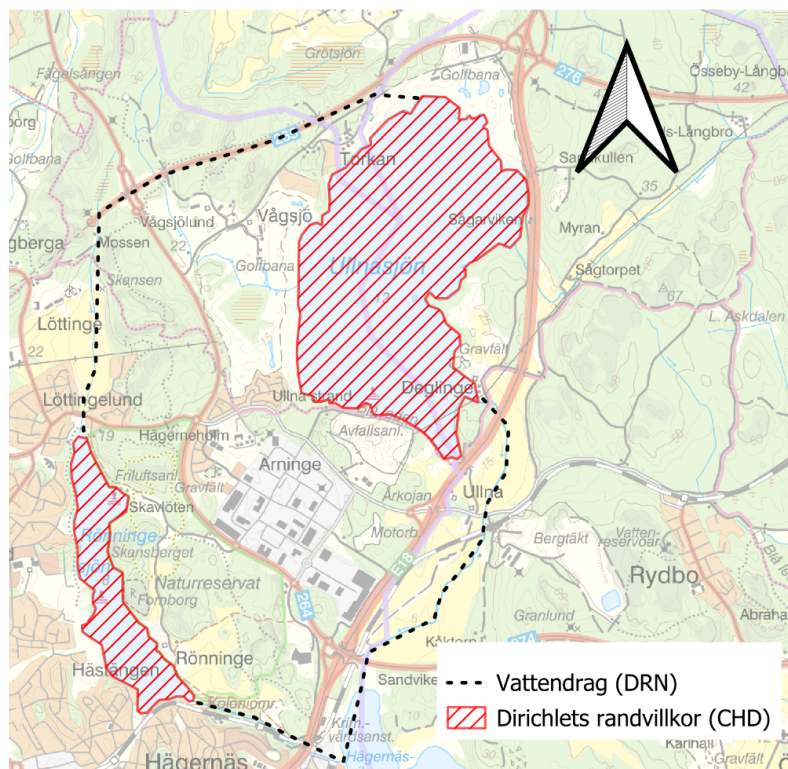
Det beräknade värdet av varje slugtest kan endast antas gälla någon meter intill varje grundvattenrör. Rören kring Ullnatippen ligger betydligt längre ifrån varann än så och därför beräknades ett medelvärde fram som antogs gälla för all morän i området.

4.2 INITIAL MODELL

I följande stycke kommer tillvägagångssättet för steg två, tre och fyra från stycket 3.4.1 att presenteras. Rutnätet i modellen ansattes till storleken 25x25 meter. I intresseområdet förfinades dock rutnätet till 15x15 meter.

4.2.1 Randvillkor och använda paket i MODFLOW

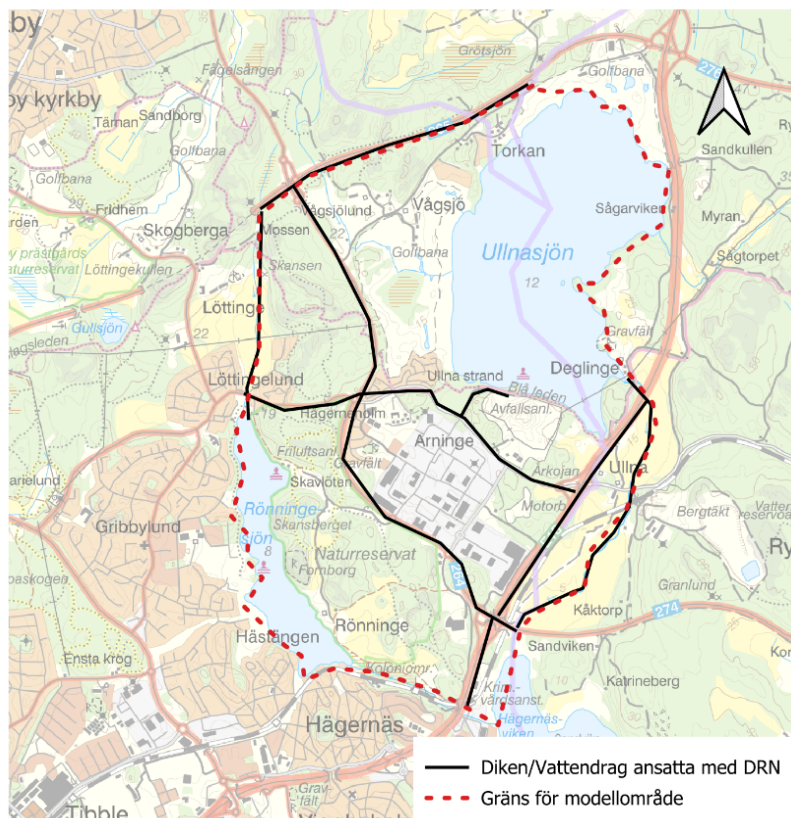
Modellens yttre kanter begränsades utifrån sjöar och antagna vattendrag i området. Även Ullnasjön och Rönningesjön användes för avgränsning av modellen genom paketet CHD. Detta genom att ansätta objekten som sjöarna representeras av i modellen som konstanta trycknivåer och därmed Dirichlets randvillkor. Värdena på de konstanta trycknivåerna bestämdes utifrån sjöarnas höjdnivå (11-12 respektive 7.7 möh). För att inte göra modellen för stor användes även flera vattendrag och diken i området med hjälp av paketet DRN. Modellens avgränsning och hur de olika randvillkoren har använts redovisas i figur 4.



Figur 4. Figuren visar en karta över området kring Ullnätippen. Randvillkor som är använda är utsatta i modellen. Karta 1:50000 från © Lantmäteriet.

Paketet RCH används som tidigare nämnts för att simulera grundvattenbildning. I den initiala modellen ansattes värdet 75 mm/år för områden med lera och 150 mm/år för morän. Speciellt för lerområden kan detta värde anses högt, eftersom täta lerjordar kan ha mycket låg infiltrationsförmåga. Det var därför ett värde som fokuserades på vid kalibreringen. Vid områden med berg i dagen ansattes ingen grundvattenbildning och i industriområden ansattes ett värde på 35 mm/år eftersom dessa områden har låg infiltrationsförmåga och mycket avrinning. Att uppskatta grundvattenbildningen på tippen var svårt av två anledningar. Dels eftersom det kunde antas att evaporationen var lägre på grund av mindre mängd växtlighet än i området runt omkring, men ifall marken är väldigt ogenomtränglig kan det antas att en del vatten försvinner som avrinning istället för att infiltrera i tippen. Värdet antogs därför initialt till samma som för morän, 150 mm/år, med tanken att ha detta som en parameter att fokusera på vid kalibreringen. För paketet drain ska konduktansen i diken beräknas enligt ekvation (9). Eftersom inga mätningar utfördes på diken i området var det svårt att uppskatta. Därför

ansattes ett värde så $4 \cdot 10^{-6}$ m/s. Det skulle kunna motsvara ett 1 meter brett dike med ett bottensediment på en 25 cm och en konduktivitet på $1 \cdot 10^{-6}$ m/s. Detta värde antogs för alla värden i modellen. På grund av osäkerheten i detta värde är även DRN en parameter att fokusera på vid kalibreringen. DRN ansattes över alla stora vägar i området eftersom det antogs finnas vägdiken vid dem. Även en mindre väg precis intill Ullnatippen ansattes med DRN eftersom det på plats upptäcktes att det fanns ett dike. För Ullnaån och ett dike över en åker i området användes också DRN. Figur 5 illustrerar var i intresseområdet DRN ansattes. Sammanfattningar av valda värden på parametrar i den initiala modellen presenteras i tabell 5 under rubrik 5.2. Vid användning av paketet DRN måste även dikets djup bestämmas. Detta värde uppskattades till en halv meter.



Figur 5. Figuren visar en karta över området kring Ullnatippen. Diken och vattendrag ansatta i modellen är utmarkerade. Gränsen för modellområdet är även utmarkerad. Karta 1:50000 från © Lantmäteriet.

4.2.2 Använd data och dess användningsområde i modellen

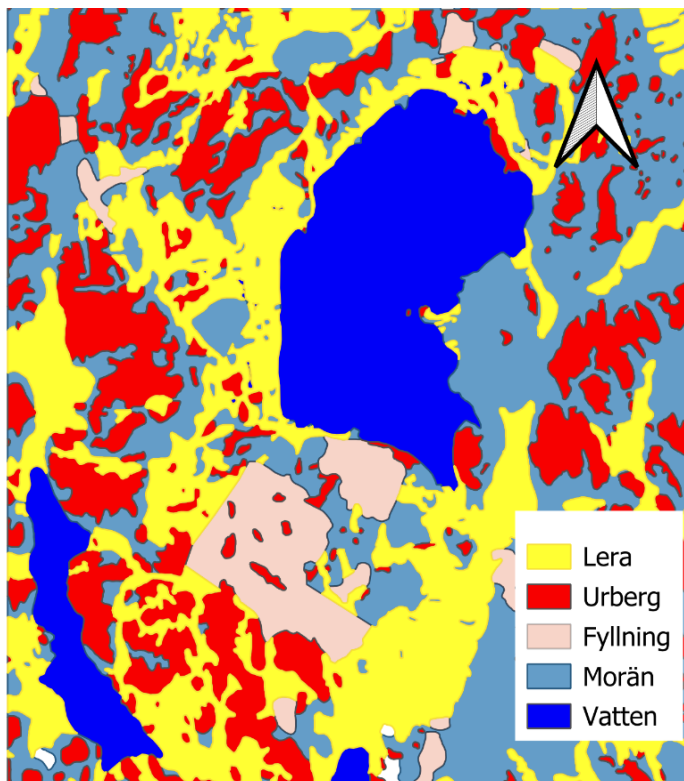
Topografi

Höjddata med en upplösning på 2 meter från Lantmäteriet användes för att få in områdets topografi i modellen. Höjddatan är framtagen med hjälp av laser och flygfoton (Lantmäteriet u.å.). Eftersom tippen är under arbete förändras topografin men för denna studie ansågs det att lantmäteriets höjddata var tillräckligt noggrann.

Jordarter

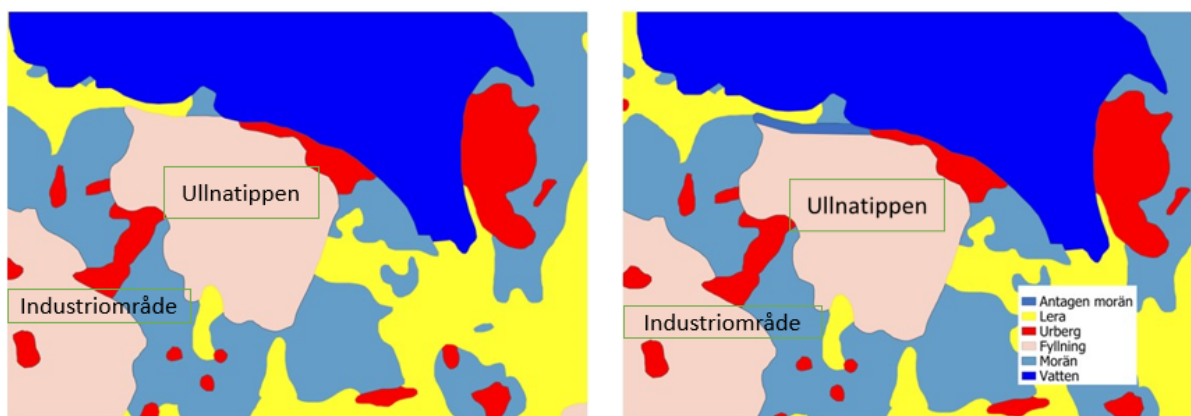
SGUs produkt Jordarter 1:25 000 användes för att uppskatta olika jordarters utbredning i modellens ytskikt. Jordartskartan är utvecklad med syftet att bland annat användas för

utredningar av grundvattenförhållanden och ansågs därför lämplig för studien (SGU 2018). Produkten innehåller framförallt information om jordarter med en mäktighet på över en halv meter. På vissa platser redovisas dock jordarter med tunnare mäktighet än så. Den informationen användes inte eftersom det inte var relevant för studien samt inte förekom i så stor utsträckning i den hämtade datan. I området kring Ullnasjön redovisades många olika jordarter. Att uppskatta värden för alla de jordarterna ansågs för tidskrävande och svårt, därför slogs de ihop till de tre jordarterna lera, morän och berg. Utbredningen av de jordarter som klassades som lera, morän, berg samt områden med fyllning visas i figur 6.



Figur 6. Figuren visar utbredningen av jordarter i området kring Ullnatippen. Flera av jordarterna är ihopslagna men kommer från produkten jordarter 1:25 000 - 1: 100 000 från © SGU.

Under fältdagarna upptäcktes att SGUs jordartskarta har ansatt Ullnatippen (fyllning) närmare sjön än vad som kunde anses rimligt. Det antagandet stöddes även av att kontrollprogrammet hade placerat grundvattenrör 1 och 2 vid kanten av deponin och inte i deponin vilket skulle varit fallet om jordartskartan hade använts. Detta redigerades därför manuellt och morän ansattes istället för fyllning. I figur 7 visas en inzoomning på jordarterna kring Ullnatippen för och efter manuell redigering.



Figur 7. Figuren visar utbredningen av jordarter inzoomat i området kring Ullnatippen före (vänster) och efter (höger) manuell redigering av deponin. Flera av jordarterna är ihopslagna men kommer från produkten jordarter 1:25 000 - 1: 100 000 från © SGU.

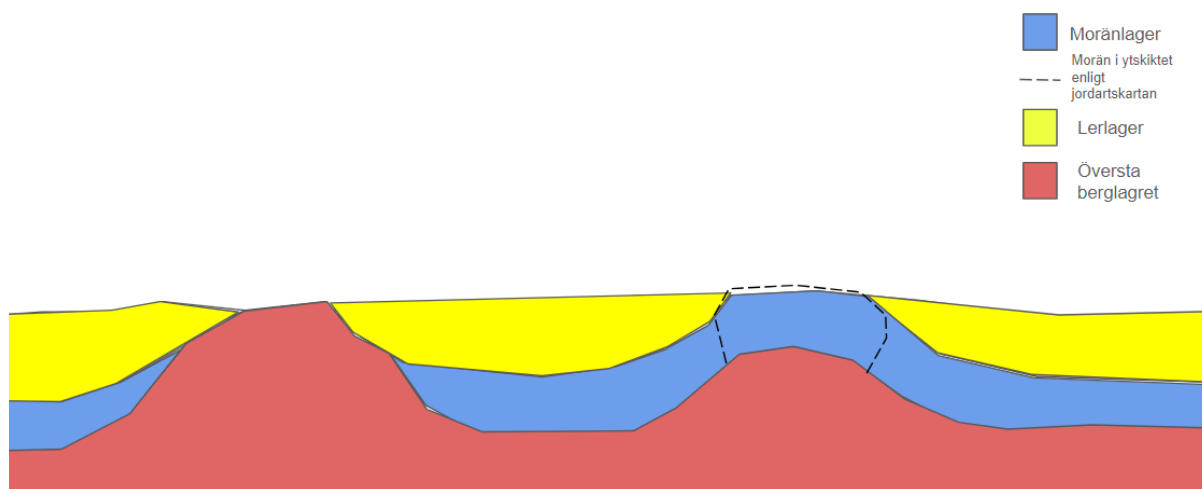
Jorddjup

SGUs jorddjupsmodell användes för att uppskatta jordlagrets mäktighet och därmed djupet till berggrunden i området. Produkten är utvecklad med hjälp av interpolering mellan kända jorddjup från exempelvis borrhningar (SGU 2023). Även platser där berg i dagen indikeras i jordartskartan har använts i utvecklandet av jorddjupsmodellen. I områden med få uppmätta datapunkter blir osäkerheterna större (ibid). Detta var tydligt i området precis kring Ullnatippen eftersom jorddjupet enligt jorddjupsmodellen endast skulle vara några meter. Detta är felaktigt eftersom de deponerade massorna som högst är uppemot 90 meter och berggrunden därmed inte kan finnas däribland. I denna studie användes därför jorddjupsmodellen från SGU endast i det stora området kring Ullnasjön. Detta genom att subtrahera höjddatan med jorddjupet vilket skapade en varierande yta för berggrundens nivå i modellen. Precis kring tippen ändrades däremot jorddjupet manuellt till att stämma överens med jorddjupen i de närmast liggande uppmätta datapunkterna.

Jordlagerföljd

Eftersom jordarterna i modellens ytskikt delades in i lera, morän och berg gjordes denna avgränsning även i modellens lagerföljd med ett lager vardera för lera respektive morän. Berg delades däremot in i flera 50 meter djupa lager för att den sjunkande hydrauliska konduktiviteten som presenterades i ekvation (2) skulle kunna representeras i modellen. 250 meters djup antogs vara tillräckligt för denna undersökning. Lera valdes till översta lagret, därefter morän och sedan lagrena med berg. Lerlagrets djup antogs i modellen till två tredjedelar av skillnaden mellan topografin och jorddjupet. Resterande tredjedel ansattes till att vara moränlagret. Inom deponins närområde, där jorddjupsmodellen inte var tillförlitlig, så bestämdes lerdjupet med hjälp av undersökningar av just lerdjupet som har beskrivits tidigare i denna rapport. Ett generellt lerdjup på cirka tre meter ansattes. På platser där morän enligt jordartskartan var i ytskiktet justerades detta i modellen så att inställningar rådde för morän (exempelvis hydraulisk konduktivitet) och inte de inställningarna specifika för lerlagret. Samma metod användes för områden där jordartskartan indikerade på berg i ytskiktet. På de platserna var det översta lagret av berg bestämmande. Eftersom deponin enligt tidigare undersökningar framförallt ligger på morän justerades därför inställningarna i lerlagret inom

deponin för att simulera deponins förutsättningar. Designen på det översta berglagret, lagret med lera och lagret med morän visualiseras i figur 8. I den figuren visas även hur morän i ytskiktet som har identifierats med jordartskartan integreras med jordlagret.



Figur 8. Figuren visar en enkel skiss över hur lagrena i modellen kan se ut. Bilden är inte tagen från modellen kring Ullnasjön utan är menad att visa ett exempel på hur lagrena kan överlappa varandra.

4.3 KALIBRERING AV GRUNDVATTENMODELLEN

Kalibreringen av grundvattenmodellen utfördes med hjälp av grundvattenmätningar från september 2023. Dessa mätningar användes istället för de uppmätta under denna studie eftersom det fanns en mätning från grundvattenrör 5. Som tidigare nämnts i avsnitt 4.1 var det inte möjligt att utföra mätningen vid rör 5 på grund av rörets placering. Den punkten ansågs dock viktig att kunna kalibrera mot eftersom det var den enda mätpunkten söder om de högsta punkterna i tippen. Det saknades en grundvattenmätning av rör 3 från mätningen i september, men den ansågs inte lika viktig som rör 5 eftersom rör 4 ligger relativt nära rör 3. Se figur 1 för rörens placering. Innan kalibreringen påbörjades bestämdes vilka intervall som det ansågs vara rimligt att ändra parametrarna i modellen inom. Detta för att kunna avgöra om modellen är byggd tillräckligt verklighetstroget för att kunna representera området kring Ullnatippen. Begreppet parametrar syftar på objekt eller inställningar i modellen vars värden och egenskaper har ställts in för att representera området kring Ullnatippen. Alternativet skulle vara att parametrarna tilläts variera fritt tills ett perfekt värde kunde uppnås. Det hade dock kunnat leda till att en modell mycket skild från förhållandena kring Ullnatippen byggdes upp. De parametrar som ansågs lämpliga att ändra samt vilka värden de har tillåtits variera mellan presenteras i kommande stycken. I tabell 3 presenteras de parametrar som användes i kalibreringen samt vilka värden de tilläts variera mellan.

4.3.1 Kalibrering av dikets konduktans

Samma värde på konduktansen antogs för alla objekt i modellen. Som tidigare nämnts var osäkerheten i det valda initiala värdet stort på grund av bristande data. På grund av detta tilläts konduktansen att variera fritt, dock endast med 15% åt gången för att förhindra att ett för väl dränerande dike skulle simuleras.

4.3.2 Kalibrering av sjöarnas nivå

Då Ullnasjöns höjd har rapporterats ligga mellan 11 och 12 möh tilläts värdet på den konstanta trycknivån även variera däremellan för området som utgör Ullnasjön i modellen.

4.3.3 Kalibrering av hydraulisk konduktivitet

Den hydrauliska konduktiviteten för morän, lera och deponin i området kalibrerades. Det tillåtna intervallet för lera valdes utifrån ett litteraturvärde som beskrev att konduktiviteten i lera var $\leq 1 \cdot 10^{-8}$ m/s. Därför tilläts leran variera fritt nedåt till 0 m/s med en övre gräns på $1 \cdot 10^{-8}$ m/s. Den hydrauliska konduktiviteten i morän tilläts variera mellan det högsta och lägsta värdet som uppmättes i slugtesterna. I deponin tilläts konduktiviteten kalibreras mellan det valda värdet för lera och det högsta värdet i slugtesterna.

4.3.4 Kalibrering av grundvattenbildning

Paketet RCH användes flera gånger i modellen för att simulera grundvattenbildning och var därmed centralt för kalibreringen. Lerområden hade i den initiala modellen ett värde på 75 mm/år. Eftersom det som tidigare nämnts i avsnitt 3.1.1 kan förekomma mycket ytavrinning i lerområden och därmed begränsat med grundvattenbildning bestämdes att värdena för lera tilläts kalibrera nedåt. Den initiala inställningen för grundvattenbildningen i moränområden var 150 mm/år. Enligt litteraturen ligger grundvattenbildningen mellan 150 - 225 mm/år i aktuellt område, och därmed tilläts värdet kalibrera upp till 225 mm/år. En viss minskning (15%) tilläts nedåt för att säkra upp mot fel som kan ha uppkommit i jordartsdatan. För deponin tilläts grundvattenbildningen att variera mellan 75 - 225 mm/år eftersom detta skulle kunna täcka in den antagna grundvattenbildningen för både finkorning- och moränjord. För industriområdet tilläts endast en ökning av värdet med 15% för att inte hamna i en situation där ett område med viss del asfalt har en mycket större grundvattenbildning än exempelvis ett naturområde. Värdet tilläts att ändras nedåt till 0 mm/år.

Tabell 3. Tabellen visar mellan vilka värden som parametrarna i modellen kan variera mellan i kalibreringen.

Parameter	Objekt i modellen	Lägsta tillåtna värde	Högsta tillåtna värde
Grundvattenbildning	Lera	0 mm/år	150 mm/år
Grundvattenbildning	Morän	127 mm/år	225 mm/år
Grundvattenbildning	Deponin	75 mm/år	225 mm/år
Grundvattenbildning	Industriområde	0 mm/år	44 mm/år
Dikeskonduktans per meter dike	Alla diken	0 m/s	Ingen övre gräns
Sjönivå	Ullnasjön	11 möh	12 möh
Hydraulisk konduktivitet	Morän	$4.055 \cdot 10^{-6}$ m/s	$3.98 \cdot 10^{-5}$ m/s
Hydraulisk konduktivitet	Deponin	$1 \cdot 10^{-8}$ m/s	$3.98 \cdot 10^{-5}$ m/s
Hydraulisk konduktivitet	Lera	0 m/s	$1 \cdot 10^{-8}$ m/s

Alla parametrar varierades med 15% åt gången förutom konduktiviteten i deponin som tilläts variera maximalt en halv tiopotens åt gången på grund av den stora osäkerheten i värdet. De parametrar som prioriterades vid kalibreringen var den hydrauliska konduktiviteten i deponin, grundvattenbildningen för lerområden samt konduktansen i diken. Detta eftersom de ansatta värdena i den initiala modellen var mest osäkra på grund av bristande underlag.

Efter varje ändring av någon parameter beräknade modellen nya RMSE (root mean square error) för att avgöra hur väl modellen stämde överens med uppmätta värden. RMSE visar ett mått på modellens medelfel, och därmed hur bra passningen är (Anderson 2015). Värdet beräknas med hjälp av ekvation (10) där h_m är den uppmätta grundvattennivån och h_s är den simulerade nivån. Ett så lågt värde som möjligt bör eftersträvas, men ett bestämt värde där modellen skulle anses vara acceptabel finns inte. Det finns riktlinjer som säger att ett acceptabelt värde på RMSE skulle vara 10% av skillnaden i grundvattennivåer (ibid). I denna undersökning där skillnaden mellan den lägsta och högsta grundvattennivån är 16.7 m skulle därmed ett acceptabelt RMSE vara 1.67. Metoden att bestämma ett acceptabelt värde på RMSE på detta sätt saknar dock stöd och det enda som kan konstateras är att ett så lågt RMSE som möjligt bör eftersträvas (ibid).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (h_m - h_s)_i^2} \quad (10)$$

4.4 KÄNSLIGHETSANALYS

En känslighetsanalys utfördes för att undersöka vilka parametrar som hade störst inverkan på kalibreringen av modellen. En metod för manuell känslighetsanalys är att alla kalibrerade parametrar hålls konstanta förutom en. Det kalibrerade värdet på den parametern ökas och minskas inom ett bestämt intervall, förslagsvis $\pm 25\%$ (Anderson 2015). Den metoden användes i denna studie. Kalibreringen utfördes manuellt utan någon extra programvara för just kalibrering, och varje parameter ändrades därmed enskilt innan varje ny körning. Det ändrade resultatet på RMSE vid varje enskild körning jämfördes med det bästa uppmätta (den kalibrerade modellen) för att se vilka parametrar som hade störst påverkan. De parametrar som testades i känslighetsanalysen var samma som användes i kalibreringen av modellen. Alla värden på parametrarna i den kalibrerade modellen höjdes och sänktes 25%, förutom för sjönivån i Ullnasjön. Där höjdes och sänktes det framkalibrerade värdet med 25 cm. Det motsvarar 25% av 1 meter, och valdes eftersom uppgifter om sjöns höjdnivå varierade ungefär 1 meter. En 25% höjning och sänkning av det kalibrerade värdet 11 möh ansågs inte rimligt, då sjöns nivå troligen aldrig skulle stiga eller sjunka till de nivåerna. Det undersöktes även ifall ändring av någon parameter hade stor inverkan på flödesvägarna som hade tagits fram med MODPATH.

5 RESULTAT

5.1 RESULTAT AV SLUGTEST

Resultatet av slugtesterna samt det beräknade medelvärde av mätningarna summeras nedan i tabell 4.

Tabell 4. Tabellen presenterar de beräknade hydrauliska konduktiviteter från de utförda slugtesterna. Fallande mätning syftar på de mätningar där grundvattennivån i grundvattenrören faller på grund av en initial höjning. Stigande mätning syftar på det motsatta sambandet.

GV-rör	Fallande/ stigande mätning	Måttillfälle	Hydraulisk konduktivitet (Bower-Rice- metoden) [m/s]	Hydraulisk konduktivitet, Hvorslevs metod [m/s]	Kommentar
1	Fallande	Feb	$1.73 \cdot 10^{-5}$	$1.89 \cdot 10^{-5}$	
1	Stigande	Feb	$1.66 \cdot 10^{-5}$	$1.79 \cdot 10^{-5}$	
1	Fallande	Mars	$1.80 \cdot 10^{-5}$	$2.04 \cdot 10^{-5}$	
1	Stigande	Mars	$1.54 \cdot 10^{-5}$	$1.71 \cdot 10^{-5}$	
Medelvärde rör 1			$1.68 \cdot 10^{-5}$	$1.85 \cdot 10^{-5}$	
2	Fallande	Feb	$1.81 \cdot 10^{-6}$	$3.68 \cdot 10^{-6}$	
2	Stigande	Feb	$2.26 \cdot 10^{-7}$	$2.95 \cdot 10^{-7}$	Ej använt
2	Fallande	Mars	$4.055 \cdot 10^{-6}$	$2.81 \cdot 10^{-5}$	
2	Stigande	Mars	$2.29 \cdot 10^{-7}$	$2.65 \cdot 10^{-7}$	Ej använt
Medelvärde rör 2			$2.93 \cdot 10^{-6}$	$1.59 \cdot 10^{-5}$	
3	Fallande	Feb			Ej använt
3	Fallande	Mars	$3.65 \cdot 10^{-5}$	$3.98 \cdot 10^{-5}$	
Medelvärde rör 3			$3.65 \cdot 10^{-5}$	$3.98 \cdot 10^{-5}$	
6	Fallande	Mars	$1.57 \cdot 10^{-5}$	$1.75 \cdot 10^{-5}$	
6	Stigande	Mars	$1.80 \cdot 10^{-5}$	$1.89 \cdot 10^{-5}$	
Medelvärde 6			$1.14 \cdot 10^{-5}$	$3.64 \cdot 10^{-5}$	
Medelvärde av alla mätningar			$1.69 \cdot 10^{-5}$	$2.76 \cdot 10^{-5}$	

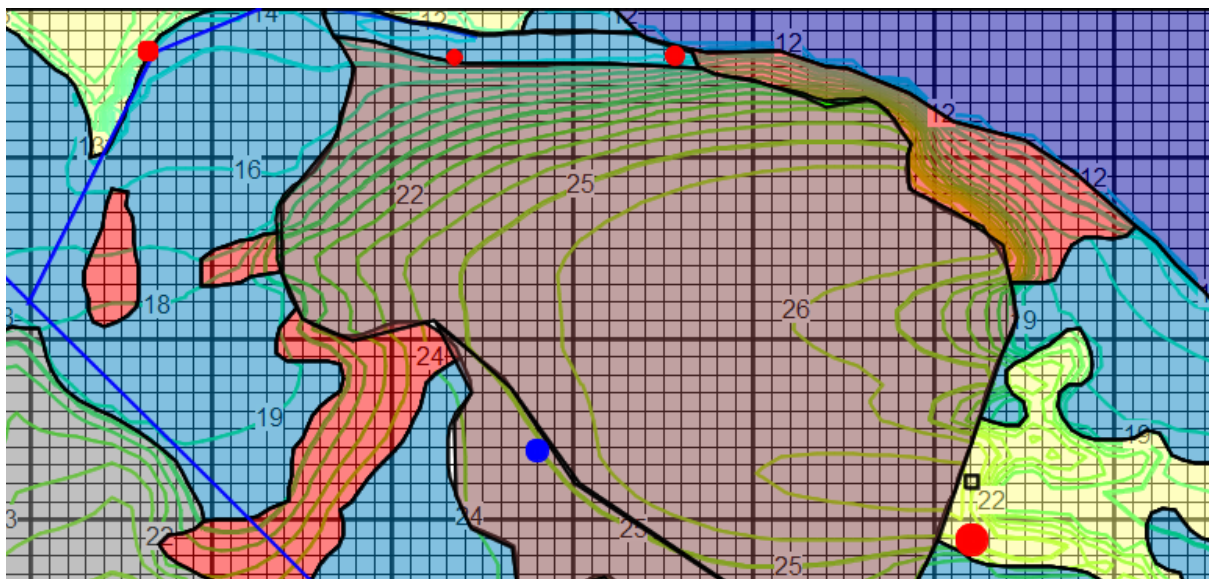
5.2 INITIAL MODELL

De värden som användes i den konceptuella modellen presenteras i tabell 5. Värdet på den hydrauliska konduktiviteten för morän kommer från medelvärdet av slugtesterna för öppna akviferer som presenterades i tabell 4.

Tabell 5. I tabellen presenteras de ansatta värdena för alla parametrar i den initiala modellen.

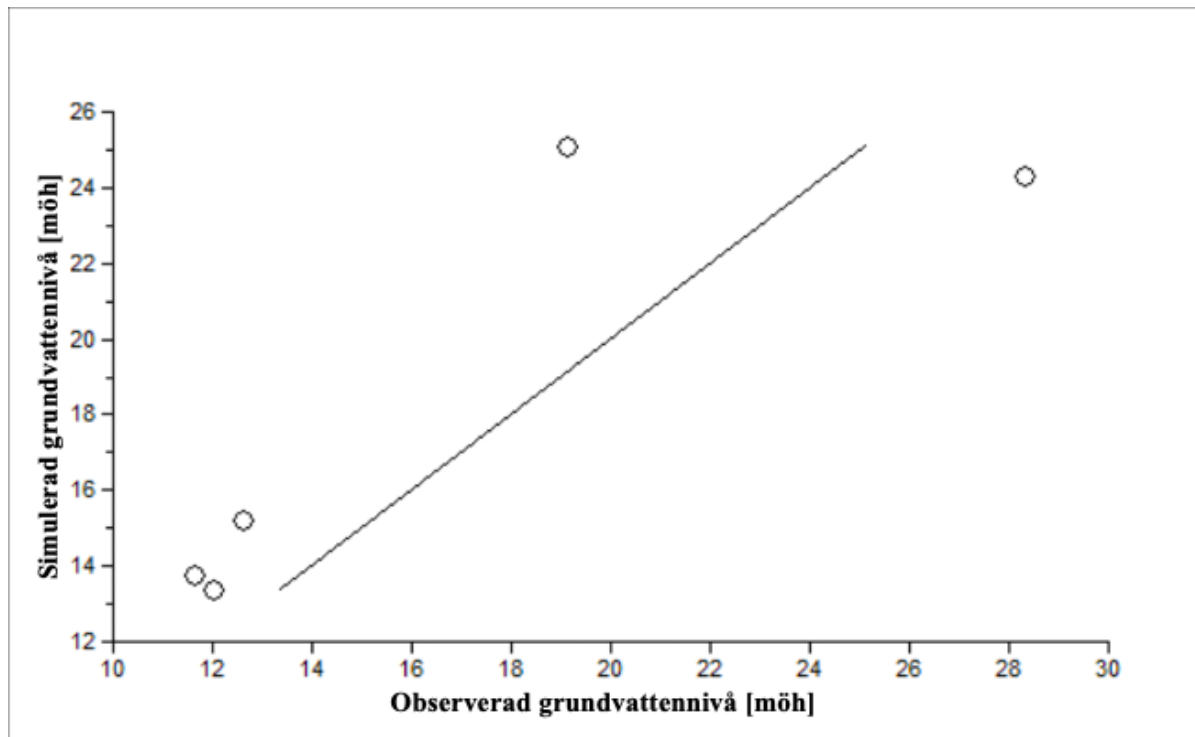
Hydraulisk konduktivitet, deponi	$1.00 \cdot 10^{-6}$ m/s
Hydraulisk konduktivitet, morän	$1.69 \cdot 10^{-5}$ m/s
Hydraulisk konduktivitet, lera	$1.00 \cdot 10^{-8}$ m/s
Hydraulisk konduktivitet, översta berglagret	$1.52 \cdot 10^{-7}$ m/s
Grundvattenbildning, deponi	150 mm/år
Grundvattenbildning, morän	150 mm /år
Grundvattenbildning, lera	75.0 mm/år
Grundvattenbildning , industriområde	35.0 mm/år
Konduktans per meter dike.	$4.00 \cdot 10^{-6}$ m/s
Sjönivå, Ullnasjön	11.5 möh

I figur 9 presenteras de trycknivåer som Modflow redovisade efter att modellen hade ställts in efter de värden som presenterades i tabell 5.



Figur 9. Figuren visar de trycknivåer som simulerades vid körningen av den initiala modellen. De röda cirklarna indikerar på för höga simulerade grundvattennivåer och den blåa visar på för låg.

Hur väl de initiala simulerade trycknivåerna som programmet tog fram matchade mot de uppmätta vid grundvattennivåmätningarna på plats illustreras i figur 10. Vid en perfekt passning skulle punkterna ligga nära linjen i figuren.



Figur 10. Figuren visar hur väl de simulerade (y-axeln) och de observerade (x-axeln) grundvattennivåerna vid grundvattenrören (punkterna i figuren) i den initiala modellen sammanfaller.

I tabell 6 presenteras de simulerade nivåerna i den initiala modellen vid respektive grundvattenrör. Även skillnaden mellan de simulerade nivåerna och de observerade nivåerna (residualerna) kan utläsas. Den initiala modellens RMSE som beräknades med ekvation (10) var 3,620.

Tabell 6. Tabellen presenterar observerade, simulerade och residualer för den initiala modellen.

Grundvattenrör:	Observerad (uppmätt) nivå [möh]:	Simulerad nivå:	Residual (Observerad nivå- Simulerat värde):
1	12.00	13.37	- 1.370
2	11.60	13.79	- 2.190
4	19.10	25.10	- 6.000
5	28.30	24.32	4.020
6	12.60	15.26	- 2.660

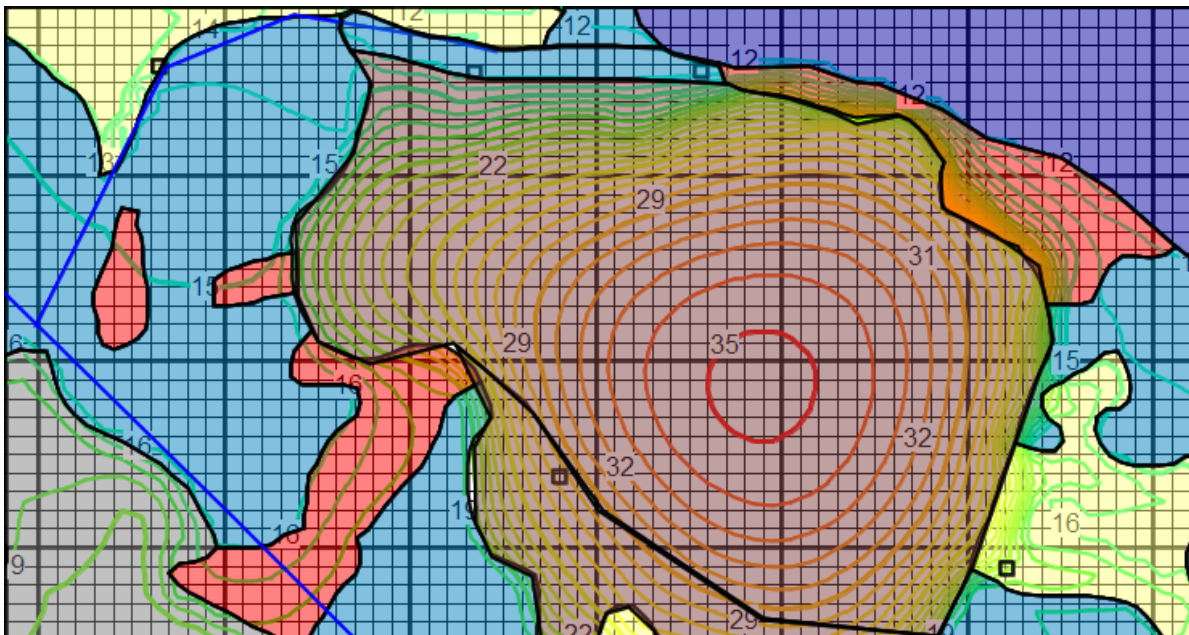
5.3 KALIBRERAD MODELL

Efter att den initiala modellen hade kalibrerats nådde den bästa passningen ett RMSE-värde på 0.834. Detta värde ansågs vara det bästa möjliga med tillgänglig modell. För att uppnå ett bättre värde behöver värden utanför uppsatta gränsvärden ansättas. Värdena på de kalibrerade parametrarna presenteras i tabell 7. Som tidigare nämnts var kalibreringen av dikeskonduktansen, grundvattenbildningen på lerområden och den hydrauliska konduktiviteten i deponin prioriterade. Att ändra värdet på dikeskonduktansen visade sig inte ha stor påverkan på grundvattennivåerna förutom vid rör sex. Anledningen till detta var att ett dike var placerat precis intill det röret. På plats uppmärksammades dock att just det diket var betydligt mindre än andra vägdiken i området, och för att inte simulera ett alldeles för väldränerande dike så ändrades inte värdet på det enskilt. Värdet på grundvattenbildningen på lerområden och den hydrauliska konduktiviteten i deponin behövde som förväntat ändras mycket för att simulera rätt nivåer.

Tabell 7. I tabellen presenteras de värden som ansattes efter att den initiala tabellen hade kalibrerats.

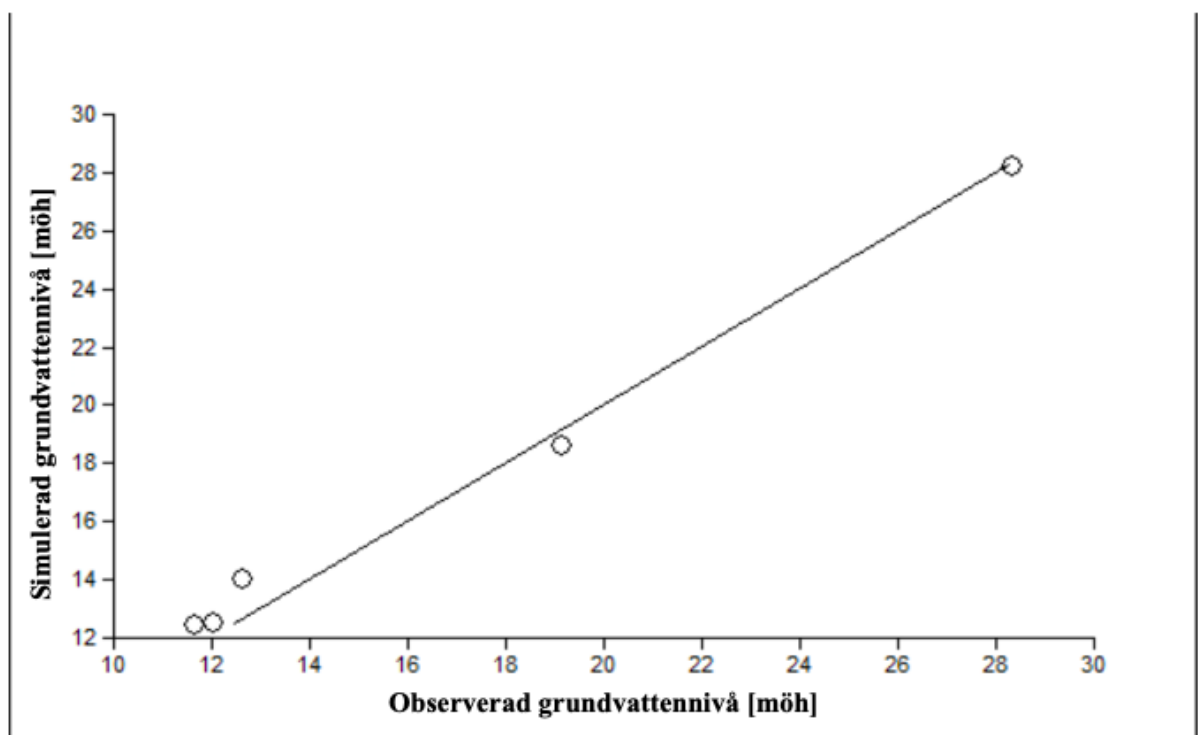
Parameter i modellen	Ansatt värde
Hydraulisk konduktivitet, deponi	$5.00 \cdot 10^{-8}$ m/s
Hydraulisk konduktivitet, morän	$3.90 \cdot 10^{-5}$ m/s
Hydraulisk konduktivitet, lera	$1.00 \cdot 10^{-8}$ m/s
Grundvattenbildning, deponi	150 mm/år
Grundvattenbildning, morän	127 mm /år
Grundvattenbildning, lera	30.0 mm/år
Grundvattennbildning, industriområde	35.0 mm/år
Konduktans per meter dike	$4.00 \cdot 10^{-6}$ m/s
Sjönivå, Ullnasjön	11.0 möh

De trycknivåer som simulerades av modellen i området kring tippen presenteras i figur 11.



Figur 11. Figuren visar de trycknivåer som simulerades vid körningen av den kalibrerade modellen.

Hur väl de kalibrerade trycknivåerna som programmet simulerade matchade mot de uppmätta vid grundvattennivåmätningarna på plats illustreras i figur 12. Vid en perfekt passning skulle punkterna ligga nära linjen i figuren. Figur 12 bör jämföras mot figur 10 då det tydliggör hur kalibreringen har förbättrat modellens passning.



Figur 12. Figuren visar hur väl de simulerade och de observerade grundvattennivåerna vid grundvattenrören (punkterna i figuren) i den kalibrerade modellen sammanfaller. Vid en perfekt passning skulle punkterna ligga nära linjen i figuren.

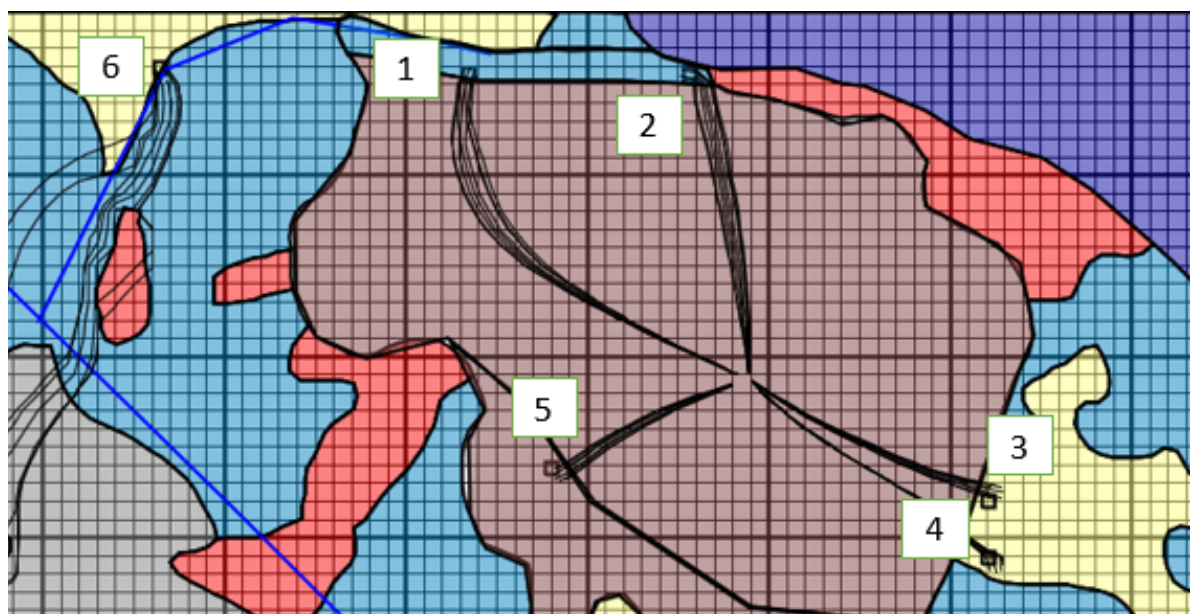
I tabell 8 presenteras de simulerade nivåerna i den initiala modellen vid respektive grundvattenrör. Även skillnaden mellan de simulerade nivåerna och de observerade nivåerna (residualerna) kan utläsas.

Tabell 8. Tabellen presenterar observerade, simulerade och residualer för den kalibrerade modellen.

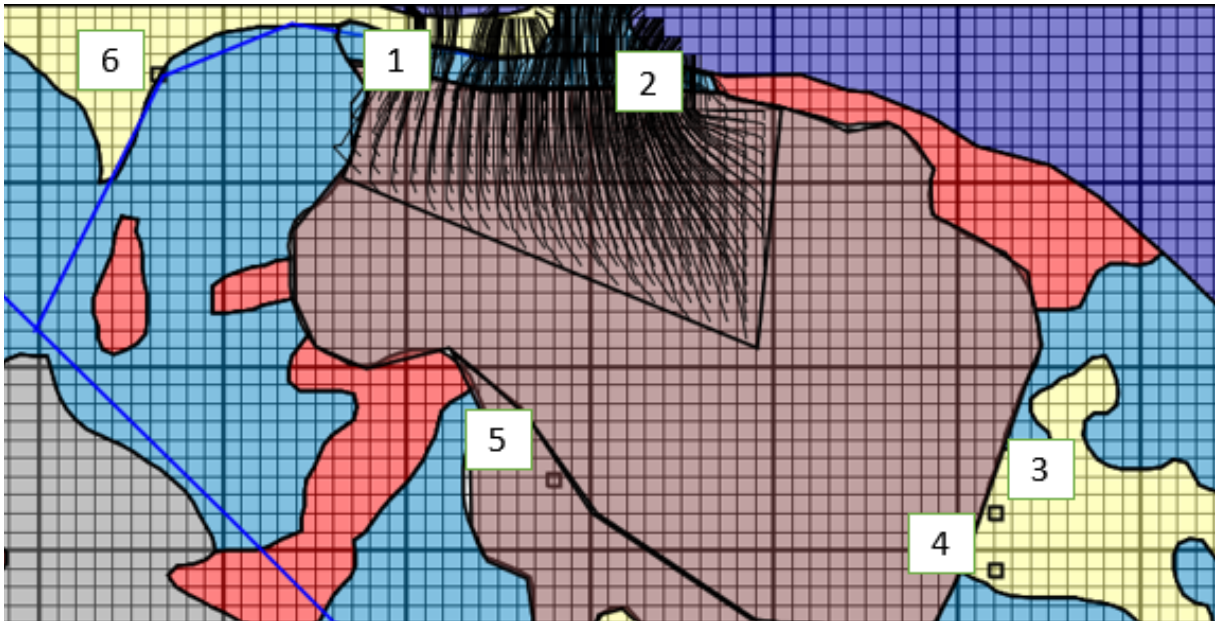
Grundvattenrör:	Observerad (uppmätt) nivå [möh]:	Simulerad nivå:	Residual (Observerad nivå- Simulerat värde):
1	12.00	12.59	- 0,590
2	11.60	12.48	- 0.880
4	19.10	18.69	0.410
5	28.30	28.27	0.030
6	12.60	14.08	- 1.480

5.4 PARTIKELSPÅRNING

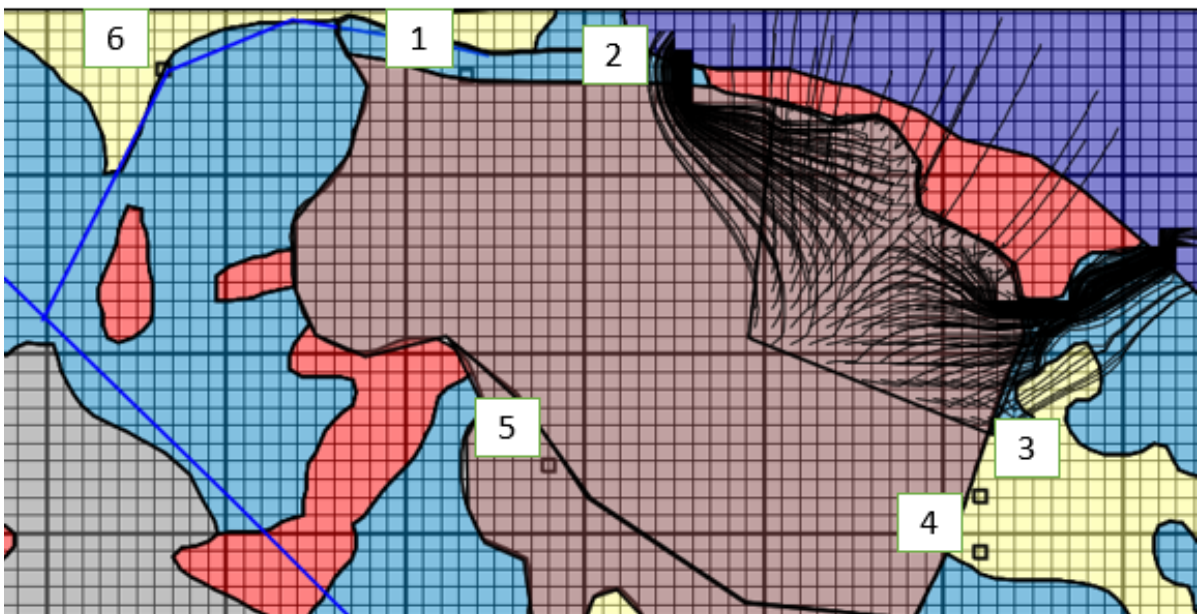
I detta stycke kommer de partikelspårningar som har utförts med hjälp av Modpath presenteras. Figur 13 visar bakåtspårning från respektive grundvattenrör. Figur 14-17 visar framåtspårning från olika delar av deponin. Deponin delades upp i fyra olika delar för att förenkla tolkandet av bilderna.



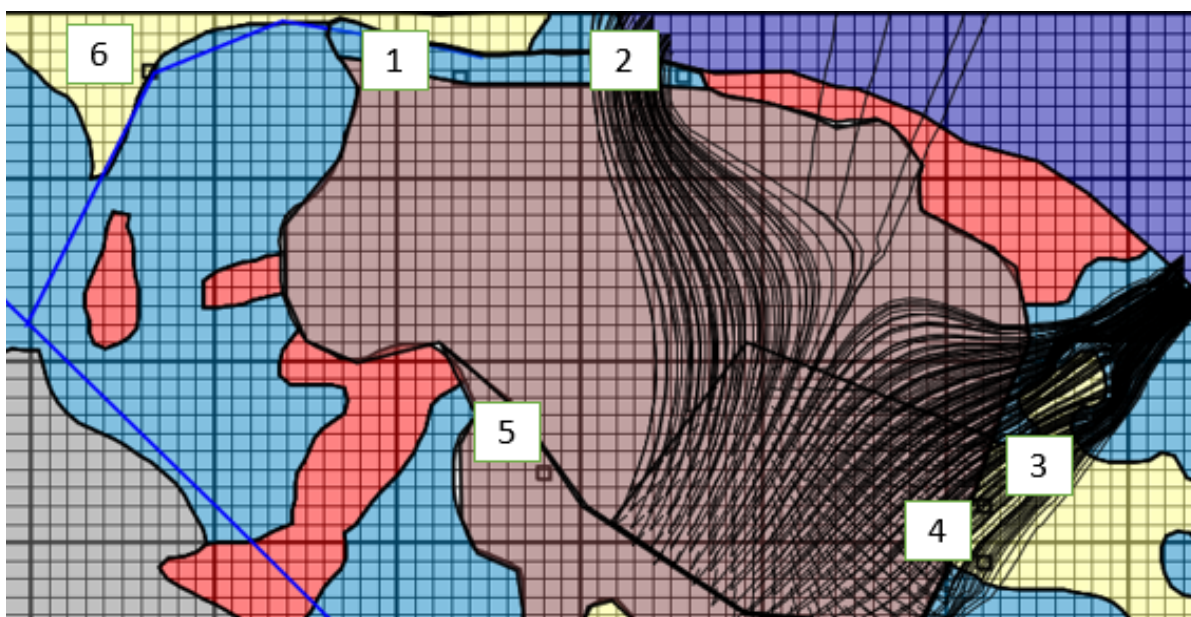
Figur 13. Figuren visar en bakåtspårning med hjälp av Modpath i ModelMuse. Siffrorna indikerar vilket grundvattenrör som spårningen är startad från.



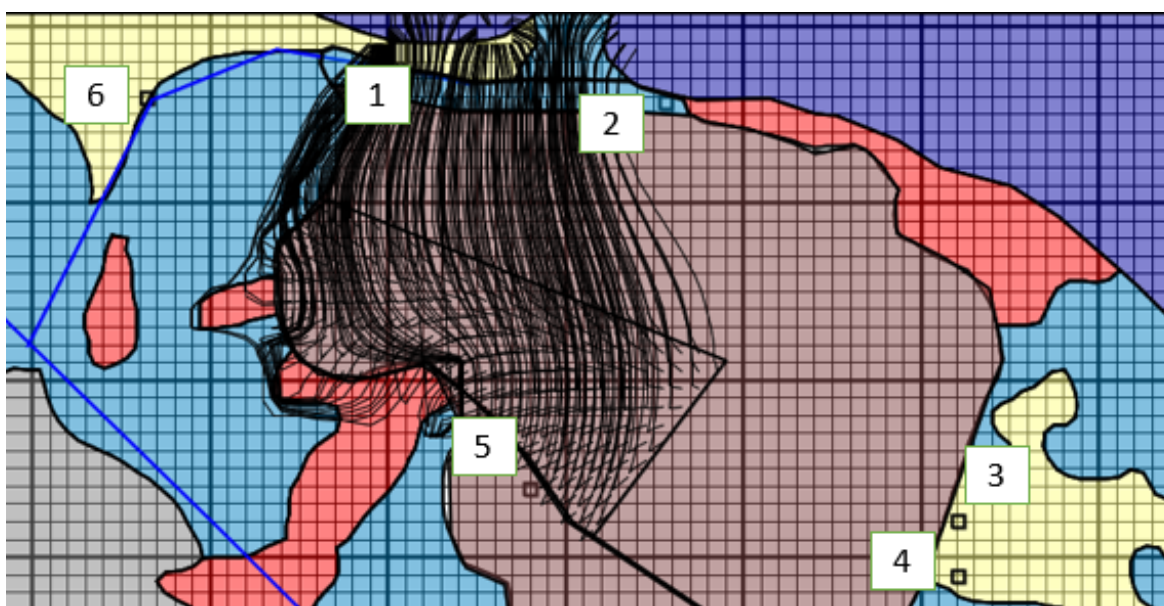
Figur 14. Figuren visar framåtspårning från den nordvästra delen av deponin. Siffrorna tydliggör var grundvattenrören i kontrollprogrammet är lokaliserade.



Figur 15. Figuren visar framåtspårning från den nordöstra delen av deponin. Siffrorna tydliggör var grundvattenrören i kontrollprogrammet är lokaliserade.



Figur 16. Figuren visar framåtspårning från den sydöstra delen av deponin. Siffrorna tydliggör var grundvattenrören i kontrollprogrammet är lokaliserade.



Figur 17. Figuren visar framåtspårning från den sydvästra delen av deponin. Siffrorna tydliggör var grundvattenrören i kontrollprogrammet är lokaliserade.

5.5 KÄNSLIGHETSANALYS

I känslighetsanalysen undersöktes vilka nya RMSE-värden som uppnåddes efter att värden på enskilda parametrar ökade eller minskade med 25%. Resultatet för detta presenteras i tabell 9. Känslighetsanalysen visade att den parametrar som gav störst utslag på modellens RMSE var ändring av grundvattenbildningen över deponin. Även den hydrauliska konduktiviteten för deponin och moränen gav något större utslag. Känslighetsanalysen undersökte även om ändrade värden på parametrarna i den kalibrerade modellen kunde ändra flödesvägarna som hade tagits fram med MODPATH. Inga tydliga skillnader i flödesvägarna kunde utläsas.

Tabell 9. Tabellen visar resultatet från känslighetsanalysen. 25% högre och lägre ansatta värden samt nya RMSE värden kan utläsas för respektive parameter som ingick i analysen. Det ursprungliga RMSE värdet för den kalibrerade modellen innan känslighetsanalysen var 0.834 meter.

Parameter i modellen	Nytt 25% lägre värde	Nytt RMSE	Nytt 25% högre värde	Nytt RMSE
Hydraulisk konduktivitet, deponi	$3.750 \cdot 10^{-8}$ m/s	1.138	$6.250 \cdot 10^{-8}$ m/s	1.005
Hydraulisk konduktivitet, morän	$2.930 \cdot 10^{-5}$ m/s	1.148	$4.880 \cdot 10^{-5}$ m/s	0.970
Hydraulisk konduktivitet, lera	$7.500 \cdot 10^{-9}$ m/s	0.867	$1.250 \cdot 10^{-8}$ m/s	0.845
Grundvattenbildning, deponi	113.0 mm/år	1.668	188.0 mm/år	1.657
Grundvattenbildning, morän	95.30 mm/år	0.908	159.0 mm/år	0.938
Grundvattenbildning, lera	22.50 mm/år	0.859	37.50 mm/år	0.868
Grundvattenbildning, industriområde	26.00 mm/år	0.837	43.750 mm/år	0.851
Konduktans per meter dike	$3.000 \cdot 10^{-6}$	0.893	$5.000 \cdot 10^{-6}$	0.800
Sjönivå, Ullnasjön	10.75 möh	0.766	11.25 möh	0.923

6 DISKUSSION

I avsnitten som följer diskuteras bland annat osäkerheter, utvecklingar och begränsningar med de delar som har undersökts i denna studie. Även förbättringar och vidareutvecklingar av studien tas upp.

6.1 SLUGTEST

Trots att slugtest är en mycket använd metod så nämner Butler (1997) i boken “The Design, Performance, and Analysis of Slug Tests” att det har framförts kritik gentemot testets giltighet. Detta eftersom resultatet från slugtester kan skilja sig från resultatet från andra undersökningar, exempelvis pumptester. Det kan bero på att grundvattenrören som testen utförs i inte underhålls tillräckligt ofta, vilket i flertalet fältstudier har visats ha påverkan på slugtestets slutresultat. Den hydrauliska konduktiviteten som testet sedan visar är därför oftast lägre än vad den verkliga konduktiviteten kring röret faktiskt är. I boken nämns även att testen trots sin enkelhet ofta utförs för slentrianmässigt och därmed slarvigt, och att det därmed kan bidra till fel (ibid). I denna studie användes slugtest som ett verktyg för att få en uppskattning om den hydrauliska konduktiviteten för moränen i området, som i litteraturvärlden varierar stort. Det använda medelvärdet av testerna medför därför en viss osäkerhet, och det finns säkerligen moränområden kring Ullnatippen där den hydrauliska konduktiviteten skiljer sig mycket från det ansatta värdet. I denna studie ansågs det dock minska osäkerheten jämfört med att använda litteraturvärden.

6.2 INITIAL MODELL

Den initiala modellen visade på ett RMSE på 3,620 meter. De grundvattenrör som bidrog med störst fel var rör 5 och 6. Att denna modell skulle ha ett stort fel var inte oväntat, mycket på grund av de väldigt osäkra värdena för bland annat den hydrauliska konduktiviteten i deponin.

Den initiala modellen innehåller med stor sannolikhet fel som inte rättas till med hjälp av kalibreringen. Hela modellen är byggd på antaganden, och eftersom kalibreringen utfördes manuellt kalibrerades inte allt som antogs i modellen. Storleken på området kring deponin där jorddjupet justerades manuellt kalibrerades exempelvis inte. Inte heller tjockleken på ler- och moränlagren kalibrerades. Båda dessa faktorer hade troligen haft påverkan på de simulerade grundvattennivåerna, men eftersom både jorddjupet och lagertjockleken ställdes in utifrån att jordartskartan, jorddjupsmodellen och lerdjupsmätningar i området skulle smälta samman ansågs kalibrering av dessa för komplicerat.

Att ansätta samma hydrauliska konduktivitet över hela deponin är troligen också en förenkling från verkligheten och att ansätta olika lager hade troligen påverkat de simulerade nivåerna i modellen. Utifrån informationen som fanns om Ullnatippen var det dock svårt att göra några antaganden om eventuella lager med olika hydrauliska konduktivitet i själva deponin och ett lager ansågs vara så verklighetstroget det gick att göra.

Även den använda jordartskartan innehåller fel, i naturen är det orimligt att så skarpa kanter mellan exempelvis ler- och moränområden skulle förekomma. Eftersom det inte fanns undersökningar i området som skulle kunna ersätta jordartskartan, ansågs det dock vara det bästa alternativet.

Den hydrauliska konduktiviteten i berget kalibrerades inte heller. Det ansågs också för komplicerat då berget var uppdelat i flera lager där konduktiviteten minskade med djupet. Ett alternativ hade varit att endast kalibrera det översta lagret av berget. Möjligheten finns att ekvation 2 som användes för att beräkna konduktiviteten, inte överensstämmer med konduktiviteten i platsen kring Ullnatippen. Det kontrollerades dock och överensstämde mot SGUs produkt "hydraulisk konduktivitet i berg" som kan ge en uppskattning av just bergets konduktivitet utifrån bergborrade brunnar (SGU u.å.)

6.3 KALIBRERAD MODELL

Efter att modellen hade kalibrerats minskade värdet på RMSE till 0.834 meter. Här bidrog grundvattenrör 6 med det största felet då det simulerade värdet var nästan 1.5 m högre än det observerade. I de övriga rören låg felen lägre. Vid områden där trycknivåerna ligger tätt, exempelvis vid branta områden, kan felen förklaras med att det där blir svårare att kalibrera fram exakt rätt värden. Alla grundvattenrören i denna studie låg antingen precis vid eller i en brant. Att dra slutsatsen att skillnaden mellan uppmätta och simulerade värden endast beror på detta är dock troligen en förenklad slutsats i och med att flera värden på parametrar i modellen är ansatta på osäkra grunder.

Värt att notera är att den kalibrerade modellen endast är användbar i området kring Ullnatippen. Hela modellen är betydligt större än så, för att rimliga randvillkor skulle kunna ansättas, men eftersom inga fler grundvattenrör användes för kalibreringen i modellen kan simulerade trycknivåer i övriga modellen inte stödjas. En annan anledning till att modellen inte bör användas i hela området är på grund av hur paketet DRN användes. Värdet på konduktansen som var ansatt i diken och vattendrag i området ändrades ingenting under kalibreringen. Förklaringen till detta finns under rubrik 5.3. Skulle modellen dock användas över hela området skulle fler undersökningar kring vattendragen och diken behövas göras. Kring deponin hade det ansatta värdet inte så stor påverkan förutom för grundvattenrör 6, därför kunde ett mer osäkert värde accepteras.

6.3.1 Känslighetsanalys

Syftet med känslighetsanalysen var att se vilka parametrar som hade störst inverkan på RMSE värdet från den kalibrerade modellen samt om flödesvägar som partikelspårningen tog fram ändrades vid förändring av någon parameter. Grundvattenbildningen över deponin stack ut från de andra parametrarna i hur stor påverkan det ansatta värdet hade. En slutsats som kan dras från känslighetsanalysen är att de parametrar som påverkar värdet på den kalibrerade modellen bör undersökas noggrannare så att det ansatta värdet är så välgrundat som möjligt. För vissa parametrar är detta enklare än för andra. Grundvattenbildningen över deponin

skulle vara svårare att fastställa eftersom den parametern oftast uppskattas med hjälp av beräkningar än fältmätningar. Genom att beräkna den effektiva nederbörden (se rubrik 3.1.1) i området kan grundvattenbildning för ett större område uppskattas, men den grundvattenbildningen kommer samtidigt inte att stämma för exempelvis områden med låg genomsläpplighet. Något som även gick att utläsa från känslighetsanalysen var att en lägre ansatt sjönivå ledde till ett lägre RMSE-värde. En förbättring av studien hade varit att vid grundvattennivåmätningarna även mäta sjönivån. I så fall hade sjönivån inte behövts kalibreras eller inkluderas i känslighetsanalysen.

Känslighetsanalysen visade inte på några större förändringar vid partikelspårningen. Värt att notera är dock att känslighetsanalysen i denna studie endast bedömer parameterosäkerhet, vilket är en av flera källor till just osäkerhet. Sett till parameterosäkerheten gick det att se att flödesvägarna från deponin inte förändrades trots ändrade parametervärden. För den totala osäkerheten av modellsimuleringarna spelar dock även flera andra faktorer in. Refsgaard et al. (2007) nämner exempelvis osäkerheter i modellstrukturen, där förenklingar för det modellerade området och ofullständig förståelse över relevanta processer spelar in. Även modellteknisk osäkerhet nämns som en aspekt att ta hänsyn till, vilket exempelvis kan vara på grund av de beräkningar som programmet utför, eller andra felaktigheter i själva programmet. Datan som används för att bygga upp modellen nämns även som en källa till osäkerhet, vilket inkluderar exempelvis klimatdata och markanvändningskartor. Det finns alltså flera aspekter som bör tas hänsyn till för att säkert säga att partikelspårningen är så stabil som denna undersökning visar.

Värt att nämna är även att olika parametrar är olika osäkra och kan därmed variera mellan olika stora intervaller. Värden på hydraulisk konduktivitet kan variera med flera tiopotenser, som exempelvis morän, medan sjöns höjdnivå eller grundvattenbildningen aldrig kommer att variera med så stora intervall. Känslighetsanalysen hade kunnat utformas annorlunda med hänsyn till detta, den hydrauliska konduktiviteten borde i så fall ha testats mellan större intervall än grundvattenbildningen.

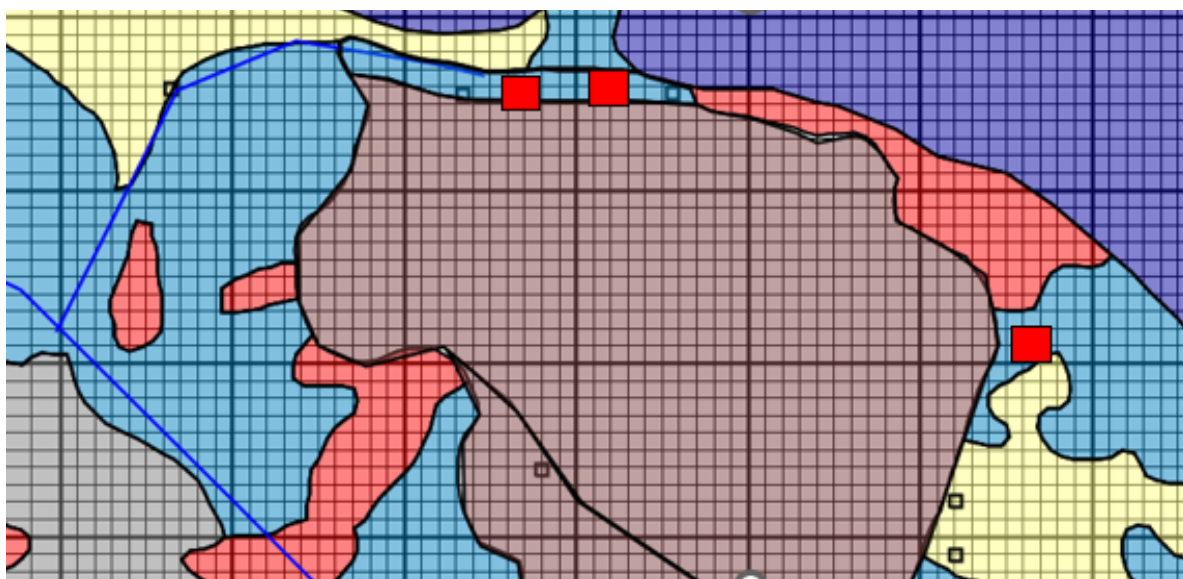
6.4 PARTIKELSPÅRNING

Partikelspårningen som använde sig av bakåtspårning som presenterades i figur 13 visar på att grundvattnet i grundvattenrör 6 inte kommer från Ullnatippen, utan från hållet som industriområdet ligger åt. Som tidigare nämnt var tanken med placeringen av det röret att det inte skulle fånga upp föroreningar från deponin, utan snarare visa på bakgrundshalter i området. Utslag på förhöjda halter i det röret bör alltså spåras till industriområdet eller andra källor längre uppströms, och inte deponin. Bakåtspårningar från övriga grundvattenrör visar på att vattnet kommer som längst från den högsta punkten i deponin. Detta resultat bekräftar syftet med kontrollprogrammet, att grundvattenrör 1-5 ska mäta föroreningar från deponin.

I figur 14-17 presenterades framåtspårningen från olika delar av deponin. Spårningen från alla de fyra delarna som deponin delades upp i visar på att grundvattnet rör sig mot Ullnasjön. I figur 14 som visar partikelspårningen från nordvästra delen av deponin är det tydligt att

grundvattenrör 1 och 2 är de rören som skulle mäta eventuell förorening. Den nordöstra delen av deponin som presenterades i figur 15 visar att inget av grundvattenrören i kontrollprogrammet fångar upp den partikelsvärm som rör sig söder om den bergiga delen mellan deponin och Ullnasjön. Den andra delen av partikelsvärmen skulle dock fångas upp av rör 2. I den sydöstra delen av deponin som presenterades i figur 16 är grundvattenrör 2, 3 och 4 de rör som skulle mäta eventuella föroreningar. Även här syns att flera partiklar inte passerar förbi något grundvattenrör, som för den nordöstra delen. Det går även att se att partiklarna i vattnet till stora delar rör sig ner mot kanten av deponin för att sedan röra sig mot vattnet. Motsvarande för den sydvästra delen av deponin (figur 17) är grundvattenrör 1, 2 och 5.

Det tydligaste resultatet från partikelspårningen är att ett nytt grundvattenrör bör placeras strax söder om den bergiga delen, men norr om grundvattenrör 3. Detta eftersom figur 15 och 16 visade att kontrollprogrammet missar en stor del av partiklarna som strömmar från de östra delarna av deponin mot Ullnasjön. Ytterligare en utveckling av kontrollprogrammet skulle vara ifall fler grundvattenrör installerades längs strandkanten till Ullnasjön. Detta eftersom det från partikelspårningen var tydligt att partiklar från alla olika delar av tippen transporteras dit. Mellan grundvattenrör 1 och 2 är det omkring 180 m och fler rör däremellan skulle kunna säkra upp mot att man missar föroreningar som transporteras mot sjön. Se figur 18 för förtydligande om var nya grundvattenrör skulle kunna placeras.



Figur 18. Figuren visar nuvarande placeringar av kontrollprogrammets grundvattenrör (svarta kvadrater) samt var nya grundvattenrör skulle kunna placeras vid en utveckling av programmet (röda kvadrater).

6.5 MÖJLIGA FÖRBÄTTRINGAR

För att skapa en helt verklighetstrogen modell skulle väldigt många undersökningar av flera faktorer kunna genomföras, och förenklingar skulle ändå behöva göras. En grundvattenmodell bygger på många antaganden och det finns därmed mycket osäkerheter. Något som skulle öka trovärdigheten av modellen mycket är ifall det fanns fler grundvattenrör i området. Det skulle kunna bidra till fler värden att jämföra mot i

kalibreringen vilket skulle vara mycket användbart framförallt i själva deponin. I denna studie utfördes inte heller någon validering av modellen på grund av att det fanns så få grundvattenrör. Valideringen innebär att grundvattennivåer som inte använts i kalibreringen används för att se hur väl modellen har presterat. Syftet med detta är att modellens riktighet ska kunna bedömas. Huruvida valideringen bör utföras eller inte är dock omdiskuterad. Anderson et al. (2015) nämner i sin bok att den tidigare synen på valideringssteget var att den skulle avgöra huruvida modellen var korrekt eller inte. I boken nämns även att den moderna synen är att modellen inte kan valideras och valideringssteget har i och med det successivt bytts ut mot exempelvis en utökad känslighetsanalys. Faktum kvarstår dock, att fler grundvattenrör skulle göra modellen säkrare, även ifall de inte skulle användas just för en validering.

Med fler grundvattenrör skulle även fler slugtester kunna utföras. Eftersom slugtesterna endast är giltiga i det absoluta närområdet kring röret det är utfört i ansattes som tidigare nämnts ett medelvärde av alla slugtesterna som den hydrauliska konduktiviteten i morän. Fler rör hade bidragit till att man eventuellt hade kunnat se trender i den hydrauliska konduktiviteten och därmed kunnat dela upp området i områden med konduktivitet. Den hydrauliska konduktiviteten i deponin var ett värde ansatt med väldigt lite underlag, och rör ansatta i deponin hade eventuellt kunnat bidra med mer information om detta.

6.6 VIDARE UNDERSÖKNINGAR

Det finns vissa delar som hade varit möjliga att vidareutveckla i denna studie. Ett exempel på detta är att programmet MT3D - USGS hade kunnat användas för att simulera en föroreningstransport från deponin. MT3D tar, till skillnad från programmet Modpath som användes för partikelspårning i denna studie, utöver advektion även hänsyn till dispersion och diffusion vid spridningen av ett ämne i grundvatten. Detta gör spridningen mer verklighetstrogen och mängden förorening som sprids till sjön hade möjligen kunnat räknas ut. I denna studie utfördes försök att modellera föroreningstransport med MT3D, det uppstod dock problem och simuleringarna fungerade inte korrekt. Tanken var att en högre koncentration förorening än vad som hade uppmätts i något av rören skulle ansättas i deponin. Förhoppningen med detta var att spridningen skulle visa på liknande koncentrationer vid grundvattenrören efter att modellen hade kört en viss tid. På grund av problemen som uppstod användes istället Modpath så att kontrollprogrammet skulle kunna utvärderas utifrån grundvattnets spridningsvägar. Vid genomgång av kontrollprogrammet låg koncentrationerna av majoriteten av de mätta ämnena långt under gränsvärdena som var satta. I vissa fall hade de uppmätta koncentrationerna troligen kunnat vara bakgrundskoncentrationer. Det gör en startkoncentration från deponin svår att uppskatta, och eventuell förorening som sprids från deponin kommer troligen inte från en specifik plats i deponin, utan från flera olika källor.

Ytterligare en utvecklingsmöjlighet av studien hade varit att använda ett program för kalibreringen av modellen, exempelvis PEST. I ett sådant program anges vilka parametrar som tillåts variera och mellan vilka intervall, och sedan tar modellen fram en optimal modell.

Parametrarnas känslighet beräknas även med hjälp av programmet. Detta hade troligen ökat chanserna att de ansatta värdena i den modellen som ansågs vara den bästa (den kalibrerade modellen) faktiskt var det. Att manuellt justera många parametrar blir lätt avancerat och tidskrävande, vilket kan leda till att bättre passningar missas.

7 SLUTSATS

Syftet med denna studie var att skapa en grundvattenmodell för att undersöka flödesmönster kring Ullnatippen och se om eventuella föroreningar från deponin har spridits till Ullnasjön. Syftet var även att undersöka om Ullnatippens kontrollprogram borde utformas på ett annat sätt för att inte riskera att missa föroreningar från deponin.

Grundvattenmodellen kunde efter kalibrering visa på ett relativt stabilt resultat gällande flödesmönstret och partikelspårningen från deponin. Det var utifrån modellen tydligt att grundvatten från alla delar av deponin rör sig mot Ullnasjön. Partikelspårningen som spårar partiklar bakåt i tiden kunde visa att de nuvarande grundvattenrören (förutom för grundvattenrör 6) skulle mäta föroreningar från tippen lösta i grundvattnet. Rören är dock utplacerade med stora avstånd emellan, och eftersom grundvatten från alla delar av deponin rör sig mot Ullnasjön, hade fler grundvattenrör vid strandkanten kunnat öka säkerheten så att en eventuell föroreningsspridning inte missas av kontrollprogrammet. Utifrån partikelspårningen gick det även att se att kontrollprogrammet missar stora delar av den partikelsvärm som rör sig från den nordöstra delen av deponin, och där bör ytterligare ett grundvattenrör placeras ut för att säkra upp. Förslag på var det nya grundvattenröret skulle kunna placeras visas i figur 18.

Det finns dock flera osäkerheter med resultatet, framförallt på grund av att det var relativt få grundvattenrör att utgå ifrån över ett stort område. Fler grundvattenrör hade gjort kalibreringen mer exakt och resultatet hade även varit möjligt att validera. Därför bör användning av resultaten från denna undersökning kombineras med vidare studier för riktighetens skull.

8 KÄLLOR

- Anderson, M.P., Woessner W.W., Hund, R.J. (2015). *Applied Groundwater Modeling Simulation of Flow and Advective Transport*. 2 uppl. Academic Press.
- Butler, J. (1997). *The Design, Performance, and Analysis of Slug Tests*. Lewis Publishers.
- Carlsson, L., Gustafson, G. (1984). *Provpumpning för geohydrologisk undersökningsmetodik*. (R41:1984). Byggforskningsrådet.
- Fagerlund, F., Appelo, T., Mossmark, F., Sparrenbom, C., Rosberg, J. (2022). Grundvattenanalys, Modellering och Planeringsverktyg. : Sparrenbom, C. & Jeppsson, H. (red.). *Grundvattenboken*. Studentlitteratur. 517-546.
- Fandino, J., Nagalli, A., Moro Filho, R. (2020). Modeling of the dispersion of pollutants in porous media: Case of a landfill in Brazil. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 8(6).
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104400>
- Fetter, C.W., Boving, T., Kremer, D. (2018). *Contaminant Hydrogeology*. 3 uppl. Waveland Press, inc.
- Golder Associates AB. (2020) *Avslutningsplan Ullnatippen*. Golder Associates AB & ABT Bolagen AB.
- Gustafsson, M., Dahlqvist, P., Olofsson, B., Sparrenbom, C., Rosberg J. (2022). Sveriges Geologiska och Hydrogeologiska Förhållanden. I: Sparrenbom, C. & Jeppsson, H. (red.). *Grundvattenboken*. Studentlitteratur. 145-176.
- Gustafson, G. (2009). *Hydrogeologi för bergbyggare*. Formas.
- Harbaugh, A.W. (2005) *MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model—the Ground-Water Flow Process*. (U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16). USGS.
- Jeppsson, H., Fagerlund, F., Olofsson, B., Rosén L., Ericsson, L.O., Sparrenbom, C., Norrman, J. (2022a). Grundläggande Hydrogeologi. I: Sparrenbom, C. & Jeppsson, H. (red.). *Grundvattenboken*. Studentlitteratur. 49-144.
- Jeppsson, H., Rosberg, J., Barmen, G. (2022b). Hydrauliska Tester och Magasinsanalys. I: Sparrenbom, C. & Jeppsson, H. (red.). *Grundvattenboken*. Studentlitteratur. 323-424.
- Krishna, R.R., Hettiarachchi, H., Parakalla, N., Gangathulasi, J., Bogner, J., Lagier, T. (2009) Hydraulic Conductivity of MSW in Landfills. *Journal of Environmental Engineering*. 135(8). [Hydraulic Conductivity of MSW in Landfills | Journal of Environmental Engineering | Vol 135, No 8 \(ascelibrary.org\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1080-4029(2009)135:8(49))
- Lantmateriet (u.å.). *Markmodell Nedladdning*.
<https://www.lantmateriet.se/sv/geodata/vara-produkter/produktlista/markhojdmodell-nedladdning/> [2024-04-03]
- Lindqvist, U. (2013). *Metallundersökningar vid Ullnatippen 2013*. (2013:29). Norrvatten.
- Lindqvist, U. (2023). *PM - Redovisning av Ullnatippen kontrollprogram 2023*. (2023:36). Norrvatten.
- Lundström, M. (2015). *Tekniskt PM*. [Internet material]. Golder Associates AB.
- Löfgren, E., Axelsson, A.L. (2008) *Ullnatippen Förslag till kontrollprogram*. [Internt material]. Golder Associates AB

- Naturvårdsverket (u.å.). *Deponering av avfall*. [Deponering av avfall \(naturvardsverket.se\)](https://naturvardsverket.se) [2024-05-06]
- Naturvårdsverket (2008). *Lakvatten från deponier*. [Faktablad]. Naturvårdsverket. [978-91-620-8306-9.pdf](https://naturvardsverket.se/978-91-620-8306-9.pdf) (naturvardsverket.se) [2024-05-06]
- Naturvårdsverket (2021). *Avfallstrappan*. [Faktablad]. Naturskyddsföreningen. <https://www.naturskyddsforeningen.se/faktablad/avfallstrappan/> [2024-05-16]
- Papadopolou, M.P., Karatzas, G.P., Bougioukou, G. (2007). Numerical Modeling of the Environmental Impact of Landfill Leachate Leakage on Groundwater Quality - A Field Application. *Environmental Modeling & Assessment*. 12(1), 43-54. <http://dx.doi.org/10.1007/s10666-006-9050-x>
- Pollock, W.B. (2016). *User Guide for MODPATH Version 7—A ParticleTracking Model for MODFLOW*. (U.S. Geological Survey Open-File Report 2016–1086). USGS. [manuscript template; version 4.1 \(usgs.gov\)](https://www.usgs.gov/media/publications/user-guide-modpath-version-7) [2024-03-31]
- Powrie, W., Beaven, R.P. (1999) Hydraulic properties of household waste and implications for landfills. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Geotechnical Engineering*. 137 (4). 235-247. [doi:10.1680/jeng.1997.137.4.235](https://doi.org/10.1680/jeng.1997.137.4.235)
- Reefsgard, J.C., van Der Sluijs J.P., Højberg, A.L., Vanrolleghem, P.A. (2007). *Uncertainty in the environmental modelling process e A framework and guidance*. *Environmental Modelling & Software*. 22(11), 1543-1556. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.02.004>
- Rhen, I., Forsmark, T., Hartley, L., Jackson, P., Roberts, D., Swan, D., Gylling, B. (2008). *Hydrogeological conceptualisation and parameterisation Site descriptive modelling SDM-Site Laxemar*. (R-08-78). SKB. <https://www.skb.se/publikation/1967676/R-08-78.pdf> [2024-03-05]
- Rodhe, A., Lindström, G., Rosberg, J., Pers, C. (2004). *Grundvattenbildning i svenska typjordar - översiktlig beräkning med en vattenbalansmodell*. (Report series A, No 66). Department of Earth Sciences Hydrologi, Uppsala universitet. https://www.sgu.se/globalassets/grundvatten/grundvattennivaer-old/grundvattenbildning/rodhe-et-al_2006.pdf [2024-03-28]
- Runslätt, E., Enkel, E., Kappling, M. (2016). *Ullnatippen - PM geoteknik*. [Internt material]. Golder Associates AB
- Stranne, F. (2022). *Deponering av avfall*. <https://www.avfallsverige.se/fakta-statistik/avfallsbehandling/deponering-av-avfall/> [2024-05-16]
- SFS 2011:927. *Avfallsförordningen*. Miljödepartementet.
- SGU (u.å). *Kartvisaren Hydraulisk konduktivitet i berg (1:100 000)*. SGU. <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-hydraulisk-konduktivitet.html> [2024-05-14]
- SGU (2017). *Grundvattenbildning och grundvattentillgång i Sverige*. (RR 2017:09). SGU. <https://resource.sgu.se/produkter/regeringsrapporter/2017/RR1709.pdf> [2024-03-28]
- SGU (2018) *Produkt: Jordarter 1:25 000 - 1:100 000*. <https://www.sgu.se/globalassets/produkter/publikationer/produktbeskrivningar/jordarter-25-100000-beskrivning.pdf> [2024-04-03]

SGU (2020). *Så varierar grundvattennivåer över året*.
<https://www.sgu.se/grundvatten/grundvattennivaer/om-grundvattennivaer/sa-varierar-grundvattennivaer-over-are>
t/ [2024 - 04 - 28]

SGI (2022). *Frågor och svar om mottagning av avfall*. [Mottagning av avfall - SGI](#) [2024-05-06].

SGU (2023). *Produkt: Jorddjupsmodell*.
<https://resource.sgu.se/dokument/produkter/jorddjupsmodell-beskrivning.pdf> [2024-04-03]

The Groundwater Project (u.å.). *3.2 Effective Porosity*.
<https://books.gw-project.org/hydrogeologic-properties-of-earth-materials-and-principles-of-groundwater-flow/chapter/effective-porosity/> [2024-05-03]

Unison. (u.å). *TD- diver - En av världens mest använda datalogger för övervakning av yt- och grundvattennivåer*. [Faktablad]. Unoson. [Infoblad_TD_Diver.pdf \(unoson.se\)](#) [2024-04-12]

USGS. (2022). MODFLOW-NWT: A Newton Formulation for MODFLOW-2005. [MODFLOW-NWT: A Newton Formulation for MODFLOW-2005 | U.S. Geological Survey \(usgs.gov\)](#) [2024-03-31]

VISS (u.å.). *Ullnasjön*. [Ullnasjön - Sjö - VISS - VattenInformationsSystem för Sverige \(lansstyrelsen.se\)](#) [2024-04-24]

Winston, R.B. (2009). *ModelMuse - A Graphical User Interface for Modflow-2005 and PHAST* (U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6–A29). USGS. [tm6A29.pdf \(usgs.gov\)](#) [2024-04-22]

Winston, R.B. (2022). *Online Guide to Modflow-2005*. [Introduction \(usgs.gov\)](#) [2024-03-31]