



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 19 017

Examensarbete 30 hp
Mars 2019

Påverkan av bergstunnel på ovanför- -liggande jordlager

Modellering av geologi, grundvattenmagasin
och Kista Science City VA-tunnel

Anders Retzner

REFERAT

Påverkan av bergstunnel på ovanförliggande jordlager - modellering av geologi, grundvattenmagasin och Kista Science City VA-tunnel

Anders Thufvesson Retzner

För att uppskatta inläckage till en bergförlagd tunnel finns ett antal analytiska modeller som tar hänsyn till parametrar som hydraulisk konduktivitet, storlek på tunnel och hur djupt tunneln är förlagd. Ett antagande i samtliga analytiska modeller är en homogen och isotrop geologi. I verkligheten är detta sällan fallet, som i exempelvis Kista, strax norr om Stockholm, där en VA-tunnel har drivits under 2017 och inläckaget till tunneln överskrider kravet som baserats på en analytisk modell.

En modell utvecklas över områdets geologi och grundvattenmagasin för att simulera grundvattennivåer med och utan inläckage till en bergförlagd tunnel. Avsänkningens utbredning till följd av tunneln är ett s.k. influensområde. Modellen utvecklas i ett relativt nytt modelleringsverktyg, MODFLOW-USG, som utnyttjar ostrukturerade rasternät för att bättre representera tunnelsträckning och öka numerisk stabilitet. Geologin modelleras utifrån jorddjup, bergövertyta och geotekniska undersökningar som utförts i området. Hydraulisk konduktivitet i berget approximeras med hjälp av SGU:s brunnsarkiv. Dessutom utvecklas en modell som innehåller en anslutande tunnel och två st sprickzoner i berget.

Jämfört med det influensområde som skattats i tunnelns MKB visar modellen på ett mindre influensområde i vissa riktningar och ett större i andra riktningar. Resultaten bekräftar att influensområdet ökar med ett ökat inläckage, och att en numerisk modell är bättre på att representera områdesspecifik geologi än en enkel vattenbalansmodell. Influensområdet i det undre magasinet i Kista bedöms vara cirka 24,4 ha stort. Enligt den numeriska modellen ger en förändring i inläckage på 0,01 l/min och m tunnel en ökning respektive minskning av influensområdet med cirka 19 %.

Vidare visar arbetet på att val av analytisk modell för att skatta inläckage kan påverka skattning med en faktor 3. För att hantera osäkerheter i skattning av inläckage föreslås att flera olika värden på inläckage simuleras för att bedöma influensområdets utbredning och för att skapa en uppfattning om hur storleken på inläckaget påverkar influensområdets utbredning.

Nyckelord: grundvattenmodellering, tunnelinläckage, MODFLOW-USG

Institutionen för geovetenskaper, Luft- vatten och landskapslära, Uppsala universitet, Villavägen 16, SE-75236 Uppsala, Sverige. ISSN 1401-5765.

ABSTRACT

Rock tunnel impact on overburden soil layer - geological and groundwater modeling of a rock tunnel in Stockholm, Sweden

Anders Thufvesson Retzner

To determine leakage into rock tunnels one can choose between a range of analytical models. Common to all analytical models is their inability to reflect complex hydrogeological settings and only taking into account hydraulic conductivity, dimensions of the tunnel and tunnel depth. In Stockholm, Sweden, a rock tunnel built in 2017 currently exceeds maximum allowed leakage which was derived from an analytical model.

A model is developed to represent the site's hydrogeological settings. The model is used to simulate groundwater levels with and without representation of the tunnel, the area of influence being the difference between the two. A Voronoi-cell unstructured grid is implemented in MODFLOW-USG to improve representation of complex geology and increase numerical stability. Geology is modeled using soil depth, bed rock surface and geotechnical investigations. Rock hydraulic conductivity is derived from a well archive. A second model is developed to represent geological fault zones and a connecting tunnel.

The model verifies the positive relationship between magnitude of leakage and size of the zone of impact. Results also show an improved approximation of the zone of impact as compared to an earlier approximation derived from a simple water balance. The numerical models predicts a larger zone of impacts in some areas and a smaller zone of impact in other areas. Furthermore, the numerical model shows that a change in leakage of 0,01 l/min and m tunnel can alter the size of the zone of impact by about 19%.

By comparing some of the most well-known analytical models to predict leakage it is found that the approximation can differ by a factor 3 using identical parameter values. To reflect the uncertainty in predicted leakage the author recommends simulating a numerical model with varying magnitudes of leakage. This will help in risk assessment and identify a site specific relationship between magnitude of leakage and area of influence.

Key words: groundwater modeling, tunnel leakage, MODFLOW-USG

Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Science, Uppsala university, Villavägen 16, SE-75236 Uppsala, Sweden. ISSN 1401-5765.

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 hp och avslutar 5 års studier på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet. Arbetet har utförts hos WSP i Uppsala med Martin Larsson som handledare. Fritjof Fagerlund på Institutionen för geovetenskaper vid Uppsala Universitet har varit ämnesgranskare.

Ett stort tack riktas till hela vattengruppen hos WSP i Uppsala och Stockholm som gett mig en chans och gjort examensarbetet möjligt, trevligt och lärorikt. Extra tack till Martin Larsson och Emil Friberg hos WSP i Uppsala för insiktsfulla tips och råd. Jag ser fram emot att börja arbeta och fortsätta lära mig.

Copyright © Anders Thufvesson Retzner, Institutionen för geovetenskaper, Luft- vatten- och landskapslära, Uppsala universitet
UPTEC W xx xxx, ISSN 1401-5765
Digitalt publicerad vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet, Uppsala 2019.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

En ökande befolkning innebär ett ökat tryck på många av samhällets funktioner, bland annat en ökad mängd trafik och en ökad mängd avloppsvatten. Dessutom sker en tydlig urbanisering, människor flyttar från glesbygda områden in till våra stora städer, vilket innebär att det inte finns mycket plats kvar att bygga på. Istället byggs idag ofta under jorden, tunnlar med varierande storlekar, djup och syfte. En tunnel kan byggas för allt från järnvägstrafik till att leda om dag- och avloppsvatten.

Grundvatten är vatten som förekommer i både jord och berg och är en viktig aspekt när en tunnel ska byggas. En tunnel byggs etappvis genom att antingen spränga sig eller borra sig fram i berget. I samband med varje sprängning eller borrning i berget kan grundvatten flöda in mot det tomrum som uppstår. Hur mycket vatten som flödar in och hur snabbt det sker beror på bergets egenskaper och hurvida tätningssatsen genomförs. Tätningssatsen innebär att täppa till hålrum i berget där grundvatten strömmar in, antingen med hjälp av en stor duk (s.k. tätskärm) eller genom att fylla hålrummen med exempelvis cement. Det finns flera matematiska formler för att uppskatta hur stort inläckaget blir, redan innan tunneln börjar byggas. Med formlerna kan inläckage räknas fram utifrån bergets och tunnelns egenskaper.

Inläckage av grundvatten till tunnlar är inget nytt problem utan har förekommit ända sedan vi började bygga under jorden. Redan 1890 ansågs arbete i tunnel vara ett farligt yrke på grund av bl.a. inläckande vatten. Idag har tekniken utvecklats och arbetsförhållanden är betydligt bättre, istället handlar idag risken mer om förseningar i bygget och hur inläckande grundvatten påverkar närområdets miljö. När grundvatten läcker in i en tunnel innebär det att grundvattennivån sänks. En lägre grundvattennivå kan innebära problem för brunnar, både sådana som används för energi och dricksvatten. Om brunnen inte är borrad tillräckligt djupt kan en sänkt grundvattennivå resultera i att brunnen inte står i kontakt med vatten. I områden där byggnader står på lera kan det uppstå s.k. sättningar om grundvattennivån sänks. En sättning innebär att markytan sjunker vilket kan leda till stora skador och risker för byggnader. En sänkt grundvattennivå kan också skada växtlighet eftersom vissa växter inte förmår att hämta vatten från ett nytt, större, djup. Ett välkänt mardrömsexempel för tunnelbyggnationer är Hallandsåsen där inläckage av grundvatten innebar negativa konsekvenser för växtligheten ovanför tunneln, men kanske framför allt eftersom ett giftigt tätningssmedel användes. Tätningssmedlet blandades med tunnelns omkringliggande grundvatten och spred sig upp till markytan.

I Kista, norr om Stockholm, har en tunnel byggts för att staden ska kunna hantera en ökande befolkning och bebyggelse. Innan tunneln var färdig uppskattades inläckage av grundvatten med hjälp av en matematisk formel. Idag är tunneln färdig och överskrider det inläckaget som bestämdes tidigare. Ett sätt att uppskatta hur stort område som påverkas av en tunnel är att ställa upp en modell. I det här arbetet så modelleras grundvatten i programvaran MODFLOW. En grundvattenmodell består av lager som motsvarar jord och berg. I modellen finns olika områden som har olika egenskaper för att spegla landskapets variation. För att ta reda på hur stort område som påverkas av tunneln körs modellen med och utan tunneln. Influensområdet, det område där en

grundvattennivån sjunker med anledning av tunneln, beräknades sedan som skillnaden i grundvattennivå mellan modellen med respektive utan tunnel.

Modellen visar att ett område på cirka 24,4 hektar kommer att påverkas av tunneln i Kista. Genom att köra modellen med olika mängder inläckande grundvatten kunde modellen visa att ett litet ökat eller minskat inläckage förändrar influensområdets storlek med cirka 19 %. Dessutom jämfördes de matematiska formler som finns för att beräkna inläckande grundvatten. Resultaten visar att det uppskattade inläckaget kan vara tre gånger större eller mindre beroende på vilken formel som används. Sammanfattningsvis visar det här arbetet att en modell är det bästa sättet att undersöka påverkan av en tunnel. En modell kan återspegla landskapets och bergets variation vilket en beräkning för hand inte kan. En modell kan med fördel köras för olika stora inläckage för att återspegla hur svårt det är att uppskatta mängden inläckande grundvatten.

ORDLISTA

SGU	Sveriges Geologiska Undersökning
MKB	Miljökonsekvensbeskrivning
MODFLOW	Programvara för grundvattenomdellering
Cell	Diskret yta som bygger upp en modell och tilldelas egenskaper
Rasternät	En samling celler som utgör en modelldomän (engelska ”grid”)
Influensområde	Område som upplever en avsänkning i grundvattennivå till följd av tunnel
Friktionsmaterial	Jordarter som till skillnad från kohesionmaterial utgörs av grus och sand (t.ex. morän, glacial sand, m.m.)
Referensmodell	Numerisk modell <i>utan</i> tunnel inlagd
Tunnelmodell	Numerisk modell <i>med</i> tunnel inlagd
Sprickzonsmodell	Numerisk modell som utvecklades i arbetets slutskede, innehåller både referens- och tunnelmodell

Innehållsförteckning

Referat	I
Abstract	II
Förord	III
Populärvetenskaplig sammanfattning	IV
Ordlista	VI
1 Inledning	1
1.1 Syfte och frågeställningar	1
2 Teori	2
2.1 Grundvattenmodellering	2
2.2 Geologisk modellering	5
2.3 Bergmassa som grundvattenförekomst	6
2.4 Tunnelldrivning	7
2.5 Hydraulisk konduktivitet i berg	7
2.6 Inläckage	8
2.7 Modeller för inläckage och influensområden	9
2.7.1 Empiriska samband	9
2.7.2 Analytiska modeller	9
2.7.3 Numeriska modeller	12
3 Fallstudie: Kista Science City VA-tunnel	13
3.1 Bakgrund	13
3.2 Geologi & Jordlagerförhållanden	14
3.3 Grundvatten	16
4 Metod	18
4.1 Konceptuell modell	18
4.2 Hydraulisk konduktivitet i berg	20
4.3 Hydraulisk konduktivitet i jord	22
4.4 Matematisk modell	23
4.5 Geologisk modell	24
4.6 Numerisk modell	25
4.6.1 Randvillkor	25
4.6.2 Diskretisering	26
4.6.3 Parametervärden	27
4.7 Tunnelmodell	30
4.8 Sprickzonsmodell	30
4.9 Kalibrering	31
4.9.1 Kalibreringsprocessen	31
4.9.2 Kalibreringsdata	32
4.10 Influensområde	35

4.11	Jämförelse av analytiska metoder för att beräkna inläckage	35
5	Resultat	36
5.1	Referensmodell	36
5.1.1	Kalibreringsresultat	36
5.1.2	Simulerade grundvattennivåer	37
5.1.3	Vattenbalans	39
5.2	Tunnelmodell	39
5.3	Sprickzonsmodell	40
5.4	Influensområde	40
5.5	Jämförelse av analytiska metoder för inläckage	41
6	Diskussion	42
6.1	Grundvattennivåer	42
6.2	Influensområde	43
6.3	Jämförelse av metoder för att bestämma inläckage	44
6.4	Modellosäkerheter	45
7	Slutsatser	46
	Referenser	47

1 INLEDNING

I takt med en ökande urbanisering och en växande befolkning i tätområden blir det mindre och mindre plats för nybyggnation på markplan, istället riktas fokus på berget som en potentiell resurs. Ett undangömt system under markytan för dagvattenhantering, motorvägar, kollektivtrafik, m.m. är lockande för stadsplanerare och beslutsfattare. I samband med en ökning i längd, storlek och djup hos bergförlagda tunnlar ökar också behovet av förståelse för det hydrogeologiska systemet. Stora tunneldrivningsprojekt ställer enorma krav på säkerhet både under tunneldrivning och i driftskede av tunneln, något som bara kan uppnås genom att förstå hur hydrogeologin i området ser ut.

Konsekvenser för otillräcklig varsamhet kan bli allvarliga, i Sverige är det mest kända exemplet från Hallandsåsen där tunneldrivning och inläckage av grundvatten resulterade i en miljökatastrof och många års förseningar. I mindre extrema fall rör det sig ofta om konsekvenser för ekonomi, effektivitet och påverkan för fastighetsägare i området. Vid utredningar inför tunneldrivning bestäms därför ett s.k. influensområde (ibland påverkansområde). Inom influensområdet bedöms en permanent grundvattennivåsänkning ske. En sänkning av grundvattennivån kan innebära sättningsproblematik för byggnader och mindre växttillgängligt vatten.

För att göra en bedömning av ett potentiellt influensområde görs ofta först en uppskattning av mängden inläckage. Inläckage kan uppskattas med hjälp av analytiska modeller men innehåller osäkerheter och antaganden. Analytiska modeller innehåller i sin tur parametrar som behöver uppskattas vilket innebär en ofrånkomlig osäkerhet i det beräknade inläckaget. Med hjälp av inläckage kan ett influensområde tas fram, dels med hjälp av numeriska modeller som beskriver hela hydrogeologiska systemet, och dels med en massbalans.

I Kista, strax norr om Stockholm, påbörjades 2015 tunneldrivning av en VA-tunnel. Eftersom inläckande grundvatten räknas som vattenverksamhet (bortledande av grundvatten) har Stockholm Vatten och Avlopp utifrån en miljödom tillstånd för inläckage på 40 l/min som årsmedelvärde för hela tunneln vilket efterhålls med hjälp av ett kontrollprogram. Sedan tunnelns färdigställande i slutet av 2017 har inläckage varierat runt 55 l/min vilket överskrider miljödomens villkor och därför har frågan om tunnelns influensområde lyfts.

1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Syftet med detta arbete var att bedöma hur stort influensområdet till följd av Kista VA-tunnel blir. För att bestämma influensområdet skapades en grundvattenmodell. Modellen utvecklades i ett nytt programmeringsspråk som utnyttjar ostrukturerade rasternät till skillnad från dagens mer förekommande strukturerade rasternät. Dessutom utfördes en litteraturstudie och jämförelse av analytiska modeller för att bestämma inläckage i bergförlagda tunnlar.

Arbetet syftade till att svara på följande frågeställningar:

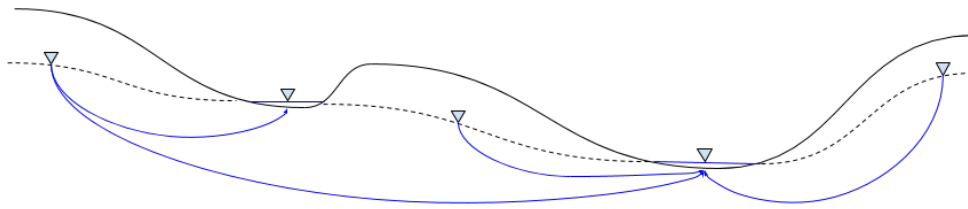
- Hur stort är Kista VA-tunnels influensområde om det bestäms med hjälp av en numerisk modell?

- Hur mycket beror Kista VA-tunnels influensområde på storleken hos inläckaget?
- Vilka analytiska modeller finns för att bestämma inläckage i en bergförlagd tunnel och hur påverkar val av modell uppskattning av influensområde?
- Hur kan detta arbetets resultat användas i framtida bedömning av influensområden?

2 TEORI

2.1 GRUNDVATTENMODELLERING

Grundvattenmodellering är en väl beprövad metod för att undersöka hur störningar påverkar grundvattennivåer. Under stationära förhållanden är grundvattenmodellering ett försök att representera grundvattensystem med hjälp av en massbalans där inflöden och utflöden är i balans. Inflöden kan bestå av t.ex. grundvattenbildning och infiltration av ytvatten från sjöar och vattendrag. Utflöden i systemet utgörs genom att sätta en konstant grundvattennivå längs en av modellens ränder, men kan också bestå av t.ex. vattendrag eller dricksvattenpumpar (Anderson m. fl., 2015). I ett naturligt hydrogeologiskt system är det vanligt att grundvattenytan följer markytan. Undantag förekommer i exempelvis rullstensåsar. Högområden kännetecknas av inströmningsområde där grundvattenbildning sker och bildar en gradient mot lägre belägna utströmningsområden, se figur 1.



Figur 1: Ett naturligt grundvattensystem där grundvattennivån (streckad blå) följer markytan (svart). Grundvattenflöde (blå) sker från inströmningsområde till utströmningsområde.

Grundvattenflöde styrs av Darcys lag enligt

$$q = -K \frac{\partial h}{\partial L}, \quad (1)$$

där q är grundvattenflöde per area, K är hydraulisk konduktivetet, h är grundvattennivå och L är sträcka. Ekvation 1 beskriver ett endimensionellt flöde längs en arbiträr sträcka L . I ett naturligt system sker grundvattenflöde i 3 dimensioner (här x , y och z) och beskrivs då komponentvis enligt

$$\mathbf{q} = - \begin{bmatrix} q_x \\ q_y \\ q_z \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} K_{xx} & K_{xy} & K_{xz} \\ K_{yx} & K_{yy} & K_{yz} \\ K_{zx} & K_{zy} & K_{zz} \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} \frac{\partial h}{\partial x} \\ \frac{\partial h}{\partial y} \\ \frac{\partial h}{\partial z} \end{bmatrix} = -\bar{K} \nabla h, \quad (2)$$

där K_{xx} , K_{xy} , o.s.v. beskriver hydraulisk konduktivitet i varje riktning (Freeze och Cherry, 1979).

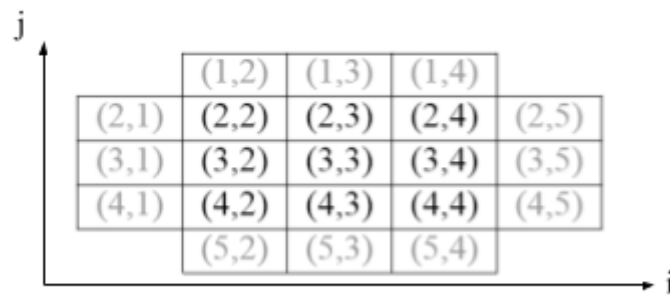
I ett förenklat system kan grundvattenflödet antas vara stationärt och därmed kan två antaganden göras för en tillräckligt enhetlig volym (s.k. representative elementary volume), dels att volymen vatten som strömmar in balanseras av volymen vatten som strömmar ut samt att tryckpotentialen (grundvattennivån) är konstant över volymen. För ett sådant system i två dimensioner kan en styrande differentialekvation härledas till

$$\frac{\partial h^2}{\partial x^2} + \frac{\partial h^2}{\partial y^2} = 0 \quad (3)$$

om systemet är helt fritt från störningar som pumpar och liknande. Om vi diskretiserar det 2-dimensionella planet i rader (i) och kolumner (j) kan grundvattennivån i varje cell (rektangel avgränsad av rader och kolumner) bestämmas som $h_{i,j}$. Med hjälp av kända grundvattennivåer längs systemets gränser (ofta kallat ränder), se figur 2, kan vi beräkna grundvattennivåer inom systemet som

$$\frac{h_{i-1} - 2h_{i,j} + h_{i+1,j}}{\Delta x^2} + \frac{h_{i,j-1} - 2h_{i,j} + h_{i,j+1}}{\Delta y^2} = 0 \quad (4)$$

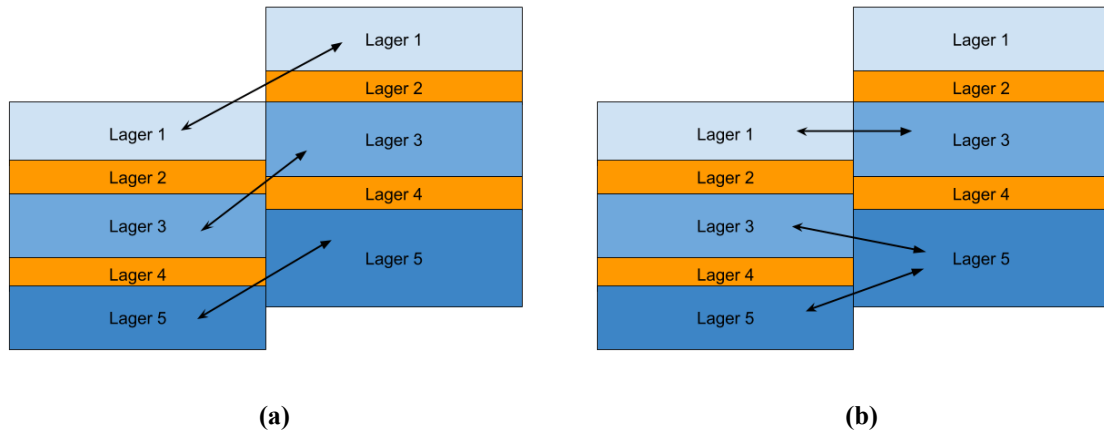
där Δx^2 och Δy^2 motsvarar avståndet mellan varje rad respektive kolumn. Ekvation 4 är en metod för att approximera partiella differentialekvationer och kallas finita differensmetoden (FDM) (Anderson m. fl., 2015).



Figur 2: Diskretisering i celler av ett två-dimensionellt grundvattensystem. I celler med ljusgrå text är grundvattennivån känd.

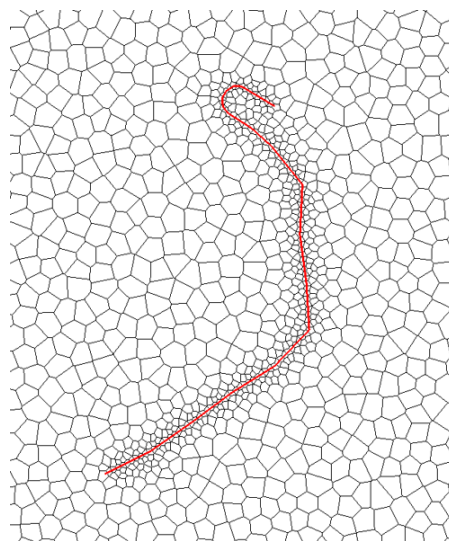
Om en vertikal diskretisering läggs till så att vi har flera lager av rader och kolumner motsvarar ovanstående exempel en generell bild av hur grundvattenmodellering i 3 dimensioner utförs. Ekvation 3 tillförs då en komponent för vertikalt flöde vilket innebär att ekvation 4 förlängs ytterligare. Resultatet av diskretiseringen kallas för strukturerade rasternät. Med denna metod beräknas grundvattennivån i varje cell med hjälp av celler i direkt anslutning. För exempelvis cell (2,2) i figur 2 används cell (1,2), (2,3), (3,2) och (2,1). Om systemet hade varit tredimensionellt hade också två celler från ovan- respektive underliggande lager använts för att beräkna eventuellt vertikalt flöde. Eftersom ett naturligt grundvattensystem inte är uppbyggt av celler kan det med hjälp av

ovanstående metod vara svårt att representera geologisk heterogenitet som spricksystem och varierande jordlagerföljder. För att förbättra just denna representation har en ny typ av diskretisering introducerats som kallas för ostrukturerade rasternät (Krčmář och Sracek, 2014). Förutom att tillåta varierande geometri hos celler tillåter ostrukturerade rasternät en cell att stå i kontakt med mer (eller mindre) än en cell i varje riktning, se figur 3.



Figur 3: Skillnad i hur hydraulisk kontakt hanteras i ett (a) strukturerat rasternät och (b) ett ostrukturerat rasternät. Svarta pilar indikerar hydraulisk kontakt, lager 2 & 4 motsvarar ett tätande lager.

Ett sätt att skapa ett ostrukturerat rasternät är diskretisering i s.k. Voronoi-celler. Metodiken för att skapa ett rasternät av Voronoi-celler ligger utanför detta arbetets syfte men beskrivs utförligt i exempelvis Reem (2009). Fördelen med att generera rasternät i Voronoi-celler är att diskretisering kan förfinas i områden av intresse, som t.ex. i närheten av pumpar och randvillkor, se figur 4.

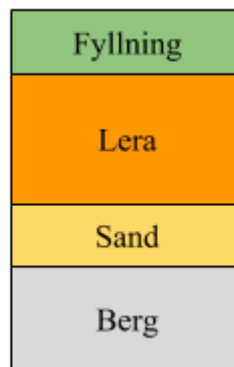


Figur 4: Ostrukturerat rasternät diskretiserat i Voronoi-celler.

2.2 GEOLOGISK MODELLERING

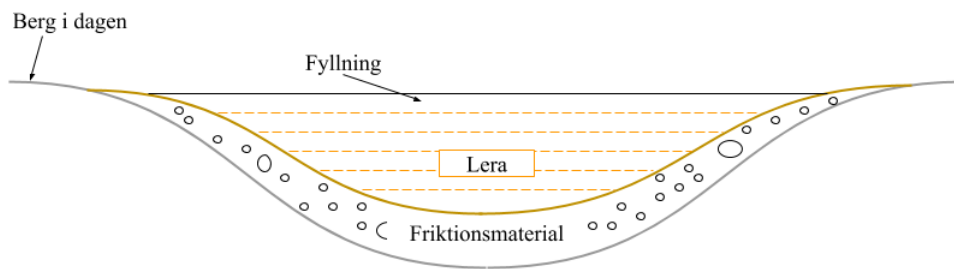
En viktig del i grundvattenmodellering är att skapa en geologisk modell över intresseområdet (Gao, 2011). Utifrån den geologiska modellen avgörs flera av grundvattensystemets viktiga aspekter som bl.a. flödesvägar samt lokalisering av in- och utflöden. Exempelvis styrs ett slutet magasin till stor del av grundvattenbildningszoner, det vill säga områden där den vattenförande geologiska formationen är i marknivå. En geologisk modell är också viktig för grundvattenmodellering eftersom transmissivitet, T , som styr hastigheten hos grundvattenflöde är en produkt av mäktighet och konduktivitet. I teorin innebär det att mäktighet hos ett geologiskt material är lika viktigt att uppskatta som hydraulisk konduktivitet, i praktiken innebär det att hydraulisk konduktivitet ibland justeras i grundvattenmodellen på grund av en underskattad mäktighet (Anderson m. fl., 2015).

Gustafson och Walke (2012) beskriver en typisk jordlagerföljd i Stockholm och Göteborg som i figur 5. Fyllning finns under hus och gator och har i regel hög genomsläpplighet. I olika områden inom samma stad kan fyllning påvisa olika geologiska egenskaper beroende på när området har exploaterats. Jordlagerföljden varierar framför allt på grund av variationer i bergöverytans läge men också på grund av lokala geologiska förutsättningar.



Figur 5: Typisk flerskiktslagerföljd i tätort enligt Gustafson och Walke (2012).

I Knutsson och Morfeldt (2002) beskrivs jordlagerföljden i en typisk dalgång enligt figur 6. I höglänta områden går berg i dagen som på väg ner i dalen överlagras av ett friktionsmaterial, i Sverige oftast morän. Längre ned i dalen överlagras moränen i sin tur av en lerformation. I dagens bebyggda områden finns ett lager fyllningsjord på leran.



Figur 6: Jordlagerföljd i en dalgång enligt Knutsson och Morfeldt (2002).

Idag finns sofistikerade sätt att modellera geologi med hjälp av programvaror. Oavsett programvara utvecklas en geologisk modell genom att kombinera geologiska kontaktytor för att skapa volymer. Geologiska kontaktytor är i praktiken ofta baserade på geotekniska undersökningar som jord- och bergsondering eller jordlagertolkningar och motsvarar t.ex. en bergarts överyta eller ett jordlayers överkant. Flera programvaror har en integrerad datahanterare för att hantera olika typer av borrhålsdata eller jordlagertolkningar. Beroende på hur dessa prioriteras relativt varandra skapas sedan volymer, ett enkelt exempel är att ett friktionsmaterial alltid överlagrar en bergöveryta. Programvaror för att skapa geologiska modeller skiljer sig i hur de interpolerar kontaktytor från borrhålsdata och hur effektiva de är i att generera volymer (Mei, 2014).

2.3 BERGMASSA SOM GRUNDVATTENFÖREKOMST

Grundvatten förekommer i olika typer av material. Ett sätt att klassificera akviferstyper är utifrån materialet de befinner sig i (Knutsson och Morfeldt, 2002):

- sprickakviferer,
- por- och sprickakviferer,
- karst- och sprickakviferer
- porakviferer i jordlager
- och kombinerade berg- och jordakviferer.

Sprickakviferer förekommer främst i kristallina bergarter (t.ex. granit och gnejs) eftersom de till skillnad från eruptiva och metamorfa bergarter ofta innehåller stora sprick- och krosszoner. Konduktiviteten i kristallina bergarter varierar och kan ses som praktiskt taget 0 i zoner av berg men i storleksordning 10^{-6} m/s till 10^{-9} m/s i sprick- och krosszoner. I sedimentära bergarter förekommer grundvatten i por- och sprickakviferer och kan i de fall bergarten är tillräckligt grovkornig anses vara enbart porakvifer. I kalksten, dolomit eller gips som eroderar kan s.k. karst bildas som är mycket vattenförande. Porakviferer i jordlager förekommer i både sorterade och osorterade jordarter. De flesta grundvattentäkter i Sverige är belägna i rullstensåsar som är en typ av porakvifer i jordlager. Till sist förekommer också grundvattenförekomster som är en kombination av berg- och jordakviferer. De kännetecknas av att den ena har en god magasineringsförmåga medan den andra har en hög hydraulisk konduktivitet

(Knutsson och Morfeldt, 2002).

Vid tunneldrivning i berg påverkas givetvis den sprickakvifer som tunneldrivningen sker i, men om det i området finns hydraulisk kontakt mellan jordlager och berg påverkas också grundvattenmagasinet i jordlager ovanför berget. I båda Sveriges största städer, Stockholm och Göteborg, finns flera tunnelsystem i urberget. Gemensamt för båda städernas geologi är lerfyllda dalgångar mellan urbergsplintar. Geologin skapar ett problem om tunneldrivning i urberget sänker grundvattennivån i leran så mycket att sättningsrisk uppstår (Gustafson och Walke, 2012).

2.4 TUNNELDRIVNING

Tunneldrivning kan utföras i cykler av borrhning och sprängning eller med hjälp av en TBM-maskin (tunnel boring machine). Borrhning och sprängning sker ofta i samband med både för- och eftertätning för att minimera inläckage. En cykel av borrhning och sprängning innebär att bortsprängd bergmassa förs bort och nya spränghål borrar i tunnelfronten. Tätning under tunneldrivning kan minska inläckage med 70-95% enligt Palmström och Stille (2015). En TBM-maskin är en tunneldrivningsmaskin som krossar bergmassa med hjälp av en borkrona och kräver inget sprängmedel. Användning av TBM-maskiner för stora tunneldrivningsprojekt ökar vilket medför ett ökat behov av hydrogeologisk områdeskunskap (Coli och Pinzani, 2014).

Under tunneldrivning är det viktigt att undersöka förekomsten av sprick- och krosszoner eftersom de kan innebära stora och lokala inläckage. Sprick- och krosszoner karaktäriseras av deras orientering, frekvens (täthet), sprickvidd och fyllnadsmaterial. Alla dessa faktorer avgör hur lätt- eller svårpermeabel zonen är vilket har stor betydelse för storleken på inläckage (Coli och Pinzani, 2014).

2.5 HYDRAULISK KONDUKTIVITET I BERG

Berggren (1998) studerade hydraulisk konduktivitet i berg utförligt och menar att den minskar med djupet. Detta beror troligtvis på att antalet sprick- och krosszoner minskar med djupet. För att bestämma hydraulisk konduktivitet i berg används olika former av geotekniska undersökningar men innebär alla att vatten antingen tillförs eller pumpas bort och att grundvattennivåer därefter observeras.

I samband med att bergsbrunnar installeras för vattenuttag bestäms kapacitet. Borrhning upphör när önskvärd kapacitet är uppnådd. Med hjälp av kapacitetsdatan är det möjligt att bestämma hydraulisk konduktivitet om avsänkningen antags vara lika stor som brunnsdjupet (Gustafson och Walke, 2012). I Berggren (1998) härleds ett samband mellan hydraulisk konduktivitet i berg och kapacitet som

$$K_{brunn} = \frac{Q/s}{L}, \quad (5)$$

där K_{brunn} är hydraulisk konduktivitet, Q är kapacitet, s är avsänkning och L är borrhad längd i berg.

För att skapa ett regionalt representativt värde på konduktivitet kan statistiska metoder tillämpas (Naturvårdsverket, 1997). En metod består i att rangordna hydraulisk

konduktivitet från lägsta till högsta värde och tilldela en rank, $n = 1, 2, 3, \dots, m$, så att det lägsta konduktivitetetsvärdet får rank 1. För att transformera data till den naturliga logaritmen beräknas sedan $Z = -\ln K$. Sannolikheten att Z är lägre än Z med rank n , $P(Z < Z_n)$, kan sedan beräknas enligt Weibulls formel

$$P = \frac{m}{n+1}. \quad (6)$$

En normalfördelning Z^* kan sedan anpassas till data för att erhålla en statistisk modell över hydraulisk konduktivitet i berg. Modellen beskrivs av ett medelvärde, μ , och standardavvikelse, σ , sådan att $Z^* \sim N(\mu, \sigma)$. Till sist bestäms en hydraulisk konduktivitet för stor skala, K_{3D} , baserat på Matherons formel (Matheron, 1967),

$$K_{3D} = K_g \exp(\sigma_{Z^*}^2/6) \quad (7)$$

där $K_g = \exp(Z_g^*)$ och Z_g^* är det geometriska medelvärdet hos fördelningen Z^* .

2.6 INLÄCKAGE

Inläckage av grundvatten under tunneldrivning är inget nytt problem, redan 1890 rapporterades nyheter om livsfarliga arbetsförhållande för tunnelarbetare (Straskraba, 1983). Idag är tunneldrivning säkrare för personal men kan innebära långa förseningar om oförutsedda inläckage äger rum. Trots teknisk utveckling sker än idag oförutsedda inläckage i projekt runtom i världen. Ett välkänt projekt som visar på risken med en undermålig hydrogeologisk förståelse är Hallandsåsen som startade tunneldrivning 1992 men stoppades 1997 för att efter omfattande undersökningar återupptas 2004. Intensiv tunneldrivning orsakade kraftiga avsänkningar i grundvattennivåer (upp till 100 meter i norra berggrunden) och medförde stora inläckage (Trafikverket, 2016). I Europa finns fler exempel då tunneldrivning stött på höga inläckage: i Barcelona i samband med konstruktion av tunnelbanesystem (Font-Capó m. fl., 2011), tunneldrivning i Österrike (Schwarz m. fl., 2006) och Turkiet (Varol och Dalgıç, 2006) för att nämna några. I Iran uppmättes inläckage på 750 l/s i en sprickzon (Zarei m. fl., 2011) och i Indien har liknande inläckage observerats i samband med tunneldrivning (Tseng m. fl., 2001).

Inläckage är inte endast problematisk under själva tunneldrivningen utan påverkar hela hydrogeologiska systemet även när tunneln är i drift. En grundvattensänkning i ovanförliggande jordlager förändrar markfysikaliska parametrar som mängden växttillgängligt vatten och djupet till rotzonen vilket kan innebära stora förändringar i ett ekosystem. I exempelvis Hallandsåsprojektet innebar en sänkt grundvattennivå stora utmaningar för lokala lantbrukare, dels på grund av en minskad skörd och framför allt på grund av förorenat grundvatten som kommit i kontakt med tätningsmedel (Trafikverket, 2016). En förändrad grundvattennivå innebär också en risk för sättningar hos byggnader i närhet till tunneln. Området som påverkas av tunneln i form av grundvattensänkning benämns influensområde och dess storlek beror tunnelegenskaper, akvifersegenskaper och de geologiska förutsättningar som råder. Sättningsrisk i influensområdet finns kvar även efter tunneldrivning och har inte studerats lika noga som de kortsiktiga konsekvenser som uppstår under tunneldrivning (Ochmański, 2018). Risken uppstår på grund av kompression av jordlager som i sin tur är ett resultat av ett sänkt porvattentryck i samband med inläckage från jordlager till tunnel. Risk för kompression och därmed

sättningar kännetecknas framför allt av lerfyllda akvitarder (Calderhead m. fl., 2011; Mahmoudpour m. fl., 2016).

I fall där sättningsrisk är påtaglig under tunneldrivning, eller under tunneldrift, kan konstgjord infiltration användas. Infiltration syftar till att stabilisera grundvattenbalansen genom att kompensera för inläckaget till tunneln.

2.7 MODELLER FÖR INLÄCKAGE OCH INFLUENSOMRÅDEN

2.7.1 Empiriska samband

Under 1900-talet gjordes ett antal empiriska observationer i samband med tunneldrivning och inläckage. I ett initialt skede av tunneldrivning kan flöden på 20-200 l/s förekomma, under stationära förhållanden kan långsiktiga diffusa flöden förekomma på 0-10 l/s per km tunnel (Coli och Pinzani, 2014). I Hølmoy och Nilsen (2014) undersöks sex fall av bergförlagda tunnlar som upplevt inläckage. Storleken på inläckage varierar kraftigt både inom samma tunnel och mellan olika tunnlar. I deras artikel påvisas en korrelation mellan storlek på inläckage och bergets mäktighet, jordmäktighet, närhet till sjö och förekomst av geologisk gräns. I svaga förkastningszoner förväntades och bekräftades lågt inläckage eftersom lerfyllning i dessa områden agerar som en grundvattenbarriär. Korrelationen mellan storlek på inläckage och bergets mäktighet är positiv vilket innebär att inläckage ökar med ökad bergmäktighet. Detta kan förklaras genom att betrakta det höga vattentrycket som uppstår när en tunnel drivs djupt i berg.

Cesano m.fl. (2000) och Mabee m.fl. (2002) visar på en korrelation mellan inläckage och ovanliggande jordlagers mäktighet och form. Deras studier resulterar också i en korrelation mellan storlek på inläckage och bergtunnelns djup. I Coli och Pinzani (2014) ses ingen signifikant korrelation mellan inläckage och ovanliggande jordlagers mäktighet.

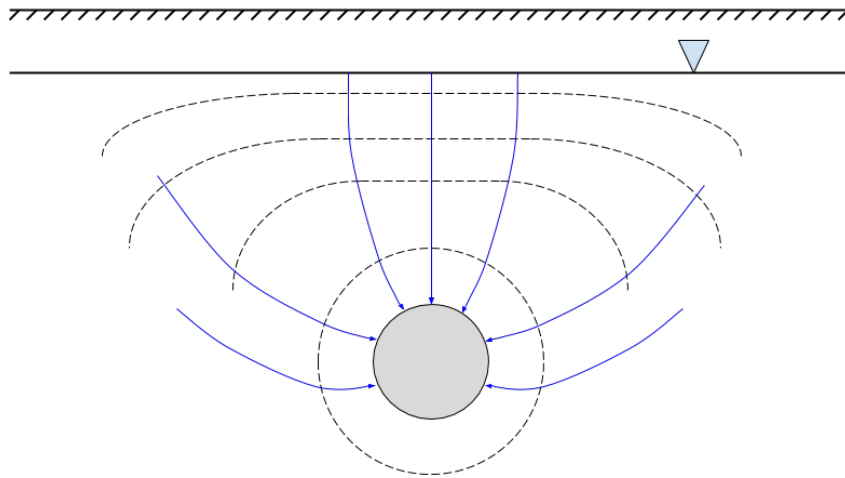
Empiriska samband som finns inom området är inte tillräckligt kvantitativa för att kunna bedöma storlek på inläckage i en bergtunnel. Istället används de under ett tidigt skede för att identifiera områden som behöver undersökas närmare. Skillnader i studier som undersöker korrelation kommer att skilja sig så länge de använder olika data vilket tyder på komplexiteten och hur viktigt lokal hydrogeologi är. Korrelation kan visa på vilka parametrar som är viktiga för att bestämma storleken på inläckage och bör därför noggrant studeras i andra typer av modeller (Coli och Pinzani, 2014).

2.7.2 Analytiska modeller

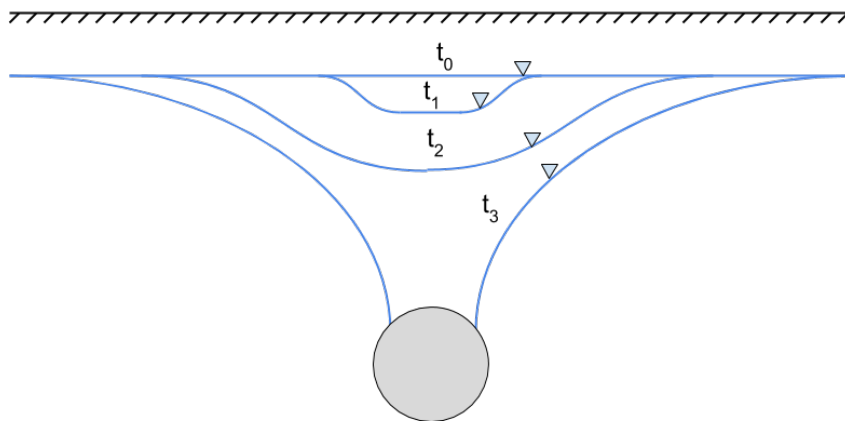
Inläckage

I ett hydrogeologiskt system utgör tunnlar en grundvattensänka (utflöde). Detta kan förklaras genom att betrakta en homogen, isotrop akvifer med en konstant nivå och anta konstant atmosfärstryck på tunnelns utsida. Nivåskillnaden resulterar då i ett flöde mot tunneln. Under stationära förhållanden kommer flödet mot tunneln att vara konstant eftersom grundvattennivån i akviferen inte sänks. I det mer realistiska och transienta fallet orsakar flödet mot tunneln en avsänkningsträtt vilket innebär exponentiell minskning av flödet mot tunneln över tid (Freeze och Cherry, 1979). Storleken på flödet mot tunneln beror dels på hydrogeologiska parametrar som permeabilitet och

konduktivitet samt tunnelegenskaper som tätningseffektivitet och tunnelradie.



Figur 7: Stationärt flöde mot en cirkulär tunnel (grå) under antagande om homogenitet och isotropi. Flödet (blå) går vinkelrätt mot ekvipotentiallinjer (streckat) (Freeze och Cherry, 1979).



Figur 8: Sänkning av grundvattennivå (blå) med tiden ($t_0 < t_1 < t_2 < t_3$) på grund av tunnel (Freeze och Cherry, 1979).

Hydrogeologiska förutsättningar kan sällan förenklas till homogenitet och isotropi utan karakteriseras av heterogenitet, anisotropi, frakturer samt mer eller mindre permeabla lager. För det enkla fallet av homogenitet och isotropi krävs ingen lång härledning för att komma fram till en analytisk modell av flöde mot tunnel (Goodman m. fl., 1964). Modellen bygger på en homogen, isotrop, semi-infinit akvifer och ger ett uttryck för

flödet mot en cirkulär tunnel per meter tunnel Q_0 enligt

$$Q_0 = \frac{2\pi K H_0}{\ln \frac{2H_0}{r}}, \quad (8)$$

där K är hydraulisk konduktivitet, H_0 är avståndet från grundvattenytan till tunnelns centrum och r är tunnelns radie. Lei (1999) utvecklade modellen vidare och formulerar flödet mot tunneln som

$$Q_0 = \frac{2\pi K H_0}{\ln \left(\frac{H_0}{r} + \sqrt{\frac{H_0^2}{r^2} - 1} \right)}. \quad (9)$$

Samma modell kan också skrivas som

$$Q_0 = \frac{2\pi K H_0}{\ln \left(\frac{2H_0}{r} \right) + \xi} \quad (10)$$

där ξ beskriver en s.k. ”skin factor” som representerar tryckfall i tunnelperiferin och brukar antas i intervallet 3-7 (WSP, 2018; Stockholms Läns Landsting, 2016).

El Tani (2003) använde Fourier-serier för att bestämma flödet mot en cirkulär tunnel som

$$Q_0 = 2\pi K \frac{\lambda^2 - 1}{\lambda^2 + 1} \frac{H_0}{\ln \lambda} \quad \text{där} \quad \lambda = \frac{H_0}{r} - \sqrt{\frac{H_0^2}{r^2} - 1}. \quad (11)$$

Eriksson och Stille (2005) bestämde stationärt flöde till en bergtunnel med injekterad tätskärm med liten bergtäckning som

$$Q_0 = \frac{2\pi K_i (H_0 + r)}{\ln \left(\frac{r+t}{r} \right) + \frac{K_i}{K} \xi} \quad (12)$$

där t är tätskärmens mäktighet och K_i är tätskärmens hydrauliska konduktivitet. Ekvation 12 bör enligt författaren användas för en ytligt förlagd bergtunnel. I en djupt förlagd bergtunnel bör inläckaget istället beräknas enligt

$$Q_0 = \frac{2\pi K_i (H_0 + r)}{\ln \left(\frac{r+t}{r} \right) + \frac{K_i}{K} \ln \left(\frac{2(H_0+r)}{r+t} \right) + \frac{K_i}{K} \xi}. \quad (13)$$

I redovisning av ekvationerna framgår ingen tydlig gräns för vad som menas med ytligt och djupt förlagd bergtunnel.

Nackdelen med samtliga analytiska modeller är att de härleds under förenklade förhållanden och förutsätter stationära förhållanden samt att de bygger på en förenklad bild av det porösa mediets permeabilitet och konduktivitet (Nikvar Hassani m. fl., 2018). Fördelen med analytiska modeller är att de inte kräver en stor mängd geologisk information och kan ge en första uppskattning av storleksordningen på inläckaget.

Influensområde

Tidigare nämnda analytiska modeller uppskattar inläckage från berg till tunnel vilket är

av intresse för tunneldrivning och driftskede av tunneln. Minst lika viktigt är att bedöma hur stort tunnelns så kallade influensområde är. Influensområdet är det område som upplever en sänkning i grundvattennivå. Storleken på avsänkningen beror på jordlagrets hydrauliska egenskaper samt hur pass vattenförande den hydrauliska gränsen mellan jord och berg är. Ett lågkonduktivt jordlager närmast bergets överyta kan förhindra dränering av jordlagret och därmed också en avsänkning, medan en ofylld kross- och sprickzon innebär ett snabbt utbyte mellan jord och berg och därför också en stor avsänkning i jordlagret. Avsänkningens storlek i berg beror på bergets hydrauliska egenskaper.

För att beräkna storleken av ett influensområde krävs en definition för vad som avses med influens. I en del bedömningar bestäms det område inom vilket avsänkningen är över ett specifikt värde (t.ex. 0,3 m), i en del bedömningar redovisas influensområde som det område där porvattentrycket bedöms ligga under ett visst värde och i andra bedömningar bestäms det område inom vilket en bestämd andel av inläckaget till bergtunneln härstammar från bergmassan (Stockholms Läns Landsting, 2016). Gustafson (2012) har utvecklat en analytisk modell för att beräkna influensområdets avstånd från tunneln (i planet). Modellen kan uttryckas som

$$R_{ia} = d \tan \left(\pi \frac{Q_p}{Q_{tot}} \right) \quad (14)$$

där R_{ia} anger influensområdets avstånd från tunneln, d är avståndet mellan bergöverytan och grundvattenytan. Kvoten av Q_p (inläckage från bergmassan) och Q_{tot} (totala inläckage till tunneln) beskriver andelen av det totala inläckage som härstammar från bergmassa.

Ett annat sätt att bestämma influensområde är att utgå från en vattenbalans och anta att all grundvattenbildning når tunneln som inläckage. Utifrån ett uppskattat inläckage beräknas därefter hur stor yta som krävs för att en uppskattad grundvattenbildning ska kompensera inläckaget.

2.7.3 Numeriska modeller

Numeriska grundvattenmodeller, som beskrevs tidigare i rapporten, är ovärderliga verktyg för att simulera hur störningar påverkar ett grundvattensystem (Anderson m. fl., 2015; Gustafson och Walke, 2012). Inläckage kan simuleras med hjälp av en numerisk modell genom att ansätta olika typer av randvillkor som representerar en tunnel. I takt med prestandaförbättringar och lättillgängligare data har användning av och komplexiteten hos numeriska modeller ökat markant under 2000-talet (Coli och Pinzani, 2014).

De flesta grundvattenmodelleringsverktyg använder MODFLOW (Harbaugh, 2005) för att simulera grundvattennivåer. MODFLOW är i grunden ett beräkningsverktyg som löser grundvattenekvationer med hjälp av en FDM-lösare. Till MODFLOW finns flera moduler för att öka komplexiteten i ett grundvattensystemet och används för att representera randvillkor, initialvillkor, brunnar och annat (Harbaugh, 2005). Xia m. fl. (2018) simulerade tunneldrivning genom att låta randvillkor förflyttas inom modelldomänen vid varje tidssteg och utnyttjade ZONEBUDGET-modulen för att

beräkna hur mycket inläckage som skedde till tunneln. I Mahmoudpour m. fl. (2016) används MODFLOW och IBS-modulen (interbed storage) för att simulera sättning orsakad av grundvattensänkning. Lee m. fl. (2007) undersökte effekten av tunneldrivning på grundvattennivåer med hjälp av dräneringsmodulen DRN vilket möjliggör nivåboerande flöde som randvillkor. Krčmář och Sracek (2014) representerar tunneldrivning med hjälp av CLN-modulen (Connected Linear Network) och visar på nyttan med MODFLOW-USG som möjliggör ostrukturerade rasternät (Panday m. fl., 2015). I tidigare versioner av MODFLOW (MODFLOW-2000, MODFLOW-2005) är det lätt att skapa ett strukturerat rasternät utan att tänka på hur systemet simuleras. McCallum m. fl. (2016) visar ett antal metoder för att hantera sprick- och krosszoner i MODFLOW-USG och menar att det innebär en bättre representation av det verkliga systemet.

3 FALLSTUDIE: KISTA SCIENCE CITY VA-TUNNEL

3.1 BAKGRUND

I Kista, strax utanför Stockholm, påbörjades 2015 tunneldrivning av en bergförlagd VA-tunnel för att avlasta det gamla och markförlagda dagvattennätet samt för att förbereda inför framtida nybyggnationer. Tunneldrivning är sedan våren 2017 slutförd och tunneln är ansluten till en befintlig tunnel. I samband med tunneldrivning i berg, och även i driftskedet, förväntas inläckage av grundvatten vilket klassas som vattenverksamhet (bortledande av grundvatten) enligt miljöbalken (SFS 1998:808). Tillstånd för tunneldrivningen vann laga kraft i mark- och miljödomstolen under våren 2012. Stockholm Vatten bedriver sedan dess vattenverksamhet enligt miljödomen (M 1570–07) som ger tillstånd att

- bortleda till VA-tunnel i Kista Science City inläckande grundvatten till en mängd av högst 40 l/min som riktvärde och årsmedelvärde,
- anlägga anordningar för vattenbortledning,
- och i bygg- och driftskedet vid behov infiltrera vatten för att säkerställa grundvattenbalansen i området.

Verksamheten får bedrivas av Stockholm Vatten, enligt samma miljödom, på villkor att de

- driver tunnelanläggningen sådan att bortledningen av grundvatten inte medför att grundvattennivåer sjunker till nivåer som kan skada byggnader, anläggningar eller vegetation,
- vidtar åtgärder för att inte riskera att grundvattennivåer sänks (infiltration),
- samt i samråd med tillsynsmyndigheterna upprättar ett kontrollprogram för att säkerställa att grundvattennivåer inte når nivåer som innebär tidigare nämnda risker.

Huvudtunneln och arbetstunneln är 955 respektive 170 m lång. Tillståndskraven är baserade på underlag från den miljökonsekvensbeskrivning (MKB) som gjordes i samband med tillståndsansökan. Tillståndsvillkoret för inläckage gäller hela tunneln, både huvud- och arbetstunnel. I den tekniska rapport (från samma MKB) som redogör

för hydrogeologiska förutsättningar framgår att inläckage uppskattats enligt ekvation 10. Inläckage beräknas för tunnelavsnitt om 100 m för två olika värden på hydraulisk konduktivitet, $3 \cdot 10^{-8}$ och $5 \cdot 10^{-8}$ m/s. Beräkningar visar att inläckage inte överstiger 4 l/min per 100 m tunnel vid det lägre värdet på konduktivitet men när det högre värdet används för konduktivitet når två tunnelsegment inläckage på 7 l/min per 100 m tunnel. Författarna drar därmed slutsatsen att inläckage bör ligga kring 3–7 l/min per 100 m tunnel. I rapporten används också ekvation 13. Med en tätskrämsmäktighet på 5 m, hydraulisk konduktivitet hos tätskrämen på $5 \cdot 10^{-9}$ m/s och hydraulisk konduktivitet hos bergmassan på $5 \cdot 10^{-6}$ m/s erhålls ett inläckage till tunneln på 3 l/min per 100 m tunnel vilket, enligt författarna, visar att 4 l/min per 100 meter tunnel bör kunna uppfyllas med normala tätningsinsatser.

I underlag till MKB gjordes också en bedömning av tunnelns influensområde. Först beräknades ett influensområde utifrån ekvation 14 för tunnelsegment om 100 m vilket resulterar i ett influensområde på som mest 141 m och som lägst 114 m på vardera sida om tunneln. I rapporten jämförs detta resultatet med en grundvattenbalans där all grundvattenbildning antas som inläckage till tunneln. Grundvattenbalansen beräknas för ett inläckage på 2, 3 samt 5 l/min och 100 m tunneln samt för en grundvattenbildning till berg på 20 och 50 mm/år. Som lägst visar grundvattenbalansen ett influensområde på 105 m på vardera sida om tunneln (inläckage 2 l/min och grundvattenbildning 50 mm/år) och som mest 658 m på vardera sida om tunneln (inläckage 5 l/min och grundvattenbildning 20 mm/år). I rapportens slut bedöms influensområdet vara begränsat till ca 100–150 m med bakgrund i beräkningar av ekvation 14. Det framgår också att det praktiska influensområdet kan anges som det område där avsänkning är 0,3 m eftersom en mindre förändring kan vara svår att detektera. I metod och resultat kallas detta influensområde för ”influensområde MKB”.

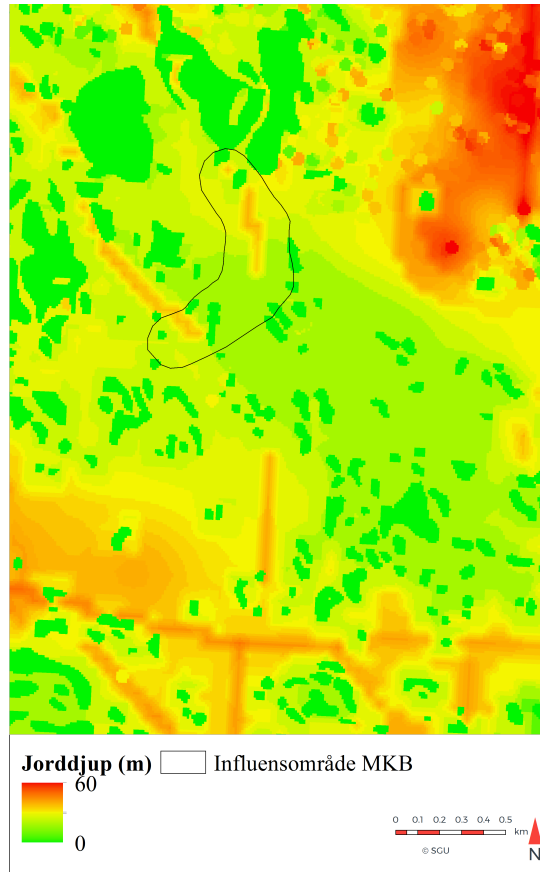
I tunnelns MKB undersöks sättningspåverkan genom en grundvattenbalans. Rapporten menar att om inläckaget till tunneln antas vara 5 l/min per 100 m tunnel och årlig effektiv nederbörd inom grundvattenbildande områden antas vara 0,2 m krävs en yta på 0,1 km² för att balansera det totala inläckaget till tunneln. Rapporten visar att det finns cirka 1 km² grundvattenbildande ytor i området.

3.2 GEOLOGI & JORDLAGERFÖHÅLLANDEN

I området är gnejsgranit den dominerande bergarten. Gnejsgranit är en kristallin bergart som är lågpermeabel i sin bergmassa och har grundvattenflöde framför allt i kross- och sprickzoner. I Byggnadsgeologiska kartan (Stockholm Stad, 1980) förekommer totalt två st krosszoner och fem st sprickzoner längs tunnelsträckningen. Kross- och sprickzonerna verifierades av SWECO (2011) med hjälp av jord-berg-sondering (jb-sondering) och visade på ett ”sprickigt” till ”mycket sprickigt” berg längs hela tunnelsträckningen. Sondering visar på att sprickorna har ett djup på ca 1–2 m under bergöverytan. I samband med sonderingen utfördes också vattenförlustmätningar. Med hjälp av mätresultaten beräknades hydraulisk konduktivitet och visade som minst $< 1,0 \cdot 10^{-8}$ m/s och som mest $5,21 \cdot 10^{-6}$ m/s.

Jorddjup varierar över tunnelsträckningen. Jorddjupskartor från Sveriges Geologiska

Undersökning (SGU) visar på ett jorddjup på cirka 0–5 m inom urbana områden men upp till 30-50 m utanför urbana områden, se figur 9. I SWECO (2011) bedöms lerans mäktighet ligga inom 2-10 meter och friktionsjordens mäktighet antas vara någon meter i storleksordning.

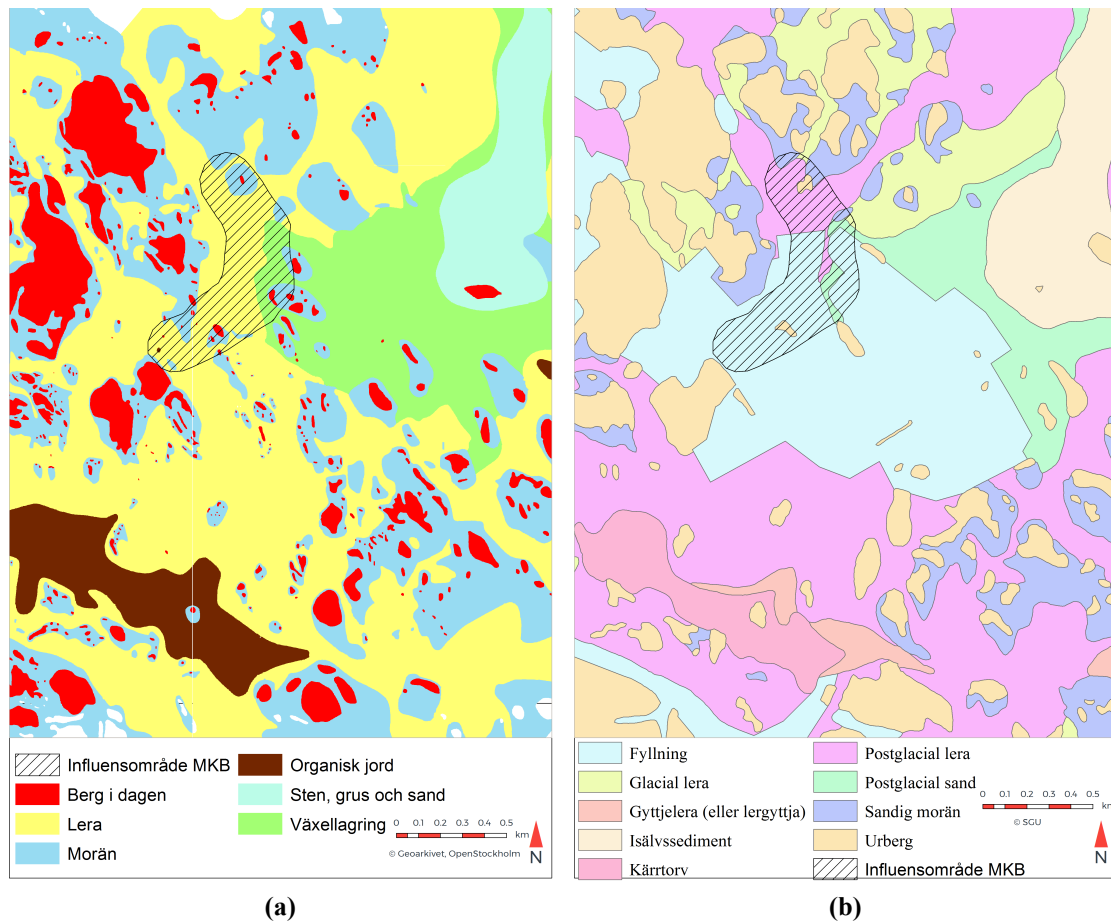


Figur 9: SGU:s jorddjupskarta över området samt influensområde MKB. ©SGU

Byggnadsgeologiska kartan utvecklades av Stockholm Stad 1980 och är baserad på geotekniska undersökningar och visar på en lerfylld dalgång med morän och berg i dagen i höglänta områden, se figur 10a. I sydöst finns ett område med växellagring och i sydväst ett område med organisk jord. Även SGU:s jordartskarta, figur 10b, visar stora lerområden men innehåller till skillnad från byggnadsgeologiska kartan information om fyllningsjord.

I öst finns ett område med isälvsediment som är en del av Stockholmsåsens grundvattenmagasin. Magasinets utbredning kan antas sammanfalla med isälvsedimentets utbredning i SGU:s jordartskartering. I byggnadsgeologiska kartan beskrivs åsens material som sten, grus och sand. Grundvattenkartan från SGU visar att den del av magasinet som syns i figur 10b har en grundvattennivå på ungefär 30 m.ö.h. och en flödesriktning i sydostlig riktning. Eftersom grundvattenmagasinet i tunnelns norra sträckning har en grundvattennivå på cirka 20 m.ö.h. antogs magasinet inte vara i hydraulisk kontakt med Stockholmsåsens magasin. Dessutom visar byggnadsgeologiska kartan på områden med berg i dagen mellan de två magasinerna vilket också indikerar en

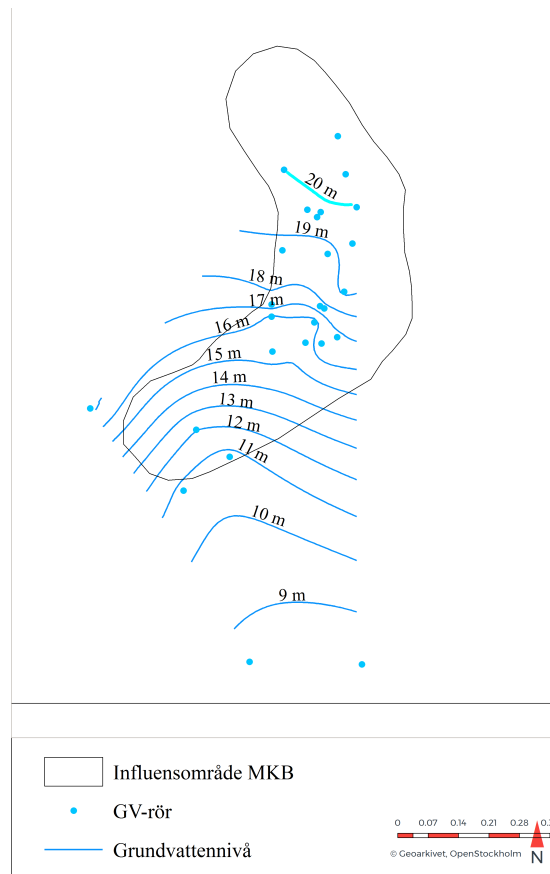
dålig hydraulisk kontakt magasinen emellan.



Figur 10: Jordartskarta från (a) Byggnadsgeologiska kartan och (b) SGU. ©SGU, ©Geoarkivet, Stockholm Stad

3.3 GRUNDVATTEN

Grundvattennivåer i 26 st rör utspridda över området har mätts kontinuerligt varannan vecka. De flesta rör började mätas i början av 2014 medan de kortaste mätserierna har start under sommaren 2015 och den längsta mätserien har värden från 1976. Grundvattenmagasinet avgränsas av topografiska grundvattendelare och områden med berg i dagen eller fastmark. Vid tunnelns start är grundvattennivån omkring 20 m.ö.h. (april 2018) och vid huvudtunnelns slut omkring 13 m.ö.h. (april 2018). Detta betyder dock inte att grundvattennivåerna minskar entydigt i riktning med huvudtunneln, grundvattennivåerna inom området varierar i och med att bergöverytan varierar. Figur 11 visar grundvattenrör och konturer för grundvattennivåer baserade på medelvärden under 2018.



Figur 11: Isolinjer för grundvattennivåer baserat på medelvärde för nivåer 2018, grundvattenrör där mätningar görs regelbundet samt influensområde MKB. Data från WSP.

I området förekommer två grundvattenmagasin, dels en undre sluten akvifer som ligger under ett lågpermeabelt lerlager och dels en öppen akvifer i områden där friktionsjord förekommer ovanför ett lågpermeabelt lerlager. Om inläckage från bergmassa till tunnel sker bör dränering av jordlager ske från den undre akviferen. Grundvattenbildning till det undre magasinet sker främst i magasinets randzoner och även utanför området, inom området är grundvattenbildning begränsad på grund av lerlagrets tätande effekt. I tillståndsansökans MKB antas en grundvattenbildning på 210 mm/år i morän och 50 mm/år i lerområden. Magasinet antas avgränsas av berg i dagen och vid tydlig nivåskillnad i mark- eller grundvattennivå.

Inför expansion av Kista påbörjades 1974 konstruktion och uppföljning av en infiltrationstunnel på uppdrag av Stockholms Vatten- och Avloppsverk. Ejerholm m. fl. (1982) utvärderar infiltrationstunnels funktion och konstaterar att den är god samt motverkar sättningar. Infiltrationstunneln är ca 250 m lång med en tvärsnittsarea på cirka 9 m². Från tunneln infiltreras vatten till gränsskiktet mellan bergmassa och jordlager. Infiltrationsflödet har varierat över tiden i samband med de ingrepp som gjorts i området. I Ejerholm m. fl (1982) anges att medelvärdet av infiltrationsflödet ligger på 3,8 m³/h och maximalt 7 m³/h.

Sedan VA-tunnelns färdgästallande i slutet av 2017 är medelvärdet av inläckage ca 4,7 l/min per m tunnel. Inläckaget har under 2018 varit som störst i januari och juni (6,17 och 5,73 l/min och m tunnel). I april uppmättes årets lägsta inläckage på 3,67 l/min och m tunnel.

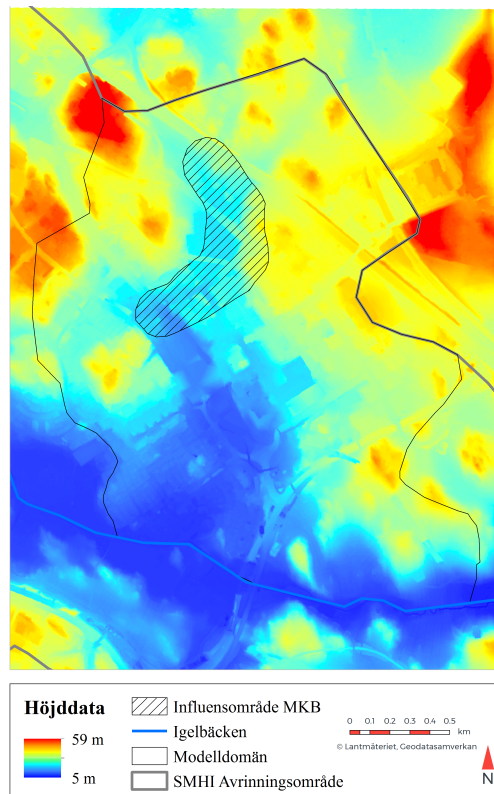
4 METOD

För den fallstudie som presenteras i den här rapporten utvecklades en modell över området som täcker en tunnelsträckning i Kista Science City. Modellens syfte är att simulera påverkan av inläckage till tunneln på ovanförliggande jordlager och berg. Referensmodellen utvecklades utan hänsyn till Kista VA-tunnel och representerar grundvattensystemet utan påverkan. I beskrivning av modellen presenteras inte exakt tunnelsträckning eller information om hur djupt tunneln är förlagd eftersom det är sekretessbelagd information.

Utöver en grundvattenmodell jämfördes analytiska metoder för att bestämma inläckage. Jämförelsen utfördes för att skapa ett underlag i diskussionen kring hur influensområden beror på inläckage och vilka svårigheter som kan uppkomma i tunneldrivningsprojekt.

4.1 KONCEPTUELL MODELL

För att avgränsa en modelldomän undersöktes tunnelsträckningens avrinningsområde, dels utifrån SMHI:s delavrinningsområde (SMHI, 2018) och dels utifrån ett avrinningsområde som bestämdes med hjälp av höjddata från Lantmäteriet. Avrinningsområdet utifrån Lantmäteriets höjddata bestämdes i ArcGIS genom att först beräkna lutning, sedan bestämma flödesriktning (i vilken riktning det lutar) och till sist använda flödesriktning för att dela in i avrinningsområden. SMHI:s avrinningsområde och det beräknade avrinningsområdet skiljdes inte mycket åt med undantag av ett antal lokala höjdpunkter som inte ingick i SMHI:s gränsdragning. Samtidigt visade det beräknade avrinningsområdet orimliga gränsdragningar, främst i närheten av motorvägen E4 vilket troligtvis inte bearbetats av Lantmäteriet. I nordlig, östlig och västlig riktning kunde en modelldomän göras med bakgrund av de avrinningsområden som nämnts ovan (figur 12). Dessa ränder motsvarade grundvattendelare och flödet över dessa ränder antogs därmed vara noll. I sydlig riktning identifierades vattendraget Igelbäcken som en modellrand. Grundvattenflödets riktning bedömdes vara sydligt och sydostligt mot Igelbäcken. Vid Igelbäcken antogs sedan att flödet gick parallellt med vattendraget och vidare mot Edsviken öster om modelldomänen. Om modellranden hade följt Igelbäcken ut till Edsviken och därmed sammanfallit med SMHI:s delavrinningsområde hade modelldomänen varit väldigt stor. Därför drogs modelldomänens sydostliga rand sådan att den länkar samman avrinningsområdet och Igelbäcken tidigare än vad det faktiska avrinningsområdet motsvarade. Utifrån resonemanget ovan bestämdes en modelldomän som kan ses i figur 12. Domänens storlek beräknades till cirka 413 hektar.



Figur 12: Modelldomän (tunn svart) som avgränsades med hjälp av SMHI:s avrinningsområde (grå) samt Igelbäcken (blå). ©Lantmäteriet

Jord och underliggande berg inom modelldomänen diskretiserades i 7 st lager. Fyllningsjord som i tunnelns närhet var som mest 1 m mäktig bedömdes inte påverka grundvattenförhållanden i det slutna magasinet under leran och har därför försumrats i modellen. Således bestod de två översta lager av lera och friktionsjord och där under diskretiserades berget i fem lager, se figur 13. I de översta jordlager identifierades områden där lera och morän ersattes av andra jordarter som berg i dagen, morän, sand och isälvsediment.



Figur 13: Konceptuell lagerföljd i modellen med materialtyp och lagernummer. I den geologiska modell som utvecklades varierade lagermäktigheten i planet vilket inte syns ovan.

Grundvattenbildning antogs vara det enda inflödet till systemet. Utflöde i grundvattensystemet var det flöde som går parallellt med Igelbäcken i sydväst och fortsätter österut mot Edsviken. Dessutom karaktäriserades området av tät bebyggelse vilket innebär hård dränering. Även på en öppen mark antogs det att dränering förekommer. Även tunneln representerades som en dränering och utgjorde därmed också ett utflöde i systemet.

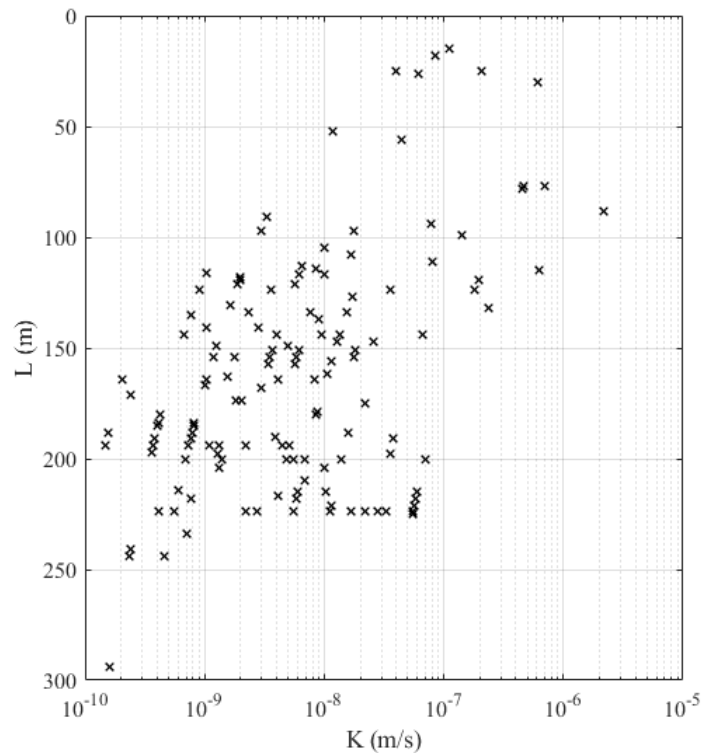
4.2 HYDRAULISK KONDUKTIVITET I BERG

För att bestämma hydraulisk konduktivitet i berg hämtades data från SGU:s brunnarkiv. Inom modelldomänen fanns inte tillräckligt många brunnar med varierande djup för att skapa en statistisk modell över djupavtagandet och därför hämtades brunnar inom ett större område, cirka 2 km från modelldomänens rand. Totalt hämtades information från 645 brunnar varav flera tillhörde samma borrhprogram och därmed låg tätt. Brunnar togs bort i de fall de låg väldigt tätt och innehöll identisk information för att inte vara missvisande i en statistisk modell. Utöver detta togs också brunnar med otillräckligt djup bort så att brunnar i jordlager kunde undvikas. Till sist exkluderades också brunnar som inte innehöll information om kapacitet.

Efter att ha tagit bort brunnar med missvisande eller otillräcklig information beräknades bergets konduktivitet K_{brunn} enligt

$$K_{brunn} = \frac{Q}{sL} \quad (15)$$

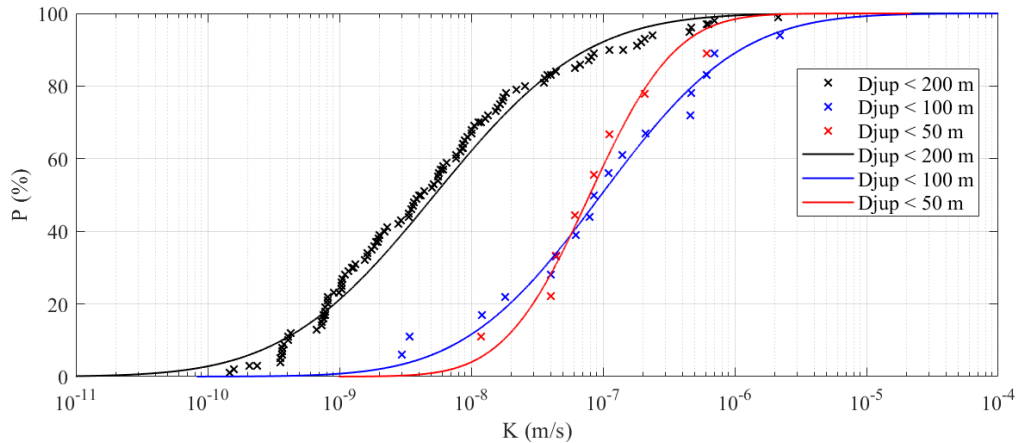
där Q är kapacitet, s är avsänkning och L är borrhad längd i berg. Avsänkningen antogs vara lika stor som brunnsdjupet vilket i praktiken innebär att $s = L$. Figur 14 visar fördelningen av hydraulisk konduktivitet mot djup för alla brunnar som användes i analysen.



Figur 14: *Fördelning av hydraulisk konduktivitet (K_{brunn}) och djup (L) för alla brunnar som användes i analysen för bergets hydrauliska konduktivitet.*

Data delades sedan in i tre grupper utifrån djup: brunnar med djup mindre än 200 m, brunnar med djup mindre än 100 m och brunnar med djup mindre än 50 m. I gruppen med djup mindre än 50 m ingår fyra brunnar som har djup större än 50 m (52, 56, 77 respektive 77 m). Dessa brunnar inkluderades i gruppen eftersom det inte fanns tillräckligt med brunnar som hade ett djup mindre än 50 m.

För varje grupp av brunnar gjordes en statistisk modell baserat på en lognormalfördelning. Detta gjordes genom att tilldela varje hydraulisk konduktivitet en rank utifrån från lägsta till högsta värde, beräkna naturliga logaritmen av alla konduktiviteter och till sist bestämma en sannolikhet utifrån Weibulls metod. Med hjälp av den beräknade sannolikheten och hydraulisk konduktivitet anpassades en logaritmisk normalfördelning, Z^* , för samtliga tre grupper av data, se figur 15.



Figur 15: Datapunkter (kryss) och anpassning (linjer) av lognormal-fördelning för de tre grupper av brunnnsdata som användes.

För alla tre anpassningar bestämdes det geometriska medelvärdet hos fördelningen, Z_g^* , samt standardavvikelsen, σ_{Z^*} . Dessutom beräknades en effektiv hydraulisk konduktivitet för stor skala, K_{3D} , baserat på Matherons antagande. Eftersom gruppen brunnar med djup mindre än 50 m är liten (totalt 8 brunnar som faktiskt har ett djup mindre än 50 m), inkluderades inte denna grupp när ekvation 16 bestämdes.

Tabell 1: Statistisk beskrivning av bergets djupavtagande med avseende på hydraulisk konduktivitet. Observera att gruppen brunnar med djup mindre än 50 m inte användes för vidare analys.

Grupp	Z_g^* (m/s)	σ_{Z^*}	K_{3D} (m/s)
Djup <50 m	$1,1 \cdot 10^{-7}$	1,6	$1,7 \cdot 10^{-7}$
Djup <100 m	$9,7 \cdot 10^{-8}$	1,90	$9,7 \cdot 10^{-8}$
Djup <200 m	$4,2 \cdot 10^{-9}$	2,00	$8,1 \cdot 10^{-9}$

För att beskriva djupavtagandet i berget ansattes en exponentiell modell

$$K_{ber} = Cd^L \quad (16)$$

där K_{ber} är bergets hydrauliska konduktivitet vid djup d som beror av konstanterna C och L . Konstanten L sattes till -2 , baserat på erfarenhet av tidigare undersökningar hos WSP, och C anpassades till $1.6 \cdot 10^{-5}$ för att så bra som möjligt följa de K_{3D} värden som erhållits vid olika djup. Eftersom endast två värden på K_{3D} användes är passningen osäker.

4.3 HYDRAULISK KONDUKTIVITET I JORD

Hydraulisk konduktivitet i jord är en avgörande parameter för grundvattenmodellering men också en parameter som är svår att utvärdera. I denna modell ansattes värden utifrån generella litteraturvärden, se tabell 2. I kalibrering av modellen justerades framför allt konduktiviteten i sandig morän, som också antogs utgöra friktionsmaterialet i lager 2, för att erhålla grundvattennivåer liknande de som observerats.

Tabell 2: Litteraturvärden och referenser för hydraulisk konduktivitet i jordarter.

Lager (i)	Jordart	K_h (m/s)	K_v (m/s)	Referens
1, 2	Lera	$3,0 \cdot 10^{-9}$	$8,0 \cdot 10^{-10}$	Domenico och Schwartz (1998)
1, 2	Sandig morän	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	Larsson (2008)
1, 2	Postglacial sand	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	Larsson (2008)
1, 2	Isälvs sediment	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	Larsson (2008)
2	Friktsionsmaterial	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$	Larsson (2008)

4.4 MATEMATISK MODELL

Alla lager i modellen representerade en sluten akvifer och styrdes av en stationär grundvattenekvation. Grundvattennivåer i lager 1 bestäms utifrån

$$\nabla \cdot T \nabla h_1 - \frac{K_{z,1}}{b_{12}}(h_1 - h_2) + N = 0, \quad (17)$$

där T är transmissivitet, $h_1 = h_1(\mathbf{x})$ och $h_2 = h_2(\mathbf{x})$ är grundvattennivå i lager 1 respektive lager 2 i koordinaten $\mathbf{x} = (x, y)$, $K_{v,1}$ är vertikal konduktivitet i lager 1, b_{12} är mäktigheten i lager 1 och 2 och N är grundvattenbildning. I formuleringen avses här att x -riktning motsvarar östlig riktning och y -riktning motsvarar nordlig riktning. Lager 2 till och med lager 6 styrdes av

$$\nabla T \cdot \nabla h_i + \frac{K_{z,i}}{b_{i-1,i}}(h_{i-1} - h_i) - \frac{K_{z,i}}{b_{i,i+1}} = 0, \quad (18)$$

där i är lagrets nummer. Lager 7 har inget lager under sig och styrdes därför av

$$\nabla T \cdot \nabla h_7 + \frac{K_{z,7}}{b_{67}}(h_6 - h_7) = 0, \quad (19)$$

där h_6 och h_7 är grundvattennivån i lager 6 respektive 7, $K_{z,7}$ är vertikal konduktivitet i lager 7 och b_{67} är mäktigheten i lager 6 och 7 (Harbaugh, 2005).

En del av modellranden representerades av en nollflödesrand sådan att

$$\nabla h(\mathbf{x}) = 0, \quad (20)$$

för alla \mathbf{x} på randen i samtliga lager. Längs övriga ränder användes en konstant grundvattennivå sådan att

$$h_i(\mathbf{x}) = h_{c,i} \quad (21)$$

där $h_{c,i}$ motsvarar en konstant grundvattennivå h_c i lager i för alla \mathbf{x} på randen. Generell dränering representerades matematiskt av ett specificerat flöde enligt

$$Q_{drain} = C(h_1(\mathbf{x}) - h_{drain}), \quad (22)$$

där Q_{drain} är flöde, C är konduktans, $h_1(\mathbf{x})$ är grundvattennivå i punkten \mathbf{x} i lager 1 och h_{drain} är dräneringshöjden. Dränering skedde endast då h_{drain} var större än $h_i(\mathbf{x})$. Tunneln representerades av också av ett specificerat flöde, Q_{tunnel} , som var negativt för att motsvarade ett flöde ut ur domänen.

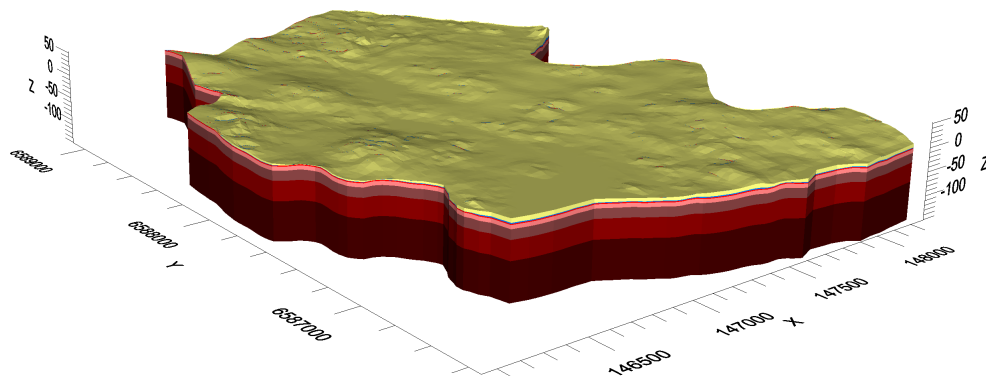
4.5 GEOLOGISK MODELL

Den geologiska modellen utvecklades med hjälp av jorddjup och bergöveryta som tillhandahölls av SGU. Jorddjup och bergöveryta hämtades i rasterformat med upplösning 10 x 10 m respektive 50 x 50 m. För att uppnå en enhetlig upplösning mellan rasterformaten användes kubisk interpolation för att jämna ut bergöverytan till 10 x 10 m upplösning. För att skapa en robust modell och undvika att ytor skar igenom varandra sattes lägsta jorddjup till 0,5 m. Markytan beräknades sedan som summan av bergöveryta och jorddjup. Markytan motsvarade lerans överkant i lerområden, moränens överkant i moränområden, etc.

I varje punkt antogs sedan att friktionsmaterialet utgjorde 20% av jorddjupet. Antagandet bygger på en översiktlig trend i jordlagertolkningar som utförts i samband med geotekniska undersökningar i närheten av tunnelsträckningen. Detta innebär att friktionsmaterialet utgör ett sammanhängande lager över hela domänen, mellan markytan och bergöverytan.

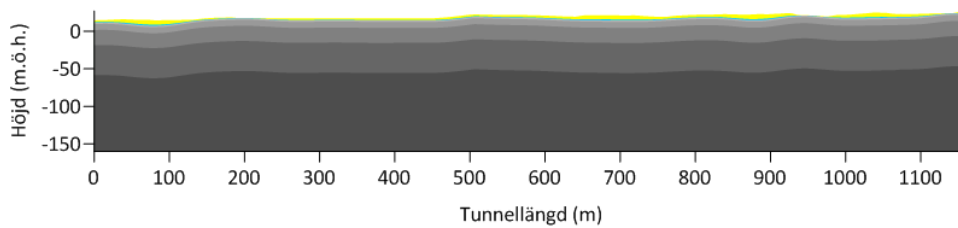
För att kunna variera bergets hydrauliska konduktivitet med djupet skapades ytterligare 5 st ytor. Det ytligaste bergets underkant bestämdes genom att subtrahera 2 m från bergöverytan. Följande 4 st underkanter av berg skapades med en botten 10, 30, 100 respektive 150 m under bergöverytan.

Med hjälp av de genererade ytorna skapades 7 st volymer som motsvarar lager i den numeriska modellen, se figur 16.

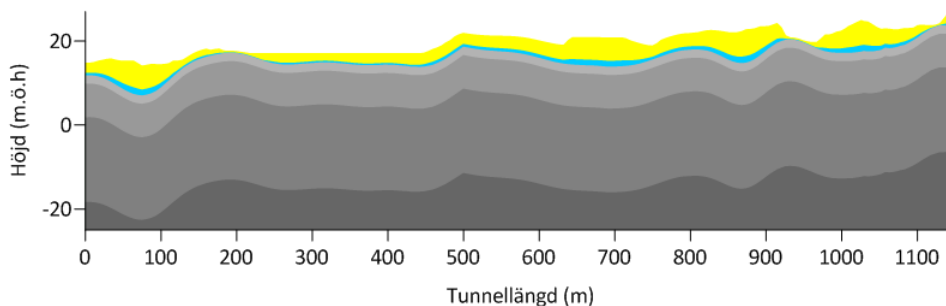


Figur 16: Vertikal diskretisering i 7 st lager. Notera att friktionsmaterials-lagret (lager 2) är så pass tunt i modellens randzoner att det inte syns i figuren.

I figur 17 och 18 ses [den](#) geologiska modellen längs med tunnelsträckningen. Observera att det som i figurerna framstår som jämna och kontinuerliga ytor i praktiken är ytor med en upplösning på 10 x 10 m.



Figur 17: Vertikal diskretisering i 7 st lager längs med tunnelsträckningen.



Figur 18: Vertikal diskretisering i de 6 st översta lagren längs med tunnelsträckningen.

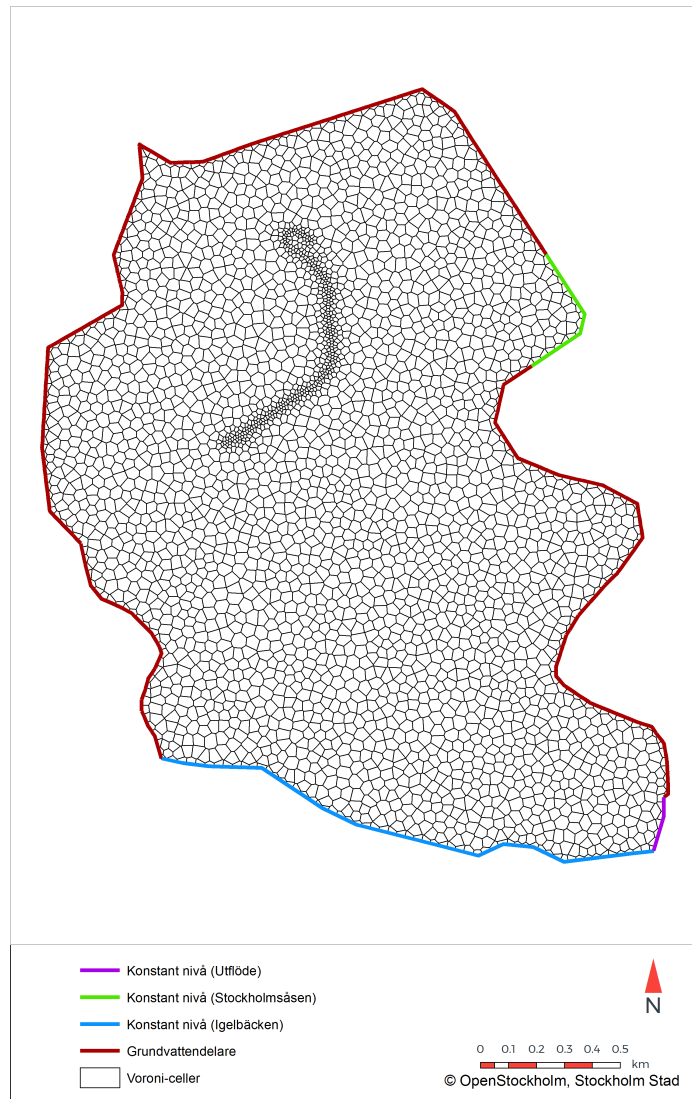
4.6 NUMERISK MODELL

Modellen utvecklades i MODFLOW-USG och implementerades med hjälp av gränssnittet Visual MODFLOW Flex. I gränssnittet byggs en konceptuell modell upp och konverteras sedan till en numerisk modell genom att skriva indata som kan köras i MODFLOW-USG. Utdata i form av grundvattennivåer kan sedan presenteras i tabeller och kartor. I följande avsnitt presenteras referensmodellen som motsvarade området utan Kista VA-tunnel.

4.6.1 Randvillkor

Modelldomänen skapades utifrån den konceptuella modellen och kan ses i figur 19. I nord och ost utgörs den av grundvattendelare som representeras av ett nollflödesvillkor enligt ekvation 20.

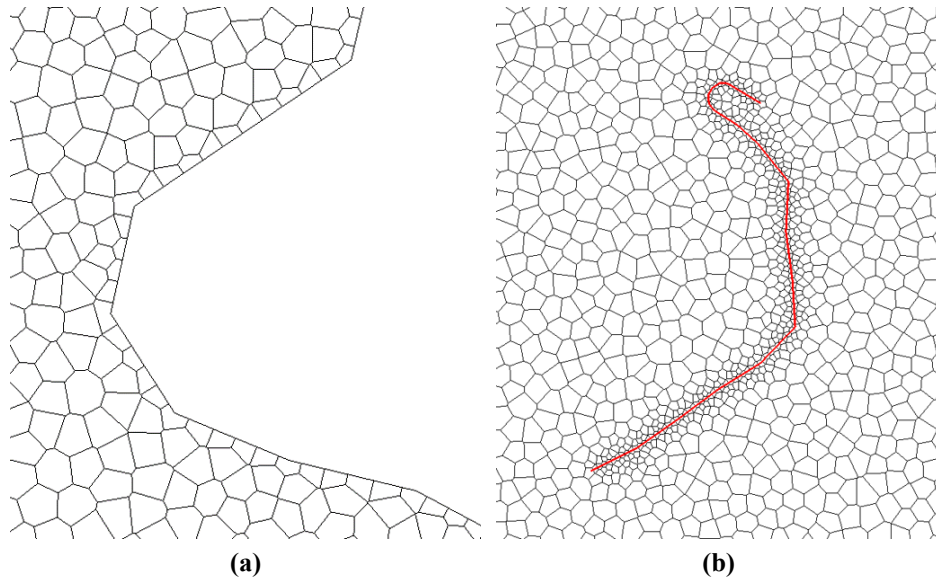
Längs med Igelbäcken sattes en konstant grundvattennivå enligt ekvation 21 på 6,5 m.ö.h. i lager 1 som representerar Igelbäckens vattenstånd. I lager 2 till och med 5 sattes längs med samma rand en konstant grundvattennivå på 6,7 m.ö.h. för att skapa en uppåtriktad gradient vilket förväntas i närheten av ett vattendrag i ett naturligt system. Konceptuellt innebar detta att vatten strömmar vidare under Igelbäcken. Eventuellt hade en grundvattendelare kunnat implementeras här vilket skapar ett parallellt flöde och en uppåtriktad gradient. Magasinet i Stockholmsåsen representerades med en konstant grundvattennivå på 30 m.ö.h. i lager 2. I lager 1 och 2 ansattes en konstant grundvattennivå i domänens sydostliga hörn för att representera ett grundvattenflöde som gick vidare ut mot Edsviken. Här sattes grundvattennivån i lager 1 till 0,1 m ovanför dess botten (lerans underkant) respektive 0,1 m under toppen av lager 2 (lerans underkant).



Figur 19: Randvillkor som implementerades i den numeriska modellen. I figuren syns också den horisontella diskretisering av voroni-celler.

4.6.2 Diskretisering

Horisontell diskretisering gjordes i Voronoi-celler och utgjorde ett ostrukturerat rasternät. För att uppnå högre numerisk stabilitet och noggrannhet minskades cellstorleken längs tunnelsträckningen och längs modelldomänens rand, se figur 20.



Figur 20: Diskretisering i Voronoi-celler med mindre cellstorlek i närhet av (a) modellranden och (b) tunnelsträckningen.

Vertikal diskretisering baserades på den geologiska modellen som beskrivits tidigare. Geologiska ytor lästes in i gränssnittet och bildade 7 st lager (volymer).

4.6.3 Parametervärden

Grundvattenbildning

Grundvattenbildning bestämdes utifrån nederbörd och avdunstning. Årsmedelvärde för nederbörd och temperatur hämtades för området genom SMHIs luftweb som baseras på simuleringar av SMHIs nationella vädermodeller. Årsmedelvärden jämfördes för de två standardperioderna 1961-1990 och 1991-2017. Jämfört med den föregående standardperioden har området sett en ökning i årsnederbörd på 26 mm och en ökning i årsmedeltemperatur på 1,1 °C. Nederbörd valdes till 600 mm/år baserat på medelvärdet i standardperioden 1991-2017. Avdunstning valdes till 450 mm/år baserat på SMHIs regionvärde för standardperioden 1961-1990. En alternativ metod för att beräkna avdunstning är att räkna efter Turcs formel (1954),

$$E_t = \frac{P}{\sqrt{0,9 + \left(\frac{P}{300+25T+0,05T^2}\right)^2}}, \quad (23)$$

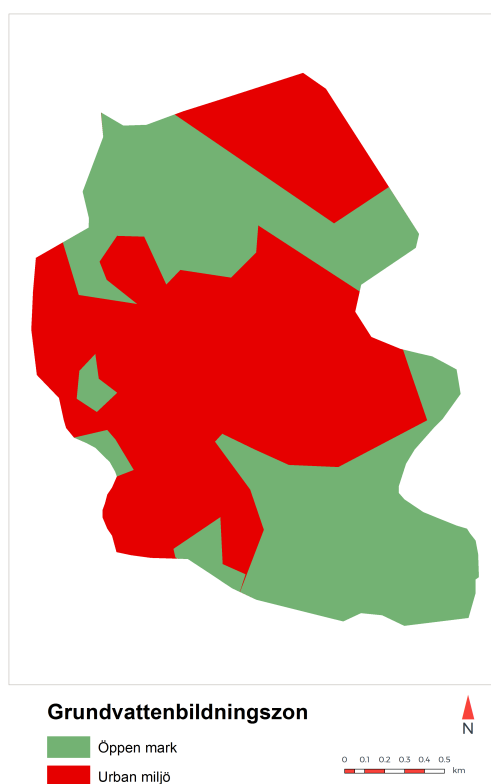
där avdunstningen, E_t , är en funktion av årsnederbörd, P , och temperatur T . Enligt Turcs formel beräknades avdunstningen till cirka 400 mm/år vilket skiljer sig något från SMHIs regionala värde. Grundvattenbildning approximerades som skillnaden mellan nederbörd och avdunstning och antogs vara 150 mm/år. För att representera en mindre grundvattenbildning i urban miljö på grund av förekomst av hårdgjorda ytor, byggnader, m.m. studerades ett representativt urbant område i Kista. Översiktligt visade området på cirka 20% naturmark, 50% byggnader, 25% asfalt och 5% övriga hårdgjorda ytor. Genom att anta värden för hur stor del av nettonederbörden som infiltrerade och bildade grundvatten kunde ett värde för grundvattenbildning i urban miljö tas fram, se tabell 3.

Andelen som infiltrerar baserades inte på uppmätta värden utan motsvarade istället schablonvärden som tagits fram av WSP och som använts i tidigare tunneldrivningsprojekt i urbana områden.

Tabell 3: Grundvattenbildning i urban miljö beräknad översiktligt utifrån ett representativt urbant område i Kista.

Typ	Andel som infiltrerar	Andel av yta	Delbidrag (mm/år)
Naturmark	100%	20%	30
Byggnader	0%	50%	0
Asfalt	25%	25%	9,4
Hårdgjorda ytor	40%	5%	3
Summa			42,4

Indelning i urban miljö och naturmark gjordes utifrån Lantmäteriets översiktskarta och kan ses i figur 21. I naturmark sattes grundvattenbildning till 150 mm/år och i urban miljö till 42,4 mm/år. Som beskrivs nedan implementerades en generell dränering i modellen vilket innebär att den faktiska grundvattenbildningen är lägre än 150 respektive 42,4 mm/år.



Figur 21: Grundvattenbildningszoner som användes i den numeriska modellen.

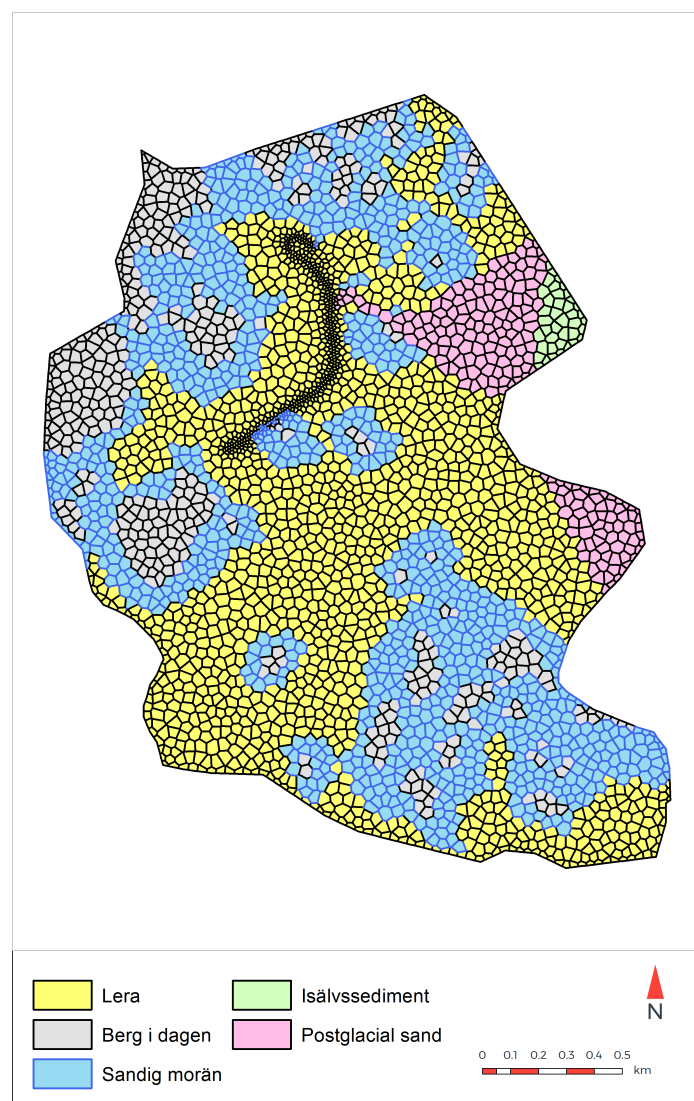
Dränering

Över hela modelldomänen ansattes en generell dränering 0,5 m under markytan i lager 1. I de celler som var tunnare än 0,5 m lades dräneringen 0,3 m under markytan. Dräneringen implementerades med hjälp av DRN-modulen som förutom dräneringshöjd

krävde en konduktans som motsvarar effektiviteten i dräneringsröret. Konduktansen sattes till 0,05 m/d vilket krävdes för att erhålla rimliga grundvattennivåer i lager 1. I gränssnittet multiplicerades konduktansen med varje cells area för att erhålla ett flöde.

Konduktivitet

Hydraulisk konduktivitet i jord bestämdes utifrån litteraturvärden i tabell 2. I den numeriska modellen representerades olika jordarter som celler med olika värden på konduktivitet. Figur 22 visar den numeriska indelningen av konduktivitzoner i lager 1. I lager 2 var konduktivitzonerna identiska med lager 1 med skillnaden att det istället för lera fanns friktionsmaterial som antogs vara samma material som sandig morän i lager 1. Alla övriga lager som bestod av berg antogs vara homogena och isotropa. För berg i dagen, som fanns i lager 1 och 2, sattes konduktiviteteten till $1 \cdot 10^{-6}$ m/s vilket baserades på vattenförlustmätningar i ytligt berg i området.



Figur 22: Konduktivitzoner i lager 1.

Med hjälp av ekvation 16 beräknades en konduktivitet för varje lager berg utifrån dess

djup. Djupet sattes till mitten av lagret och räknades från bergöverytan. Tabell 4 visar hydraulisk konduktivitet i varje lager berg. I det översta lagret som endast var 2 m mäktigt antogs en hydraulisk konduktivitet som bedömdes motsvara ett ytligt sprickigt berg och baserades på SWECOs vattenförlustmätningar (SWECO, 2011).

Tabell 4: Beräknad hydraulisk konduktivitet för varje lager av berg baserat på ekvation 16.

Lager (i)	Djup (m)	K (m/s)
Berg 1 (3)	1	$1,0 \cdot 10^{-6}$
Berg 2 (4)	6	$4,4 \cdot 10^{-7}$
Berg 3 (5)	15	$7,1 \cdot 10^{-8}$
Berg 4 (6)	50	$6,4 \cdot 10^{-9}$
Berg 5 (7)	110	$1,3 \cdot 10^{-9}$

4.7 TUNNELMODELL

Tunnelmodellen var identisk med referensmodellen med skillnaden att ett negativt flöde lades in längs tunnelsträckningen. Flödet motsvarade den mängd vatten som läcker in och leds bort i tunneln. På grund av begränsning i underlag antogs det att inläckaget var konstant längs tunnelsträckningen. Flödet, Q_{tunnel} , beräknades då för varje Voronoi-cell längs tunnelsträckningen enligt

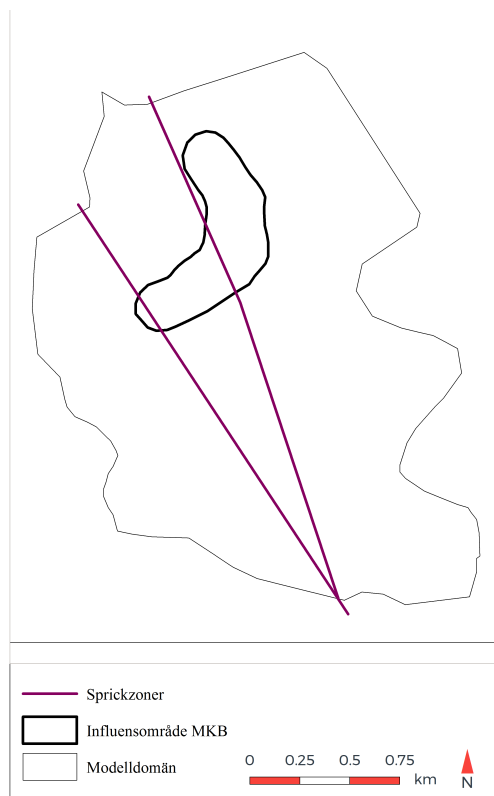
$$Q_{tunnel} = -Q' L_{tunnel} \quad (24)$$

där Q' är inläckage per meter tunnel och L_{tunnel} är tunnelsträckningens längd i en Voronoi-cell längs tunnelsträckningen. Framför allt gick tunnelns huvudtunnel i lager 5 (berg 3) och arbetstunneln i lager 4 (berg 2).

4.8 SPRICKZONSMODELL

Under arbetets gång framkom ett intresse för att undersöka hur grundvattensystemet påverkas om en eller flera sprickzoner modelleras samt om den tunnel som Kista VA-tunnel ansluter till representeras i referensmodellen. Därför utvecklades ytterligare en modell som främst stod till grund för diskussion och resonemang kring ytterligare undersökningar.

Två sprickzoner längs tunnelsträckningen identifierades med hjälp av byggnadsgeologiska kartan och kan ses i figur 23. Båda sprickzoner antogs vara begränsade till berg 1-3 (lager 3-5) och tilldelades en konduktivitet på $1,0 \cdot 10^{-6}$ m/s baserat på vattenförlustmätningar i ytligt sprickigt berg. I det område en sprickzon korsade tunnelsträckningen antogs en konduktivitet på $1,0 \cdot 10^{-8}$ m/s för att återspegla tätningsinsatser som genomfördes då sprick- och krosszoner korsades.



Figur 23: Sprickzoner som de implementerades i sprickzonsmodellen.

För att representera den anslutande tunneln antogs en tunnelsträckningen och ett tunneldjup utan information om hur den faktiska tunneln sträcker sig. I sprickzonsmodellen simulerades endast ett inläckage på 0,05 l/min och m tunnel i såväl Kista VA-tunnel som den anslutande tunneln.

4.9 KALIBRERING

4.9.1 Kalibreringsprocessen

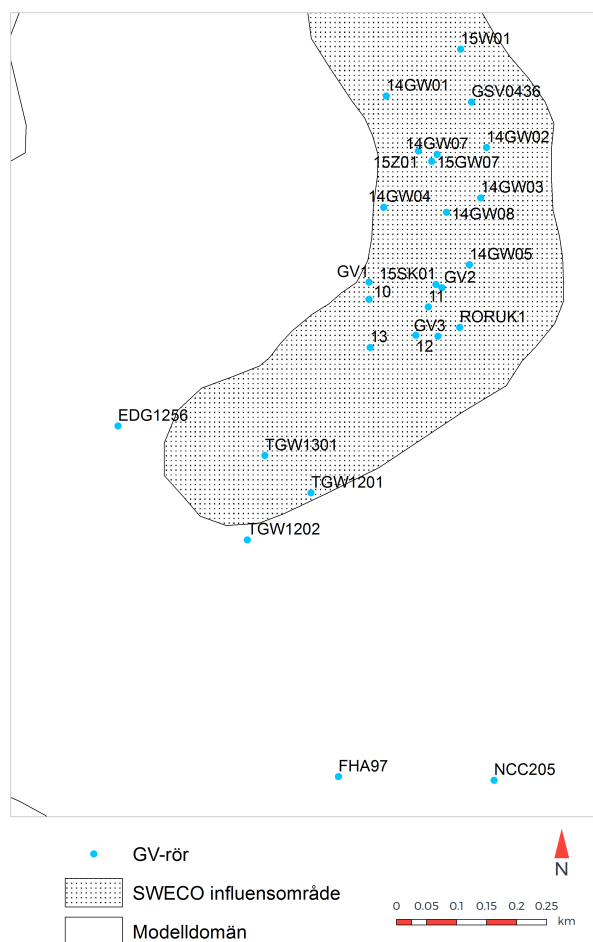
Kalibrering av flödesmodellen utfördes manuellt genom att förändra parametrar och undersöka residualer. Residualen, ϵ_i , beräknades som

$$\epsilon_i(\mathbf{x}) = |h_i(\mathbf{x}) - h_{obs}(\mathbf{x})|, \quad (25)$$

där $h_i(\mathbf{x})$ är simulerad grundvattennivå i punkten \mathbf{x} och $h_{obs}(\mathbf{x})$ är observerad grundvattennivå i punkten \mathbf{x} . Utöver residualer studerades helhetsbilden av simulerade grundvattennivåer i hela domänen. Målet med kalibreringsprocessen var att minimera residualer och samtidigt uppnå ett grundvattensystem likt det som presenterats i den konceptuella modellen. Referensmodellen kalibrerades med avseende på horisontell hydraulisk konduktivitet för sandig morän, postglacial sand och isälvsediment. Vertikal hydraulisk konduktivitet justerades i samtliga kalibreringar sådan att $K_v = \frac{K_h}{10}$. Övriga parametrar som hydraulisk konduktivitet i lera och berg samt grundvattenbildning kalibrerades inte för att så långt som möjligt undvika att förlora kopplingen till den konceptuella modellen.

4.9.2 Kalibreringsdata

Kalibrering utfördes mot de 26 st grundvattenrör som finns utspridda längs tunnelsträckningen och i dess närhet (figur 24). Alla grundvattenrör hade inte information om filterdjup, dock var det känt att samtliga grundvattenrör mäter grundvattennivån i friktionsmaterialet mellan lera och berg. För den numeriska modellen innebar det att ett filterdjup ansattes för varje grundvattenrör som låg i nivå med lager 2 i modellen.

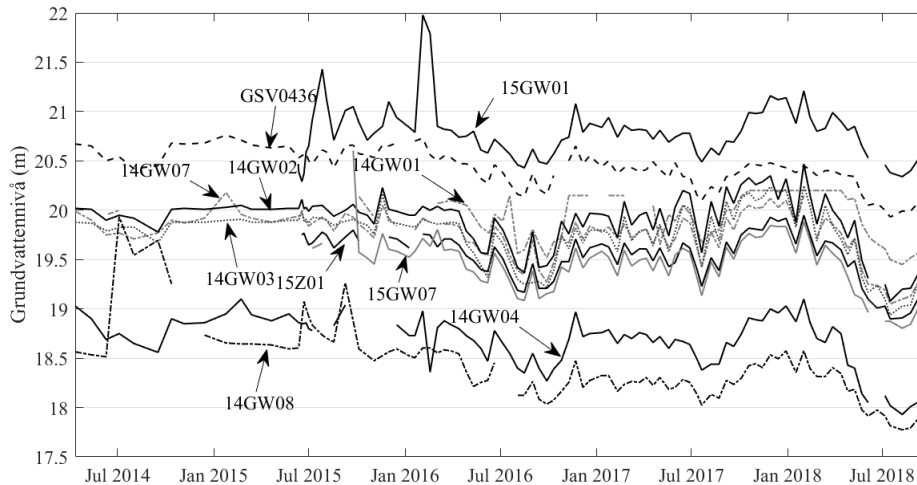


Figur 24: Grundvattenrör och deras placering relativt influensområde MKB.

För varje grundvattenrör bestämdes en referensnivå som representerade en grundvattennivån opåverkad av tunneldrivningen och inläckaget till den färdiga tunneln. Eftersom tunneldrivningen påbörjades i september 2015 beräknades referensnivån i varje grundvattenrör som ett medelvärde av alla nivåmätningar fram till och med augusti 2015.

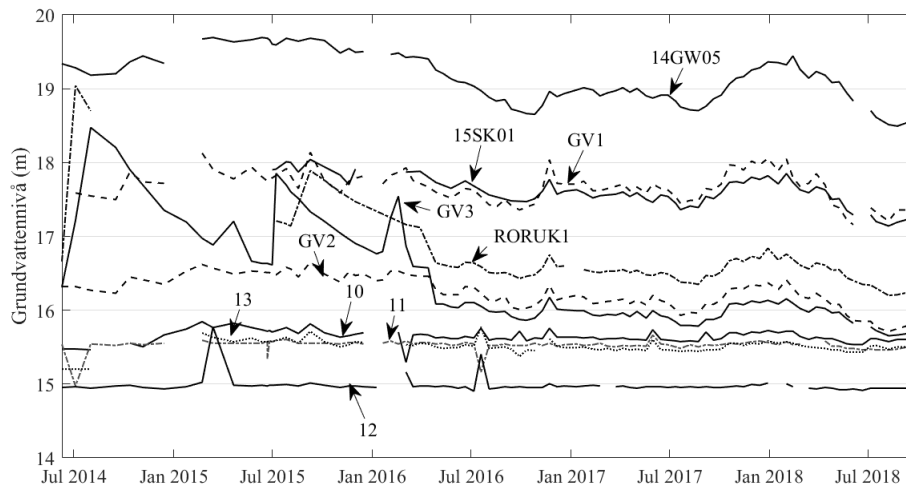
Missvisande grundvattennivåer kan förekomma genom att ett felaktigt filterdjup antagits, att mätserien saknar flera värden på grund av hinder eller torra grundvattenrör, samt om grundvattenröret inte längre fungerar av någon anledning. För att identifiera missvisande grundvattennivåer jämfördes data från grundvattenrör i tunnelsträckningens norra del och södra del samt vad som ansågs vara tunnelsträckningens mittersta del.

I tunnelsträckningens norra del ligger grundvattennivåer generellt mellan 18 och 21 m, se figur 25. Med undantag för vissa lokala extremvärden, t.ex. en topp i 15GW01 och en plötsligt låg nivå i 14GW04, följer data från samtliga grundvattenrör varandra väl med avseende på mönster. Av de norra grundvattenrören exkluderades inget ur kalibreringsprocessen.



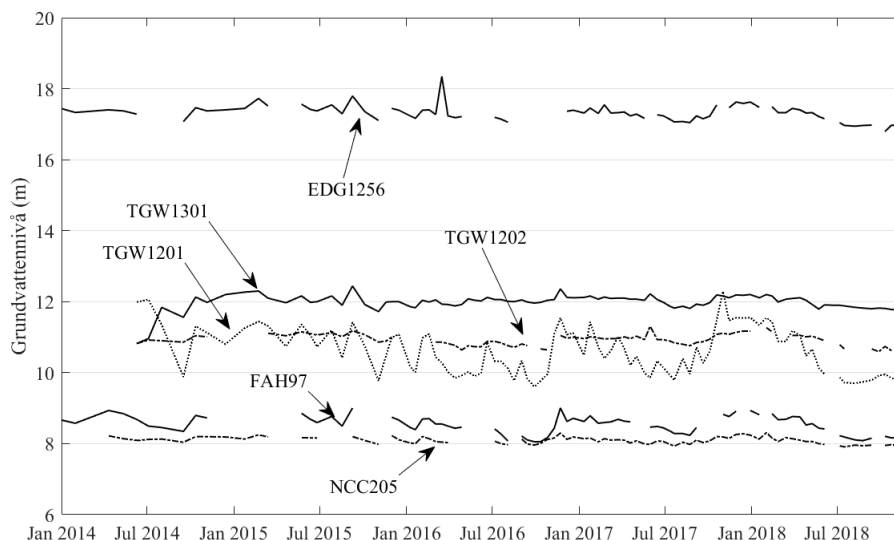
Figur 25: Grundvattennivåer från grundvattenrör i norra delen av tunnelsträckningen. Diskontinuerliga linjer innebär att värden saknas på grund av hinder eller torra grundvattenrör.

För grundvattenrör i mitten av tunnelsträckningen finns inte samma generella mönster som för de nordliga grundvattenrören, (figur 26). Noterbart är att 15SK01 och GV2 skiljer sig över hela mätserien med drygt 1 m trots att de ligger precis intill varandra (figur 24). Eftersom deras nivåvariation följer sig åt väl trots en skillnad i nivå antogs att grundvattenrören mäter på olika djup, vilket också bekräftades med hjälp av information om grundvattenrörens filterdjup som framkom i arbetets slutskede. Grundvattenrör 15SK01 har ett filterdjup på cirka 1 m vilket antogs vara i kontakt med det undre magasinet under leran. Grundvattenrör GV2 har ett filterdjup på cirka 6 m vilket innebär att grundvattennivåer motsvarar grundvattennivån i berg, därför exkluderades GV2 ur kalibreringsprocessen. Grundvattenrör 10, 11, 12 och 13 varierar väldigt lite och framför allt inte enligt samma mönster som övriga rör i området. Troligtvis finns en dränering i området för att undvika sättningar hos det stora kontorshuset som grundvattenrören omger och ingen hänsyn togs därför till dess residualer under kalibreringsprocessen.



Figur 26: Grundvattennivåer från grundvattenrör i mitten av tunnelsträckningen. Diskontinuerliga linjer innebär att värden saknas på grund av hinder eller torra grundvattenrör.

I den södra delen av tunnelsträckningen finns 3 st grundvattenrör (TGW1201, TGW1202 och TGW1301) som befinner sig nära där Kista VA-tunnel ansluter till en större VA-tunnel som har funnits i området innan tunneldrivning av Kista VA-tunnel påbörjades. I modellen togs ingen hänsyn till den större VA-tunneln vilket innebär att simulerade grundvattennivåer i den södra delen av Kista VA-tunnel troligtvis är högre än observerade nivåer. Grundvattenröret EDG1256 är ett s.k. referensrör vilket innebär att dess nivå inte ska påverkas av exploatering i området. FAH97 och NCC205 ligger cirka 600 m respektive 700 m från tunnelsträckningens södra del varför mindre fokus lades på att minimera residualer i dessa punkter.



Figur 27: Grundvattennivåer från grundvattenrör i södra delen av tunnelsträckningen. Diskontinuerliga linjer innebär att värden saknas på grund av hinder eller torra grundvattenrör.

4.10 INFLUENSOMRÅDE

För att bestämma ett influensområde med hjälp av den numeriska modellen beräknades det område som upplevde minst 0,3 m avsänkning. Med avsänkning menas här differensen i grundvattennivå mellan referensmodellen och tunnelmodellen. I det här arbetet lades fokus framförallt på att bestämma influensområdet i det undre magasinet (lager 2) eftersom en avsänkning där medför sättningsproblematik. Influensområde bestämdes för flera olika värden av inläckage för att undersöka känsligheten i tunnelmodellen. Influensområde bestämdes även för sprickzonsmodellen.

4.11 JÄMFÖRELSE AV ANALYTISKA METODER FÖR ATT BERÄKNA INLÄCKAGE

De analytiska metoder som presenterades i teoridelen av arbetet jämfördes genom att låta hydraulisk konduktivitet variera. I tabell 5 redovisas de modeller som jämfördes.

Tabell 5: Analytiska metoder för beräkning av inläckage och som användes för jämförelse.

	Ekvation	Referens
A	$Q_0 = \frac{2\pi KH_0}{\ln \frac{2H_0}{r}}$	(Goodman m. fl., 1964)
B	$Q_0 = \frac{2\pi KH_0}{\ln \left(\frac{H_0}{r} + \sqrt{\frac{H_0^2}{r^2} - 1} \right)}$	(Lei, 1999)
C	$Q_0 = \frac{2\pi KH_0}{\ln \left(\frac{2H_0}{r} \right) + \xi}$	(Lei, 1999)
D	$Q_0 = 2\pi K \frac{\lambda^2 - 1}{\lambda^2 + 1} \frac{H_0}{\ln \lambda}$	(El Tani, 2003)
E	$Q_0 = \frac{2\pi K_i (H_0 + r)}{\ln \left(\frac{r+t}{r} \right) + \frac{K_i}{K} \xi}$	(Eriksson och Stille, 2005)
F	$Q_0 = \frac{2\pi K_i (H_0 + r)}{\ln \left(\frac{r+t}{r} \right) + \frac{K_i}{K} \ln \left(\frac{2(H_0+r)}{r+t} \right) + \frac{K_i}{K} \xi}$	(Eriksson och Stille, 2005)

Vid jämförelse användes ett fixerat avstånd för avstånd mellan grundvattennivå och tunnelns centrum, $H = 15$ m, och en fixerad tunnelradie, $r = 5$ m, vilka båda motsvarar ungefärliga dimensioner hos Kista VA-tunnel. Skin factor, ϵ , sattes till 3, tätskärmens mätlighet, t , till 5 m och dess hydrauliska konduktivitet, K_i , till $5 \cdot 10^{-9}$ m/s.

5 RESULTAT

5.1 REFERENSMODEL

5.1.1 Kalibreringsresultat

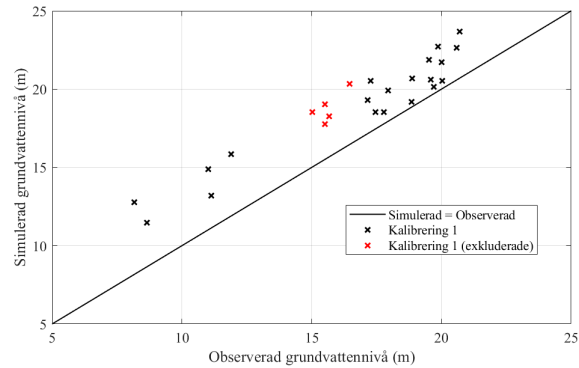
Kalibrering av referensmodellen utfördes manuellt genom att justera konduktiviteten i lager 1 och 2 för sandig morän, postglacial sand och isälvs sediment. Tabell 6 visar kalibreringsresultat. Parametervärden från kalibrering 4 utgör den slutgiltiga referensmodellen.

Tabell 6: Resultat från kalibrering av referensmodellen. Residualer är beräknade med data från samtliga grundvattenrör.

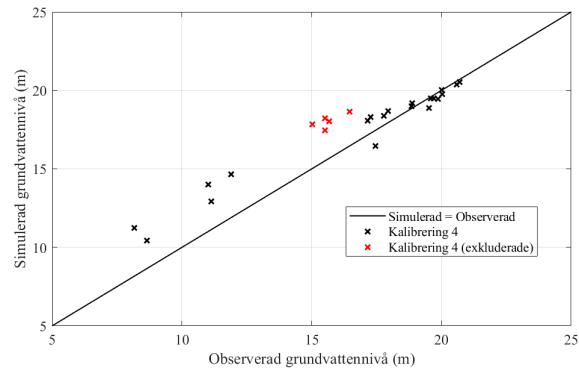
#	Morän	K _h (m/s)		Residualer (m)		
		Sand	Isälvs sed.	$\bar{\epsilon}$	max ϵ	min ϵ
1	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	2,4	4,6	0,56
2	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	2,4	4,4	0,7
3	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	1,7	3,5	-0,04
4	$2,5 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$	1,3	3,0	0,020

Figur 28 visar simulerade samt observerade grundvattennivåer för kalibrering 1 och 4. Om de grundvattenrör som vid redovisning av kalibreringsdata bedömdes vara påverkade av t.ex. dränering eller inte mäter i det slutna magasinet exkluderas erhöles ett medelvärde för residualer på 0,5 m. Maximal residual för samtliga kalibreringstester är mot grundvattenrör NCC205 som ligger ca 700 m från närmaste tunnelsegment. Som kan ses i nästa avsnitt uppnåddes en grundvattenströmning ner mot dalgången och längs

Igelbäcken vilket överensstämmer med den konceptuella modellen. Kalibrering 4 bedömdes uppnå tillräckligt låga residualer och modellen kalibrerades inte vidare. Förutom de nya konduktivitetvärdena från kalibrering 4 var modellen oförändrad mot vad som presenterades i metod.



(a)

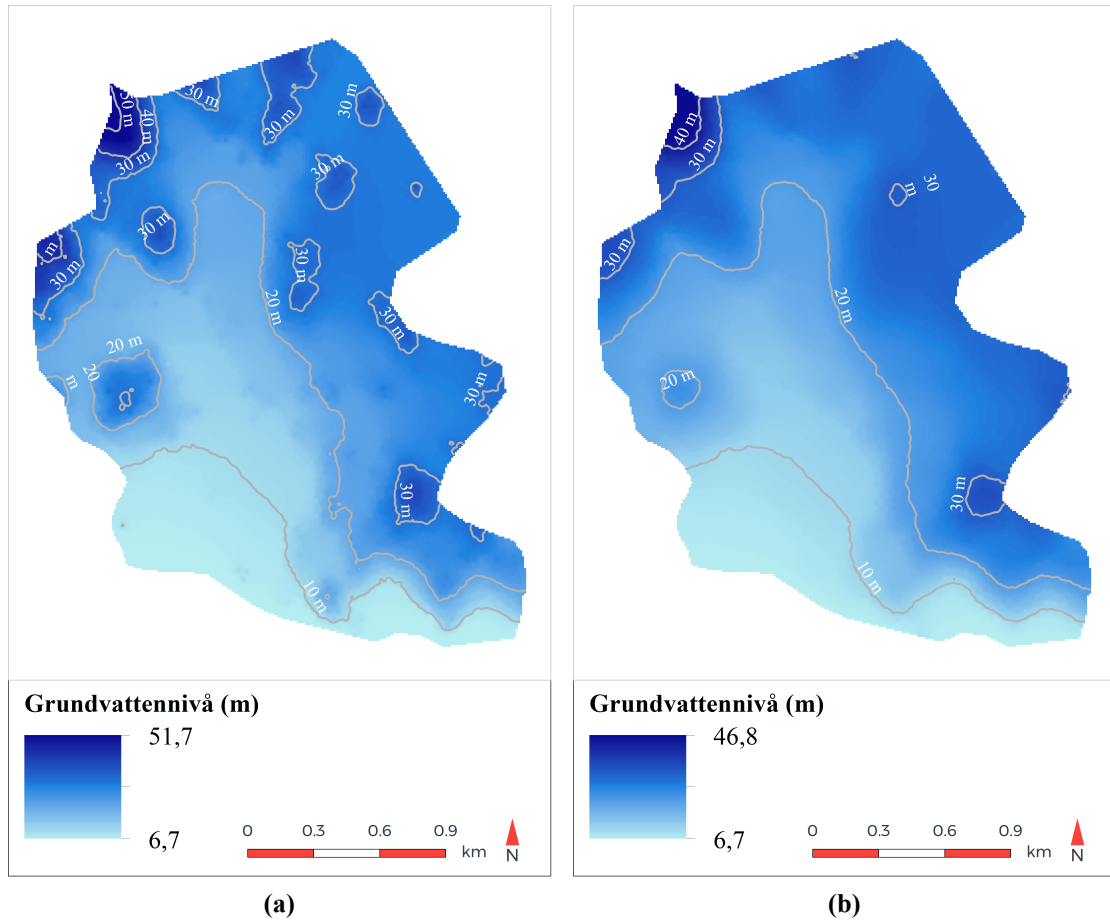


(b)

Figur 28: Kalibreringsresultat för kalibrering 1 och 4. Svart linje motsvarar en perfekt passning. I båda figurer syns grundvattennivåer från både de grundvattenrör som hänsyn togs till (svarta kryss) samt de grundvattenrör som exkluderades ur kalibreringsprocessen (röda kryss).

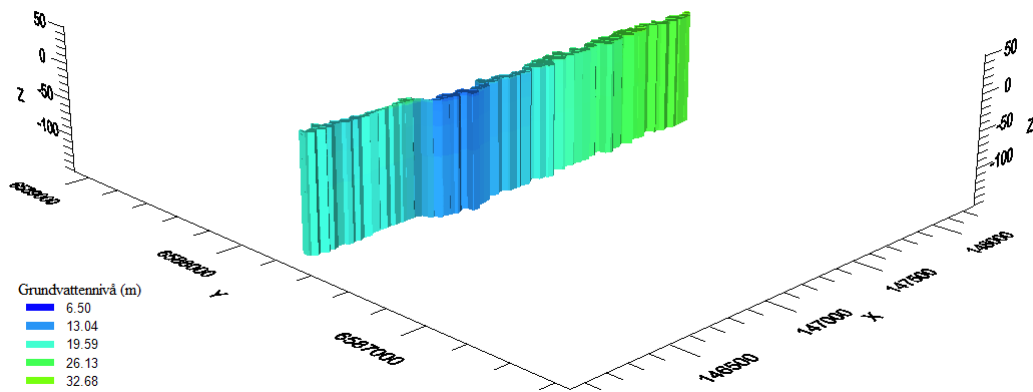
5.1.2 Simulerade grundvattennivåer

Figur 29 visar simulerade grundvattennivåer i lager 1 och lager 2 för referensmodellen. Resultat av simulering var beräknade grundvattennivåer i centrum av varje beräkningscell (Voronoi-cell) och för att skapa en karta över grundvattennivåer interpolerades dessa med hjälp av avståndsviktningemetoden (Inverse Distance Weighting). Grundvattennivåer är som högst i modelldomänens nordliga områden där det finns höglänta områden med berg i dagen. Förutom att det i höglänta områden uppstår vattendelare finns också en lokal vattendelare i tunnelsträckningens södra del där berg i dagen förekommer.



Figur 29: Simulerade grundvattennivåer från referensmodell i lager 2 (a) och lager 5 (b). Kartan har skapats genom att interpolera grundvattennivåer mellan centrum av beräkningsceller.

I figur 30 ses ett tvärsnitt av de simulerade grundvattennivåerna. Tvärsnittet skars i väst-östlig riktning i modelldomänens ungefärliga mitten. Figuren visar att grundvattenflödet är riktat ner mot dalen som ligger i modellens mitt.



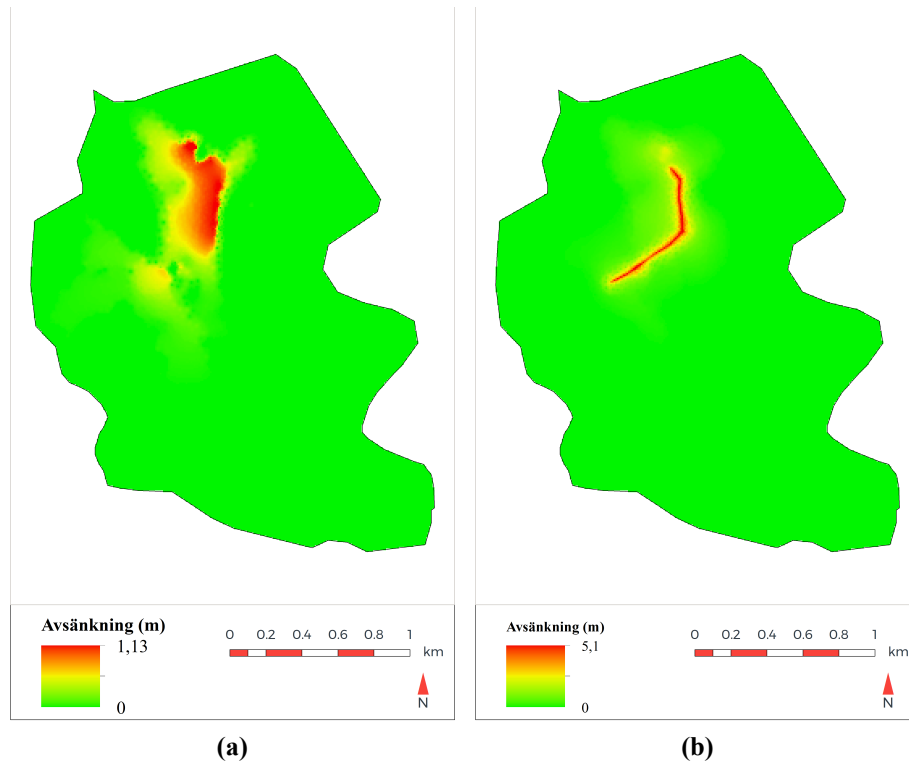
Figur 30: Tvärsnitt av referensmodellen som visar grundvattennivåns variation i x-riktning (väst-östlig riktning).

5.1.3 Vattenbalans

Grundvattenbildning över hela domänen utgjorde ett inflöde på cirka 89 mm/år. Den generella dränering som representerade mindre vattendrag och dränering i tätorten förde totalt bort 53 mm/år. Från randvillkoret som motsvarade Stockholmsåsen, en konstant grundvattennivå på ca 30 m.ö.h., skedde ett inflöde på ca 16 mm/år. Längs med Igelbäcken och i det sydöstra hörnet av modelldomänen simulerades ett utflöde på ca 52 mm/år.

5.2 TUNNELMODELL

Tunnelmodellen användes främst till att bestämma influensområde och därför redovisas inte dess grundvattennivåer utförligt. Figur 31 visar avsänkning i ett jordlager (lager 2) och ett berglager (lager 5) för ett inläckage på 0,05 l/min och m tunnel. Oavsett hur stort inläckage som simulerades var avsänkningens störst längs tunnelsträckningen och i det berglager där tunneln ligger. Avsänkningens storlek minskade med avstånd till tunnelsträckningen, både horisontellt och vertikalt.



Figur 31: Avsänkning vid inläckage på 0,05 l/min per m tunnel i (a) lager 2 och (b) lager 5.

5.3 SPRICKZONSMODELL

Sprickzonsmodellen utgörs av dels en egen referensmodell där endast den anslutande tunneln är representerad, dels en egen tunnelmodell där Kista VA-tunnel också finns representerad. I sprickzonsmodellens referensnivåer syns en avsänkning på grund av den anslutande tunnel som lades in. I sprickzonsmodellens resultat, med avseende på friktionsmateriallets avsänkning, då Kista VA-tunnel läggs in skiljer sig inte märkbart från det som simuleras i tunnelmodellen (utan sprickzon och anslutande tunnel).

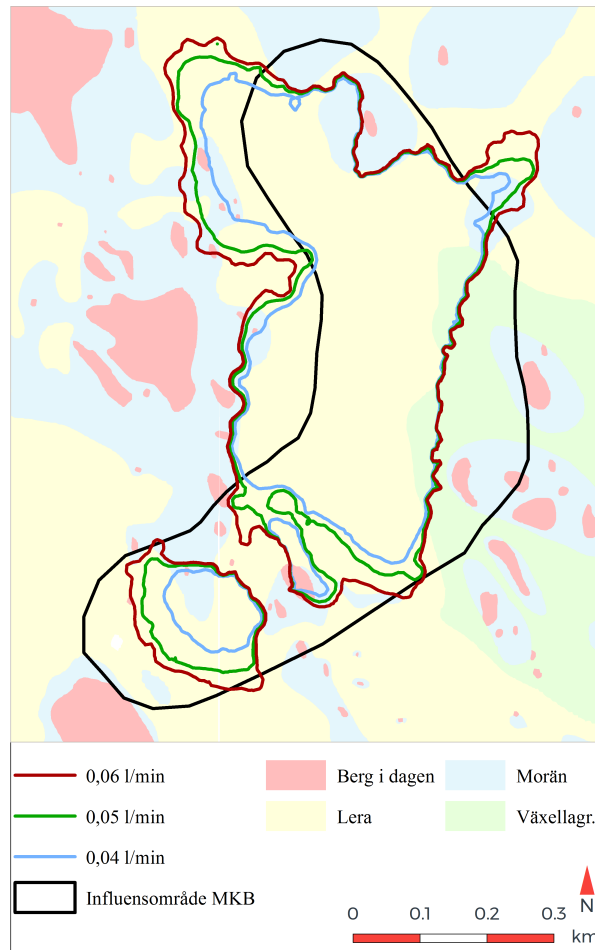
5.4 INFLUENSOMRÅDE

I tabell 7 visas influensområdets storlek för ett antal olika värden på inläckage i varje lager i den numeriska modellen. Generellt finns en trend i mindre influensområde för mindre inläckage samt ett större influensområde för djupare lager.

Tabell 7: Influensområdets storlek för olika värden på inläckage. Siffror under "Influensområde (m²)" motsvarar lager.

Inläckage (l/min och m)	Influensområde (m ²)						
	1	2	3	4	5	6	7
0,01	0	0	1050	2953	66172	64316	0
0,03	2501	150059	190852	215881	249818	271289	296809
0,04	4556	202812	250040	287091	310799	334262	378325
0,05	8515	245644	305325	352180	365399	391027	441857
0,06	15499	286056	350270	402247	412651	437756	497330

I figur 32 ses influensområde i lager 2 för inläckage mellan 0,04 och 0,06 l/min och m tunnel samt influensområde MKB. Resultatet visar att influensområdet i lager 2 minskar med ett minskat inläckage. Vid detta arbetets skrivande var medelvärdet av inläckage sedan januari 2018 0,05 l/min och m tunnel vilket innebär att influensområdet i lager 2 enligt den numeriska modellen bestämdes till cirka 24,6 ha.



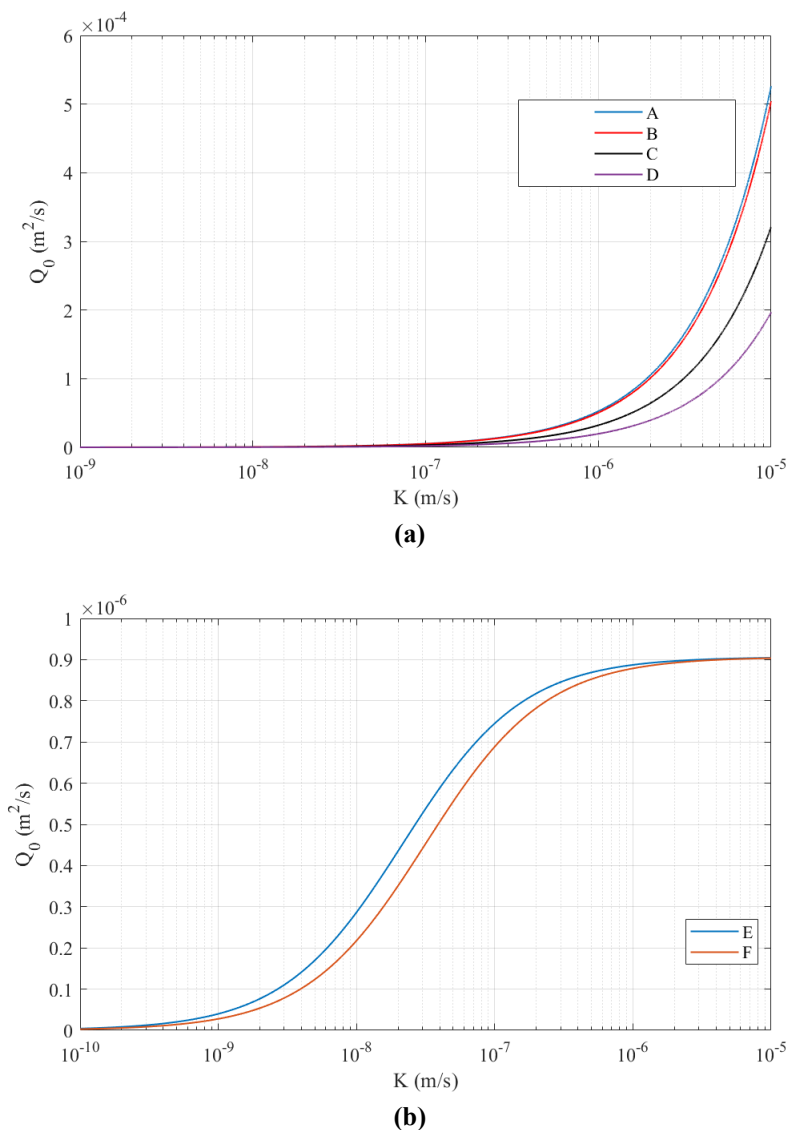
Figur 32: *Influensområde i lager 2 enligt numerisk modell för olika värden på inläckage samt influensområde MKB. ©Geoarkivet, Stockholm Stad*

Influensområde bestämdes även för sprickzonsmodellen med ett inläckage på 0,05 l/min och m tunnel men redovisas inte i figur 32 eftersom det inte syntes någon märkbar skillnad mellan influensområdena.

5.5 JÄMFÖRELSE AV ANALYTISKA METODER FÖR INLÄCKAGE

I figur 33 ses inläckage (per tunnellängd) som en funktion av hydraulisk konduktivitet. Enligt samtliga modeller ökar inläckage med ökad konduktivitet. I figur 33a ses ingen märkbar skillnad för konduktiviteter under $5 \cdot 10^{-8}$ m/s, men för en konduktivitet på $5 \cdot 10^{-7}$ m/s skiljer sig inläckage med en faktor 3. Lei (1999) med en skin factor uppskattar lägst inläckage oavsett hydraulisk konduktivitet. Figur 33b visar en jämförelse mellan de två modeller som innehåller parametrar för att representera en tätskärm. Båda modeller uppskattar ett lägre inläckage än de modeller utan parametrar för tätskärm. I modellen

som bör användas för djupa bergförlagda tunnlar skattas ett lägre inläckage än i modellen som bör användas för ytligare förlagda tunnlar.



Figur 33: Jämförelse av analytiska metoder för att bestämma inläckage som funktion av hydraulisk konduktivitet. Både metoder utan tätskärm (a) och med tätskärm (b) jämfördes.

6 DISKUSSION

6.1 GRUNDVATTENNIVÅER

Efter kalibrering av referensmodellen erhöles en genomsnittlig residual på 0,5 m om missvisande observationsdata exkluderades. I tunnelsträckningens norra och mittersta del uppnåddes en bättre passning än mot grundvattenrör i tunnelsträckningens södra del samt mot de två grundvattenrör som ligger cirka 600 respektive 700 m från tunnelsträckningen. Detta kan bero på lokala geologiska förutsättningar som inte representerades i modellen, t.ex. att hydraulisk konduktivitet i friktionsmaterialet varierar i området eller att det randvillkor som representerade ett utflöde vidare mot Edsviken skapar för höga grundvattennivåer. I tunnelsträckningens södra del varierar

topografi och förekomst av hårdgjorda ytor mycket på en liten yta vilket inte representerades i modellen. Ett sätt att förbättra modellen är att vidare undersöka dräneringssystem, förekomst av infiltrationsbrunnar och befintliga tunnlar samt representera dessa korrekt i modellen. I det här arbetet fanns inte tid för att skapa en så pass detaljerad modell.

Vattenbalansen visade att den generella dräneringen förde bort cirka 53 mm/år vilket kan jämföras med den totala grundvattenbildning i domänen på 89 mm/år. I tunnelns MKB uppskattas grundvattenbildning till 50 mm/år i lerområden och 210 mm/år i moränområden. Där nämns också att det troligtvis finns en minskad effektiv grundvattenbildning på grund av hårdgjorda ytor i området (SWECO, 2011). Grundvattenbildningen som sker i modellen bedöms därför som rimlig. Exakt grundvattenbildning är svårt att bestämma, framför allt i urbana områden (Anderson m. fl., 2015).

I samband med tunneldrivningens färdigställande och övergång till driftskede av tunneln görs med jämna mellanrum påverkansanalyser. Analysen utförs sådan att grundvattennivåer i grundvattenrör längs med tunnelsträckningen jämförs med grundvattennivåer i ett referensrör som är opåverkad av tunnlar i området. I en sådan påverkansanalys har det framkommit att det finns påverkade grundvattenrör längs tunnelsträckningen men att det endast har skett en mindre avsänkning (mindre än 0,3 m) i grundvattenrör runt om tunnelsträckningen. Påverkansanalys på det här sättet skulle kunna vara en metod för att validera tunnelmodellen och eventuellt justera referensmodellen. I det här arbetet utfördes ingen påverkansanalys med anledning av tidsbrist men är något som troligtvis kommer att göras i framtiden av tillsynsmyndigheten eller verksamhetsutövaren.

6.2 INFLUENSOMRÅDE

Hur influensområdet definieras varierar mellan tunneldrivningsprojekt, mest beroende på vilken typ av riskobjekt som finns i området. Influensområde i friktionsmaterialet var i det här fallet mest intressant eftersom tunneln ligger under Kista tätort som vilar på mäktiga lerlager. En avsänkning i det undre magasinet skapar risk för sättning i leran och påverkar framför allt ett antal sättning känsliga byggnader som identifierats i närheten av tunnelsträckningen (SWECO, 2011).

Influensområdet i lager 1 var framför allt begränsat till områden i lager 1 där friktionsmaterialet var i marknivå eller områden med berg i dagen. Detta är rimligt eftersom friktionsmaterialet i lager 1 och 2 utgör ett enhetligt grundvattenmagasin sådan att påverkan sker i båda lager. Influensområdet i lager 2 var inte en kontinuerlig yta utan bestod av en större nordlig och betydligt mindre sydlig del. Detta beror på att det i tunnelsträckningens södra del, i området där det inte syns ett influensområde, är låga grundvattennivåer i referensmodellen. När tunneln lades in och dränerade sjunker grundvattennivåer ytterligare och sammanfaller i princip med friktionsmaterialets underkant. Avsänkning var mindre än 0,3 m eftersom både referens- och tunnelmodellens grundvattennivåer var låga, men i praktiken är det viktigt att komma ihåg att området troligtvis är torrt (omättat) under stora delar av året vilket nämns i

tunneldrivnings förstudie. Området är också identifierat i samband med MKB att utgöra en gräns mellan två i praktiken skilda grundvattenmagasin (SWECO, 2011).

Influensområdet som bestämdes med den numeriska modellen skiljer sig från influensområde MKB som togs fram med hjälp av en vattenbalans. Numeriska modellens resultat visar att tunnelns influensområde är begränsat österut på grund av goda grundvattenbildningsmöjligheter och en hydraulisk gräns i form av höglänta områden. Detta nämns i tunnelns MKB även om ingen hänsyn tas till det vid uppskattning av influensområdet (SWECO, 2011). Västerut är influensområdet som bestämdes med numerisk modell större på grund av en avsaknad av grundvattenbildningsområden. Under arbetets tid finns anledning att tro att grundvattenrör 14GW04, som ligger i västra randen av influensområde MKB, är påverkat av Kista VA-tunnel. Om grundvattenrör 14GW04 har statistiskt säkerställt minskande nivåer är det inte orimligt att influensområdet sträcker sig så långt västerut som numeriska modellen visar.

I referens- och tunnelmodellerna är bergmassan modellerad som homogen och isotrop vilket innebär att influensområdets utbredning inte varierar längs tunnelsträckningen som i lager 1 och lager 2. Avsänkning i berg är kopplat till problematik för energi- och dricksvattenbunnar vilket inte påvisats i närheten av tunnelsträckningen. Influensområdet i berg är större än det som ses i friktionsmaterialet eftersom tunneln är förlagd i berg. I vissa fall används därför en avsänkingsgräns på 1 m för influensområde i berg (Stockholms Läns Landsting, 2016).

Resultaten visar att storleken på influensområdet i friktionsmaterialet är känsligt för förändringar i inläckage. Relativt ett inläckage på 0,05 l/min och m tunnel innebär en ökning och sänkning av inläckage med 0,01 l/min och m tunnel att influensområdet blir ca 19% större respektive mindre. För samma resonemang för lager 1 innebär det att influensområdet blir 82% större respektive 46% mindre.

Sprickzonsmodellen som innehåller sprickzoner och även påverkan från den sedan tidigare befintliga VA-tunnel som Kista VA-tunnel ansluter till, visade sig enligt modellen inte påverka influensområdet från Kista VA-tunnel märkbart. Detta beror troligtvis på att den anslutande tunneln antogs vara djupt förlagd och påverkar därför framför allt grundvattennivåer i berg och inte i friktionsmaterialet. Vid ett större inläckage än 0,05 l/min och m tunnel kan det förväntas att sprickzoner spelar en större roll eftersom de kan uppträda som högkonduktiva ledare mellan en läckande bergförlagd tunnel och friktionsmaterial. En större hydraulisk kontakt mellan jordlager och berg innebär att den bergförlagda tunneln eventuellt då kan ha en större påverkan (och därmed större influensområde) i ovanförliggande jordlager (Gustafson och Walke, 2012).

6.3 JÄMFÖRELSE AV METODER FÖR ATT BESTÄMMA INLÄCKAGE

I arbetets tidiga skede förväntades en direkt jämförelse kunna göras mellan influensområde framtaget med analytisk respektive numerisk modell. I samband med litteraturstudien undersöktes främst analytiska modeller för att beräkna inläckage och inte metoder för att direkt uppskatta storleken av ett influensområde. I förstudier till

tunneldrivningsprojekt är en uppskattning av inläckage mer relevant än en uppskattning av influensområde (Coli och Pinzani, 2014). Detta arbetet visar dock att influensområdets storlek är tätt kopplat till storleken på inläckage vilket innebär att osäkerheter i uppskattning av inläckage skapar osäkerheter i ett uppskattat influensområde. Detta sker eftersom det inläckage som uppskattades vid tunneldrivning används i ett senare skede då influensområde ska uppskattas, men innehåller vid det skedet inte lika mycket diskussion kring vilka osäkerheter som är förknippade med det uppskattade värdet.

Vidare visar detta arbete att ett uppskattat inläckage kan variera med en faktor 3 mellan olika analytiska modeller. Ett 3 gånger så stort inläckage ger stor påverkan på influensområdets utbredning, framför allt om en enklare vattenbalans används för att uppskatta influensområdet. Ett sätt att bedöma influensområde är därför att simulera ett antal olika värden på inläckage för att skapa en bild av hur influensområdets storlek beror på inläckaget. Om det finns riskobjekt i närhet av ett influensområde framtagit med ett underskattat inläckage kan risk uppstå om det visar sig uppstå ett större inläckage.

I fallet Kista VA-tunnel användes en analytisk modell för att ställa krav på inläckage vilket hittills överskridits. Samtidigt visar detta arbete att influensområdet troligtvis är mindre i vissa riktningar och större i vissa riktningar i jämförelse med det influensområde som togs fram i MKB. Analytiska modeller bör därför inte användas för att ställa direkta krav på inläckage utan istället användas för att ge en fingervisning om vilket inläckage som kan förväntas.

6.4 MODELLOSÄKERHETER

Förutom numeriska osäkerheter i programvaran som användes kan modellosäkerheter delas in i 1) osäkerheter i observerade data, 2) parameterosäkerheter, 3) osäkerheter i modellstruktur och 4) osäkerheter i skalproblem (Anderson m. fl., 2015). I följande avsnitt diskuteras framför allt de tre sistnämnda osäkerheterna.

I den geologiska modellen är antagandet om att friktionsmaterialet utgör 20% av jorddjupet baserat på en översiktlig trend i jordlagertolkningar. Jordlagertolkningar är utförda i ett litet område precis intill tunnelsträckningen vilket innebär att det i övriga delar av modellen är ett antagande utan underlag. I grundvattenmodellen styrs grundvattenflödet av bl.a. transmissiviteten som är en produkt av konduktivitet och mäktighet vilket innebär att friktionsmaterialets mäktighet direkt påverkar simulerade grundvattennivåer. I samband med kalibrering av referensmodellen krävdes en ökning av friktionsmaterialets, i det här fallet sandig morän, hydrauliska konduktivitet för att minska residualer. Även om det är möjligt att moränens faktiska hydrauliska konduktivitet är i närheten av det som bestämdes i den numeriska modellen finns det en risk att konduktiviteten är överskattad och mäktigheten i friktionsmaterialet underskattad. Storleken på influensområdet kan påverkas av mäktigheten eftersom det i ett mindre mäktigt lager finns en mindre mängd vatten som kan kompensera för inläckaget av grundvatten till tunneln. Ett annat resultat av samma antagande är att friktionsmaterialet är ett kontinuerligt lager över hela modelldomänen. Detta gjordes avsiktligt för att kunna skapa ett undre magasin som flödar ner i dalen och mot

Igelbäcken. I praktiken är det möjligt att friktionsmaterialet inte är kontinuerligt och istället utgörs av mindre delmagasin. Antagligen finns dock ett kontinuerligt undre magasin av friktionsmaterial i området nära tunnelsträckningen vilket innebär att influensområdets storlek inte bör påverkas av antagandet.

I grundvattenmodellen finns ytterligare osäkerheter. En generell dränering implementerades i modellen för att representera både dräneringssystem och mindre diken som förekommer i området. Dräneringen undersöktes inte utförligt utan dess konduktivitet (och därmed effektivitet) ökades sådan att rimliga grundvattennivåer erhöles i det översta lagret. Ett annat sätt är att helt ta bort grundvattenbildning, eller drastiskt minska, för att uppnå rimliga grundvattennivåer. Konceptuellt innebär det två skilda tankesätt: 1) i ett system med dränering antas att det över hela modelldomänen infiltrerar men att grundvattenbildningen utgörs av skillnaden mellan det som dräneras och mängden vatten som infiltrerar, 2) i ett system utan dränering minskas istället mängden vatten som infiltrerar och motsvarar då mer direkt grundvattenbildningen. Hurvida ett tillvägagångssätt är mer korrekt än det andra ligger utanför det här arbetets syfte och influensområdets storlek i friktionsmaterialet bedöms inte påverkas av dräneringen i lager 1. Som påpekats i kalibreringsprocessen är grundvattenmodellens simulerade nivåer avsevärt högre än observerade nivåer i tunnelsträckningens södra del. Troligtvis är detta på grund av inläckage till den tunneln som Kista VA-tunnel ansluter till och delvis därför utvecklades sprickzonsmodellen. Sprickzonsmodellens influensområde i friktionsmaterialet är i princip identisk med tunnelmodellens influensområde vilket kan tolkas som att de höga residualerna i tunnelsträckningens södra del inte påverkar influensområdets utbredning. Hänsyn har heller inte tagits till den infiltrationsanläggning som finns i området, och det är oklart om anläggningen fortfarande är igång idag och var den ligger.

7 SLUTSATSER

- Kista VA-tunnels influensområde under ett inläckage på 0,05 l/min och m tunnel är cirka 24,6 ha stort i det undre magasinet.
- Kista VA-tunnels influensområdes utbredning västerut och söderut beror på inläckagets storlek. I det undre magasinet innebär en förändring i inläckage med 0,01 l/min och m tunnel en förändring i influensområdets utbredning på cirka 19%.
- Analytiska modeller för att uppskatta inläckage i en bergförlagd tunnel kan utifrån samma parametervärden variera i deras skattning med en faktor 3.
- I samband med en uppskattning av influensområde bör hänsyn tas till att ett uppskattat inläckage innehåller osäkerheter, detta kan göras genom att simulera eller konceptualisera ett antal olika värden med avseende på inläckage.

REFERENSER PUBLICERAT MATERIAL

- Anderson, M. P., W. W. Woessner och R. J. Hunt (2015). *Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport*. Second edition. OCLC: ocn921253555. London ; San Diego, CA: Academic Press. ISBN: 978-0-12-058103-0.
- Berggren, M (1998). *Hydraulic Conductivity in Swedish Bedrock Estimated by Means of Geostatistics*. Thesis Report Series 1998:9. Uppsala: Kungliga Tekniska Högskolan.
- Calderhead, A.I., R. Therrien, A. Rivera, R. Martel och J. Garfias (2011). "Simulating Pumping-Induced Regional Land Subsidence with the Use of InSAR and Field Data in the Toluca Valley, Mexico". *Advances in Water Resources* 34.1, s. 83–97. DOI: 10.1016/j.adwatres.2010.09.017.
- Cesano, D., B. Olofsson och A. C. Bagtzoglou (2000). "Parameters Regulating Groundwater Inflows into Hard Rock Tunnels—a Statistical Study of the Bolmen Tunnel in Southern Sweden". *Tunnelling and Underground Space Technology incorporating Trenchless Technology Research* 15.2, s. 153–165. DOI: 10.1016/S0886-7798(00)00043-2.
- Coli, M. och A. Pinzani (2014). "Tunnelling and Hydrogeological Issues: A Short Review of the Current State of the Art". *Rock Mechanics and Rock Engineering* 47.3, s. 839–851. DOI: 10.1007/s00603-012-0319-x.
- Domenico P, A. och F. W. Schwartz (1998). *Physical and Chemical Hydrogeology*. Vol. 506. Wiley New York.
- Ejerholm, K. G., P. L. Svensson och B. Spångberg (1982). *Infiltrationstunnel i Kista*. Vol. 1982:74. Rapport / Byggnadsforskningsrådet. Statens råd för byggnadsforskning. ISBN: 978-91-540-3736-0.
- El Tani, M. (2003). "Circular Tunnel in a Semi-Infinite Aquifer". *Tunnelling and Underground Space Technology* 18.1, s. 49–55. DOI: 10.1016/S0886-7798(02)00102-5.
- Eriksson, M. och H. Stille (2005). *Cementinjektering i hårt berg*. OCLC: 185154331. Stockholm: Stiftelsen Svensk bergteknisk forskning (SveBeFo). ISBN: 978-91-631-6632-7.
- Font-Capó, Jordi, E. Vázquez-Suñé, J. Carrera, D. Martí, R. Carbonell och A. Pérez-Estaun (2011). "Groundwater Inflow Prediction in Urban Tunneling with a Tunnel Boring Machine (TBM)". *Engineering Geology* 121.1-2, s. 46–54. DOI: 10.1016/j.enggeo.2011.04.012.
- Freeze, R. A. och J. A. Cherry (1979). *Groundwater*. Englewood Cliffs, N.J: Prentice-Hall. ISBN: 978-0-13-365312-0.
- Gao, H (2011). "Groundwater Modeling for Flow Systems with Complex Geological and Hydrogeological Conditions". *Procedia Earth and Planetary Science* 3, s. 23–28. DOI: 10.1016/j.proeps.2011.09.061.
- Goodman, R. E., D. G. Moye, A. Van Schalkwyk och I. Javandel (1964). *Ground Water Inflows during Tunnel Driving*. College of Engineering, University of California.
- Gustafson, G. och L. Walke (2012). *Hydrogeology for Rock Engineers*. OCLC: 861500056. Stockholm: BeFo. ISBN: 978-91-637-0877-0.
- Harbaugh, A. W. (2005). *MODFLOW-2005, the US Geological Survey Modular Ground-Water Model: The Ground-Water Flow Process*. US Department of the Interior, US Geological Survey Reston, VA, USA.

- Holmøy, K. H. och B. Nilsen (2014). "Significance of Geological Parameters for Predicting Water Inflow in Hard Rock Tunnels". *Rock Mechanics and Rock Engineering* 47.3, s. 853–868. DOI: 10.1007/s00603-013-0384-9.
- Knutsson, G. och C. Morfeldt (2002). *Grundvatten: teori & tillämpning*. OCLC: 186244172. Stockholm: Svensk byggtjänst. ISBN: 978-91-7332-972-9.
- Krčmář, D. och O. Sracek (2014). "MODFLOW-USG: The New Possibilities in Mine Hydrogeology Modelling (or What Is Not Written in the Manuals)". *Mine Water and the Environment* 33.4, s. 376–383. DOI: 10.1007/s10230-014-0273-9.
- Larsson, R (2008). *Jords Egenskaper*. Tekn. rapport. Linköping: Statens Geotekniska Institut.
- Lee, J. Y., M. J. Yi, S. H. Moon, M. Cho, J. H. Won, K. H. Ahn och J. M. Lee (2007). "Causes of the Changes in Groundwater Levels at Daegu, Korea: The Effect of Subway Excavations". *Bulletin of Engineering Geology and the Environment* 66.3, s. 251–258. DOI: 10.1007/s10064-006-0074-x.
- Lei, S. (1999). "An Analytical Solution for Steady Flow into a Tunnel". *Ground Water* 37.1, s. 23.
- Mabee, S. B., P. J. Curry och K. C. Hardcastle (2002). "Correlation of Lineaments to Ground Water Inflows in a Bedrock Tunnel". *Ground Water* 40.1, s. 37.
- Mahmoudpour, M., M. Khamchian, M. R. Nikudel och M. R. Ghassemi (2016). "Numerical Simulation and Prediction of Regional Land Subsidence Caused by Groundwater Exploitation in the Southwest Plain of Tehran, Iran". *Engineering Geology* 201, s. 6–28. DOI: 10.1016/j.enggeo.2015.12.004.
- Matheron, G (1967). "Eléments Pour Une Théorie Des Milieux Poreux".
- McCallum, J., C. T. Simmons, D. Mallants och O. Batelaan (2016). "Simulating the Groundwater Flow Dynamics of Fault Zones MODFLOW Un-Structured Grid: A Comparison of Methods for Representing Fault Properties and a Regional Implementation". DOI: 10.13140/rg.2.2.24875.34085.
- Mei, G (2014). "Summary on Several Key Techniques in 3D Geological Modeling". *The Scientific World Journal* 2014, s. 1–11. DOI: 10.1155/2014/723832.
- Naturvårdsverket (1997). *Grundvattenströmning i kristallint berg*. OCLC: 925666950. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN: 978-91-620-4818-1.
- Nikvar Hassani, A., H. Farhadian och H. Katibeh (2018). "A Comparative Study on Evaluation of Steady-State Groundwater Inflow into a Circular Shallow Tunnel". *Tunnelling and Underground Space Technology* 73, s. 15–25. DOI: 10.1016/j.tust.2017.11.019.
- Ochmański, M. (2018). "Long-Term Settlement Induced by EPB Tunnelling Studied with Numerical Simulations". *Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGGW. Land Reclamation* 50.2, s. 139–157. DOI: 10.2478/ssggw-2018-0012.
- Palmström, A. och H. Stille (2015). *Rock Engineering*. 2 ed. OCLC: 935630942. London: ICE-Publ., a division of Thomas Telford Ltd. ISBN: 978-0-7277-5995-5.
- Panday, S., C. D. Langevin, R. G. Niswonger, M. Ibaraki och J. D. Hughes (2015). *MODFLOW-USG*. DOI: 10.5066/F7R20ZFJ.
- Reem, D. (2009). "An Algorithm for Computing Voronoi Diagrams of General Generators in General Normed Spaces". *2009 Sixth International Symposium on Voronoi Diagrams*. Copenhagen, Denmark: IEEE, s. 144–152. ISBN: 978-1-4244-4769-5. DOI: 10.1109/ISVD.2009.23.

- Schwarz, L., I. Reichl, H. Kirschner och K. P. Robl (2006). "Risks and Hazards Caused by Groundwater during Tunnelling: Geotechnical Solutions Used as Demonstrated by Recent Examples from Tyrol, Austria". *Environmental Geology* 49.6, s. 858–864. DOI: 10.1007/s00254-006-0181-9.
- Straskraba, V. (1983). "Ground-Water as a Nuisance". *GeoJournal* 7.5, s. 445–452.
- Trafikverket (2016). *Tågtunnlarna genom Hallandsås - omgivningspåverkan*. OCLC: 1001708650. Trafikverket. ISBN: 978-91-7467-973-1.
- Tseng, Dar-Jen, Bin-Ru Tsai och Lung-Chen Chang (2001). "A Case Study on Ground Treatment for a Rock Tunnel with High Groundwater Ingression in Taiwan". *Tunnelling and Underground Space Technology* 16.3, s. 175–183. DOI: 10.1016/S0886-7798(01)00055-4.
- Varol, A. och S. Dalgıç (2006). "Grouting Applications in the Istanbul Metro, Turkey". *Tunnelling and Underground Space Technology* 21.6, s. 602–612. DOI: 10.1016/j.tust.2005.11.002.
- Xia, Q., M. Xu, H. Zhang, Q. Zhang och X. Xiao (2018). "A Dynamic Modeling Approach to Simulate Groundwater Discharges into a Tunnel from Typical Heterogenous Geological Media during Continuing Excavation". *KSCE Journal of Civil Engineering* 22.1, s. 341–350. DOI: 10.1007/s12205-017-0668-9.
- Zarei, H. R., A. Uromeihy och M. Sharifzadeh (2011). "Evaluation of High Local Groundwater Inflow to a Rock Tunnel by Characterization of Geological Features". *Tunnelling and Underground Space Technology incorporating Trenchless Technology Research* 26.2, s. 364–373. DOI: 10.1016/j.tust.2010.11.007.

OPUBLICERAT MATERIAL

- WSP (2018). *PM Utvärdering av omgivningspåverkan från Kista Science City VA-tunnel*.
- SWECO (2011). *Tekniskt PM Hydrogeologi - underlag för MKB, VA-tunnel Kista Science City*.
- Stockholms Läns Landsting (2016). *Miljöprovning för tunnelbana från Akalla till Barkarby station - Tekniskt PM Hydrogeologi*.