

MSc Thesis, 30 ECTS
ISRN LUTVDG / (TVTG-5129) / 1-87 /(2013)

Grundvattenmodellering av Nässjö bangård

Avsänkning, föroreningstransport och
jämförelse av två modelleringsprogram

Anna Gjörup och Per-Ivar Olsson

Teknisk geologi
Lunds Tekniska Högskola
Lunds Universitet



Thesis work for Master of Science 30 ECTS
Environmental Engineering

Grundvattenmodellering av Nässjö bangård

**Avsänkning, föroreningstransport och jämförelse av två
modelleringsprogram**

Groundwater modeling of Nässjö railway yard

**Changes in groundwater level, contaminant transport and
comparison of two modeling software**

Anna Gjörup och Per-Ivar Olsson

Teknisk Geologi/Engineering Geology
Lunds Tekniska Högskola/Faculty of Engineering
Lunds Universitet/Lund University

Lund 2013

Handledare/Supervisors:

Gerhard Barmen, Teknisk Geologi

Sandra Martinson, Tyréns AB

Bertil Sundlöf, Tyréns AB

Examinator/Examiner

Jan-Erik Rosberg, Teknisk Geologi

Författare:

Anna Gjörup, 1985 –

Per-Ivar Olsson, 1987 –

Titel:

Grundvattenmodellering av Nässjö bangård -

Avsänkning, föroreningstransport och jämförelse av två modelleringsprogram

Title:

Groundwater modeling of Nässjö railway yard -

Changes in groundwater level, contaminant transport and comparison of two modeling software

77 sidor + 9 bilagor (10 Sidor)

46 figurer

12 tabeller

Förord

Detta examensarbete avslutar våra studier på civilingenjörsutbildningen i ekosystemteknik vid Lunds tekniska högskola (LTH). Examensarbetet, som motsvarar 30 högskolepoäng, har genomförts under vårterminen 2013 på Tyréns AB och Teknisk geologi på LTH.

Vi vill speciellt tacka vår handledare Gerhard Barmen på LTH som alltid tagit sig tid att svara på frågor och komma med synpunkter på vårt arbete. Vi vill rikta ett lika stort tack till våra handledare på Tyréns AB, Bertil Sundlöf och Sandra Martinsson, för att de varit tillgängliga, hjälpsamma och tålmodiga.

Ett varmt tack också till alla på geoavdelningen på Tyréns AB i Kristianstad och Malmö för att de fått oss att känna oss välkomna och gjort vår exjobbperiod både roligare och intressantare.

Utan indata hade det varit omöjligt att genomföra modelleringen. Därför vill vi tacka Göran Leiner på Nässjö kommun som tillhandahöll höjddata för modellområdet samt Göran Strand och David Karlsson på Nässjö Affärsverk AB som försåg oss med vattennivåer för Nässjöån och nederbördsdata.

Lund, juni 2013

Anna Gjörup
Per-Ivar Olsson

Abstract

A facility for preservation of wooden rail road sleepers has been operating at the railway yard in Nässjö between 1918 and 2005. The main preservative used at the site was creosote which contains polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) that can be harmful to humans and the environment. The soil at the railway yard is due to these activities heavily polluted and the Swedish Transport Administration (Trafikverket) has decided that an environmental remediation is to be conducted. Tyréns AB has investigated the site and compiled background material for the remediation.

The remediation of the site will be carried out by excavation which will require a lowering of the groundwater table. The aim of this thesis is to create groundwater models in two different software, Feflow and Microfem, which describe the hydrogeological situation at the site. These models are used to simulate the area of influence of the lowering of the groundwater and the Feflow model is besides this used to study the contaminant transport. The purpose was also to compare the results of the two models and earlier performed assessments and to evaluate the usability of the modeling programs.

Within the railway yard the average absolute difference between modeled and observed values is about 0.2 meters. The resulting simulated groundwater levels are similar in the two models even though their construction differs in some aspects. In most parts of the model the difference between the Microfem and Feflow result is less than half of a meter. The sensitivity analysis also indicates that the models are alike and that they in general are sensitive to the same parameters.

The simulations of the lowering of the groundwater table gave similar results in both models but the affected area was a bit larger in Microfem. Since earlier assessments do not include all excavations it is difficult to compare them with the results of the simulations. However the extensions of the effects coincide quite well in general but the area where the depression of groundwater is greater than one meter was smaller in the simulations.

The spreading of naphthalene, one of the components of creosote, was simulated to give an example of the contaminant transport at the site. Since the degradation rate of naphthalene is relatively high the simulated spreading was limited even though the extension of and the concentration at the source was modeled as a worst case scenario. The modeling of contaminant transport contains several uncertainties and the model is neither calibrated nor verified.

The model could have been improved by more field investigations focused on the parameters shown to be most important by the sensitivity analysis: recharge, water level at Höregölen and properties of the zone of fractured rock between soil and relatively solid bedrock.

Both programs have their advantages and disadvantages concerning usability. In general the experience in this project was that Microfem was more stable and the construction of the finite element grid was easier. It was easier to share information with other programs in Feflow which made it easier to set up the model. Another difference between the software is that Feflow has additional and more flexible possibilities for visualization.

Keywords: Groundwater, modeling, lowering of groundwater, contaminant transport, creosote, Feflow, Microfem, Nässjö

Sammanfattning

På bangården i Nässjö har det mellan 1918 och 2005 legat en impregneringsanläggning för järnvägsslipers. Som impregneringsmedel användes främst kreosotolja vilket innehåller polycykliska aromatiska kolväten (PAH) som kan vara skadliga för människa och natur. Marken på bangården är nu kraftigt förorenad och ska därför saneras. Tyréns AB har på uppdrag av Trafikverket tagit fram ett förfrågningsunderlag för saneringen som ska ske genom schaktning vilket kommer att kräva en sänkning av grundvattenytan. Det här examensarbetet har gått ut på att göra en grundvattenmodellering av bangården i två olika programvaror, Feflow och Microfem, med målet att få ökad kunskap om avsänkningens utbredning och dessutom i Feflow studera föroreningstransporten. Syftet är också att jämföra resultaten mellan de båda programmen och med tidigare gjorda bedömningar samt utvärdera programvarornas användbarhet.

Trots att modelluppbyggnaden är något olika i de två använda programvarorna skiljer sig de resulterande grundvattennivåerna relativt lite åt. I merparten av modellområdet är skillnaden mindre än en halv meter. Inom bangården är avvikelserna i modellerna från observerade värden i genomsnitt ungefär 0,2 meter. Känslighetsanalysen som genomförts för båda modellerna visar också på stora likheter i resultaten och att modellerna är ungefär lika känsliga för förändring av samma parameter.

Simuleringen av grundvattenavsänkningen gav också liknande resultat i de båda modellerna även om påverkansområdet generellt blev större i Microfem. Då de tidigare bedömningarna inte tar hänsyn till alla schakt på en gång är det svårt att jämföra dem rakt av med simuleringarna men överlag överensstämmer avsänkningens påverkansområde ganska väl. Området där påverkan är större än en meter blev dock mindre vid simuleringen.

Föroreningsmodelleringen i det här projektet innehåller en rad osäkerheter och modellen är varken kalibrerad eller verifierad. Den förorening som användes för modelleringen är naftalen, ett av de många ämnen som ingår i kreosotolja. Eftersom naftalen har en relativt hög nedbrytningshastighet blev den modellerade spridningen mycket begränsad även om antaganden angående föroreningens utbredning och koncentration vid källan valdes som ett värsta tänkbart scenario.

Modellen hade kunnat göras mer tillförlitlig med hjälp av fler fältundersökningar med fokus på de parametrar som känslighetsanalysen pekar ut som viktigast, det vill säga nybildning, Höregölens nivå och krosszonens mäktighet och hydrauliska konduktivitet.

Utvärderingen av de båda programvarornas användbarhet visade att båda programmen har sina för- och nackdelar. Generellt kan man säga att Microfem upplevdes som mer driftsäkerhet än Feflow och att uppbyggnaden av finita elementnät kändes enklare. I Feflow var det lättare att dela och ta emot information från andra program vilket underlättade modelluppbyggandet. En annan stor skillnad som upplevdes mellan programmen är att visualiseringsmöjligheterna skiljer sig åt där Feflow har många fler och flexibla möjligheter än Microfem.

Nyckelord: grundvatten, modellering, avsänkning, föroreningstransport, kreosot, Feflow, Microfem, Nässjö

Figurförteckning

Figur 2-1 Orienteringskarta över Nässjö med omnejd. Rektanglarna visar urvalet för kartor (O1 och O2) i rapporten. Bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.	4
Figur 2-2 Topografi i det aktuella området med en meter ekvidistans, bangården är markerad med röd polygon. Bilden visar en sammanställning av höjddata från Nässjö kommun, inmätningar av impregneringsområdet genomförda av Tyréns samt i nordvästra hörnet av området höjddata från Lantmäteriet. Kartområde O1, se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.	5
Figur 2-3 Planerad schaktutbredning. Kartområde O2, se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.	6
Figur 2-4 Planerade schaktområden. Kartområde O2, se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.	7
Figur 3-1 En tänkt kub, utskuren ur ett poröst material.	10
Figur 4-1 Modelleringsdelsteg. Modelleringsflödet är inte alltid enkelriktat, man kan efter varje steg behöva gå tillbaka till tidigare moment för att göra förbättringar eller rätta till felaktigheter. Fritt efter Andersson & Woessner, 1992.	15
Figur 4-2 Egenskaper från verkligheten med olika relevans för den undersökta situationen inkorporeras i modellen. Fritt efter (Cameron <i>et al.</i> , 2001).	16
Figur 4-3 Exempel på ett finita elementnät med varierande elementstorlek, en nod och ett element är markerad.	17
Figur 5-1 Modellområdets gränser och nummer med hänvisning till randvillkor. Kartområde O1, se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.	22
Figur 5-2 Jordarter för det aktuella området enligt SGUs kartering, modellområdet är markerat med grå linje. Kartområde O1, se Figur 2-1, © Sveriges geologiska undersökning, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.	24
Figur 5-3 Områdesindelning för hydraulisk konduktivitet, konduktivitetsintervall för de olika områdena återfinns Bilaga 11.7. Kartområde O1, se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.	25
Figur 5-4 Orienteringskarta för impregneringsområdet med dräneringsledning, kulvert, modellgränser, impregneringsområde och infiltrationsanläggning. Kartområde O2 se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.	26
Figur 5-5 Profil för konceptuell jordlagerföljd med tre olika lagerföljder: A, B och C. Figuren är tänkt att visa lagerföljden för en profil som går över impregneringsområdet och i nordöstlig riktning upp mot Höregölen. Figuren är inte skalenlig.	27
Figur 5-6 Översikt av simuleringstid och den tid då reningsverket samt impregneringsanläggningen är i bruk.	28
Figur 6-1 Placering och benämning av observationspunkterna. Kartområde O2, se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.	31
Figur 6-2 Grundvattenpotential inom modellområdet för den kalibrerade modellen, områden med grundvattenpotential över markytan är indikerade som meter över markytan (se teckenförklaring). Kartområde O1, se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.	33
Figur 6-3 Skillnad mellan modellerad och observerad grundvattenpotential i observationspunkterna i den kalibrerade Feflow-modellen för kalibreringsåren 2008, 2010 och 2012 som funktion av den observerade grundvattenpotentialen.	34
Figur 6-4 Medelvärdet av absolutbeloppet av grundvattenpotentialens förändring i observationspunkterna i modellen som funktion av den absoluta parameterförändringen i Feflow-modellen.	36
Figur 6-5 Medelvärdet av absolutbeloppet av grundvattenpotentialens förändring i observationspunkterna som funktion av den procentuella parameterförändringen i Feflow.	36
Figur 6-6 Medelvärdet av grundvattenpotentialens förändring i observationspunkterna som funktion av den absoluta parameterförändringen i Feflow-modellen.	38
Figur 6-7 Medelvärdet av grundvattenpotentialens förändring i observationspunkterna som funktion av den procentuella parameterförändringen i Feflow-modellen.	38
Figur 6-8 Skillnad mellan modellerad och observerad grundvattenpotential i observationspunkterna för valideringsåren 2009 och 2011 som funktion av den observerade grundvattenpotentialen.	39
Figur 7-1 Geometri och områdesindelning i Microfem-modellen. Kartområde O1, se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.	41
Figur 7-2 Grundvattenpotential inom modellområdet för den kalibrerade modellen, nivåskillnaden mellan isolinjerna är 0,5 meter. De områden där den modellerade grundvattenytans nivå är högre än markytan är markerade i blått där mörkare blå färg betyder högre vattennivåer. I väster är översvämningen upp till 0,7 meter och i öster som mest 0,15 meter. Kartområde O1, se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.	45
Figur 7-3 Skillnad mellan modellerad och observerad grundvattenpotential i observationspunkterna i Microfem-modellen för kalibreringsåren 2008, 2010 och 2012 som funktion av den observerade grundvattenpotentialen.	47
Figur 7-4 Medelvärdet av absolutbeloppet av grundvattenpotentialens förändring i observationspunkterna i modellen som funktion av den absoluta parameterförändringen i Microfem-modellen.	49
Figur 7-5 Medelvärdet av absolutbeloppet av grundvattenpotentialens förändring i observationspunkterna som funktion av den procentuella parameterförändringen i Microfem-modellen.	49
Figur 7-6 Medelvärdet av absolutbeloppet av grundvattenpotentialens förändring i observationspunkterna i modellen som funktion av den absoluta parameterförändringen i Microfem-modellen.	50
Figur 7-7 Medelvärdet av absolutbeloppet av grundvattenpotentialens förändring i observationspunkterna som funktion av den procentuella parameterförändringen i Microfem-modellen.	50

Figur 7-8 Skillnad mellan modellerad och observerad grundvattenpotential i observationspunkterna för valideringsåren 2009 och 2011 som funktion av den observerade grundvattenpotentialen.	51
Figur 8-1 Simulering i Feflow. Avsänkning vid schaktning av hela området samtidigt, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1.	54
Figur 8-3 Simulering i Feflow. Avsänkning vid schaktning av hela området samtidigt. Här är områdena mellan isolinjer färgade för att förtydliga bilden. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1.	55
Figur 8-4 Simulering i Microfem. Avsänkning vid schaktning av hela området samtidigt. Här är områdena mellan isolinjer färgade för att förtydliga bilden. Jönköpingsbanan är markerad i lila, tvätthallen är dold av markeringen för avsänkningen. Kartområde O1, se Figur 2-1, något förskjutet österut.	55
Figur 8-6 Bedömd grundvattenavsänkning från tidigare utredning (Tyréns AB, 2012a) kring respektive schakt. 0,3 m, 0,5 m respektive 1 m avsänkning är redovisade för varje schakt. Bilden är hämtad från Tyréns (2012a).	57
Figur 8-7 Simulering i Feflow. Avsänkning vid schaktning av område I, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1.	58
Figur 8-9 Simulering i Feflow. Avsänkning vid schaktning av område II, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1.	59
Figur 8-11 Simulering i Microfem. Avsänkning vid schaktning av område III, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1.	60
Figur 8-13 Simulering i Feflow. Avsänkning vid schaktning av område IV, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1.	61
Figur 8-15 Simulering i Feflow. Avsänkning vid schaktning av område V, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1.	62
Figur 8-17 Simulerad föroreningsutbredning av naftalen vid början av år 2014. Simuleringen är gjord utan hänsyn till reningsverket och den anlagda våtmarken. Observera att färgskalan för koncentrationen av naftalen är logaritmisk. Kartområde O2, se Figur 2-1, utökat åt väster, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.	65
Figur 8-18 Koncentrationsutveckling för några valda observationsplatser, grå linjer representerar akviferytan av de två dominerande plymerna och de prickade övergången mellan krosszon och berg under impregneringsområdet.	65
Figur 8-19 Simulerad föroreningsutbredning av naftalen vid start av år 2014. Vid simuleringen har hänsyn tagits till reningsverket och den anlagda våtmarken från och med år 2008. Två profillinjer markerar urvalet för Figur 8-20 (heldragen) och Figur 8-21 (streckad). Observera att färgskalan för koncentrationen av naftalen är logaritmisk. Kartområde O2, se Figur 2-1, utökat åt väster, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.	66
Figur 8-20 Profil för den prickade linjen i Figur 8-19 som visar koncentrationsutbredning och isolinjer för grundvattenpotential. Observera att färgskalan för koncentrationen av naftalen är logaritmisk. Höjdskaalen är förstoraad fyra gånger.	66
Figur 8-21 Profil för den streckade linjen i Figur 8-19 som visar koncentrationsutbredning och isolinjer för grundvattenpotential. Observera att färgskalan för koncentrationen av naftalen är logaritmisk. Höjdskaalen är förstoraad två gånger.	67
Figur 8-22 Skillnad i simuleringsresultat mellan Figur 8-17 (utan reningsverk) och Figur 8-19 (med reningsverk). Skillnaden anges som mg/l, observera att färgskalan är logaritmisk. Kartområde O2, se Figur 2-1, utökat åt väster, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.	67
Figur 8-23 Skillnaden mellan kalibrerad Feflow- och Microfem-modell. Färgskalan visar skillnad inom intervallet -3 till 3 meter. Skillnader utanför detta intervall är i bilden markerade med grått.	72

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Syfte	1
1.2	Avgränsningar	1
2	Bakgrund	3
2.1	Historia	3
2.2	Platsbeskrivning	3
2.3	Tidigare undersökningar	3
2.4	Föroreningssituation	3
2.5	Planerade saneringsåtgärder	6
3	Teori	9
3.1	Grundvattenströmning	9
3.2	Transportprocesser	11
3.3	Föroreningar	13
4	Modellering	15
4.1	Metod	15
4.2	Finita elementmetoden	17
4.3	Tidsberoende modellering	19
4.4	Feflow	19
4.5	Microfem	19
4.6	Användbarhet av modelleringsprogram	20
5	Konceptuell modell	21
5.1	Beskrivning av modellområdet	21
5.2	Profil för modellen	27
5.3	Föroreningstransport	27
6	Modellering i Feflow	29
6.1	Modelluppbyggnad i Feflow	29
6.2	Kalibrering av Feflow-modellen	30
6.3	Känslighetsanalys av Feflow-modellen	35
6.4	Validering av Feflow-modellen	39
6.5	Simulering i Feflow	40
7	Modellering i Microfem	41
7.1	Modelluppbyggnad i Microfem	41
7.2	Kalibrering av Microfem-modellen	44
7.3	Känslighetsanalys av Microfem-modellen	48

7.4	Validering av Microfem-modellen	51
7.5	Simulering i Microfem	52
8	Simuleringsresultat och övergripande diskussion	53
8.1	Avsänkning.....	53
8.2	Föroreningstransport	64
8.3	Möjliga modellförbättringar.....	68
8.4	Jämförelse av uppbyggnad och resultat för Feflow- och Microfem-modellerna.....	69
8.5	Jämförelse mellan programvarorna Microfem och Feflow	73
9	Slutsatser.....	75
10	Litteraturförteckning	76
11	Bilagor.....	78
11.1	Placering av undersökningspunkter och provpumpningar	78
11.2	FE-nätets uppbyggnad i Feflow	79
11.3	FE-nätets uppbyggnad i Microfem.....	80
11.4	Tabell över intervall för rimliga parametervärden	81
11.5	Kalibreringsresultat Feflow.....	82
11.6	Kalibreringsresultat Microfem.....	83
11.7	Intervall för känslighetsanalys.....	84
11.8	Valideringsresultat i Feflow	86
11.9	Valideringsresultat i Microfem	87

1 Inledning

På Nässjö bangård har det tidigare legat en impregneringsanläggning för järnvägssliprar av trä. Hanteringen av impregneringsmedel har medfört att marken är kraftigt förorenad och därför har Trafikverket (f d Banverket) beslutat att området ska saneras. Denna sanering ska ske genom att förorenade jordmassor schaktas bort och området fylls igen med annat material. Grundvattennivån i området är ytlig vilket betyder att jordmassor kommer att schaktas såväl över som under grundvattenytan. Området som ska saneras är en bangård med uppställningsspår som har en heterogen marksammansättning där stora delar består av blandade fyllningsmaterial. En del av tågspåren går dessutom över fyllning som är underlagrad av torv. Sammantaget leder detta till att det finns risk för sättningar i närliggande byggnader och spår.

Tyréns AB har undersökt området i syfte att göra ett förfrågningsunderlag för saneringen. Undersökningsborrningar och provpumpningar har gjorts i området och överslagsmässiga analytiska handberäkningar för grundvattensänkningen i samband med schaktningen har utförts. Detta examensarbete har genomförts för att ytterligare undersöka grundvattenförhållandena och förorenings spridningen inom och omkring Nässjö bangård.

1.1 Syfte

1.1.1 Syfte och mål för examensarbetet

Examensarbetet går ut på att göra en grundvattenmodellering i två olika programvaror, Microfem och Feflow. Syftet är

- att simulera grundvattenavsänkningen i samband med saneringsschaktningen.
- att jämföra resultat från och användbarhet hos de två olika programmen.
- att studera förorenings transporten omkring impregneringsområdet.

Målet för examensarbetet är alltså att konstruera en fungerande grundvattenmodell i respektive program som på ett tillfredsställande sätt beskriver grundvattensituationen på platsen och kan användas för att uppskatta effekterna av schaktning genom simulering. Dessutom är målsättningen att titta närmare på förorenings transporten i området med hjälp av Feflow.

1.1.2 Frågeställningar

- Hur stort blir påverkansområdet för grundvattenavsänkningen?
- Hur skiljer sig modelleringsresultaten för avsänkningen från tidigare genomförda handberäkningar?
- Hur skiljer modellerna och de beräknade resultaten sig åt mellan de två olika programvarorna?
- Hur är programmen att arbeta med? Vilka fördelar, nackdelar, skillnader och likheter finns det?
- Hur kan förorenings transporten från området se ut?

1.2 Avgränsningar

Examensarbetet innefattar inte några ytterligare mätningar i fält utan bygger helt på de tidigare gjorda undersökningarna utförda av Viak (Sweco), WSP Environmental och Tyréns AB.

Examensarbetet har inte som mål att utvärdera konsekvenserna av eller föreslå eventuella åtgärder baserade på modelleringsresultaten.

Inledning

Vad det gäller föroreningsspridningen har modelleringen begränsats till att bara omfatta naftalen, som är ett av de ingående ämnena i kreosotolja vilket har används vid impregneringsanläggningen.

2 Bakgrund

2.1 Historia

På det aktuella området har det mellan åren 1918 och 2005 legat en anläggning för impregnering av järnvägssliprar av trä. Som impregneringsmedel har man främst använt kreosotolja, som är en kemikalieblandning som erhålls vid destillering av stenkolstjära och till största delen består av polycykliska aromatiska kolväten (PAH). På grund av ett importstopp under andra världskriget användes mellan åren 1941 och 1948 istället impregneringsmedlet Bolidenindustrisalt (BIS), som innehåller zink, krom och arsenik (WSP Environmental, 2007). Hanteringen av impregneringsmedel har lett till att marken i området är kraftigt förorenad. De färdigimpregnerade sliprarna har lagrats öppet direkt på marken. Före 1988 fick de även droppstorka på lagringsplatsen efter impregneringen (WSP Environmental, 2007; Tyréns AB, 2012a).

Sedan 1999 har det funnits en dräneringsledning kopplad till ett reningsverk på området som renar förorenat grundvatten och därmed begränsar föroreningarnas spridning till Höregölen (WSP Environmental, 2007).

2.2 Platsbeskrivning

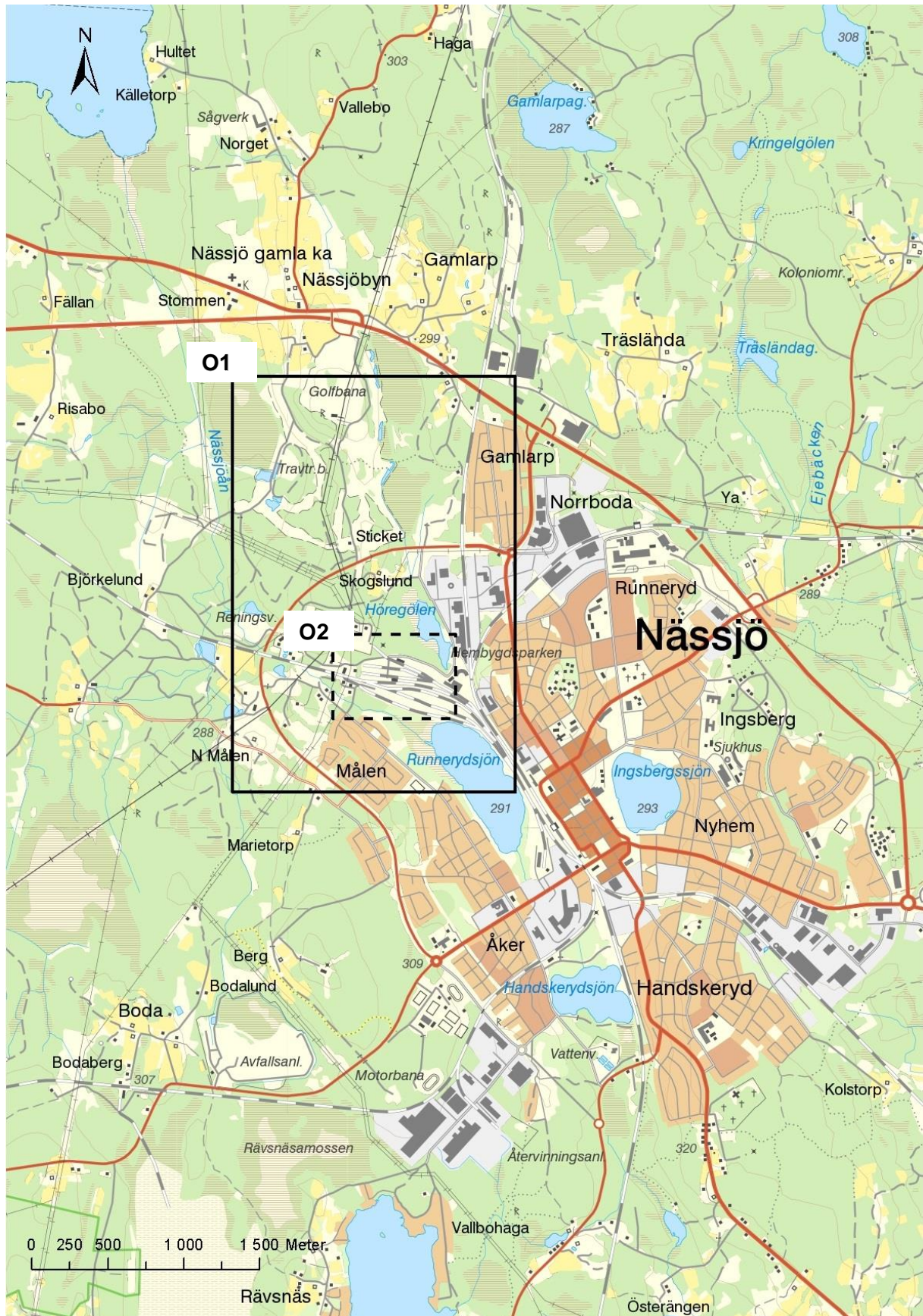
Impregneringsområdet är beläget vid bangården i Nässjö, Jönköpings län (Figur 2-1). Bangården ligger mellan två sjöar, Höregölen i nordnordost och Runnerydssjön i sydost. Området är en flack yta på omkring sju hektar med en höjd på 293-294 meter (RH70, Figur 2-2). Norr om impregneringsområdet finns blandskog och skogsbeväxta våtmarker samt en golfbana. Vid norra änden av golfbanan ligger Åslebacken med en höjd på cirka 25 meter över omgivande terräng. Söder om bangården går ett grönstråk där Nässjöån rinner och ytterligare söderut ligger ett bostadsområde. Närmast österut finns ett industriområde och bortom det börjar de tätbebyggda delarna av Nässjö.

2.3 Tidigare undersökningar

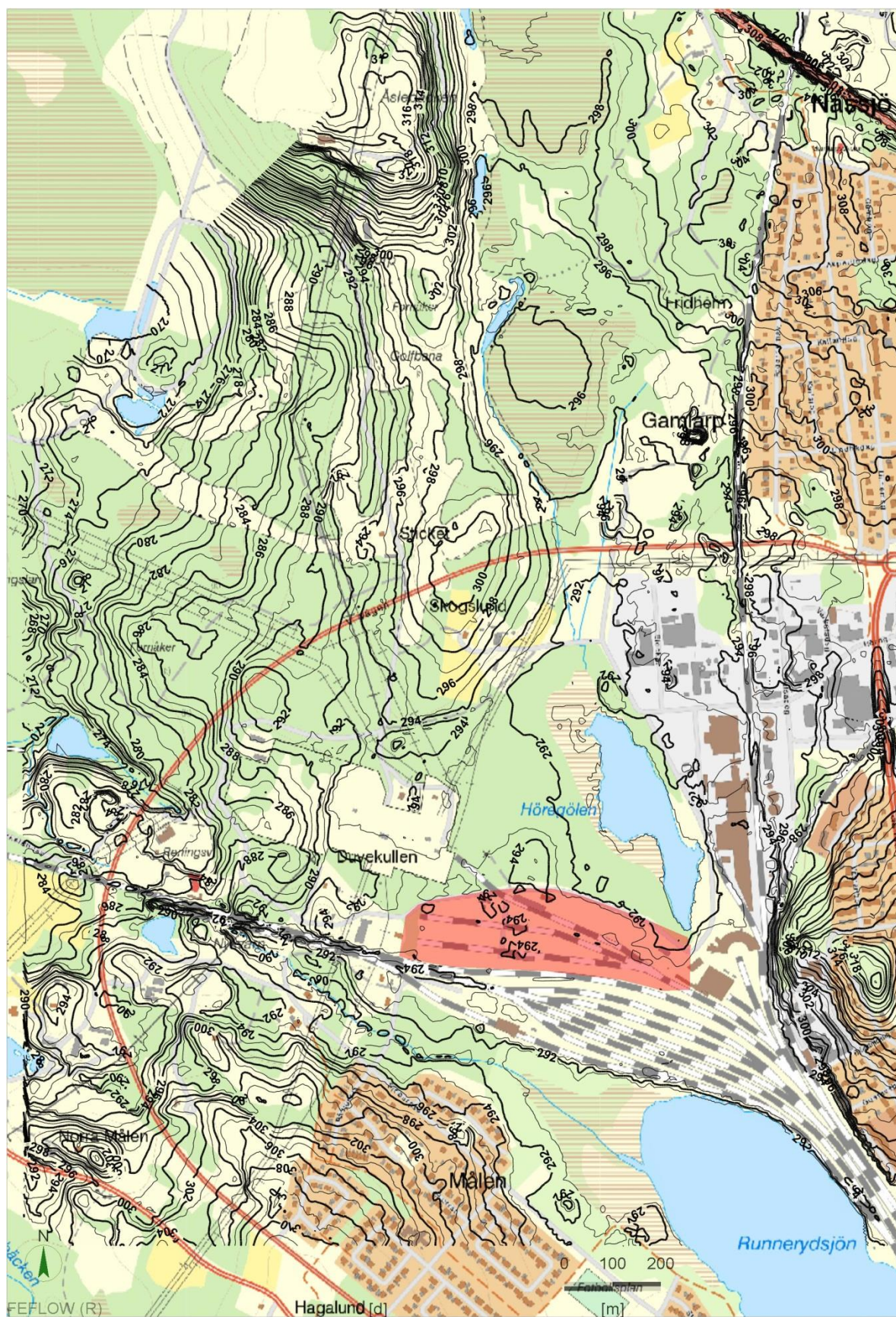
Det tidigare har gjorts omfattande undersökningar på själva bangården. En karta som visar placering av provgropar och -borrningar kan ses Bilaga 11.1. Det finns även ett flertal observationsrör för grundvatten (se Figur 6-1). Tyréns har även under 2012 utfört två provpumpningar på området (se Bilaga 11.1) med varaktighet på 26 respektive 31 timmar och ett medelflöde på 2,5 respektive sex liter per minut.

2.4 Föroreningssituation

Föroreningssituationen i mark, sediment, bottenfauna, grundvatten och ytvatten har undersökts i omgångar sedan mitten av åttiotalet och området kan alltså anses väl undersökt. Undersökningarna tyder på att det finns omfattande föroreningar i mark, grundvatten och i sediment i de närliggande recipienterna Höregölen och Runnerydssjön. Uppskattningsvis finns det cirka 40 ton PAH respektive arsenik inom impregneringsområdet. (Länstyrelsen i Jönköpings län, 2012). Andelen naftalen som man uppmätt i föroreningssedimenten varierar kraftigt (mellan 0 och 98 procent inom en standardavvikelse) med medel på cirka 8 procent (WSP Environmental, 2007).



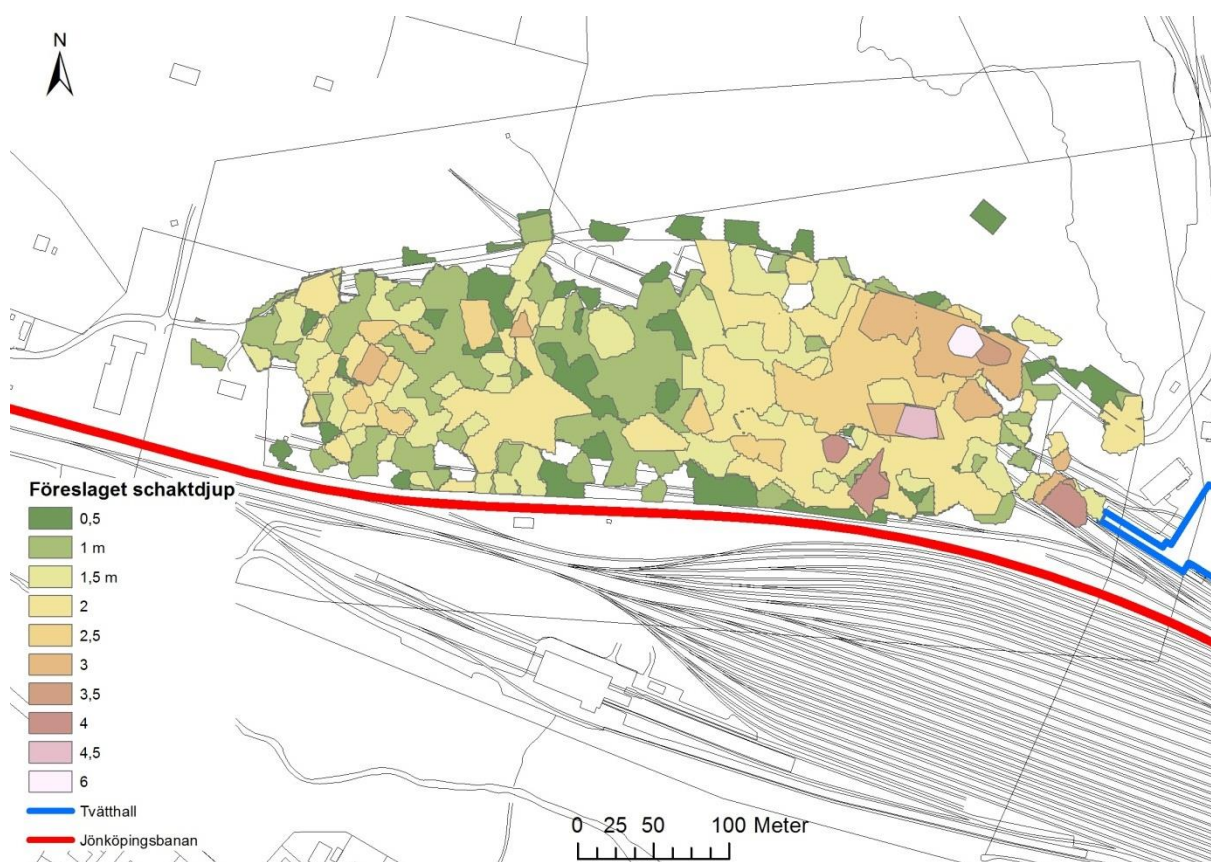
Figur 2-1 Orienteringskarta över Nässjö med omnejd. Rektanglarna visar urvalet för kartor (O1 och O2) i rapporten. Bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.



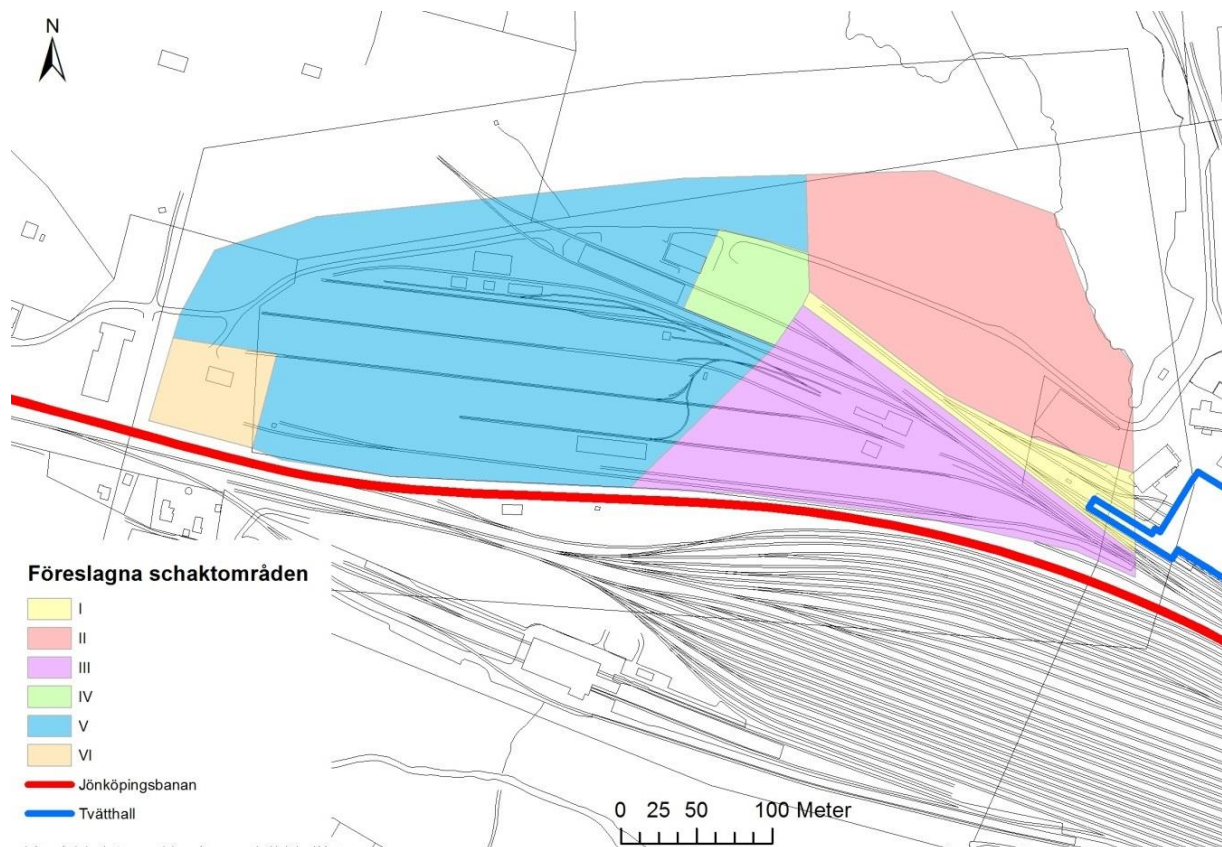
Figur 2-2 Topografi i det aktuella området med en meter ekvidistans, bangården är markerad med röd polygon. Bilden visar en sammanställning av höjddata från Nässjö kommun, inmätningar av impregneringsområdet genomförda av Tyréns samt i nordvästra hörnet av området höjddata från Lantmäteriet. Kartområde O1, se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.

2.5 Planerade saneringsåtgärder

Impregneringsområdet ska saneras genom att förorenade massor schaktas bort och ersätts. De bortschaktade jordmassorna kommer efter sanering att deponeras. På större delen av området kommer en ytlig schaktning till ett djup av i genomsnitt cirka 2,3 m att genomföras. För att kunna göra detta behöver grundvattenytan sänkas till en nivå på en halv meter under schaktbotten, alltså i genomsnitt 2,8 meter under markytan. Då grundvattenytan inom saneringsområdet ligger i genomsnitt 1,5 meter under markytan medför detta en avsänkning på ungefär 1,3 meter. Enstaka djupare schakter, ned till maximalt sex meter under markytan, är planerade att genomföras där föroreningar anses ligga på ett större djup (Tyréns AB, 2012a). Den planerade schaktutbredningen kan studeras i nedan i Figur 2-3. Troligtvis kommer inte hela området att schaktas samtidigt utan delas upp i sex delområden enligt Figur 2-4.



Figur 2-3 Planerad schaktutbredning. Kartområde O2, se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.



Figur 2-4 Planerade schaktområden. Kartområde O2, se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.

Inom saneringsprojektet har det funnits en oro för att framförallt Jönköpingsbanan och en på området belägen tvätthall ska drabbas av eventuella sättningar. Övriga byggnader inom området är grundlagda med pålning och kommer därför antagligen inte påverkas vid sänkningen av grundvatten. Tyréns har tidigare gjort en bedömning av avsänkingsområdet vid saneringen baserad på handberäkningar, och en av frågeställningarna i det här examensprojektet var hur det handräknade resultatet skiljde sig från de modellerade. För att underlätta jämförelsen redovisas de tidigare bedömningarna i Kapitel 8.

3 Teori

Med grundvattenströmning avses ett vattenflöde genom porer, sprickor och håligheter i markens mättade zon, man kan alltså se grundvattenströmning som en fast stationär fas och en rörlig vätskefas.

För vattenströmning i floder och rör kan man utföra detaljerade beräkningar med exempelvis Navier-Stokes eller Darcy-Weisbach-ekvationer. För dessa strömningar känner man väl till geometrin genom vilken vattnet flödar och kan relatera denna till energiförluster från exempelvis expansion och friktion. Eftersom flöden i akviferer sker på mikronivå, genom ett komplicerat nätverk i det porösa mediet skulle detta tillvägagångssätt bli opraktiskt för grundvattenflöden. Istället beskriver man energiförlusterna med en flödesmotståndskonstant, eller oftare dess invers: hydraulisk konduktivitet.

3.1 Grundvattenströmning

Teorin för Darcys lag nedan är hämtad från Knutsson & Morfeldt (2002).

3.1.1 Darcys lag

Henry Darcy formulerade redan år 1856 ett empiriskt samband för endimensionellt flöde genom ett poröst medium:

$$Q = -KA \frac{(h_1 - h_2)}{L} \quad \text{Formel 3-1}$$

Där Q är flöde, K hydraulisk konduktivitet, A tvärsnittsarean, h_1 och h_2 vattennivån vid det porösa mediets inlopp respektive utlopp och L längden på det porösa mediet. Formel 3-1 kan generaliseras till att gälla för grundvattenpotential φ (summan av läges- och tryckpotential) enligt:

$$Q = -KA \frac{d\varphi}{dL} \quad \text{Formel 3-2}$$

$$\varphi = z + p/\gamma \quad \text{Formel 3-3}$$

Där z är höjd över en referensnivå, p tryck, γ vätskans tunghet och $\frac{d\varphi}{dL}$ hydraulisk gradient.

För att matematiskt kunna beskriva naturlig grundvattenströmning gör man följande antaganden:

- Den hydrauliska konduktiviteten är samma överallt och i alla riktningar, det vill säga att materialet är homogent och isotropt.
- Flödet är konstant
- Hastigheten q definieras som flödet genom tvärsnittarean Q/A .

Man kan nu formulera Darcys lag, Formel 3-2 i differentialform för var och en av de tre dimensionerna x , y och z :

$$q_x = -K \frac{\partial \varphi}{\partial x} \quad q_y = -K \frac{\partial \varphi}{\partial y} \quad q_z = -K \frac{\partial \varphi}{\partial z} \quad \text{Formel 3-4}$$

eller kortare uttryckt i matrisform:

$$\mathbf{q} = -\mathbf{K} \text{ grad } \varphi$$

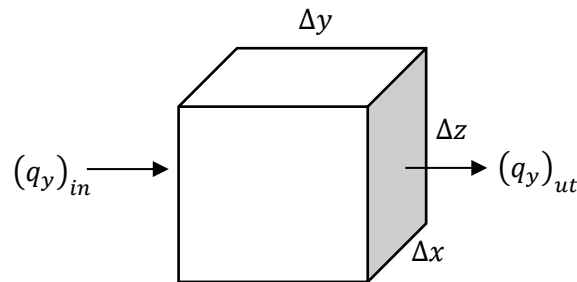
Formel 3-5

Där $\mathbf{q} = q_x + q_y + q_z$ och $\text{grad } \varphi = \begin{bmatrix} \frac{\partial \varphi}{\partial x} \\ \frac{\partial \varphi}{\partial y} \\ \frac{\partial \varphi}{\partial z} \end{bmatrix}$

Ibland används begreppet transmissivitet istället för hydraulisk konduktivitet. Transmissiviteten definieras som hydraulisk konduktivitet multiplicerat med den vattenförande mäktigheten.

3.1.2 Kontinuitetsprincipen för flöde i ett poröst medium

Teorin för kontinuitetsprincipen är hämtad från Andersson & Woessner (1992). Kontinuitetsprincipen kan definieras genom att betrakta en tänkt kub (Figur 3-1) utskuren ur ett poröst material genom vilket det flödar vatten. Kuben är tillräckligt stor för att kunna representera det porösa materialet och samtidigt så pass liten att förändringen av grundvattenpotential inom den är liten.



Figur 3-1 En tänkt kub, utskuren ur ett poröst material.

Kontinuitetsprincipen säger att skillnaden i massa mellan det som flödar in och det som flödar ut ur kuben motsvarar massan som magasineras, det vill säga:

$$\text{Utflöde} - \text{Inflöde} = \text{Förändring i magasinering}$$

Genom att anta att vatten är en icke-kompressibel vätska kan man formulera flödet i kubens y-riktning enligt:

$$\left((q_y)_{\text{ut}} - (q_y)_{\text{in}} \right) \Delta x \Delta z = \frac{\left((q_y)_{\text{ut}} - (q_y)_{\text{in}} \right)}{\Delta y} \Delta x \Delta y \Delta z$$

Formel 3-6

Om indexen in och ut tas bort kan man nu definiera förändringen av flödet i kubens y-riktning enligt:

$$\frac{\partial q_y}{\partial y} (\Delta x \Delta y \Delta z)$$

Formel 3-7

Liknande resonemang kan föras för flödet i kubens x- och z-riktningar. För att även kunna inkludera extern till- eller bortförrel av vatten till kuben definieras ett volymetriskt inflöde som $R^o \Delta x \Delta y \Delta z$ där R^o är positiv om den representerar ett inflöde. Flödesbalansen för alla tre dimensioner blir:

$$\left(\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} - R^o\right) \Delta x \Delta y \Delta z = \text{Förändring i magasinering} \quad \text{Formel 3-8}$$

Högerledet, "Förändring i magasinering" beskrivs nu med en specifik magasiningskoefficient, S_s och definieras som magasineringens volymförändring per potentialförändring (φ) och akvifersvolym:

$$S_s = -\frac{\Delta V}{\Delta \varphi \Delta x \Delta y \Delta z} \quad \text{Formel 3-9}$$

Alltså blir volymförändringen per tidsenhet:

$$\frac{\Delta V}{\Delta t} = -S_s \frac{\Delta \varphi}{\Delta t} \Delta x \Delta y \Delta z \quad \text{Formel 3-10}$$

Genom att kombinera Formel 3-8 och Formel 3-10 och dividera med $\Delta x \Delta y \Delta z$ kan den slutgiltiga formen av kontinuitetsprincipen nu formuleras enligt:

$$\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} = -S_s \frac{\partial \varphi}{\partial t} + R^o \quad \text{Formel 3-11}$$

Genom att kombinera Formel 3-4 och Formel 3-11 samt dela upp den hydrauliska konduktiviten så att den kan vara olika i x-, y- och z-riktningen (anisotropt material) får man Formel 3-12 som beror på grundvattenpotential istället för flöde.

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial \varphi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial \varphi}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial \varphi}{\partial z} \right) = -S_s \frac{\partial \varphi}{\partial t} + R^o \quad \text{Formel 3-12}$$

För mer utförlig beskrivning av grundvattenströmningens teori hänvisas till (Bear & Veruijt, 1998), (Fetter, 2001) och (Rehbinder, 1987).

3.2 Transportprocesser

Teorin för masstransport är hämtad från Fetter (1999 & 2001) och generaliserad till tre dimensioner.

3.2.1 Diffusion

Diffusion innebär att ämnen rör sig från ett område med högre till ett med lägre koncentration, i och med detta utjämnas koncentrationsskillnader i tid och rum.

Ficks första lag säger att massflödet som orsakas av diffusion är proportionellt mot rumsderivatorna av koncentrationen:

$$F = -\mathbf{D} \text{ grad } C \quad \text{Formel 3-13}$$

där massflödet $F = F_x + F_y + F_z$, diffusionskoefficienten $\mathbf{D} = [D_x \quad D_y \quad D_z]$ och $\text{grad } C = \begin{bmatrix} \frac{\partial C}{\partial x} \\ \frac{\partial C}{\partial y} \\ \frac{\partial C}{\partial z} \end{bmatrix}$.

För att beskriva hur koncentrationen förändras över tiden på grund av diffusion kan man använda Ficks andra lag:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad \text{Formel 3-14}$$

Där $\frac{\partial C}{\partial t}$ är koncentrationsförändringen över tiden.

3.2.2 Advektion och dispersion

Advektion innebär att ämnen transporteras med grundvattnets rörelse, man kan se detta som att ämnena transporteras inuti ett vattenpaket som rör sig med grundvattnets medelporflödes hastighet.

Medelporflödes hastigheten genom det porösa mediet kan beräknas från Darcys lag enligt:

$$v_x = -\frac{K_{xx}}{n_e} \frac{\partial \varphi}{\partial x} \quad v_y = -\frac{K_{yy}}{n_e} \frac{\partial \varphi}{\partial y} \quad v_z = -\frac{K_{zz}}{n_e} \frac{\partial \varphi}{\partial z} \quad \text{Formel 3-15}$$

Där v_i är medelhastigheten, n_e effektiv porositet och $\frac{\partial \varphi}{\partial i}$ hydraulisk gradient ($i = x, y, z$).

Mekanisk dispersion innebär att ämnen lösta i grundvattnet späds ut av det omgivande renare vattnet som en följd av att porvatten hastigheten är varierande i det porösa mediet. Hastighetens variation beror på porstorlek, porfriktion och hur lång väg ämnet transporteras i det porösa mediet.

Den mekaniska dispersionen kan beräknas utifrån medelporflödes hastigheten och en faktor för dynamisk dispersivitet, a_L eller a_T enligt:

$$\text{Mekanisk longitudinell dispersion} = a_L v_i \quad \text{Formel 3-16}$$

$$\text{Mekanisk transversell dispersion} = a_T v_i \quad \text{Formel 3-17}$$

Den longitudinella dispersiviteten kan bestämmas med (Xu & Eckstein, 1995):

$$a_L = 0,83(\log L_s)^{2,414} \quad \text{Formel 3-18}$$

Där L_s är plymens längdskala i meter. Kvoten mellan transversell och longitudinell dispersivitet, $\frac{a_T}{a_L}$ är vanligtvis i intervallet 0,05-0,25 (Fetter, 1999).

Eftersom det inte går att separera effekten av diffusion och mekanisk dispersion för grundvattenflöden använder man en kombinerad, så kallad hydrodynamisk dispersionskoefficient D_L respektive D_T enligt:

$$D_L = a_L v_i + D^* \quad \text{Formel 3-19}$$

$$D_T = a_T v_i + D^* \quad \text{Formel 3-20}$$

Där D^* är effektiv diffusionskoefficient.

3.2.3 Advektions- och dispersionsekvationen

Den totala effekten av advektion och dispersion kan formuleras genom Formel 3-21:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - v_y \frac{\partial C}{\partial y} - v_z \frac{\partial C}{\partial z} \quad \text{Formel 3-21}$$

Där D_x , D_y och D_z är koefficienter för hydrodynamisk dispersion i olika riktningar.

3.2.4 Fördröjning och reaktion

Utöver dispersion och advektion finns det ytterligare processer som kan påverka föroreningskoncentrationen och dess utbredning i grundvatten. Föroreningarna kan adsorberas eller desorberas till eller från den fasta fasen, detta kallas sorption. Kemiska, biologiska eller radioaktiva reaktioner kan också påverka koncentrationen av ett ämne. För att implementera dessa processer kan man utöka Formel 3-21 enligt följande:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) - v_x \frac{\partial C}{\partial x} - v_y \frac{\partial C}{\partial y} - v_z \frac{\partial C}{\partial z} - \frac{B_d}{\theta} \frac{\partial C^*}{\partial t} + \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right)_{rxn}$$

Formel 3-22

Där B_d är akviferens bulkdensitet, θ är porositet för den mättade zonen, C^* är mängden löst ämne som sorberas per massa fastfas och rxn är ett index som anger antingen biologisk eller kemisk reaktion med det lösta ämnet.

3.3 Föroreningar

3.3.1 Kreosot

Kreosotolja är en kemikalieblandning som erhålls vid destillering av stenkolstjära och består av ca 200 olika kemiska föreningar (Banverket, 2005), varav den största delen är PAH (WSP Environmental, 2007). Vid modellering av föroreningstransporten i det här projektet undersöks endast en förorening. Eftersom naftalen är det ämnet som hittats i störst koncentrationer i undersökningsområdet och dessutom är relativt vattenlösligt (WSP Environmental, 2007) har det valts ut för detta modelleringsprojekt.

3.3.2 Naftalen

I Tabell 3-1 anges valda fysikaliska och kemiska egenskaper för naftalen.

Tabell 3-1 Kemiska och fysikaliska egenskaper för naftalen.

Egenskap	Värde	Källa
CAS-nummer	91-20-3	
Molmassa	128,16 g/mol	(Sciences International Inc., 1995)
Densitet (20 °C)	1145 g/l	(Sciences International Inc., 1995)
Löslighet i vatten (0 °C)	15 mg/l	(NIST, 2007)
Löslighet i vatten (10 °C)	19 mg/l	(NIST, 2007)
Halveringstid grundvatten (anaerob)	258 dagar	(Howard, 1991)

Lösligheten som anges i Tabell 3-1 är bestämd för en ren blandning med naftalen och vatten. När det förekommer andra organiska ämnen som kan lösa sig i varandra (som med kreosot) kan den egentliga lösligheten vara större (Naturvårdsverket, 1995).

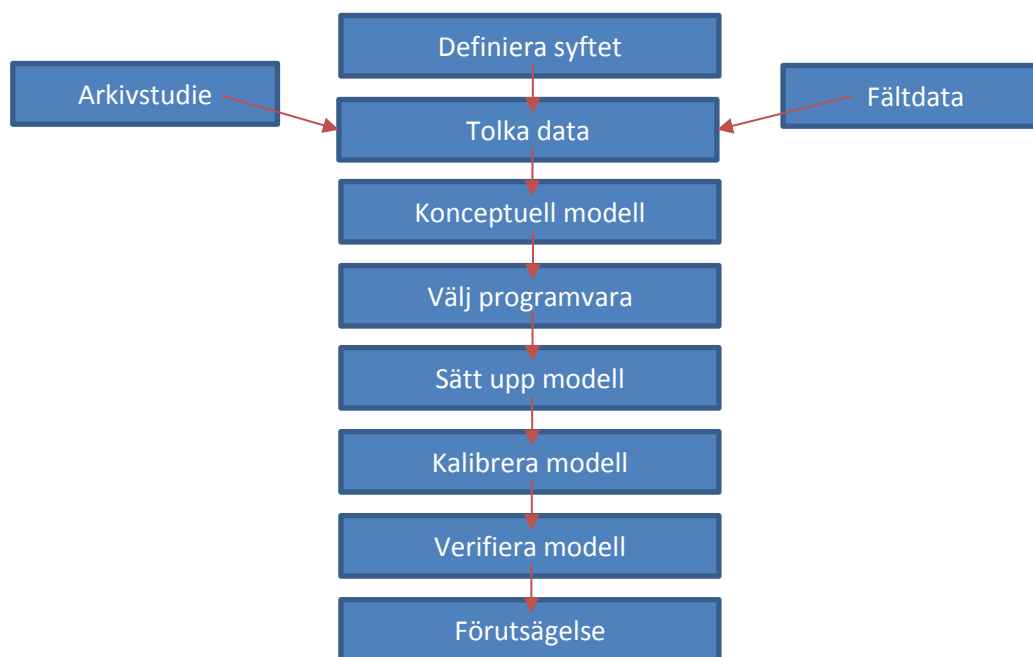
En halveringstid på 258 dagar motsvarar en nedbrytningskonstant på 0,00269 d⁻¹. Halveringstidens storlek kan tolkas som att det i en ideal satsreaktor efter 4,7 år kommer finnas en procent och efter 7 år en promille naftalen kvar jämfört med startkoncentrationen.

4 Modellering

En modell, fysisk eller matematisk, är en förenklad beskrivning av verkligheten. En fysisk modell rörande grundvattenströmning kan vara en sandfylld tank i labbskala som direkt simulerar grundvattenflöden eller en elektrisk kretskortsanalogi som representerar fältsituationen. I en matematisk modell försöker man istället beskriva och efterlikna den verkliga situationen med hjälp av ekvationer och kända matematiska samband för de fysikaliska fenomenen. Genom numerisk modellering av stora modellområden kan man på ett mer effektivt sätt *ta hänsyn till tillgänglig data* och dess *komplexitet* än vid handberäkningar. En annan fördel med numerisk modellering är att man får bra möjligheter att *visualisera* resultatet av beräkningarna. Man ska dock vara noggrann med att inte sätta alltför stor tilltro till modelleringsresultatet. Bara för att man funnit en situation som är i balans enligt de matematiska ekvationerna får man inte glömma att modellens förmåga att representera verkligheten begränsas av säkerheten på värden av ingående parametrar och modellens generaliseringar av den. Utöver detta finns det flera olika parameterset som ger samma modelleringsresultat, det är därför upp till den som modellerar att bedöma utifrån fält- och arkivdata vilket parameterset som är det mest rimliga.

4.1 Metod

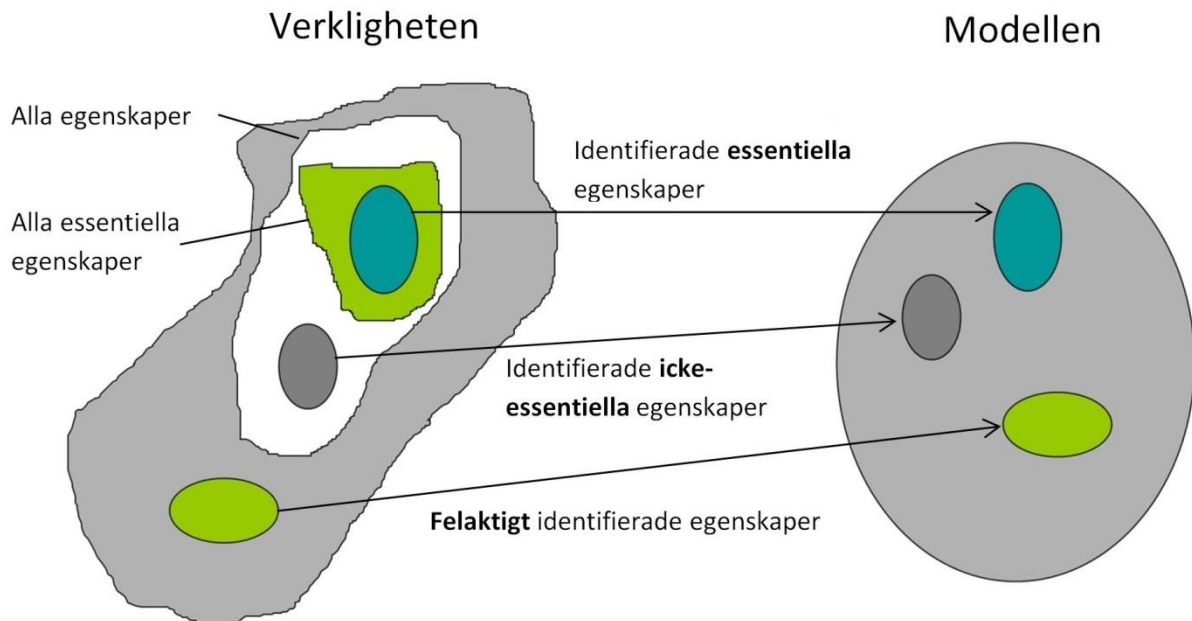
Nedan följer en kort beskrivning av modelleringsarbetet, fritt sammanfattat och tolkat från Kapitel 1 i Andersson & Woessners (1992). I Figur 4-1 sammanfattas modelleringsprocessen och dess olika steg.



Figur 4-1 Modelleringens delsteg. Modelleringsflödet är inte alltid enkelriktat, man kan efter varje steg behöva gå tillbaka till tidigare moment för att göra förbättringar eller rätta till felaktigheter. Fritt efter Andersson & Woessner, 1992.

Definiera syftet: Innan man börjar modellera måste man fråga sig varför man ska göra det och om det är ett lämpligt tillvägagångssätt för att undersöka den aktuella problemställningen. Syftet avgör vilken matematisk modell och programvara som krävs för modelleringen men även vilka parametrar och vilken indata som behövs.

Tolka data: Genom tolkning av arkivdata och fältdata skapas en bild av situationen man ska modellera. I detta skede kan man också utföra ytterligare fältundersökningar. Figur 4-2 visar en schematisk bild över kopplingen mellan data från verkligheten och implementering i modellen. Vilka data representerar de för undersökningen i fråga mest essentiella egenskaperna? Det är dessa egenskaper man ska lägga mest ansträngning på att beskriva och införa i modellen på ett bra sätt, och eventuellt behövs en fördjupad arkivstudie eller fler fältundersökningar rörande dessa parametrar (Cameron *et al.*, 2001)



Figur 4-2 Egenskaper från verkligheten med olika relevans för den undersökta situationen inkorporeras i modellen. Fritt efter(Cameron *et al.*, 2001).

Konceptuell modell: Genom tolkning av tillgänglig data sätter man upp en konceptuell modell inom ett avgränsat modellområde. Denna ska innehålla information om geologiska enheter och deras utbredning, randvillkor vid områdets gränser och annan information som behövs för att sätta upp en matematisk modell.

Välj programvara: Den programvara man väljer måste ha möjlighet att simulera relevanta processer med avseende på syftet. Olika programvaror använder sig också av olika matematiska modeller och kräver olika grad av generalisering av exempelvis modellområdets geometri. Även här kan man tillämpa Figur 4-2 då det är viktigt att programvaran kan modellera de essentiella egenskaperna som identifierats och förhoppningsvis inte adderar felaktigt identifierade processer eller egenskaper.

Sätt upp modell: Den konceptuella modellen översätts till en form lämplig för modellering. För numerisk modellering ansätts ett geometriskt nät, randvillkor och utgångsvärden för parametrar.

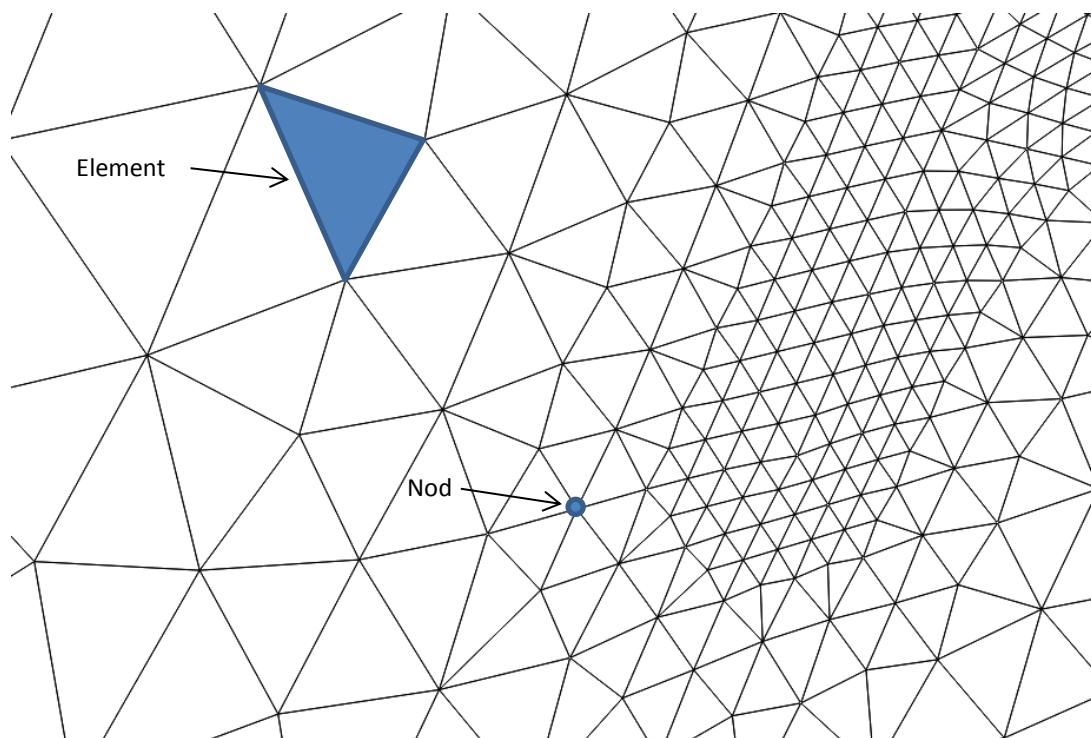
Kalibrering: Här kontrolleras att modeller kan återge uppmätt fältdata, genom trial and error eller med hjälp av automatiserad kalibrering anpassas modellens parametrar så att modelleringsresultatet motsvarar fältobservationer. Man bör även utföra en känslighetsanalys för att bestämma hur modellen påverkas av osäkerhet i dess indata.

Verifiering: Efter kalibrering kontrollerar man modellen mot tidigare oanvända fältobservationer för att se om den kan återskapa situationer som den inte är kalibrerad mot.

Förutsägelse: Den kalibrerade modellen kan sedan användas för att analysera den nuvarande situationen och för att undersöka olika scenarier.

4.2 Finita elementmetoden

När man beskrivit det fysiska problemet, i det här fallet grundvattenflödet, med *partiella differentialekvationer* kan man använda *finita elementmetoden* (FEM) för att lösa dessa ekvationer. Finita elementmetoden är en *numerisk* metod där partiella differentialekvationer löses *approximativt*. Metoden bygger på att man delar upp regionen man vill undersöka i delområden, så kallade *finita element*, vilket innebär att en kontinuerlig yta delas upp i mindre, diskreta områden. Elementen är förbundna i punkter som sitter i hörnen eller på elementens kanter, dessa punkter kallas *nod* och tillsammans bildar elementen och noderna ett *nät* (på engelska *mesh*). Man söker sen en lösning av differentialekvationerna som är godtagbar inom varje element istället för att försöka hitta en lösning som håller för hela området (Ottosen & Petersson, 1992). Ett exempel på finita elementnät (FE-nät) kan ses i Figur 4-3.



Figur 4-3 Exempel på ett finita elementnät med varierande elementstorlek, en nod och ett element är markerad.

Inom elementen kan man göra en relativt enkel approximation av hur variablerna varierar och vanligtvis använder man polynom för att beskriva förändringen som kan vara linjär, kvadratisk, kubisk och så vidare. För att kunna göra denna interpolering antas värdena av variablerna vara kända i noderna. Då man bestämt hur förändringen inom elementen ska approximeras är distributionen av variabelvärden känd när man vet värdet i noderna. Det betyder att värdena i noderna nu är problemets okända variabler. Det i stort sett oändliga antalet okända värden i modellen har då blivit begränsat, alltså finit, och beräkningssystemet har gått från att vara

kontinuerligt till att vara diskret. För att kunna bestämma variabelvärdena behöver man lika många ekvationer som problemet har frihetsgrader. Även om antalet okända är begränsat är det naturligtvis ofta mycket stort och man är därför helt beroende av datorer och lämpliga programvaror för att kunna använda finita elementmetoden (Ottosen & Petersson, 1992).

Eftersom finita elementmetoden är en generell matematisk metod för att hitta approximativa lösningar på differentialekvationer kan den tillämpas inom många olika områden. Från början utvecklades den för användning inom hållfasthetslära och mekanik man används nu också för att lösa andra problem inom fysik, matematik och teknik. Exempel på sådana problem är grundvattenflöde och värmeledning (Nilsson, 2012).

4.2.1 FE-nätet

En viktig del av finita elementmetoden är hur FE-nätet är uppbyggt. Generellt kan man säga att fler noder och element ger en högre precision men det medför också att systemet kommer att kräva fler beräkningar och alltså ta längre tid och kräva högre datorkapacitet. Det betyder att det ofta är lämpligt att ha ett mer finmaskigt nät när det är branta gradienter, i den här rapporten brant lutning av grundvattenpotentialen, i det område man vill undersöka medan man kan tillåta en grövre indelning där förändringarna är mindre. Det medför att man måste ha en god kännedom och förståelse för de fysiska förhållandena inom modellområdet för att kunna designa ett bra FE-nät. Det kan även vara motiverat med en mindre storlek på elementen i områden som man vill undersöka närmare, när det gäller den här rapporten själva impregneringsområdet, medan man kan ha större element där man bara vill få en generell bild av situationen. Dock måste man komma ihåg att andra förenklingar, till exempel av modellgränser och randvillkor också påverkar modellen och resultatens noggrannhet.

Inte bara cellstorleken är viktig utan även dimensionerna och formen på elementen. I ett bra FE-nät ska förhållandet mellan elementets största och minsta mått vara så nära ett som möjligt vilket betyder att triangulära element helst ska vara likbenta (Ottosen & Petersson, 1992).

Finita elementmetoden ger stora möjligheter till flexibilitet när det gäller nätets uppbyggnad där man kan ha en varierande elementstorlek i olika delar av modellen men övergången bör ske gradvis och storleken mellan intilliggande element inte skilja mer än femtio procent (Nilsson, 2012).

4.2.2 Finita elementmetoden jämfört med finita differensmetoden

Finita differensmetoden bygger precis som finita elementmetoden på att man delar upp en yta i mindre element och approximativt löser partiella differentialekvationer i noder. Skillnaden är att här får den omgivande cellen samma värde som i noden, värdet inom elementet varierar alltså inte som det gör med finita elementmetoden. En fördel med finita differensmetoden är att den i allmänhet kräver mindre ingångsdata för att definiera nätet medan det med finita elementmetoden är det lättare att reglera storleken på de enskilda elementen, vilket är bra vid hantering av oregelbundna geometrier. Den gör det även enklare att simulera gränsvillkor inom modellen, in- och utflöden som sker i en punkt och vattenytor som rör sig (Andersson & Woessner, 1992).

4.3 Tidsberoende modellering

Vid stationära förhållanden flödar det lika mycket grundvatten ut och in ur varje element i FE-nätet. Detta medför att varje punkt i modellen har oförändrade grundvattennivåer eller grundvattenflöden över tiden, mellan olika punkter kan nivåer och flöden däremot skilja sig åt. För tidsberoende simuleringar krävs det att flöden och nivåer även kan variera över tiden, alltså att:

$$q = q(x, y, z, t) \text{ och } \varphi = \varphi(x, y, z, t)$$

Formel 4-1

Detta kräver att även tidsdimensionen delas upp i diskreta element och approximeras vilket inom finita elementmetoden görs på ett liknande sätt som för rumsdimensionerna. Enkelt uttryckt görs detta genom att dela upp tiden i ett antal steg med en fast tidsskillnad, exempelvis en dag (Persson, 2012).

Andersson och Woessner (1992) tar upp vissa tänkvärdheter för tidsberoende modellering. I många fall utgår man vid tidsberoende modellering ifrån en kalibrerad stationär eller kvasistationär modell med stationära randvillkor. Dessa randvillkor var förhoppningsvis rimliga för stationära förhållanden men det är inte säkert att de även är det för tidsberoende förhållanden. Exempel på detta kan vara att man använder en grundvattendelare (nollflöde) och en mindre sjö (föreskriven grundvattenpotential) för ett stationärt förhållande. Om tidsberoende effekter fortplantar sig till dessa randvillkor är det inte säkert att de fortfarande är giltiga, nollflödet kan behöva flyttas och den föreskrivna grundvattenpotentialen kan behöva ändras.

4.4 Feflow

Feflow är en mjukvara utvecklad av DHI-WASY GmbH som kan användas för att modellera flöde, mass- och värmetransport under markytan. Mjukvaran kan modellera stationära och tidsberoende förhållanden för öppna och slutna akviferer. Feflow kan automatiskt anpassa stegländan efter hur stora förändringar som sker i modellen vilket gör att simuleringar kan bli klara snabbare utan att bli numeriskt instabila. Programmet tillåter även användaren att importera georefererad information från bland annat GIS-program och använda sig av funktioner för automatiserad kalibrering och osäkerhetsanalys med det modelloberoende programmet PEST.

Vid den automatiska kalibreringen använder sig PEST av skillnaden mellan uppmätta och modellerade grundvattennivåer och försöker minimera denna genom att ändra värdet på parametrar i modellen som användaren kan specificera. Värt att notera är att PEST som standard använder sig av Gauss-Marquardt-Levenberg metoden för att hitta den bästa uppsättningen parametrar. Eftersom Gauss-Marquardt-Levenberg metoden hittar ett lokalt minimum är det inte säkert att lösningen som PEST hittar är den som överensstämmer bäst med uppmätta data totalt sett (PEST, 2013).

4.5 Microfem

Microfem är ett finita elementprogram för grundvattenmodellering som utvecklas av holländaren C. J. Hemker. Även Microfem kan precis som Feflow modellera stationära och tidsberoende förhållanden för öppna och slutna akviferer. I programmet bygger man upp sin modell med ett FE-nät, randvillkor och upp till tjugo akviferer eller akviferslager. Mellan dessa

lager kan man introducera akvitarder och flödet mellan akvifererna eller akviferslagren modelleras med en läckagefaktor. Microfem använder finita elementmetoden för att beräkna det horisontella flödet inom modellen medan de vertikala flödeskomponenterna beräknas med en finita differensmetod, vilket betyder att grundvattenpotentialen i modellen räknas fram med hjälp av en hybridmetod mellan finita element och finita differensmetoden. (Hemker, C.J., 2013a).

Modelleringen med Microfem kan antingen vara kvasitredimensionell eller helt tredimensionell. För att göra modellen helt tredimensionell måste man dela upp varje akvifer och akvitard i flera lager, på så sätt beskriver läckagetermen det vertikala flödet inom akviferen. Utan denna uppdelning har modellen endast horisontellt flöde inom akvifererna (Leake & Mock, 1997).

4.6 Användbarhet av modelleringsprogram

Användbarhet är ett brett begrepp och svårdefinierat begrepp. För att resultatet av en modellering ska kunna anses användbart bör modellen till tillräckligt stor del kunna representera verkliga fenomen. En annan aspekt av användbarhet är hur enkelt det är att arbeta med programvarorna, alltså hur användarvänligt gränssnittet i programvaran är. Vid design av gränssnitt för programvaror och andra interaktiva miljöer finns det åtta generella "gyllene regler" som man bör ta hänsyn till (Schneiderman & Plaisant, 2010):

1. Sträva efter följdriktighet.
2. Möjliggöra en universell och flexibel miljö.
3. Ge återkoppling.
4. Ha ett tydligt arbetsflöde mot målet.
5. Försvåra för misstag från användaren.
6. Ge möjlighet att ångra felaktiga åtgärder.
7. Stöd den inre känslan av kontroll hos användaren.
8. Minska kravet på användaren att lägga saker på minnet.

För en mer utförlig förklaring hänvisas till Schneiderman och Plaisant (2010). Dessa regler är allmänna för all gränssnittsdesign och kan därför användas vid utvärdering av användbarheten hos de två programvarorna som använts i det här projektet.

5 Konceptuell modell

5.1 Beskrivning av modellområdet

5.1.1 Geografi och topografi

Impregneringsområdet ligger sydsydväst om Höregölen och norr om Runnerydssjön. Det är en flack yta på cirka sju hektar med en höjd på 293-294 meter (RH70, Figur 2-2).

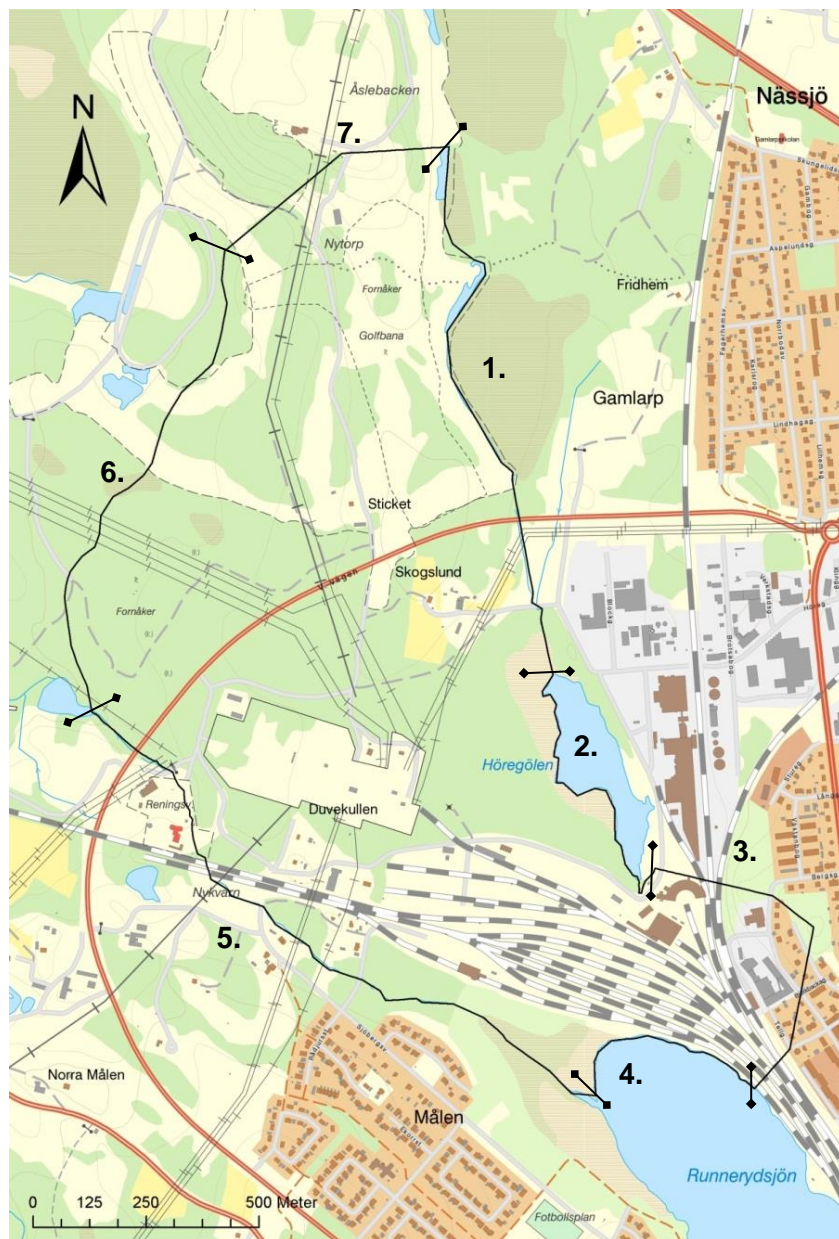
Modellområdet (Figur 5-1) sträcker sig från Åslebacken i norr till Runnerydssjön i söder, en sträcka på cirka 2,3 kilometer. Modellens östra gräns utgörs av Höregölen västra strandkant och följer stråket av våtmarker norrut. Den västra gränsen följer i stort sett höjdkurvan för 277 meter, och den öst-västliga utsträckningen på modellen är som mest ungefär två och en halv kilometer. Den högsta delen av modellområdet är Åslebacken i norr på 320 meter, generellt sluttar markytan inom modellområdet svagt västerut men impregneringsområdet är i stort sett plant (se Figur 2-2).

5.1.2 Randvillkor

Generellt kan sägas att ju närmare området man är intresserad av att undersöka som ett randvillkor är beläget desto troligare är det att det har en stor påverkan på förhållandena i området och desto viktigare är det att värdet stämmer med verkligheten. I punkterna ett till sju nedan anges och beskrivs de randvillkor som ansatts för modellområdet. Randvillkorens geografiska läge kan ses i Figur 5-1. I Bilaga 11.4 finns en tabell med intervall inom vilka värdena för randvillkoren anses vara. För alla randvillkor antas stationära förhållanden.

1. **Våtmarker längs östra gränsen.** Den östra gränsen av modellområdet består av våtmarker och vattendrag som antas stå i förbindelse med grundvattnet. Därför ansattes en specificerad grundvattenpotential på en nivå mellan markytan och en meter under den som randvillkor här. Denna modellgräns ligger relativt långt ifrån impregneringsområdet och det exakta värdet på detta randvillkor bedömdes vara mindre viktigt (se även Avsnitt 6.3).
2. **Höregölen** förutsätts stå i förbindelse med grundvattnet och den västra stranden av sjön användes som ett randvillkor med en specificerad grundvattenpotential med samma värde som nivån på sjöns vattenyta en senare antas vara konstant och lika med medelvattenståndet i sjön.
3. **Nässjö stad.** Modellgränsen är i det sydöstra hörnet dragen vinkelrätt mot höjdkurvorna på en höjd som är cirka 30 meter högre än bangården. På denna höjd finns det även berg i dagen (SGU, 1989) och då landskapets former i denna region i stort sett följer berggrundens (Daniel, 2001) är det troligt att denna höjd har en kärna av berg med låg hydraulisk konduktivitet. Det är alltså troligt att höjden fungerar som en grundvattendelare och att grundvattnets flödesriktning är mot de två sjöarna Höregölen och Runnerydssjön vilket gör att randvillkoret här utgörs av en nollflödesgräns.
4. **Runnerydssjön** förutsätts stå i förbindelse med grundvattnet och den norra stranden av sjön användes som ett randvillkor med en specificerad grundvattenpotential med samma värde som nivån för sjöns vattenyta. Nivån på vattenytan antas vara konstant och lika med medelvattenståndet i sjön.
5. **Nässjöån** antas stå i förbindelse med grundvattnet och ån användes som ett randvillkor med specificerad grundvattenpotential med samma värde som åns vattenyta. Nivån på vattenytan interpolerades utifrån sex mätpunkter.

6. **Västra gränsen.** I väster finns ingen naturlig modellavgränsning. Här användes en grundvattenpotentialen på ungefär två meter under markytan, ett värde i samma storleksordning som grundvattenytan generellt i området. Även om detta värde inte är väl underbyggt är gränsen belägen relativt långt från impregneringsområdet, ungefär 1 kilometer, och det exakta värdet på grundvattenpotentialen bedöms ha liten påverkan på grundvattenförhållandena inom och i närheten av bangården (se även Avsnitt 6.3).
7. **Åslebacken** är en höjd som är cirka 20-25 meter högre än omgivande terrängmed berg i dagen (SGU, 1989). Då landskapets former i denna region i stort sett följer berggrundens (Daniel, 2001) är det troligt att denna höjd har en kärna av berg med låg hydraulisk konduktivitet. Det är alltså troligt att höjden fungerar som en grundvattendelare och att grundvattnets flödesriktning är vinkelrät mot höjdkurvorna och därför parallell med modellgränsen. Med tanke på detta har denna modellavgränsning ansatts som en nollflödesgräns.



Figur 5-1 Modellområdets gränser och nummer med hänvisning till randvillkor. Kartområde O1, se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.

5.1.3 Berggrund

Berggrunden i modellområdet och dess nära omgivning består av bergarter ur Almesåkrgruppen, en grupp sedimentära bergarter där sandsten, konglomerat och skiffer ingår (Daniel, 2001), som i området antas ha en mäktighet på cirka 400 meter (Wik *et al.*, 2006). I detta modelleringsprojekt har berggrunden modellerats ned till ett djup av femtio meter. Detta djup har valts för att det anses tillräckligt för modelleringens syften. Den generella sprickriktningen är i nordsydlig riktning (Wik *et al.*, 2006). Enligt Pousette *et al.* (1989) har Almesåkrgruppen en hydraulisk konduktivitet på $6,6 \cdot 10^{-6}$ m/s ($5,7 \cdot 10^{-3}$ m/d), vidare anger man också en hydraulisk konduktivitet på $2,2 \cdot 10^{-6}$ m/s ($1,9 \cdot 10^{-3}$ m/d) för ett lokalt område nordväst om Nässjö stad (Pousette, Fogdestam, & Enqvist, 1989). Ett intervall inom vilket den hydrauliska konduktiviteten kan tänkas variera finns i Bilaga 11.4.

5.1.4 Jordarter

SGUs kartering av jordartsutbredningen i det aktuella området visas i Figur 5-2.

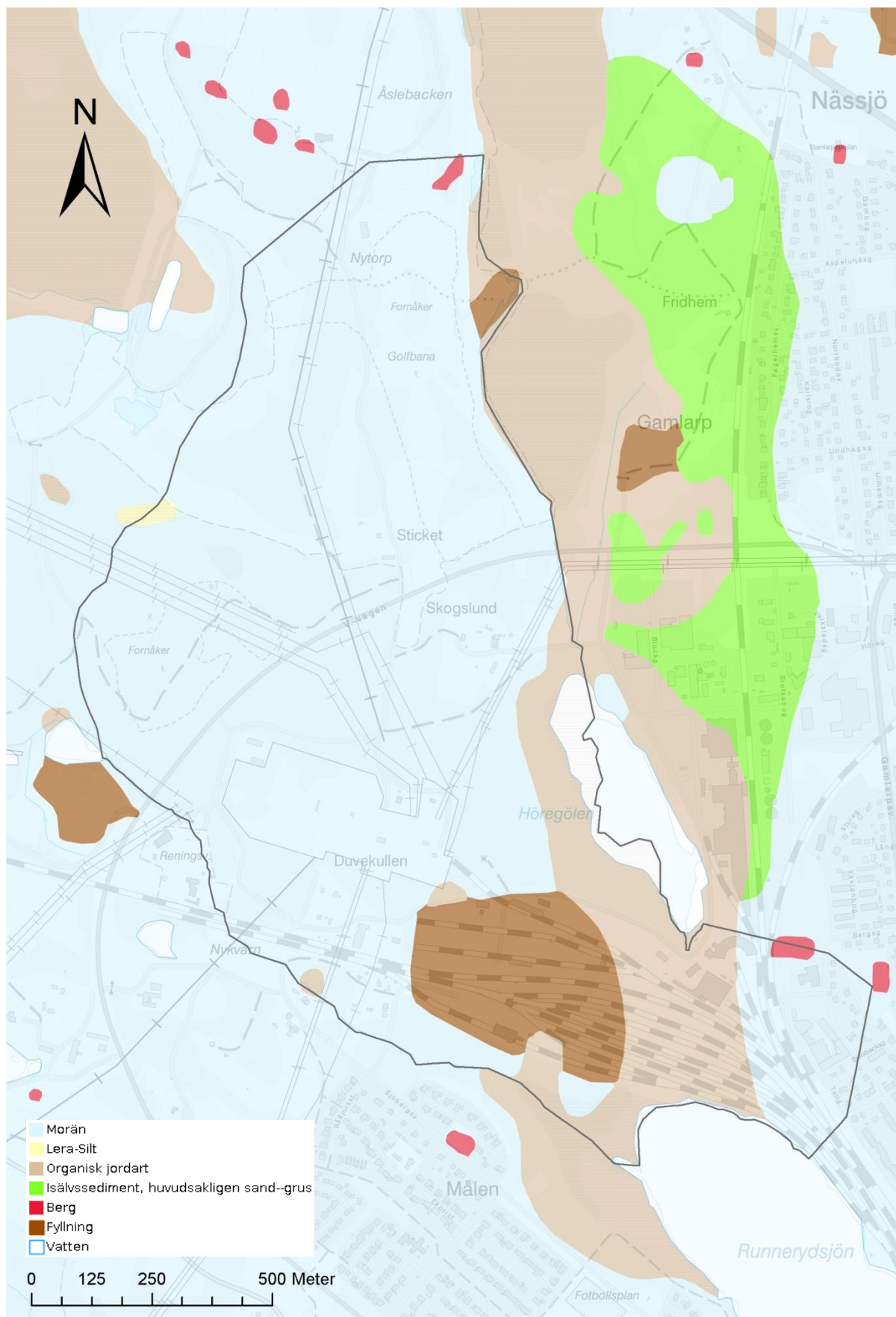
Berggrunden i området täcks av siltig till siltig sandig morän (Daniel, 2001). Den hydrauliska konduktiviteten för silt, sandig silt och morän ligger enligt Fetter (2001) i intervallet 10^{-8} – 10^{-6} m/s. Moränens generella hydrauliska konduktivitet antas ligga inom detta intervall. Under kalibreringen (se Avsnitt 6.2 och 7.2), infördes delområden av moränen (Figur 5-3) som kan ha olika hydraulisk konduktivitet inom intervallet för morän.

I modellområdets östra del och inom impregneringsområdet finns en del torv. Inom impregneringsområdet är torvlagret inte sammanhängande och relativt tunt, i storleksordningen en meter, men vid Höregölens sydvästra hörn är torvlagret cirka sju till åtta meter tjockt.

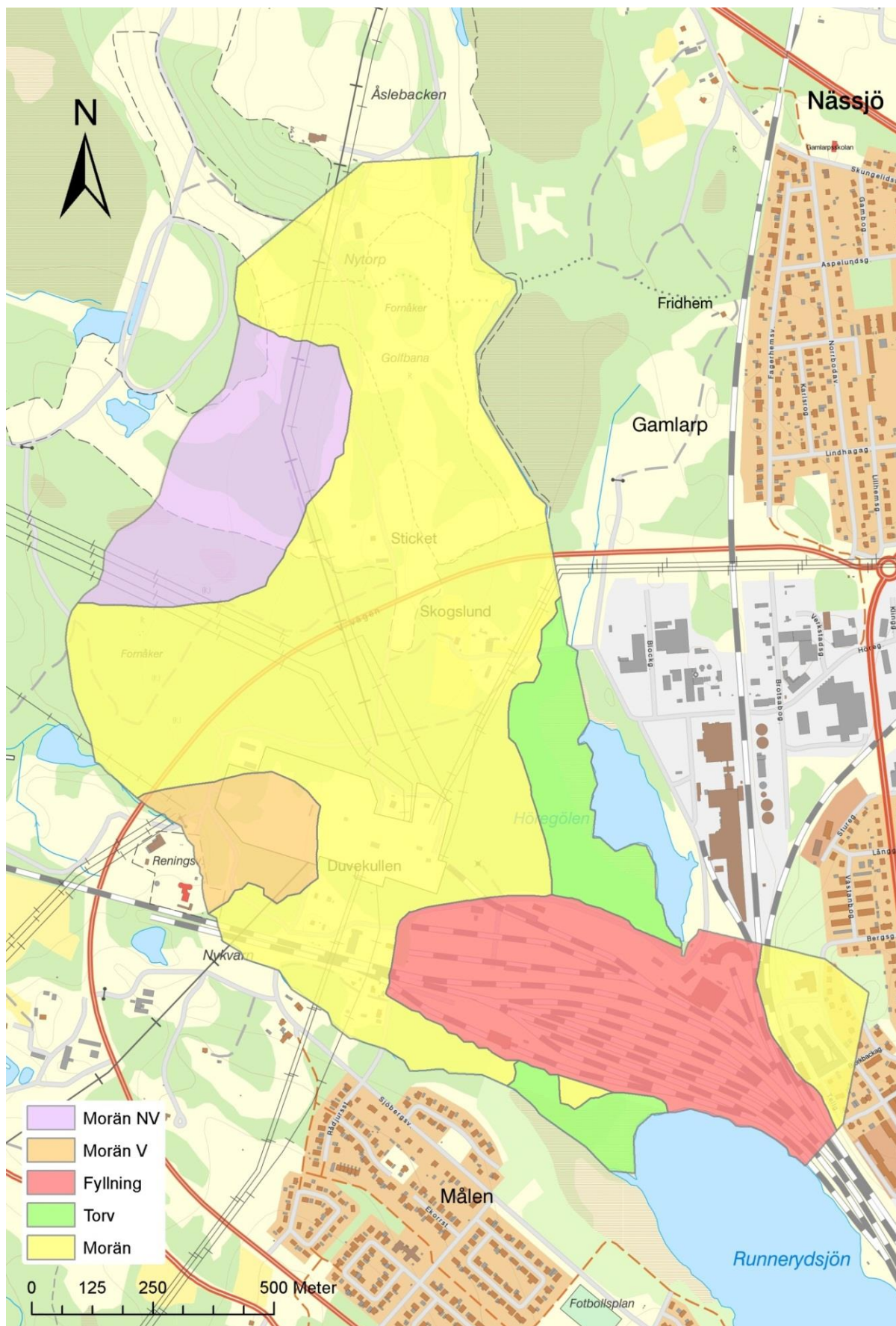
Inom bangården är moränen och eventuell torv täckt av diverse fyllnadsmaterial som varierar i tjocklek mellan ett par decimeter till sju meter, i snitt är mäktigheten på fyllningen 1,3 meter. Undersökningar gjorda i området visar att fyllningens utbredning är underskattad på SGUs kartering av jordarter. Fyllningen är heterogen men består åtminstone delvis av grus och sand varför en hydraulisk konduktivitet mellan 10^{-5} och 10^{-2} m/s antas vara rimligt (Knutsson & Morfeldt, 2002).

Effektiv porositet antas generellt ligga i intervallet 0,25-0,3 (Knutsson & Morfeldt, 2002). I Bilaga 11.4 redovisas värden för de hydrauliska egenskaperna i modellområdet och hur de kan variera.

En tidigare genomförd propumpning visar på en sammantagen hydraulisk konduktivitet för jordakviferen, alltså fyllning, eventuell torv och underliggande morän på $4 \cdot 10^{-6}$ m/s (0,35 m/d) (Tyréns AB, 2012b).



Figur 5-2 Jordarter för det aktuella området enligt SGUs kartering, modellområdet är markerat med grå linje. Kartområde O1, se Figur 2-1, © Sveriges geologiska undersökning, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.



Figur 5-3 Områdesindelning för hydraulisk konduktivitet, konduktivitetsintervall för de olika områdena återfinns Bilaga 11.7. Kartområde O1, se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.

5.1.5 Grundvatten

Grundvattennivån inom impregneringsområdet har tidigare uppskattats med hjälp av mätningar i grundvattenrör och provpumpningar och anses variera mellan 0,3 och 2,3 meter under markytan (Tyréns AB, 2012b).

Hela modellområdet antas ha god genomsläpplighet för nederbörd då det till största delen består av skogsmark och andra bevuxna ytor. Inom impregneringsområdet är marken grustäckt, och all avrinning kan därför antas infiltrera markytan. SGU (Pousette *et al.* 1989) anger en avrinning på 250-300 millimeter per år. Månadsvis nederbördsdata finns för en station ca 500 meter från modellområdet. För avdunstning finns SMHIs skattning på 400 mm/år medan SGU anger en avdunstning på 475-500 mm/år. För modelleringarna inom detta projekt antas nybildningen vara konstant över tiden.

5.1.6 Reningsverk

På impregneringsområdet finns ett reningsverk som pumpar vatten med ett flöde på 18 l/min (cirka 26 m³/d) från en 80 meter lång dräneringsledning i impregneringsområdets nordöstra del (Figur 5-4). Ledningen ligger på 289,8 meters höjd, alltså ungefär en och en halv meter under den genomsnittliga grundvattennivån. Det reade vattnet återinfiltreras i en anlagd våtmark med fri vattenyta strax norr om området (Figur 5-4).

5.1.7 Kulvert mellan Höregölen och Runnerydssjön

Inom modellområdet går en kulvert med 1,2 meters diameter som reglerar vattennivån i Höregölen (Figur 5-4). Det finns indikationer på att det sker ett betydande grundvattenläckage till kulverten vilket gör att den inkluderas i modellen. Läckagets storlek är svårbestämt men information finns om kulvertens totala flöde. Den exakta höjdnivån för kulverten är okänd men den antas gå linjärt mellan de två sjöarna.



Figur 5-4 Orienteringskarta för impregneringsområdet med dräneringsledning, kulvert, modellgränser, impregneringsområde och infiltrationsanläggning. Kartområde O2 se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.

5.2 Profil för modellen

Modellområdets lagerföljd och geologiska enheter kan förenklas till de tre olika profilerna A, B och C, och en generaliserad tvärsektion visas i Figur 5-5. Mäktigheter på de olika geologiska enheterna har uppskattats utifrån provtagning genomförd av Tyréns inom och runt bangården (se Avsnitt 2.3 och Bilaga 11.1) samt uppgifter från Jordartskartan för Nässjö NO (SGU, 2001) med tillhörande beskrivning (Daniel, 2001).

A. Impregneringsområde

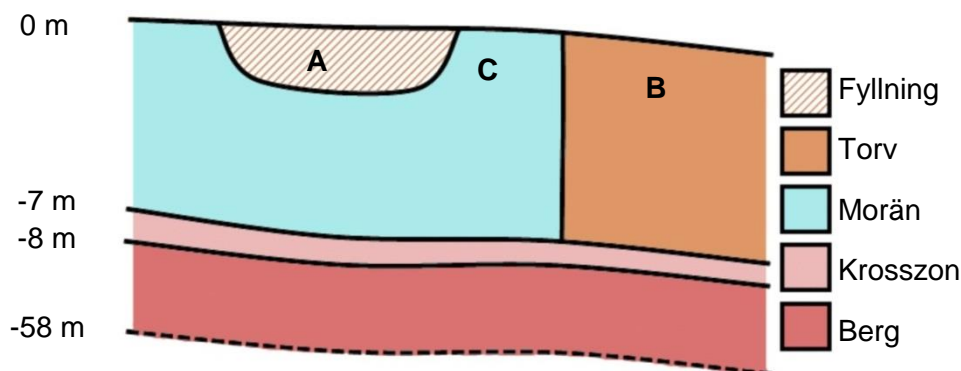
1. *Fyllning*. Mäktigheten inom bangården kan interpoleras från provpunkter. Generellt varierar den mellan 0,1 och sju meter med ett genomsnitt på 1,3 meter.
2. *Morän*. Mäktigheten uppskattas från provborrningar till i genomsnitt ungefär sju meter.
3. *Krosszon*. Mäktigheten uppskattas till cirka en meter.
4. *Berg*. Modelleras ned till femtio meters djup från bergöverytan.

B. Torv

1. *Torv*. Mäktigheten uppskattas till cirka sju meter.
2. *Krosszon*. Mäktigheten uppskattas till cirka en meter.
3. *Berg*. Modelleras ned till femtio meters djup från bergöverytan.

C. Övrig modellyta

1. *Morän*. Mäktigheten uppskattas vara omkring sju meter.
2. *Krosszon*. Mäktigheten uppskattas till cirka en meter.
3. *Berg*. Modelleras ned till femtio meters djup från bergöverytan.



Figur 5-5 Profil för konceptuell jordlagerföljd med tre olika lagerföljder: A, B och C. Figuren är tänkt att visa lagerföljden för en profil som går över impregneringsområdet och i nordöstlig riktning upp mot Höregölen. Figuren är inte skalendig.

5.3 Föroreningstransport

Som tidigare angetts (se Avsnitt 1.2) har endast masstransporten av naftalen modellerats.

5.3.1 Förenklad föroreningssituation

För att kunna beskriva föroreningens utbredningen i modellen gjordes flera antaganden. Dessa antaganden är gjorda med ett värsta tänkbart scenario som utgångspunkt. All fyllning som är inom impregneringsområdet antas vara konstant mättat med föroreningar och det antas även att naftalenkoncentrationen i vattenfasen är samma som maximal mättnadskoncentration.

Maximal mättnadskoncentration bestäms genom att linjärt interpolera mellan mättnadskoncentration för temperaturerna i Tabell 3-1. Med ett antagande om att grundvattentemperaturen är cirka 6°C ger detta en maximal mättnadskoncentration på ungefär 17 mg/l. Det finns förhållanden då mättnadskoncentrationen för naftalen kan vara större (se Avsnitt 3.3.2) men eftersom man vid provpumpningar på impregneringsområdet (se Avsnitt 2.3) som mest har uppmätt en naftalenkoncentration på ca 16 mg/l anses antagandet vara acceptabelt.

Antagandet att vattenfasen i det berörda området är konstant mättad med naftalen kan motiveras med att man åtminstone lokalt hittat stora mängder kreosot som är bundet i den fasta fasen och även en del i fri fas (WSP Environmental, 2007). Vattenfasen som är i kontakt med dessa områden kan därför komma att mättas med naftalen upp till maximal mättnadskoncentration.

5.3.2 Simuleringstider

Start för simuleringen av föroreningstransporten var det år då impregneringsanläggningen togs i bruk, 1918 och som slutpunkt sattes 2014, då det är planerat att schaktningen ska påbörjas. Impregneringsanläggningen togs ur bruk 2005 men eftersom det troligtvis finns naftalen kvar i marken även efter detta antas naftalenskoncentrationen i vattnet vara konstant (17 mg/l) under hela simuleringstiden. Reningsverket började användas 1998 och inkluderas (pumpning från dräneringsbrunn samt återinfiltration i den konstgjorda våtmarken) i den tidsberoende modelleringen från och med det året. En översikt med simuleringstiderna ges i Figur 5-6.



Figur 5-6 Översikt av simuleringstid och den tid då reningsverket samt impregneringsanläggningen är i bruk.

5.3.3 Parametrar för föroreningstransport

På grund av bristande information om de olika geologiska enheterna i modellområdet ansattes samma parametrar för föroreningstransporten inom hela modellområdet.

Effektiv diffusionskoefficient i vatten är för de flesta ämnen i storleksordningen $1 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ (Fetter, 1999) denna diffusionskoefficient antas även gälla för naftalen.

Den longitudinella dispersiviteten uppskattas genom att använda längsta möjliga plymlängd (med hänsyn till grundvattenflödet) i den riktning som den dominerande föroreningstransporten antas ske. Genom att göra detta kan man få en uppskattning av dispersiviteten som stämmer bra med föroreningstransport i den riktning som antas vara viktigast för resultatet. Eftersom Höregölen ligger relativt nära och nedströms impregneringsområdet antas den vara dominerande recipient av föroreningarna. Längsta plymlängd från impregneringsområdet till Höregölen uppskattas till ca 150 meter, detta ger (enligt Formel 3-18) en longitudinell dispersivitet på ca fem meter och en transversell dispersivitet på ca 0,75 meter om medelvärdet på 0,15 används för kvoten $\frac{\sigma_T}{\sigma_L}$.

För anaerob biologisk nedbrytning användes en halveringstid på 258 dagar (se Tabell 3-1) detta motsvarar en nedbrytningshastighet på $0,00269 \text{ d}^{-1}$.

6 Modellering i Feflow

I detta kapitel beskrivs implementeringen av den konceptuella modellen i Feflow. Kalibrering, känslighetsanalys och validering i Feflow beskrivs och kommenteras. Sist i kapitlet redogörs även för hur simuleringen i Feflow genomfördes. För tydlighetens skull diskuteras dessa modelleringssteg här, en mer utförlig diskussion finns i Kapitel 8.

6.1 Modelluppbyggnad i Feflow

6.1.1 Geometri och FE-nät

Modelluppbyggandet i Feflow började med att definiera modellområdet och geometrin. Eftersom Feflow är kompatibelt med ArcGIS behandlades kartor och geografisk information i ArcGIS och lästes sedan in direkt i Feflow som shape-filer (filformat inom GIS). Utifrån dessa geometrier skapades det finita elementnätet genom att använda funktionen *GridBuilder* och ange antalet önskade element. I områden av större intresse gjordes FE-nätet finare. Efter någon modellkörning förfinades nätet även i områden med brant hydraulisk gradient, en bild av nätets uppbyggnad finns i Bilaga 11.2. Den slutgiltiga versionen av FE-nätet är uppbyggd av 25238 stycken noder per lager, med ett nodavstånd på cirka tre meter inom impregneringsområdet och cirka femton meter som största elementstorlek utanför impregneringsområdet. Modellens totala area är 163,2 hektar (1,63 km²). Kulverten och dräneringsledningen importerades till Feflow som shape-filer.

6.1.2 Höjddata och lager

Markytans nivå importerades till Feflow som geografisk punktdata från ArcGIS. Punktdata interpolerades sedan i Feflow för att skapa en kontinuerlig yta.

Feflow-modellen är uppbyggd av horisontella lager med olika hydrauliska egenskaper och mäktighet enligt lagerföljden i Avsnitt 5.1.4 med tre till fyra huvudlager som representerar de geologiska enheterna. För att implementera fyllningslagret i modellen användes uppmätt punktdata (se Avsnitt 2.3 och Bilaga 11.1) som även den importerades till och interpolerades i Feflow. Den totala mäktigheten för fyllning och morän inom impregneringsområdet ansattes till sju meter. I det resterande modellområdet ansattes moränens respektive torvens mäktighet till sju meter. Krosszonen representeras i modellen med ett en meter mäktigt lager över hela modellen och det underliggande berget modellerades ned till femtio meter under bergöverytan.

Även om jordlagerföljden maximalt bedöms bestå av fyra lager (Figur 5-5) används totalt tio lager i modellen i Feflow. Dessa extra lager lades till för att kunna placera kulverten och dräneringsledningen på rätt nivå samt för att öka den vertikala upplösningen i modellen. För modelleringen av föroreningstransporten delades moränen och berget upp i ytterligare två lager för att kunna hantera stora koncentrationsgradienter.

6.1.3 Randvillkor

Randvillkoren ansattes enligt beskrivningen i den konceptuella modellen (se Avsnitt 5.1.2). För randvillkor 1 och 6 användes den interpolerade markytan som utgångspunkt. Randvillkor 2 och 4 utgörs av medelvattenståndet för Höregölen och Runnerydssjön, randvillkor 3 och 7 ansattes som nollflödesgräns och för randvillkor 5 utnyttjades kända vattennivåer för Nässjöån som interpolerades.

Det är osäkert hur mycket kulverten mellan Höregölen och Runnerydssjön verkligen dränerar området. Diametern och det totala flödet i kulverten är visserligen känt men man vet inte hur

mycket grundvatten som infiltrerar röret eftersom detta beror på kulvertens vertikala läge, grundvattenpotentialen samt hur tät kulverten är. Denna situation kan beskrivas med ett randvillkor för allmän grundvattenpotential där inflödet till kulverten bestäms av skillnaden mellan en referenspotential och grundvattenpotentialen vid randvillkoret samt av en konduktans som avgör hur lätt vattnet infiltrerar. Randvillkoret för kulverten lades in i noder på samma nivå som kulvertens övre och undre del. I Feflow-modellen sker flödet genom kulverten till vertikala elementytter mellan de noder där man ansatt den allmänna grundvattenpotentialen.

6.1.4 *Hydrauliska egenskaper*

Hydraulisk konduktivitet för de olika lagren angavs manuellt i Feflow med utgångspunkt från den konceptuella modellen (se Avsnitt 5.1.4) och jordartskartan (SGU, 2001).

6.1.5 *Övriga parametrar*

Nybildning för modellen lades i Feflow som utifrån värden i den konceptuella modellen. För elementen som representerade den anlagda våtmarken ansattes en högre nybildning.

Dräneringsledningen lades in i modellen genom att elementens kanter längs med dräneringsledningen fick en högre konduktans. Uttaget från dräneringsledningen modellerades som en brunn med slits på samma nivå som dräneringsledningen.

6.1.6 *Föroreningstransport*

För att kunna modellera hur föroreningsutbredningen förändras över tiden krävs en tidsberoende modellering (se Avsnitt 4.3). Utöver denna modellförändring i Feflow behöver man bestämma föroreningarnas startkoncentration och utbredning, randvillkor för masstransporten samt en tidsperiod för vilken man vill köra modellen. Det behövs även information om ytterligare masstransportparametrar som dispersion, diffusion, och nedbrytning.

Naftalenföroreningarna infördes i Feflow-modellen som en konstant föreskriven föroreningskoncentration på 17 mg/l i alla noder som representerar fyllning innanför impregneringsområdet. Som randvillkor för modellområdet användes en föreskriven föroreningskoncentration med koncentrationen noll mg/l för flöden in till modellen, och för koncentrationen i utflödet tillåts variera och är samma som vid modellens kant. Parametrar för diffusion, dispersivitet, magasin-koefficient och nedbrytning fick samma värden för alla element i hela modellen enligt Avsnitt 5.3.3.

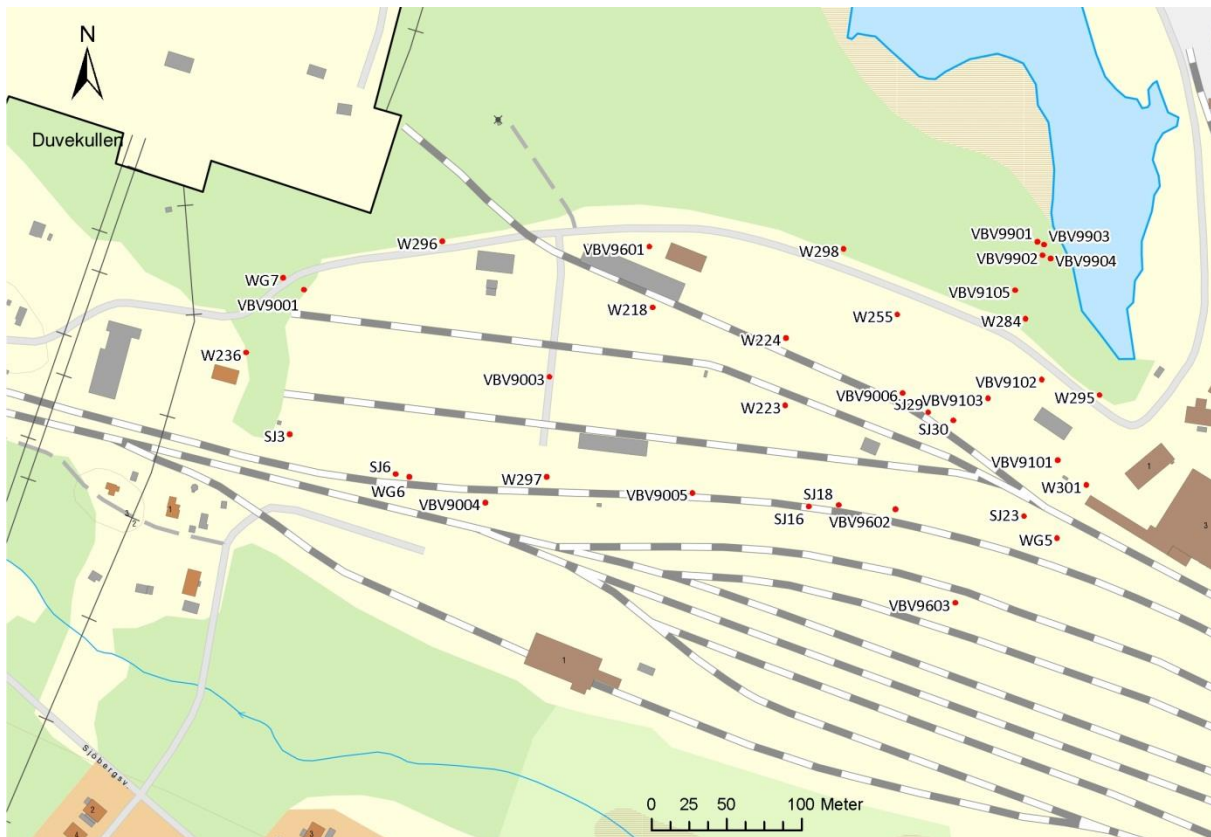
6.2 Kalibrering av Feflow-modellen

6.2.1 *Kalibreringsdata*

För stationär kalibrering av modellen användes årsmedelvärdet av grundvattennivåobservationer (två till tre observationer per år) från tre olika år, 2008, 2010 och 2012. Antalet observationer varierar mellan de olika åren (se Figur 6-1 och Bilaga 11.5). Vid kalibreringen jämfördes de modellerade värdena med de observerade värdena i samma punkter och en avvikelse från årsmedelvärdet på 0,5 meter accepterades.

Efter en grov manuell kalibrering kördes en automatiserad kalibrering med de manuellt kalibrerade parametrarna som startvärden. Den automatiserade kalibreringen utgår endast ifrån modellens fel med avseende på inlagda observationspunkter. För att även vid kalibreringen kunna undvika översvämningar lades det in virtuella observationspunkter på platser där det i modellen var problem med grundvattennivåer över markytan.

Det gjordes även ett försök med att kalibrera modellen för tidsberoende förhållanden (se Avsnitt 4.3 och 6.5.2) genom att använda informationen från två tidigare genomförda provpumpningar samt uppmätt nederbörd.



Figur 6-1 Placering och benämning av observationspunkterna. Kartområde O2, se Figur 2-1, bakgrundskarta ©Lantmäteriet i2012/927.

6.2.2 Förändringar av modellen

Områden där modellen ofta blev översvämmad, trots att ingen översvämmning fanns i verkligheten, delades in i egna konduktivetsområden (Figur 5-3) för att kunna variera konduktiviteten oberoende av den omgivande. Detta kan motiveras med att morän är ett material med naturligt varierande kornstorlek och sammansättning, och därför kan även den hydrauliska konduktiviteten skifta lokalt. Visserligen finns inga starka belägg för att konduktiviteten i delområdena skulle vara högre men då man vet att det i verkligheten inte är någon översvämmning här kan man argumentera för de högre värdena.

Efter manuell finjustering av den automatiska kalibreringens resultat ansågs skillnaden mellan modellerad och observerad grundvattenpotential vara acceptabel, det vill säga generellt mindre än 0,5 meter fel (Figur 6-3).

6.2.3 Kalibreringsresultat

Parametervärden före och efter kalibrering redovisas i Tabell 6-1 och den kalibrerade grundvattenpotentialen samt områden som i modellen är översvämmade visas i Figur 6-2.

Fokus för kalibreringen var impregneringsområdet, det är där alla observationspunkter finns och det är också för beräkningar inom eller i direkt närhet till detta område som modellen ska

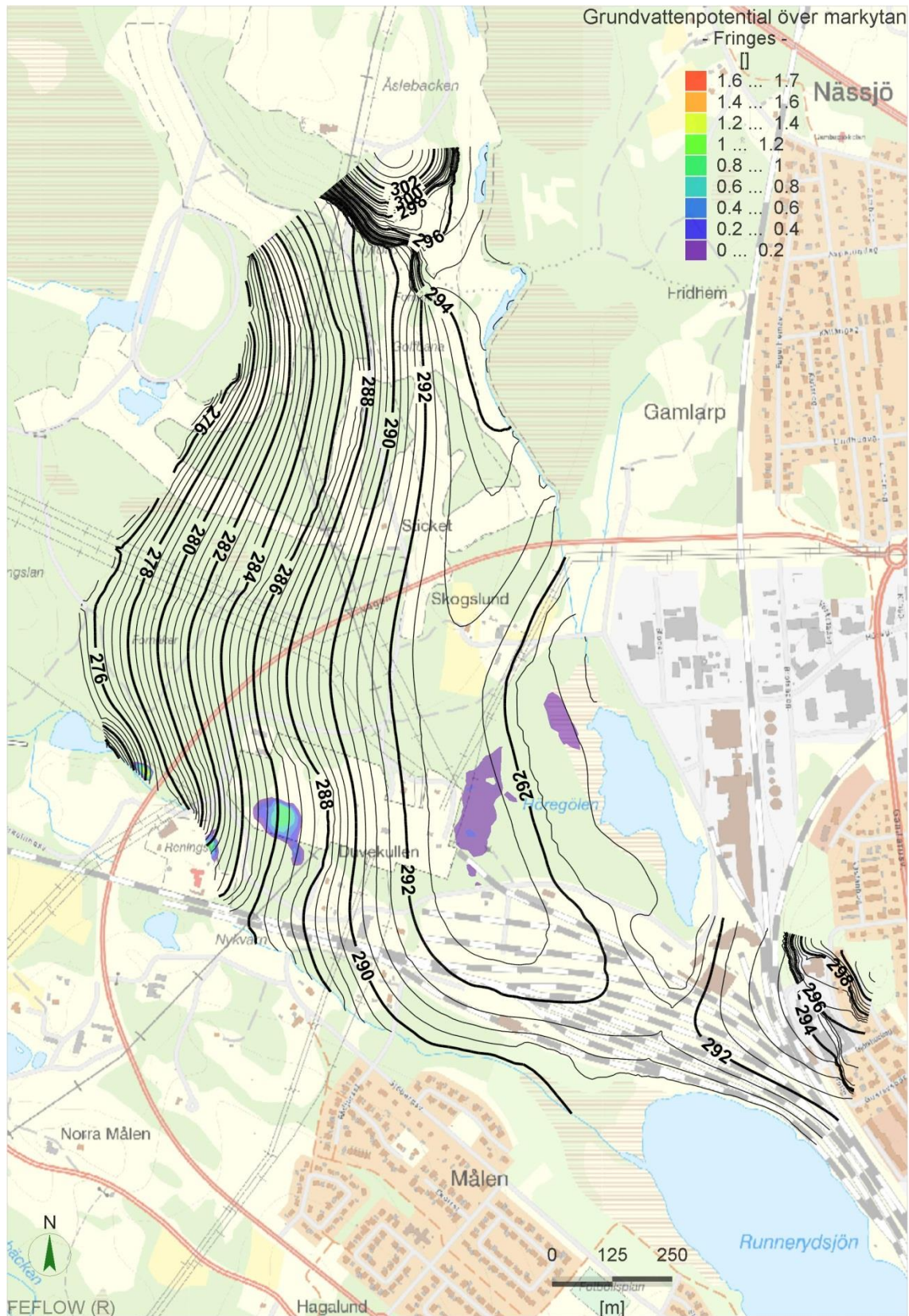
användas. Detta gör att den kalibrerade modellen inte är lika väl kalibrerad i modellområdets utkant, ett exempel på detta är de branta gradienterna i den norra spetsen av modellen.

De kvarvarande översvämningarna norr om impregneringsområdet är relativt små (ca 0-0.2 meter), de är även belägna i ett skogsområde med sämre dataupplösning på topografin än övriga områden. Förekomsten av våtmarker och tidigare undersökningar indikerar att grundvattenytan i stora delar av modellområdet är ytlig även i verkligheten. Översvämningen väster om impregneringsområdet är något större (upp till ca en meter). Detta skulle kunna vara en effekt av att moränens lokala konduktivitet eller de geologiska enheternas mäktighet i anslutning till översvämningen är något underskattade i modellen. Översvämningen sammanfaller även med en naturlig sänka i terrängen (se Figur 2-2).

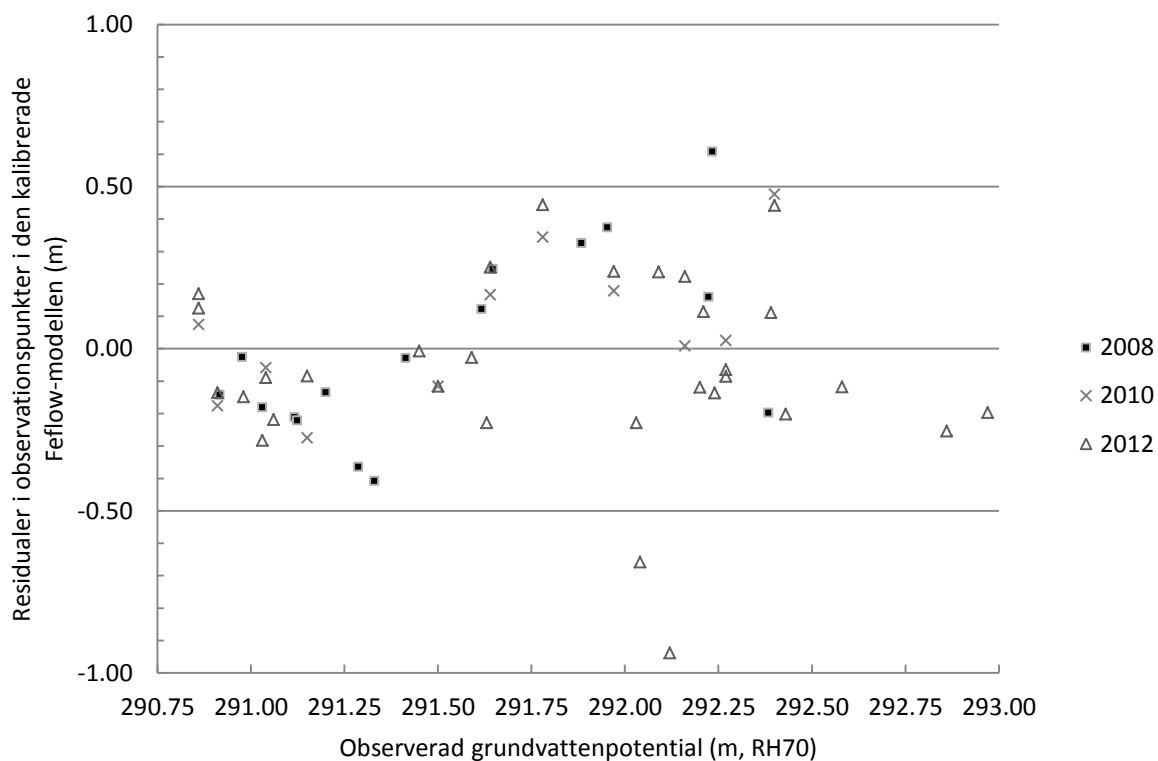
Tabell 6-1 Värderna på modellparametrar i Feflow före och efter kalibrering.

Parameter	Enhet	Före	Efter
Randvillkor			
Föreskiven grundvattenpotential			
1. Våtmarker längs östra gränsen	m u my	0,1	0,7
2. Höregölen	nivå (RH70)	291,05	290,85
4. Runnerydssjön	nivå (RH70)	290,05	290,05
5. Nässjöån	-	Interpolerat	Interpolerat
6. Västra gränsen	m u my	1	2
Föreskrivet flöde			
3. Nässjö stad	-	Nollflöde	Nollflöde
7. Åslebacken	-	Nollflöde	Nollflöde
Allmän grundvattenpotential			
Referensnivå kulvert	nivå (RH70)	290,5	290,5
Konduktans kulvert	d ⁻¹	8,64	15
Nybildning av grundvatten			
Nybildning	mm/år	276	276
Nybildning anlagd våtmark	mm/år	7500	7500
Hydraulisk konduktivitet			
Fyllning xy	m/s	1,0*10 ⁻³	1,0*10 ⁻⁴
Fyllning z	% av xy	15	15
Morän väst xy	m/s	4,0*10 ⁻⁶	2,3*10 ⁻⁵
Morän nordväst xy	m/s	4,0*10 ⁻⁶	1,4*10 ⁻⁵
Morän rest xy	m/s	4,0*10 ⁻⁶	2,3*10 ⁻⁶
Morän z	% av xy	15	15
Krosszon xy	m/s	1,0*10 ⁻⁴	5,8*10 ⁻⁵
Krosszon z	% av xy	15	15
Berg xy	m/s	2,2*10 ⁻⁸	2,2*10 ⁻⁷
Berg z	% av xy	15	15
Torv xy	m/s	1,0*10 ⁻⁵	5,8*10 ⁻⁵
Torv z	% av xy	15	15
Geologiska egenskaper			
Magasinskoefficient	-	0,2	0,2
Mäktighet jordakviferen	m	6	7
Mäktighet krosszonen	m	1	1

Skillnaden mellan de kalibrerade och observerade värdena visas i Figur 6-3 och en tabell med residualerna återfinns i Bilaga 11.5.



Figur 6-2 Grundvattenpotential inom modellområdet för den kalibrerade modellen, områden med grundvattenpotential över markytan är indikerade som meter över markytan (se teckenförklaring). Kartområde O1, se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.



Figur 6-3 Skillnad mellan modellerad och observerad grundvattenpotential i observationspunkterna i den kalibrerade Feflow-modellen för kalibreringsåren 2008, 2010 och 2012 som funktion av den observerade grundvattenpotentialen.

Med en accepterad avvikelse från observerad grundvattenpotential på +/- 0,5 meter kan modellen anses tillräckligt väl kalibrerad för syftet. Endast tre residualer, observationsrör SJ29 och SJ30 (2012) och från W296 (2008), är utanför från det accepterade intervallet (Figur 6-3). Observationspunkterna SJ29 och SJ30 ligger nära dräneringsledningen vilket kan vara en anledning till att den modellerade nivån där blir för låg. Dessa två grundvattenrör är även relativt gamla, från 1985, och sedan dess kan de ha täppts till och fått försämrade kontakt med grundvattnet. Rören är dessutom ytliga, 1,2 respektive 2,7 meter under markytan, och eftersom VBV9006 inte uppvisar samma avvikelse (-0,03 meter fel) anses det sannolikt att de uppmätta värdena för SJ29 och SJ30 är felaktiga. Ytterliggare en möjlig förklaring är att det skulle kunna vara mycket lokala stora variationer i hydrauliska egenskaper inom den mycket heterogena marken på impregneringsområdet.

Skillnaden mellan modellerad och uppmätt nivå i observationsrör W296 är för år 2008 0,6 meter och alltså större än accepterad nivå. Detta rör ligger i gränssonen av impregneringsområdet vilket gör att förhållandena här är osäkra. Det är också endast för ett års mätning som residualen överskrider maxgränsen vilket gör att denna avvikelse inte anses påverka modellen.

I Tabell 6-2 redovisas olika statistiska mått för residualerna, för år 2012 visas också resultatet om man bortser från SJ29 och SJ30. Det låga medelfelet visar att residualerna är jämnt fördelade kring noll. Medelvärden av felets absolutbelopp visar att felet mellan modellerad och observerad grundvattenpotential som medelvärdet ligger mellan 0,18 och 0,23 meter. Generellt är ett lägre värde på roten ur det genomsnittliga kvadrerade felet bättre än ett högt eftersom det visar på en mindre skillnad mellan modellerade och observerade värden.

Tabell 6-2 Beräknade statistiska mått för residualerna i den kalibrerade Feflow-modellen för kalibreringsåren.

Statistiskt mått	2008	2010	2012 alla	2012 ej SJ29/30
Medelfel	-0,0048	0,034	-0,064	-0,012
Medelvärdet av felets absolutbelopp	0,23	0,18	0,22	0,16
Roten ur det genomsnittliga kvadrerade felet	0,28	0,22	0,28	0,20

Flödesbalansen för den kalibrerade modellen i Feflow redovisas i Tabell 6-2. Det totala procentuella fel är mycket lågt (0,0010 procent) vilket visar att modellens numeriska fel är accepterbart och att kontinuitetsprincipen är uppfylld.

Tabell 6-3 Flödesbalans för den kalibrerade Feflow-modellen.

	Inflöde [m ³ /d]	Utflöde [m ³ /d]
Föreskriven grundvattenpotential	94,39	1256,49
Föreskrivet flöde (nollflöden)	0	0
Allmän grundvattenpotential	0	44,06
Brunn	0	26,00
Nybildning	1232,17	0
Totalt	1326,56	1326,55
	Flöde [m³/d]	Procent [%]
Skillnad	0,00135	0,0010

Varken analysen av residualer, statistiska mått eller flödesbalansen visar på några större fel i modellens kalibrering. Enligt resonemanget ovan med utvärdering av modellens kalibrering samt eventuella förklaringar till vissa avvikelser kan modellen anses vara väl kalibrerad.

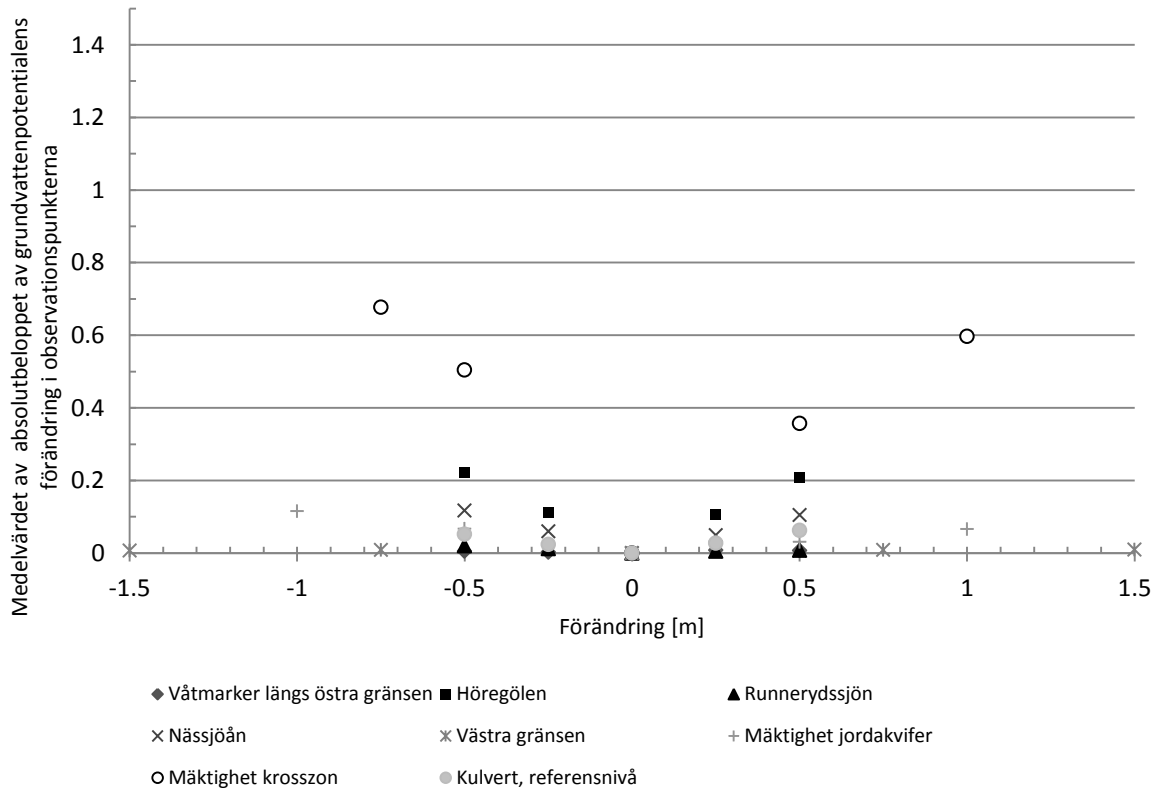
6.3 Känslighetsanalys av Feflow-modellen

För att kontrollera vilka modellparametrar som hade ett stort inflytande på Feflow-modellen och dess resultat gjordes en känslighetsanalys. Under denna ändrades en modellparameter i taget (enligt Bilaga 11.7) i den kalibrerade modellen. Grundvattenpotentialen i noden närmst varje observationspunkt, samma som för kalibreringen (Figur 6-1), noterades. Den hydrauliska konduktiviteten ändrades samtidigt i x-, y- och z-led så att den alltid var samma i x-led som i y-led. Konduktiviteten i z-led ändrades så att den alltid var 15 procent av konduktiviteten i x- och y-led.

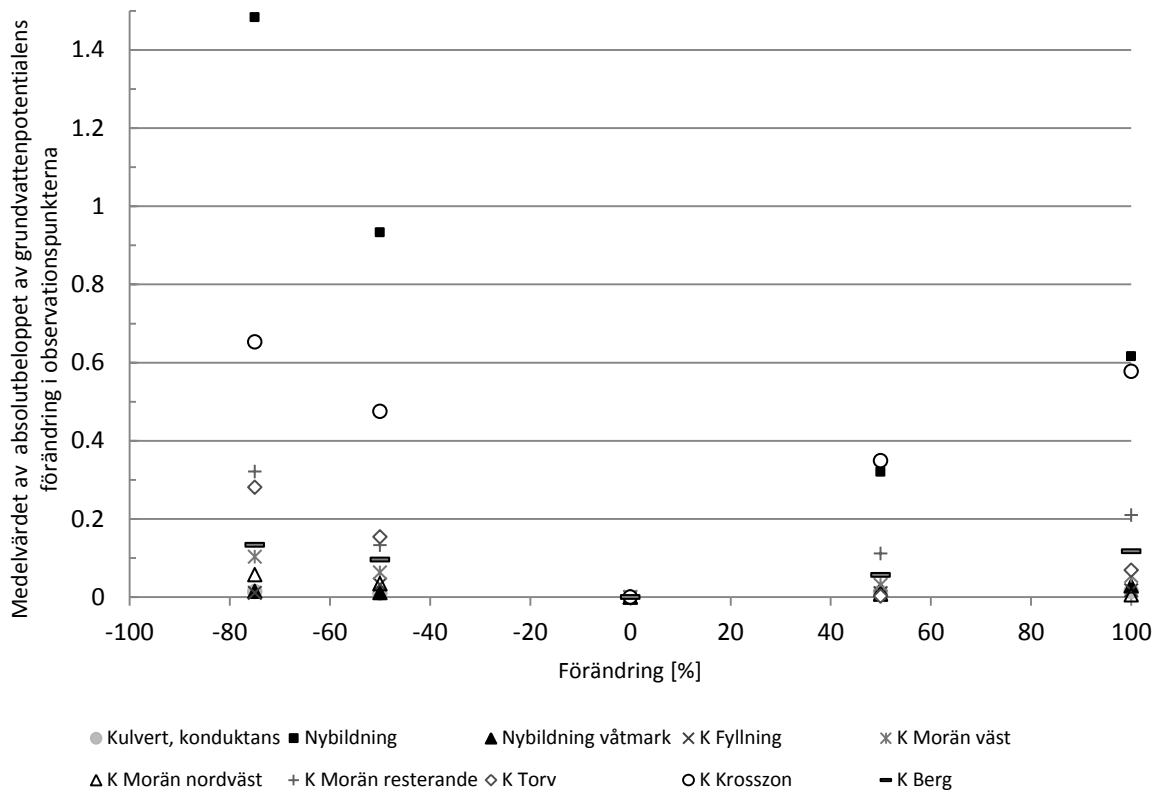
För att inte få observationsdata som är geografiskt snedfördelad har endast ett av VBV990X observationsrören, VBV9902, använts (se Figur 6-1). Vid känslighetsanalysen i Feflow föll en observationspunkt (VBV9101) bort. Eftersom variationen av grundvattenpotentialen i denna observationspunkt är låg och den är placerad i ett område med flera andra observationspunkter anses bortfallet inte påverka känslighetsanalysen nämnvärt.

Resultatet av känslighetsanalysen presenteras i Figur 6-4, Figur 6-5, Figur 6-6 och Figur 6-7 uppdelat efter om förändringen är procentuell eller absolut. Två olika mått på hur förändringarna påverkar modellen används, dels medelvärdet av grundvattenpotentialens förändring i observationspunkterna och dels medelvärdet av förändringens absolutbelopp.

Modellering i Feflow



Figur 6-4 Medelvärde av absolutbeloppet av grundvattenpotentialens förändring i observationspunkterna i modellen som funktion av den absoluta parameterförändringen i Feflow-modellen.



Figur 6-5 Medelvärde av absolutbeloppet av grundvattenpotentialens förändring i observationspunkterna som funktion av den procentuella parameterförändringen i Feflow.

Känslighetsanalysen visar att nybildningen har allra störst påverkan på modellen (Figur 6-5). Nybildningens stora inflytande beror på att det modellens största inflöde (se Tabell 6-3).

Krosszonens egenskaper, såväl mäktighet som hydraulisk konduktivitet, påverkar modellen i hög utsträckning (Figur 6-4 och Figur 6-5) vilket förklaras med att den har en relativt hög hydraulisk konduktivitet jämfört med de andra lagren och alltså är det mest vattenförande lagret. Detta stämmer även väl överens med de observationer som gjordes i samband med provpumpningen då krosszonen befanns ge ifrån sig mer vatten än överliggande material.

Av randvillkoren är det Höregölens nivå som har störst effekt på modellen (Figur 6-4). Att denna nivå är viktig är rimligt eftersom Höregölen och alltså randvillkoret ligger mycket nära impregneringsområdet och observationspunkterna. Även förändringar av nivån för randvillkoret vid Nässjöån ger visst utslag i känslighetsanalysen. Precis som Höregölen ligger Nässjöån relativt nära impregneringsområdet, samtidigt bidrar längden på randen att modellen blir känslig för nivåförändringar.

Hydraulisk konduktivitet för torv har viss inverkan på modellen (Figur 6-5). Detta skulle kunna förklaras med att dessa konduktivetsområden ligger mellan observationspunkterna och modellområdets rand. Eftersom modellområdets ränder nära observationspunkterna har en konstant grundvattenpotential kommer en förändrad hydraulisk konduktivitet även påverka grundvattenpotentialen vid observationspunkterna.

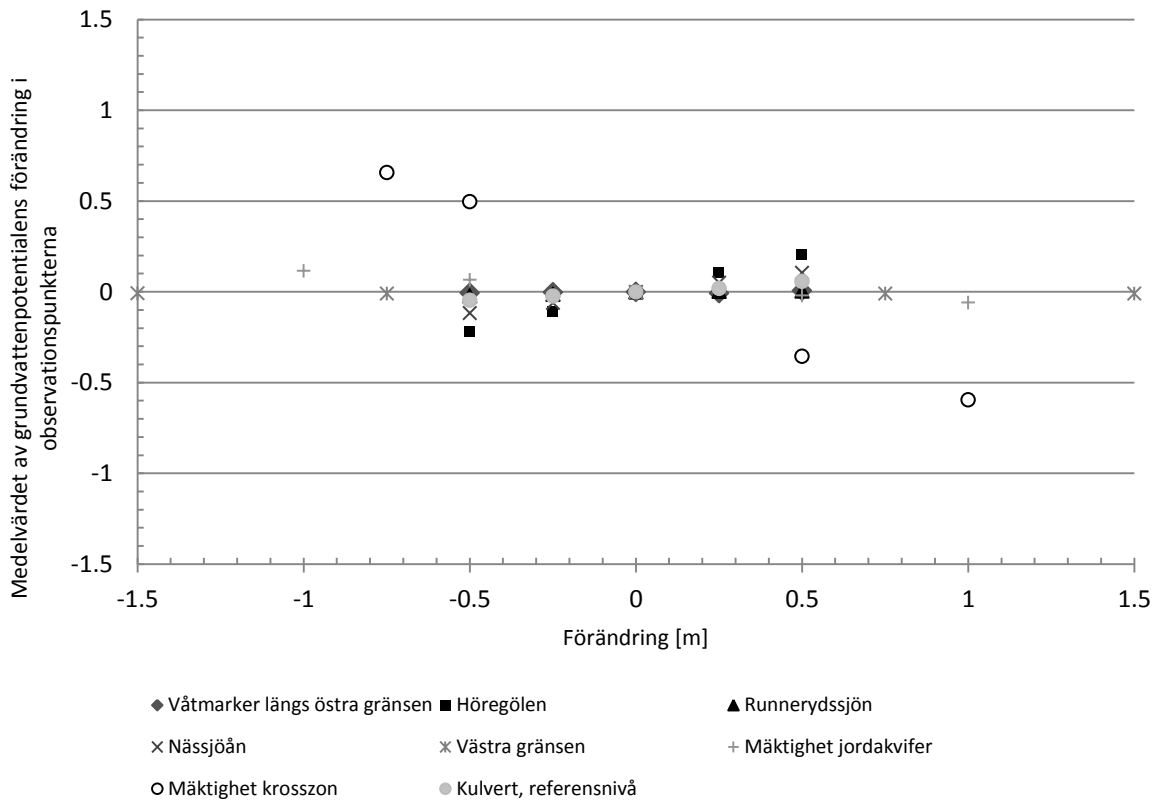
Det större moränområdet (Morän resterande) påverkar också modellen i viss grad (Figur 6-5). Eftersom detta moränområde täcker stora delar av modellområdet kan man förvänta sig viss påverkan på grundvattenpotentialen i observationspunkterna vid förändring av dess konduktivitet. Liknande resonemang kan gälla för förändringar av bergets hydrauliska konduktivitet även om känsligheten för den parametern i Feflow är lägre än känsligheten för förändring av konduktiviteten för det större moränområdet.

Slutligen kan man konstatera att modellen är relativt okänslig för förändringar av övriga parametrar och randvillkor (Figur 6-4 och Figur 6-5). Det betyder att det är svårt att veta om man vid kalibreringen verkligen hittat ett bra och riktigt värde för dem men också att det för modellresultatets skull inte är speciellt viktigt. Detta styrker alltså även de antaganden som gjorts för randvillkor 1 (Våtmarker längs östra gränsen) och 6 (Västra gränsen) i Avsnitt 5.1.2 då känslighetsanalysen visar att dessa randvillkor är okänsliga för förändringar (se Figur 6-4).

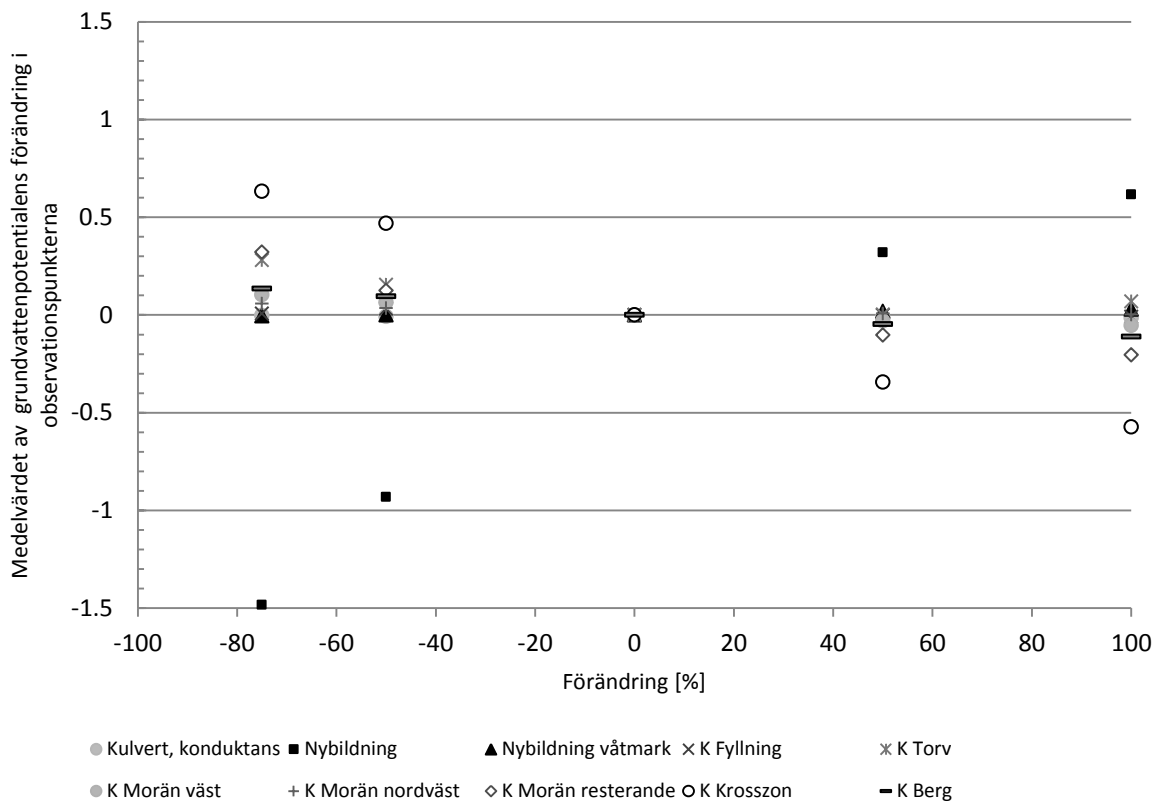
Som man kan förvänta sig leder en ökning av de geologiska enheternas mäktighet eller en minskning av rändernas föreskrivna grundvattenpotential till en generellt lägre grundvattenpotential i observationspunkterna (Figur 6-6). Motsvarande gäller för en motsatt förändring av dessa parametrar som alltså leder till en högre grundvattenpotential.

Den nedåtgående trenden för förändring av den hydrauliska konduktiviteten (Figur 6-7) visar att en ökad hydraulisk konduktivitet ger en generellt lägre grundvattenpotential. Detta beror på att en ökad hydraulisk konduktivitet ger en mindre hydraulisk gradient vilket minskar grundvattennivån i grundvattenytans höjdpunkter. Om det finns möjlighet till ökat utflöde över modellgränserna sänks grundvattenpotentialen överlag med en högre hydraulisk konduktivitet. För nybildningen gäller att en ökad nybildning ger en generellt högre grundvattenpotential i observationspunkterna. Även detta stämmer väl överens med vad man väntar sig och vad som är rimligt.

Modellering i Feflow



Figur 6-6 Medelvärde av grundvattenpotentialens förändring i observationspunkterna som funktion av den absoluta parameterförändringen i Feflow-modellen.

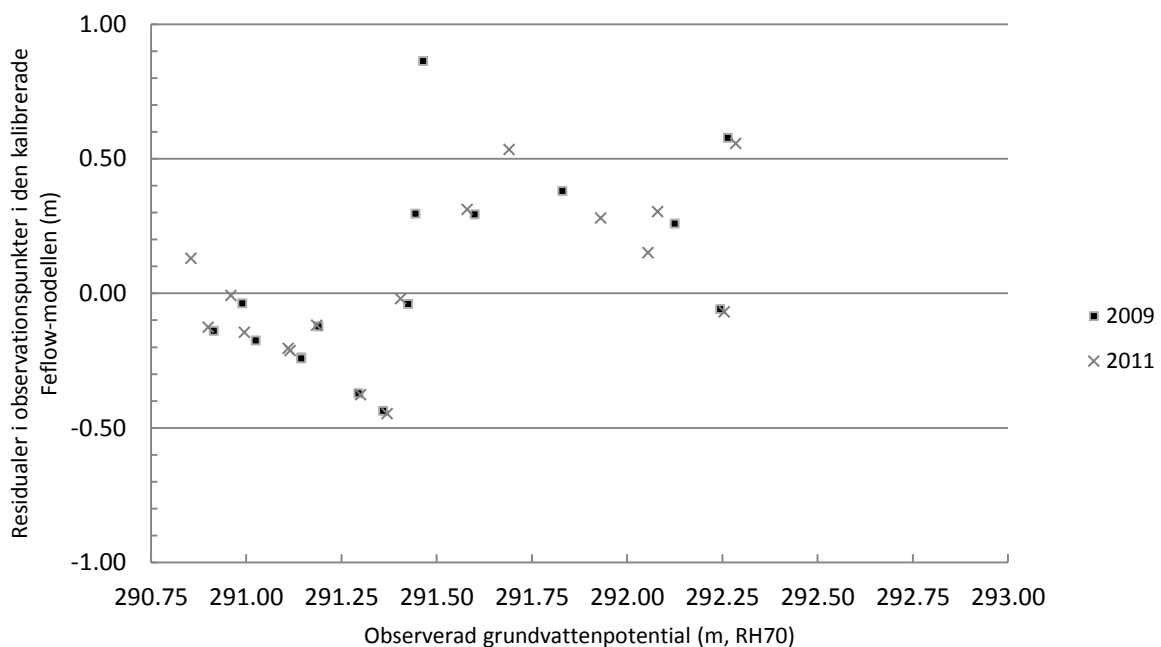


Figur 6-7 Medelvärde av grundvattenpotentialens förändring i observationspunkterna som funktion av den procentuella parameterförändringen i Feflow-modellen.

6.4 Validering av Feflow-modellen

För validering av modellen användes det uppmätta årsmedelvärdet av grundvattennivåobservationer från två olika år, 2009 och 2011, som inte använts för kalibrering. Antalet observationsrör varierar mellan de olika åren, fördelningen samt deras geografiska läge kan ses i Bilaga 11.8 samt i Figur 6-1.

Avvikelse för den kalibrerade modellen jämfört med valideringsårens observationer visas i Figur 6-8. Med en tolererad avvikelse på +/- 0,5 meter ligger fyra residualer utanför intervallet. Dessa avvikelser utgörs av observationer från W296 och VB9004 (2009) samt W296 och WG6 (2011). För VB9004 är skillnaden mellan observationerna för kalibreringsåren och valideringsåret 0,5 till 0,6 meter. Eftersom närliggande rör inte visar samma variation kan detta vara tecken på mätfel, men det kan också vara tecken på en stor lokal variation som inte visas av kalibreringsåren och som därför inte är beskriven i modellen. WG6 ligger mycket nära (0,03 meter ifrån) den accepterade avvikelsen och för W296 kan samma resonemang föras som för kalibreringen (se Avsnitt 6.2.3).



Figur 6-8 Skillnad mellan modellerad och observerad grundvattenpotential i observationspunkterna för valideringsåren 2009 och 2011 som funktion av den observerade grundvattenpotentialen.

De statistiska måtten för valideringen presenterade i Tabell 6-4 visar på en något större avvikelse från observationer än kalibreringsresultatet (Tabell 6-2). Både medelfel och medelvärde av felets absolutvärde är fortfarande små och antalet observationer för valideringsåren är begränsade. Totalt sett anses därför modellen uppfylla kraven och vara väl kalibrerad.

Tabell 6-4 Beräknade statistiska mått för residualerna i den kalibrerade Feflow-modellen för valideringsåren.

Statistiskt mått	2009	2011
Medelfel	0,050	0,031
Medelvärdet av felets absolutvärde	0,28	0,24
Roten ur det genomsnittliga kvadrerade felet	0,35	0,29

6.5 Simulering i Feflow

6.5.1 Avsänkning i Feflow

Den kalibrerade Feflow-modellen användes för att simulera effekterna av den planerade grundvattensavsänkningen. Först lades shape-filer med kartor för de planerade schakterna (Figur 2-3) och schaktordningen (Figur 2-4) in i modellen. Marknivån i det område som skulle saneras sänktes sedan till nivån för schaktbotten. Därefter ansattes en föreskriven grundvattenpotential en halv meter under schaktbotten för de schakter där den opåverkade grundvattenytan nådde upp högre än så. I de schakter där den ursprungliga grundvattenytan inte var högre ansattes ingen ny nivå.

Sju olika scenarier undersöktes varav det första visar påverkan på grundvattenförhållandena om hela saneringsområdet skulle avsänkas samtidigt. De övriga sex scenarierna representerar avsänkningen då varje planerat schaktområde sanerades ett i taget. Vid simuleringarna som rörde hela området samt schaktområde II togs dräneringsledningen och reningsverket bort eftersom de ligger i detta område och sannolikt inte kan användas under saneringsperioden. I övrigt användes de kalibrerade parametervärdena för Feflow-modellen.

Den planerade sänkningen antas pågå under en så lång period att stationära grundvattenförhållanden hinner etableras. I verkligheten är det okänt hur länge saneringsarbetet och sänkningen kommer att pågå men eftersom man är intresserad av avsänkningens maximala utbredning är det rimligt att undersöka det stationära fallet, och vid simuleringarna av grundvattensänkningen kördes modellen därför i stationärt läge.

Då det är oklart hur det bortpumpade vattnet kommer att hanteras och om det kommer att återinfiltreras i närområdet har detta inte implementerats i modellen. Tillrinningen till schakterna uppskattades som inflödet till noderna inom schakterna.

6.5.2 Föroreningstransport

För modellering av föroreningstransporten användes den stationärt kalibrerade Feflow-modellen men modelleringsinställningarna ändrades till att inkludera tidsberoende modellering och masstransport. För att kunna göra detta behöver man ange längd på initialt tidssteg, total simuleringstid samt ämnes- och platsspecifika parametrar såsom diffusions- och dispersivitetskoefficienter, magasinskoefficient och nedbrytningshastighet.

Alla parametrar i Feflow kan modelleras som tidsberoende. Hur en parameter förändras över tiden definieras i speciella tidsserier som antingen kan importeras till Feflow eller definieras direkt i programmet. På grund av provpumpningarnas korta varaktighet var det inte möjligt att använda dem för tidsberoende kalibrering eftersom modellsvaret för avsänkningen blev för otydligt. Modellen är alltså inte kalibrerad för tidsberoende simulering.

För styrning av tidsstegens storlek angavs en initial steglängd på 0,001 dagar och totala simuleringstiden (96 år eller 35064 dagar, se Avsnitt 5.3.2). Utifrån denna information väljer sedan Feflow automatiskt tidstegens längd så att modelleringen inte blir instabil.

Nedbrytningshastighet, diffusion- och dispersivitetsparametrar angavs i Feflow som materialparametrar konstanta över tiden. Två olika scenarier för föroreningstransporten modellerades, ett som inkluderar anläggning av reningsverket och den konstgjorda våtmarken samt ett utan dessa.

7 Modellering i Microfem

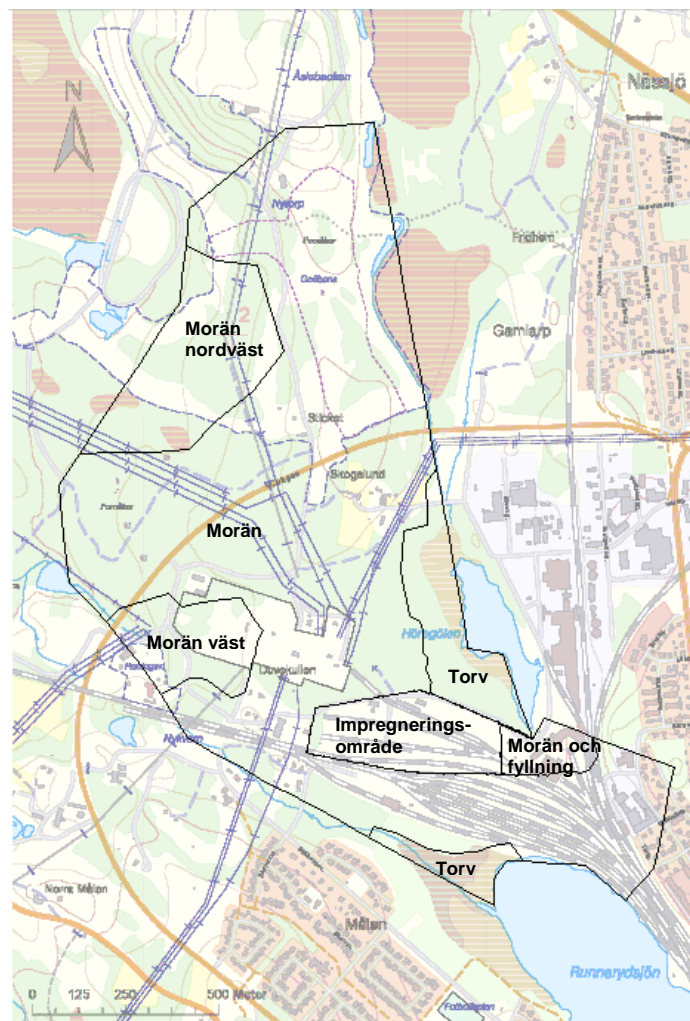
I detta kapitel beskrivs implementeringen av den konceptuella modellen i Microfem. Kalibrering, känslighetsanalys och validering i Microfem beskrivs och kommenteras. Sist i kapitlet redogörs även för hur simuleringen i Microfem genomfördes. För tydlighetens skull diskuteras dessa modelleringssteg här, en mer utförlig diskussion finns i Kapitel 8. Hur man bygger en modell i Microfem skiljer sig väsentligt åt från tillvägagångssättet i Microfem (se Avsnitt 6.1). Avvikelser jämfört med modellering i Microfem kommenteras kort här men resultaten från de båda programen jämförs och diskuteras mera genomgrupande i Kapitel 8.

Microfem använder sig av transmissivitet istället för hydraulisk konduktivitet. Därför används i den här rapporten begreppet transmissivitet i samband med Microfem.

7.1 Modelluppbyggnad i Microfem

7.1.1 Geometri och FE-nät

För att kunna överföra den konceptuella modellen till Microfem behövde geometrin förenklas något (se Figur 7-1). Modellområdet delades in i mindre delområden efter de olika hydrauliska egenskaper som identifierats i den konceptuella modellen (se Avsnitt 5.1.4, Figur 7-1).



Figur 7-1 Geometri och områdesindelning i Microfem-modellen. Kartområde O1, se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.

Det första steget när man bygger upp en Microfem-modell är att definiera FE-nätet. I programmets funktion för nätuppbbyggnad anger man ett antal fasta noder och hur stora nodavstånd man vill ha, och sedan konstruerar Microfem ett FE-nät utifrån detta. För den här modelleringen ansattes ett nodavstånd på fem meter mellan noderna inom bangården och upp till 150 meter mellan noderna i modellens norra ände. Nätet inom bangården förfinades efter att kalibreringen var slutförd till ett nodavstånd på cirka 2,5 meter. FE-nätet för denna modell visas i Bilaga 11.3. Den slutgiltiga modellen har 23450 noder och den totala arean för modellen är 165,5 hektar (1,655 km²).

7.1.2 Höjddata och lager

I Microfem använder man sig inte av topografi för att bygga upp modellen, istället anges en referensnivå för de vattenförande lagrens topp. Här skiljer sig alltså uppbyggnaden av modellen jämfört med metoden i Feflow. Eftersom grundvattenytans nivå från början var okänd angavs ett startvärde på 290 meter (RH70) vilket är i samma storleksordning som de uppmätta nivåerna (Tyréns AB, 2012b). Microfem justerar sedan denna nivå i enlighet med beräkningarna av grundvattenpotentialen med en i programmet inbyggd funktion för öppna akviferer.

I områden med morän består jordakviferen till störst del av just morän, motsvarande gäller för de delområden som identifierats som torv. Därför har dessa områden tilldelats värden för transmissivitet för respektive jordart. Inom impregneringsområdet representerar jordakviferslagret en sammanslagen enhet bestående av fyllning, torv och morän, och transmissiviteten för denna enhet kan betraktas som ett slags medelvärde. Fyllningen har en betydligt större mäktighet i den östra delen av impregneringsområdet och kan därför antas ha en större påverkan på jordakviferens hydrauliska egenskaper i denna del. Detta har i Microfem-modellen implementerats genom att införa ett nytt delområde för att få ökad möjlighet att variera egenskaperna där (se Figur 7-1).

Mäktigheten för alla lager i modellen är konstant, förutom för det översta lagret eftersom dess mäktighet styrs av den modellerade grundvattenpotentialen. Denna generalisering gjordes eftersom det i stora delar av modellen inte fanns tillräckligt med information att tillgå om de geologiska enheternas geometri. För fyllningen fanns dock en kartläggning som också användes i Feflow-modellen, och initialt representerades fyllningen och moränen av två separata lager även i Microfem. Detta ledde dock till en del modelltekniska problem då det är svårt att implementera tunna ytliga geologiska lager eftersom man i Microfem hela tiden jobbar med toppen av akviferen istället för markytan. Då fyllningen endast mycket fläckvis nådde ner under grundvattenytan och dess transmissivitet dessutom var okänd gjordes bedömningen att fyllningslagret inte tillförde speciellt mycket till modellen.

Även om markytan inte används av modellen för att beräkna grundvattennivåer och flöden behövdes den ändå för att kunna ansätta randvillkor och för att modellen ska kunna visa eventuella översvämningar. Höjddata för området fanns redan i punktform och när denna lästes in i Microfem i form av en ASCII-fil med x-, y- och z-värden fick noderna samma z-värde, alltså höjd, som den närmsta punkten. Markytan användes även för att beräkna de tillåtna grundvattennivåerna vid schaktningen.

7.1.3 Randvillkor

Randvillkoren ansattes i modellen enligt den konceptuella modellen (se Kapitel 5). Detta gjordes genom att ge noderna längs ränderna med föreskriven grundvattenpotential ett fast värde. För randvillkor 1 ansattes en föreskriven grundvattenpotential med markytan som utgångspunkt.

Noderna längs de båda sjöarna, randvillkor 2 och 4, fick en föreskriven grundvattenpotential. I noderna längs randvillkoren med nollflöde, 3 och 7, ansattes inget fast värde utan de tilläts variera och behandlas då per automatik som en nollflödesgräns. För randvillkor 5 interpolerades vattennivån i Nässjön mellan de mätningar som fanns att tillgå och användes som föreskriven grundvattenpotential. En konstant grundvattenpotential användes för randvillkor 6 eftersom nodavståndet var stort och grundvattenytans läge i detta område var mycket osäker.

7.1.4 Hydrauliska egenskaper

I Microfem anger man värden för transmissivitet i olika lager istället för hydrauliska konduktivitet, även här finns alltså en skillnad från hur man jobbar i Feflow (se Avsnitt 6.1.4). Eftersom transmissiviteten beror av mäktigheten och mäktigheten på det översta lagret i en öppen akvifer beror av grundvattenytans läge som i sig är en följd av transmissiviteten, måste dessa värden itereras fram. Det finns i Microfem en inbyggd funktion för att göra detta.

Mellan varje akviferslager har en Microfem-modell alltid ett akvitardlager. Eftersom det i det här fallet inte finns någon verklig akvitard är mäktigheten på dessa lager i den här modellen noll. Det vertikala flödet simuleras i Microfem med ett läckage mellan akviferslagren. Detta läckage beror på skillnaden i grundvattenpotential samt en konstant C som kan beskrivas med

$$C = C_{\text{övre lager}} + C_{\text{undre lager}} \quad \text{Formel 7-1}$$

$$C_{\text{lager}} = \frac{0,5 * \text{mäktighet}}{K_{\text{vertikal}}} \quad \text{Formel 7-2}$$

Eftersom den vertikala konduktiviteten ofta är okänd måste det många gånger göras en ganska grov uppskattning av värdet på C . Så var även fallet i den här modellen där den vertikala konduktiviteten antogs vara femton procent av den horisontella (se Bilaga 11.4). Det uträknade värdet på C avrundades till en värdesiffra eftersom osäkerheten på det verkliga värdet är stor.

7.1.5 Övriga parametrar

Nybildningen angavs som en parameter i Microfem med samma värde över hela modellområdet.

Både dräneringsledningen till reningsverket och kulverten har implementerats annorlunda i Microfem-modellen jämfört med i Feflow. Dräneringen representeras i Microfem-modellen av ett uttag i nio noder längs dräneringsledningen mellan vilka det totala flödet fördelades. Detta är en förenkling av det verkliga fallet där uttaget bara sker på nivån för dräneringsledningen och inte heller i punkter utan är fördelat över ledningens längd, det totala flödet är dock reglerat. För att kunna få ett uttag på rätt höjd hade minst ett ytterligare lager i modellen behövts vilket hade gjort den mer omfattande och svårare att hantera. Troligtvis påverkar denna förenkling bara modellen i omedelbar närhet till dräneringsledningen.

För att simulera den konstruerade våtmarken där det renade vattnet återinfiltreras fick noderna här ett högre värde för nybildningen.

Även läckaget till kulverten modellerades med hjälp av uttag i noder. Här fanns inget känt flöde, och därför fick uttaget uppskattas och justeras under kalibreringen av modellen. Det totala uttaget fördelades över 20 noder längs kulvertens sträckning, vilket är en approximation av läckaget som sannolikt är ojämnt fördelat längs hela kulverten då såväl grundvattenpotentialen som kulvertens täthet varierar. Precis som för dräneringsledningen blir denna förenkling mest

missvisande i uttagsnodernas absoluta närhet. En annan möjlighet hade varit att modellera röret med ett randvillkor med föreskriven grundvattenpotential men då denna potential inte är känd, och kanske inte heller konstant, är det inte troligt att detta hade blivit mer rättvisande. Oavsett metod hade en stor osäkerhet kvarstått, därför har det tillvägagångssätt som varit enklast att implementera i modellen använts.

7.2 Kalibrering av Microfem-modellen

7.2.1 Kalibreringsdata

För kalibrering av Microfem-modellen användes samma data som i Feflow (se Avsnitt 6.2.1).

I Microfem gjordes kalibreringen manuellt. Modellen kalibrerades endast för stationära förhållanden.

7.2.2 Förändringar av Microfem-modellen

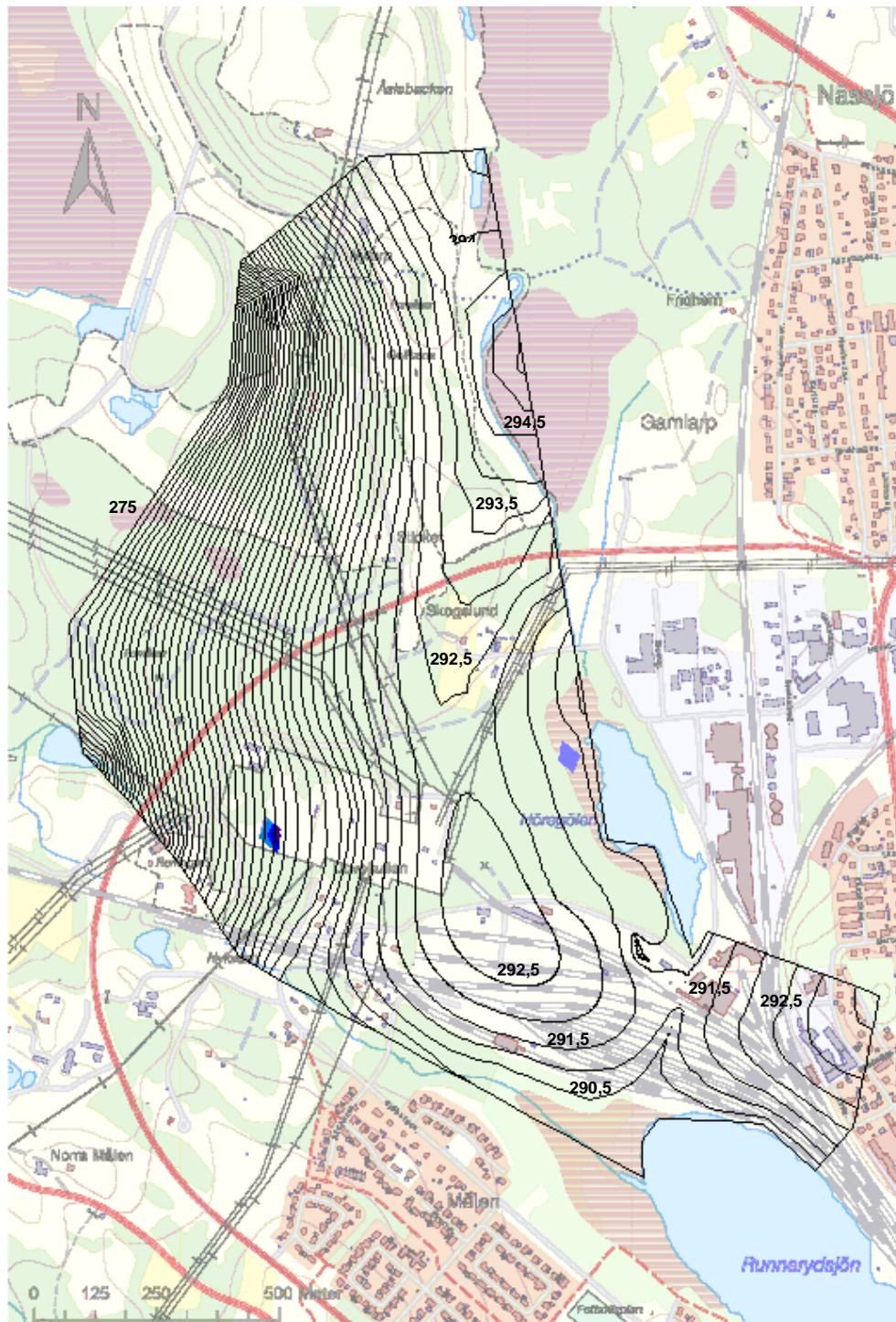
För att kalibrera modellen ändrades värdena på modellparametrarna enligt Tabell 7-1. För randvillkoren gjordes samma ändringar i Microfem och i Feflow för att senare kunna jämföra modellerna och deras resultat.

Under kalibreringen var markytan inom områdena morän väst och morän nordväst (Figur 7-1) i modellen ständigt översvämmad. Här infördes delområden med något högre transmissivitet, se motivering i Avsnitt 6.2.2. Då kalibreringen visade på att transmissiviteten för impregneringsområdet inte skiljde sig särskilt från den resterande moränen slogs de två områdena ihop och kallas därefter för resterande morän.

7.2.3 Kalibreringsresultat.

Den beräknade grundvattenpotentialen för den kalibrerade Microfem-modellen visas som isolinjer i Figur 7-2. De områden där den modellerade grundvattenytan ligger över markytans nivå är blåmarkerade i figuren. Översvämningen i öster överensstämmer med en verklig våtmark men marken vid den västra blåmarkeringen är i verkligheten inte översvämmad. Översvämningen i modellen är dock mycket begränsad och kan bero på lokala skillnader i markens hydrauliska egenskaper eller att ytan, som ligger inom området för ett reningsverk, är dränerad. Orsaken till översvämningarnas rombform är finita elementnätets form och att nätet här är relativt grovt.

Precis som i Feflow-modellen inriktades kalibreringen på impregneringsområdet vilket gör att denna modell är bäst kalibrerad inom och i närheten av detta. Eftersom Microfem vid beräkningar av grundvattenpotentialen inte tar hänsyn till topografi blir nivåerna vid höjderna i norr och väster missvisande. På vissa ställen befinner sig grundvattenytan nära markytan, vilket överensstämmer med tidigare undersökningar (Tyréns AB, 2012a) och att det inom modellområdet finns en del sankmark.



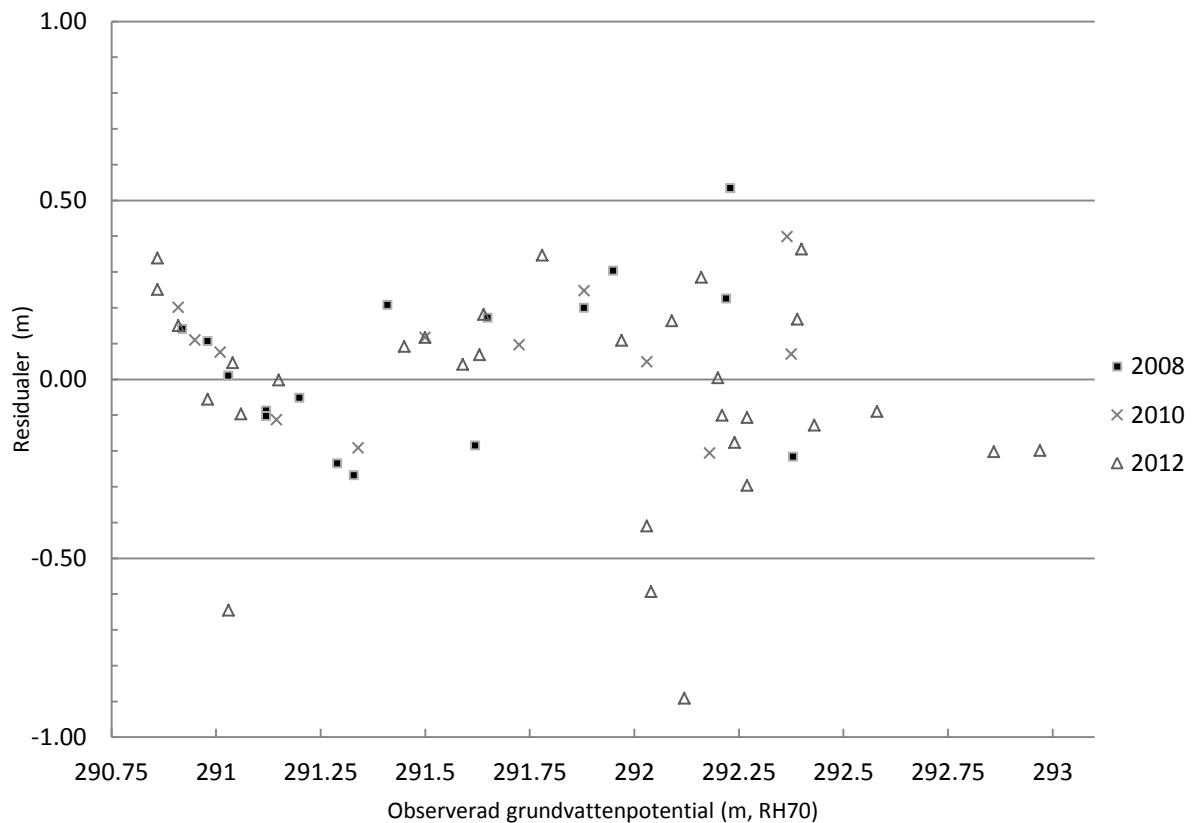
Figur 7-2 Grundvattenpotential inom modellområdet för den kalibrerade modellen, nivåskillnaden mellan isolinjerna är 0,5 meter. De områden där den modellerade grundvattenytans nivå är högre än markytan är markerade i blått där mörkare blå färg betyder högre vattennivåer. I väster är översvämningen upp till 0,7 meter och i öster som mest 0,15 meter. Kartområde O1, se Figur 2-1, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.

Tabell 7-1 Värderna på modellparametrar i Microfem före och efter kalibrering.

	Enhet	Före	Efter
Randvillkor			
Föreskriven grundvattenpotential			
1. Våtmarker längs östra gränsen	m u my	0,1	0,7
2. Höregölen	nivå (RH70)	291,05	290,85
4. Runnerydssjön	nivå (RH70)	290,05	290,05
5. Nässjöån	nivå (RH70)	Interpolerat	Interpolerat
6. Västra gränsen	nivå (RH70)	276	275
Allmän grundvattenpotential			
3. Nässjö stad	-	Nollflöde	Nollflöde
7. Åslebacken	-	Nollflöde	Nollflöde
Sänkor			
Kulvert i öst	m ³ /d	10	48
Nybildning av grundvatten			
Nybildning	mm/år	276	276
Nybildning våtmark	mm/år	7500	7500
Transmissivitet			
Morän och fyllning	m ² /s	6,9*10 ⁻³	2,3*10 ⁻⁴
Morän väst	m ² /s	2,8*10 ⁻⁵	1,6*10 ⁻⁴
Morän nordväst	m ² /s	2,8*10 ⁻⁵	4,9*10 ⁻⁵
Morän resterade	m ² /s	2,8*10 ⁻⁵	2,1*10 ⁻⁵
Krosszon	m ² /s	1,0*10 ⁻³	6,6*10 ⁻⁵
Berg	m ² /s	1,1*10 ⁻⁶	1,1*10 ⁻⁶
Torv	m ² /s	6,9*10 ⁻⁵	2,4*10 ⁻⁴
Geologiska egenskaper			
Mäktighet jordakviferen (lager1)	m	6	7
Mäktighet krosszon (lager 2)	m	1 ⁵	1
C2 morän väst	d	70	10
C2 morän nordväst	d	70	30
C2 morän övrig	d	70	80
C2 torv	d	30	10
C3	d	9*10 ⁴	1750

Avvikelsen mellan de uppmätta och kalibrerade värdena kan ses i Figur 7-3 och en tabell över residualerna återfinns i Bilaga 11.6. Statiska data för kalibreringsresultaten visas i Tabell 7-2.

Fyra punkter faller utanför gränsen för det accepterade värdet. Tre av dessa, SJ29, SJ30 och W296, stämde inte heller i Feflow-modellen och de möjliga förklaringar som redovisas i Avsnitt 6.2.3 kan gälla även här. I observationspunkt VBV9103 skiljer sig den modellerade nivån från den uppmätta med en residual på 65 centimeter. Avvikelsen beror i det här fallet på att observationspunkten ligger precis vid en nod där ett uttag sker för att simulera dräneringsledningen, i verkligheten är uttaget inte koncentrerat till en enda punkt.



Figur 7-3 Skillnad mellan modellerad och observerad grundvattenpotential i observationspunkterna i Microfem-modellen för kalibreringsåren 2008, 2010 och 2012 som funktion av den observerade grundvattenpotentialen.

I stort sett alla residualerna är mindre än det uppsatta kalibreringsmålet $\pm 0,5$ meter och medelvärdet för absolutbeloppet på avvikelsen är närmare 0,2 meter (Tabell 7-2). Residualerna är relativt jämnt fördelade över och under noll (Figur 7-3) vilket även det låga medelfelet indikerar (Tabell 7-2). Även roten ur det genomsnittliga kvadrerade felet är förhållandevis låg. Sammantaget visar detta att modellen är väl kalibrerad utifrån de förutsättningar och krav som angetts.

Tabell 7-2 Beräknade statistiska mått för residualerna i Microfem för kalibreringsåren 2008, 2010 och 2012.

Statistiskt mått	2008	2010	2012	2012 ej SJ 29/30
Medelfel	0,047	0,072	-0,041	0,0074
Medelvärdet av felets absolutbelopp	0,19	0,16	0,22	0,18
Roten ur det genomsnittliga kvadrerade felet	0,22	0,18	0,29	0,20

I Tabell 7-3 redovisas flödesbalansen för den kalibrerade modellen. Det totala felet är mycket lågt (0,00078 procent) vilket visar att kontinuitetsprincipen är uppfylld och att modellen har konvergerat.

Tabell 7-3 Flödesbalans för den kalibrerade Microfem-modellen.

Vattenbalans (m³/dag)			
	Inflöde	Utflöde	In - Ut
Nybildning	1259,36		1259,36
Lager 1			
Flöde över randvillkor	1,14	662,86	-661,73
Uttag		74,1	-74,10
Vertikalt flöde till lager 2	106,16	629,88	-523,72
Totalt lager 1	1366,65	1366,85	-0,19
Lager 2			
Flöde över randvillkor	28,13	543,13	-515,00
Vertikalt flöde till lager 1	629,88	106,16	523,72
Vertikalt flöde till lager 3	1,42	9,95	-8,53
Totalt lager 2	659,44	659,24	0,20
Lager 3			
Flöde över randvillkor	0,48	9,01	-8,53
Vertikalt flöde till lager 2	9,95	1,42	8,53
Totalt lager 3	10,43	10,43	0,00
Totalt hela modellen (alla lager)	1289,11	1289,1	0,01 =0,00078 %

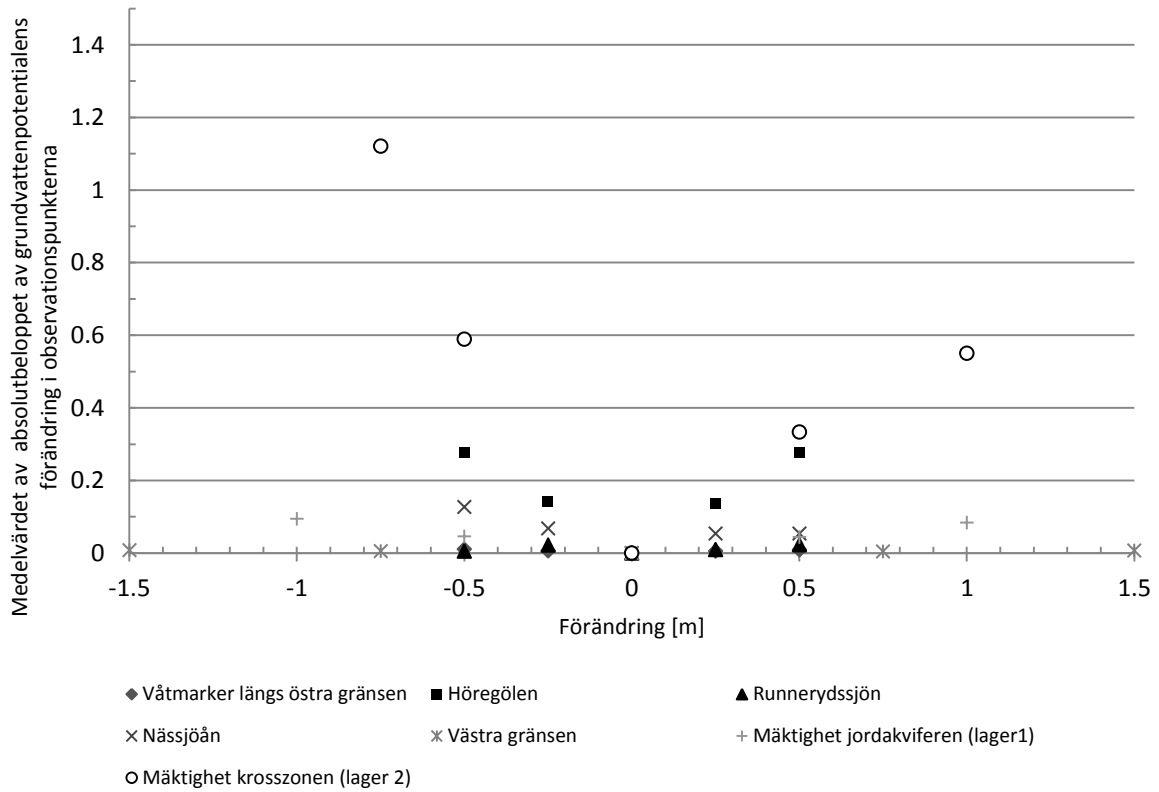
7.3 Känslighetsanalys av Microfem-modellen

Precis som för Feflow-modellen genomfördes även en känslighetsanalys för Microfem-modellen. Samma förändringar användes för de parametrar som finns med i båda modellerna (se Bilaga 11.7). I Microfem används transmissivitet istället för konduktivitet, när mäktigheten på lagren testades ändrades därför också transmissiviteten. För kulverten ändrades uttaget istället för konduktansen och referensnivån. Även C-värdets (se Avsnitt 7.1.4) betydelse testades, detta värde ändrades självständigt och inte knutet till andra parametrar som konduktivitet. Vid känslighetsanalysen noterades förändringar av grundvattenpotentialen i samma observationsrör som användes vid känslighetsanalysen i Feflow (se Avsnitt 6.3) och observationsrör VBV9101. Resultatet av känslighetsanalysen presenteras i Figur 7-4, Figur 7-5, Figur 7-6 och Figur 7-7.

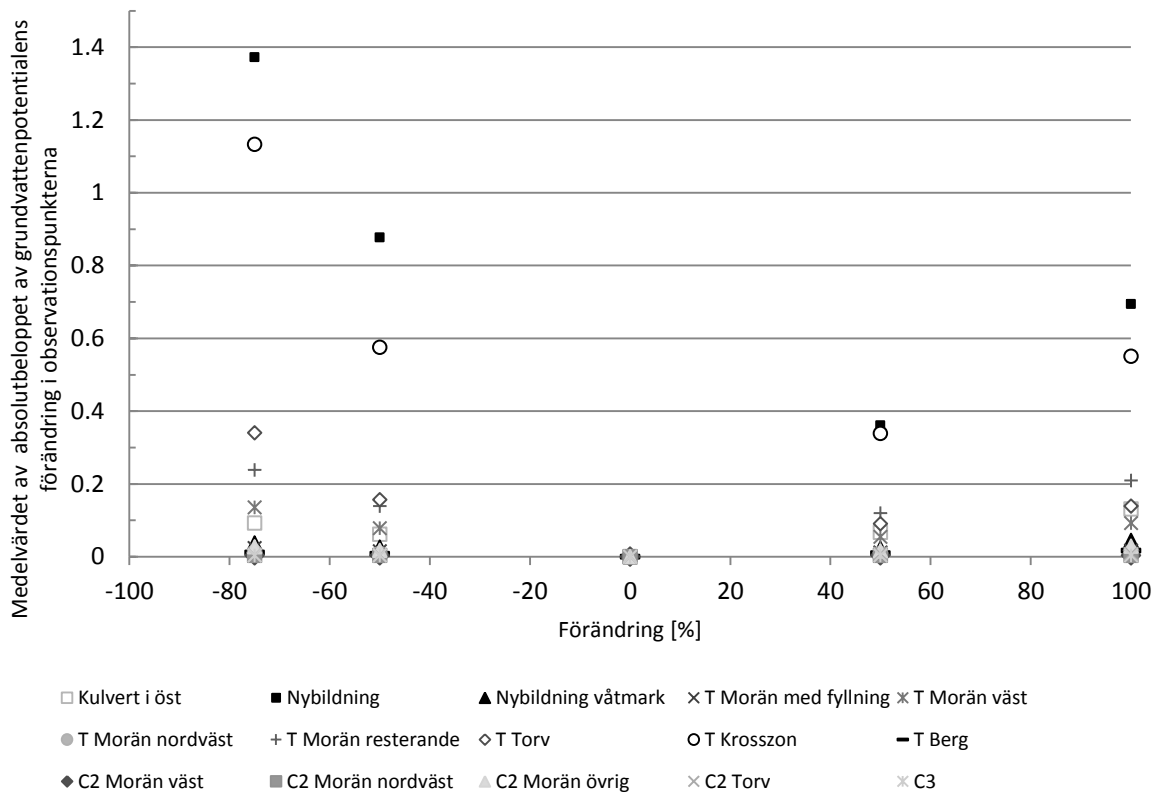
Till stor del överensstämmer resultaten för känslighetsanalysen av de båda modellerna och de kommentarer till resultatet som ges i Avsnitt 6.3 anses gälla även för Microfem-modellen. De parametrar som modellen är mest känslig för är de som beskriver krosszonens egenskaper, Höregölens nivå och allra mest nybildningen. Vattennivån i Nässjöån, hydraulisk konduktivitet för torv och den resterande moränen samt jordakviferens mäktighet har viss inverkan på modellen. Microfem-modellen visar också en viss känslighet för uttaget för kulverten och konduktiviteten för morän väst. För båda dessa förändringar gäller att de främst påverkar nivåerna i observationspunkterna som ligger närmast.

Generellt är skillnaderna i samma storleksordning i båda programmen men förändringar av krosszonens egenskaper ger ett större utslag i Microfem-modellen, möjligtvis beror detta på att Microfem-modellen endast har tre lager.

För övriga förändringar av parametervärden anses modellen vara okänslig. Värdena på konstanten C har enligt känslighetsanalysen i stort sett ingen inverkan på modellen.

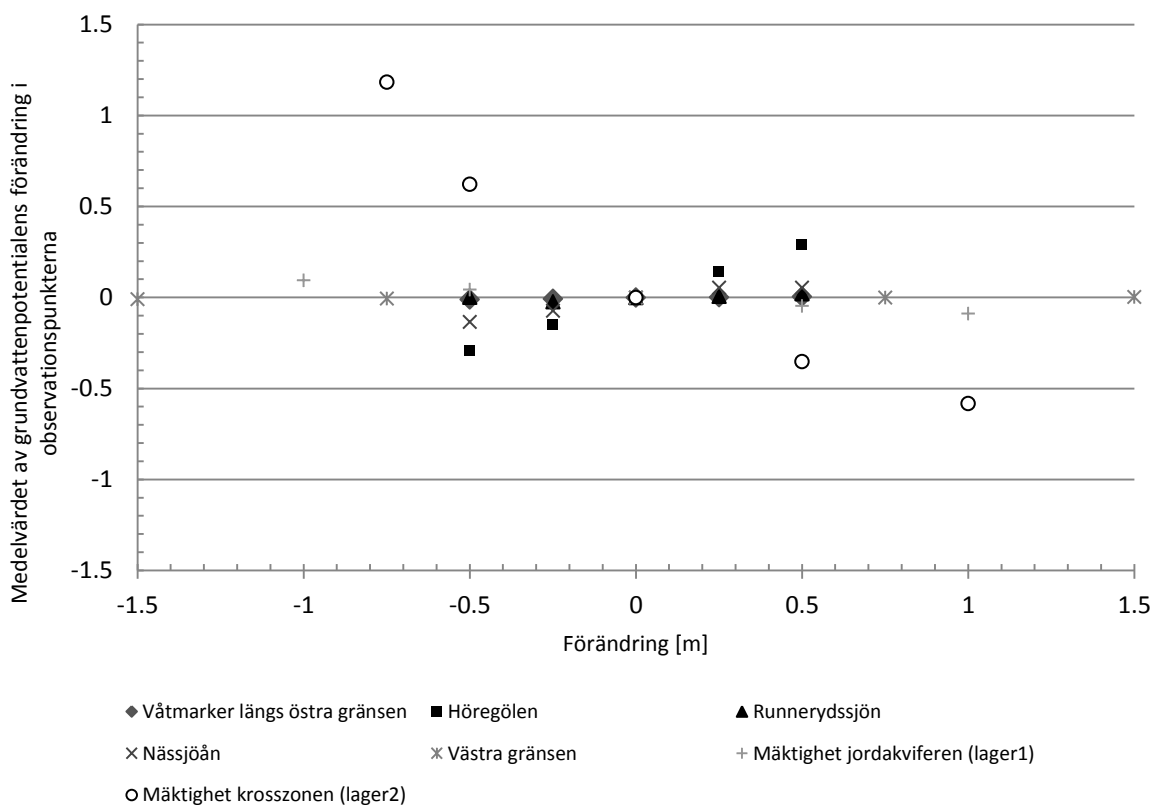


Figur 7-4 Medelvärde av absolutbeloppet av grundvattenpotentialens förändring i observationspunkterna i modellen som funktion av den absoluta parameterförändringen i Microfem-modellen.

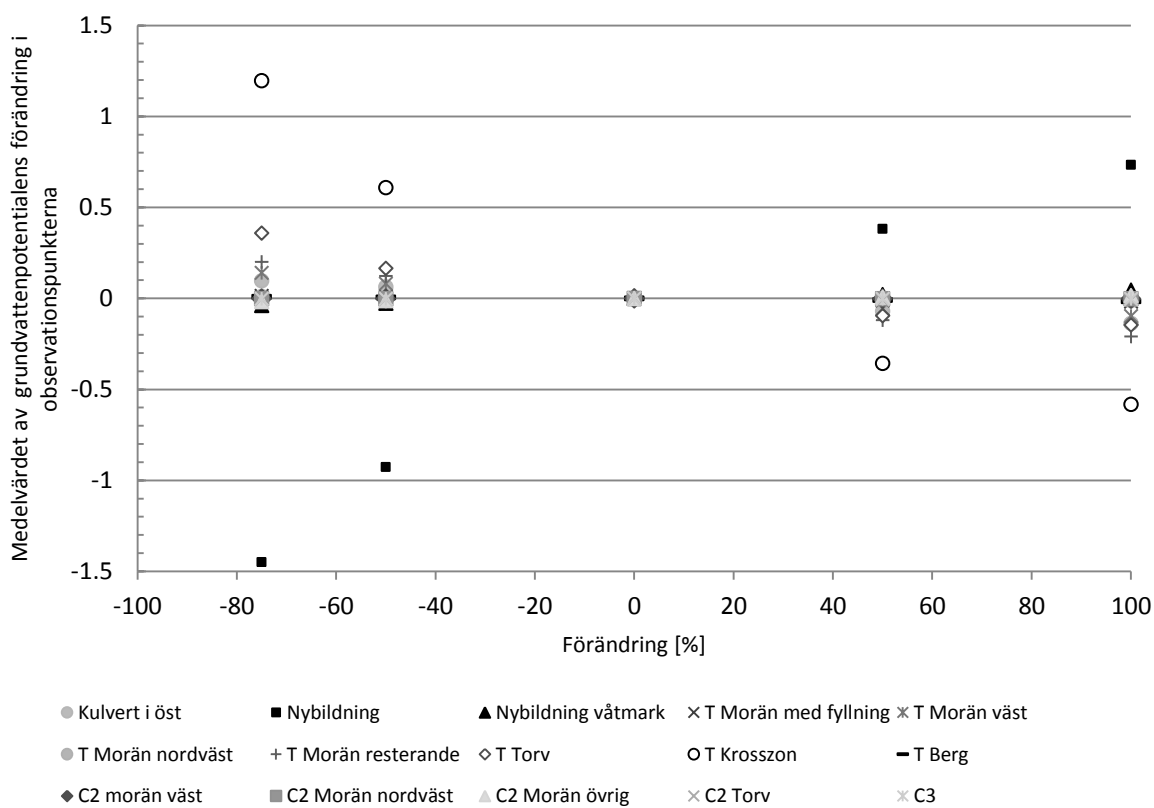


Figur 7-5 Medelvärde av absolutbeloppet av grundvattenpotentialens förändring i observationspunkterna som funktion av den procentuella parameterförändringen i Microfem-modellen.

Modellering i Microfem



Figur 7-6 Medelvärde av absolutbeloppet av grundvattenpotentialens förändring i observationspunkterna i modellen som funktion av den absoluta parameterförändringen i Microfem-modellen.



Figur 7-7 Medelvärde av absolutbeloppet av grundvattenpotentialens förändring i observationspunkterna som funktion av den procentuella parameterförändringen i Microfem-modellen.

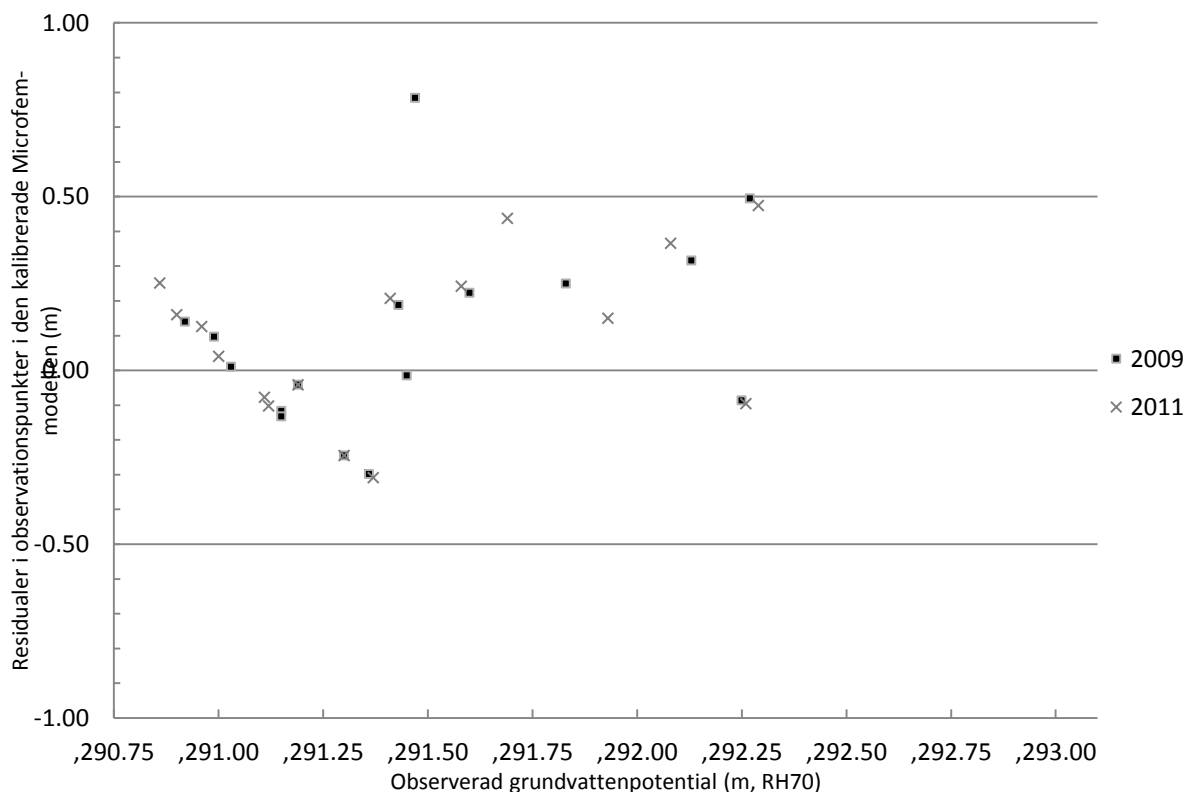
7.4 Validering av Microfem-modellen

Validering av Microfem-modellen genomfördes på samma sätt som för Feflow-modellen (se Avsnitt 6.4) och resultatet presenteras nedan i Figur 7-8 och Tabell 7-4. Endast i en observationspunkt, VBV9004, är avvikelserna större än 0,5 meter, se förklaring i Avsnitt 6.4. För övriga observationspunkter ligger residualerna mellan de modellerade och de för valideringsåren uppmätta nivåerna inom det accepterade intervallet.

För medelfelet kan man se en liten förskjutning uppåt och att fler residualer ligger över än under noll men fortfarande är värdet relativt lågt. Medelvärdet av felets absolutbelopp är också något högre men fortfarande väl inom det accepterade intervallet, vilket även gäller för roten ur det genomsnittliga kvadrerade felet. Totalt sett är alltså resultatet något sämre för valideringen än för kalibreringen för modellerna i båda programvarorna (se Avsnitt 6.2.3, 6.4, 7.2.3 och 7.4) men då skillnaderna är små och observationspunkterna för valideringen relativt få säger det lite om modellens giltighet. Slutsatsen av valideringen är att modellen är tillräckligt kalibrerad i förhållande till de krav som ställts.

Tabell 7-4 Beräknade statistiska mått för residualerna för valideringsåren 2009 och 2011.

Statistiskt mått	2009	2011
Medelfel	0,098	0,093
Medelvärde av felets absolutbelopp	0,21	0,20
Roten ur det genomsnittliga kvadrerade felet	0,29	0,24



Figur 7-8 Skillnad mellan modellerad och observerad grundvattenpotential i observationspunkterna för valideringsåren 2009 och 2011 som funktion av den observerade grundvattenpotentialen.

7.5 Simulering i Microfem

Grundvattenavsänkningen som kommer att ske till följd av schaktningen (se Avsnitt 2.5) simulerades med den kalibrerade Microfem-modellen. Kartor över det planerade schaktdjupet och schaktordningen (Figur 2-3, Figur 2-4) användes för att kunna markera noderna inom dessa områden. Sänkningen av grundvattenytan simulerades sedan genom att de noder som hade en opåverkad grundvattenpotential som var högre än önskad nivå gavs en fast föreskriven grundvattenpotential på motsvarande höjd. Den tillåtna nivån på grundvattenytan räknades ut genom att subtrahera schaktdjupet inklusive en extra halvmeter från markytans nivå. Eftersom Microfem till skillnad från Feflow inte använder topografin vid beräkningar ändrades inte den vid simulering av schaktningen.

I övrigt gäller samma villkor och kommentarer som vid Feflow-simuleringen av grundvattensänkningen (se Avsnitt 6.5.1).

8 Simuleringsresultat och övergripande diskussion

8.1 Avsänkning

8.1.1 Schaktning av hela området

Resultaten för simuleringen av grundvattenavsänkningen till följd av schaktningen visas på kartbilder nedan. För att underlätta jämförelsen presenteras resultaten parvis, först Feflow-modellen och sedan Microfem-modellen. Det går inte att säga att resultaten från Microfem eller Feflow är mer tillförlitliga än för den andra modellen eftersom båda innehåller förenklingar och osäkerheter. Eftersom simuleringsresultaten inte är någon absolut sanning kan man inte tolka det som exakta nivåer på avsänkningen utan snarare som en indikation. Båda resultaten och ett intervall kring dem är alltså troliga och vid behov kan man lägga på ytterligare säkerhetsmarginal.

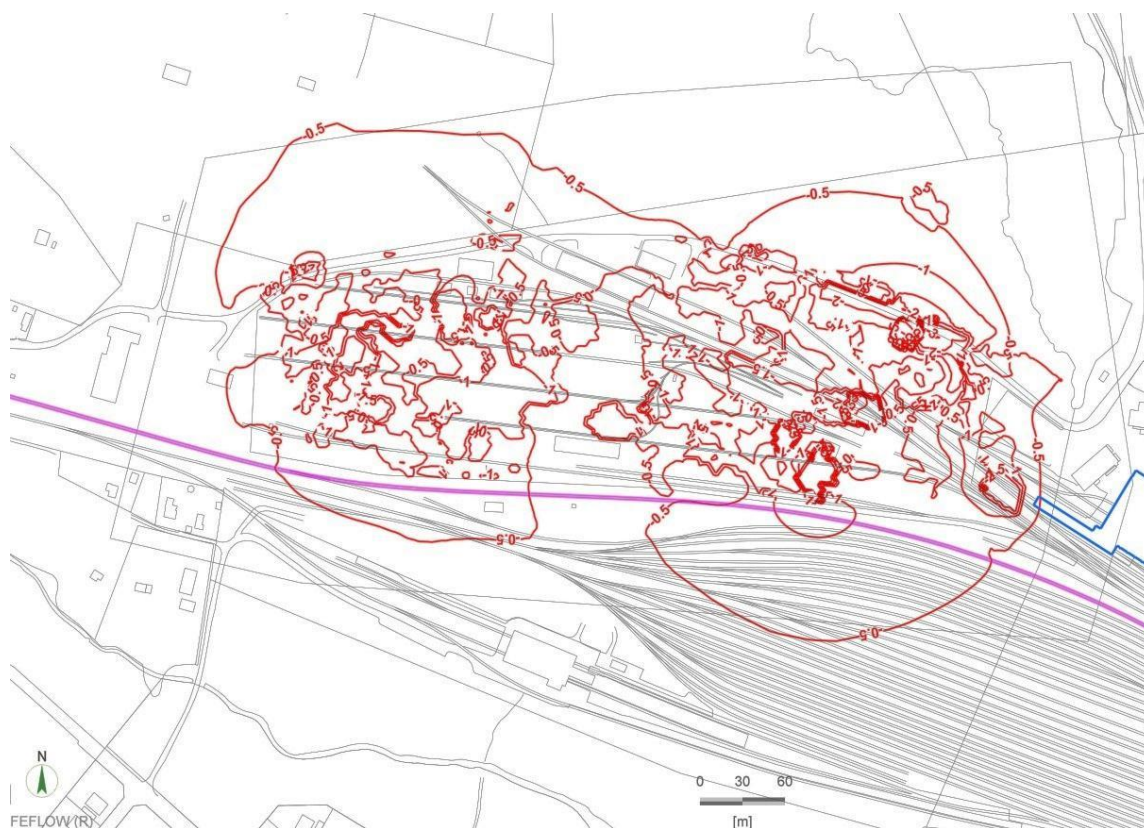
Grundvattennivån förändras naturligt med årstider, nederbörd och temperatur. Hur mycket den varierar beror på klimat och markens hydrauliska parametrar. Tidigare mätningar och bedömningar inom området visar på en naturlig variation av grundvattennivån på mellan ungefär 0,15 och 0,5 meter. Det är inte heller känt hur avsänkningen kommer att påverka det geologiska materialet på platsen. I detta fall anses avsänkning på mindre än en halv meter vara inom normalvariationen och redovisas därför inte.

Det första fallet som testades var att hela området saneras samtidigt och alla schakter står öppna på samma gång, resultatet visas i Figur 8-1 Figur 8-2, Figur 8-3 och Figur 8-4. Eftersom denna situation med största sannolikhet inte kommer att uppstå är detta mer att betrakta som ett värsta tänkbara scenario. Den största skillnaden här är att avsänkingsområdet sträcker sig betydligt längre i sydost i Microfem-modellen än i Feflow. Olikheterna i avsänkingsmönster mellan de två modellerna kan till viss del bero på den olika lagerindelningen. Där Feflow-modellen har ett uppmätt fyllningslager ovanpå morän har Microfem-modellen endast ett lager för hela jordakviferen (se Avsnitt 6.1.2 och 7.1.2). I östra impregneringsområdet har Microfem-modellens översta lager en högre transmissivitet för att representera mer fyllning, den högre ansatta transmissiviteten gör att påverkansområdet här blir större. Då fyllningen i verkligheten på många ställen är tunn och dessutom har en varierande sammansättning och hydrauliska egenskaperna är det svårt att säga hur mycket den påverkar avsänkningen, såväl i modellen som i verkligheten.

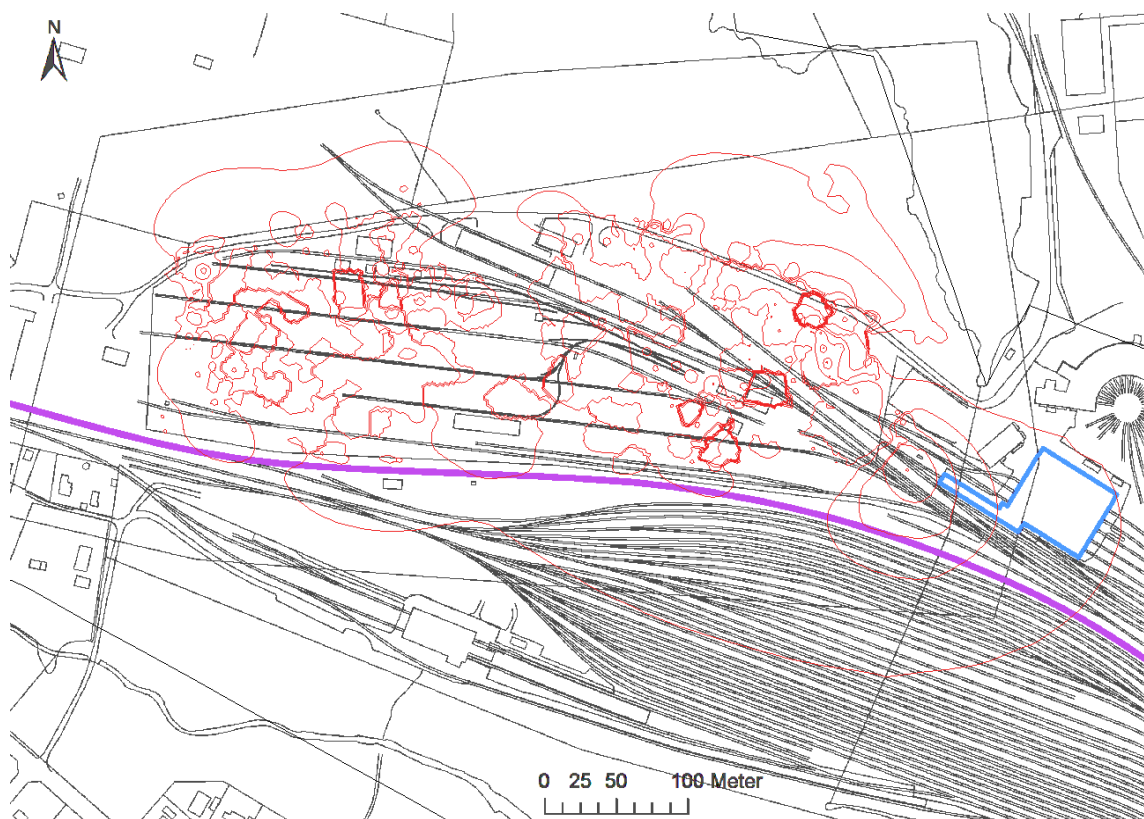
Båda modellerna visar på en liten avsänkning i mitten av impregneringsområdet till följd av att schakterna här inte når under den opåverkade grundvattenytan och ingen pumpning för att sänka den är nödvändig.

Överlag är gradienterna för grundvattenpotentialen runt schakterna, speciellt de djupare, relativt branta vilket beror på den låga hydrauliska konduktiviteten inom området. Detta gör visserligen att avsänkingsområdet blir mindre men kan vara värt att tänka på då man bestämmer släntlutningen för schakterna för att inte få problem med stabiliteten.

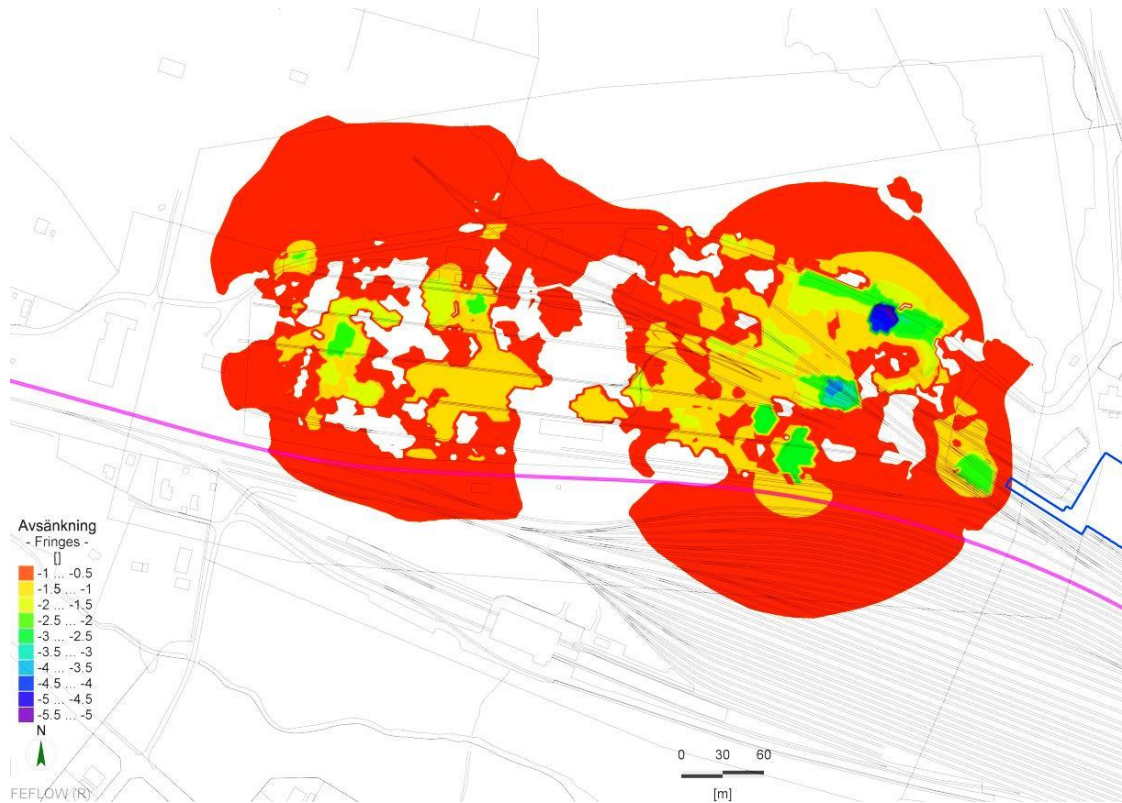
Enligt Microfem-modellen når en avsänkning på en meter Jönköpingsbanan på fyra ställen. Den avsänkta nivån är som lägst lokalt i öster cirka två meter under den opåverkade nivån. Den av Microfem simulerade avsänkningen under tvätthallen blir som mest nästan två meter. När man tittar på Feflow-modellen klarar sig tvätthallen helt från större avsänkningar och en avsänkning på mer än en meter sammanfaller med Jönköpingsbanan endast på en kort sträcka.



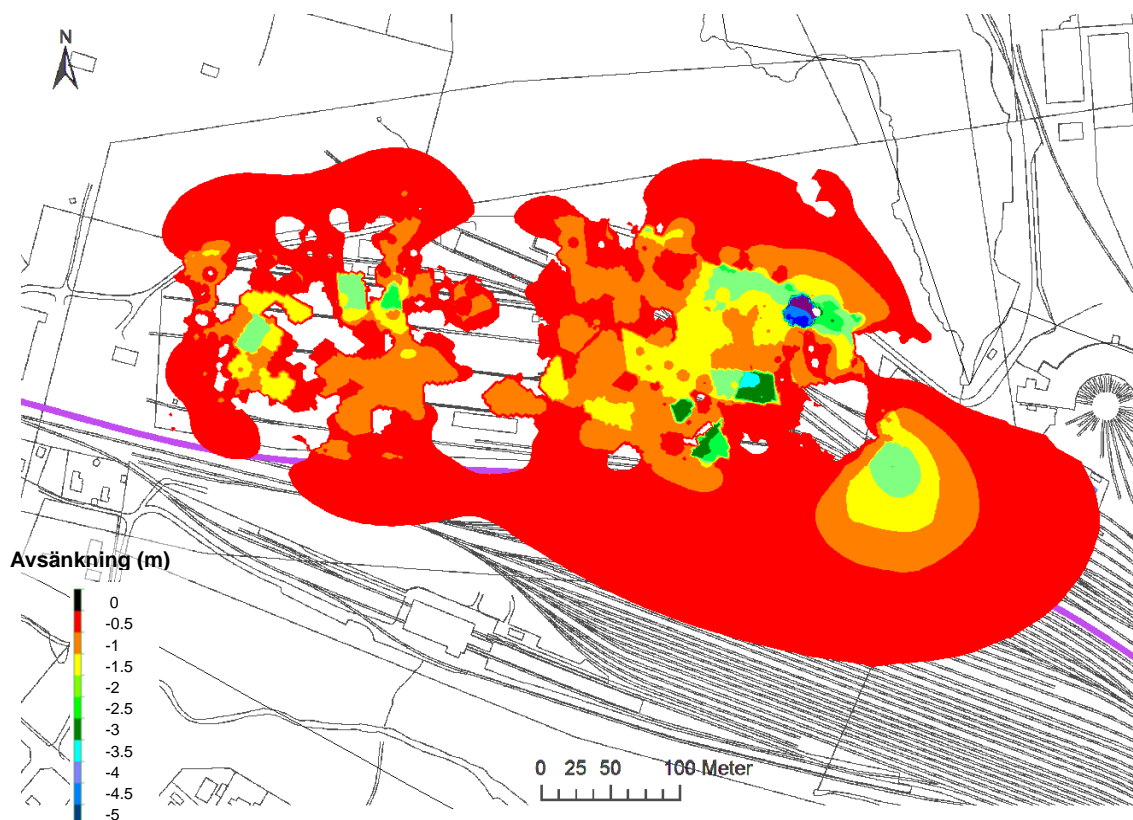
Figur 8-1 Simulering i Feflow. Avsänkning vid schaktning av hela området samtidigt, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1.



Figur 8-2 Simulering i Microfem. Avsänkning vid schaktning av hela området samtidigt, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1, något förskjutet österut.



Figur 8-3 Simulering i Feflow. Avsänkning vid schaktning av hela området samtidigt. Här är områdena mellan isolinjer färgade för att förtydliga bilden. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1.



Figur 8-4 Simulering i Microfem. Avsänkning vid schaktning av hela området samtidigt. Här är områdena mellan isolinjer färgade för att förtydliga bilden. Jönköpingsbanan är markerad i lila, tvätthallen är dold av markeringen för avsänkningen. Kartområde O1, se Figur 2-1, något förskjutet österut.

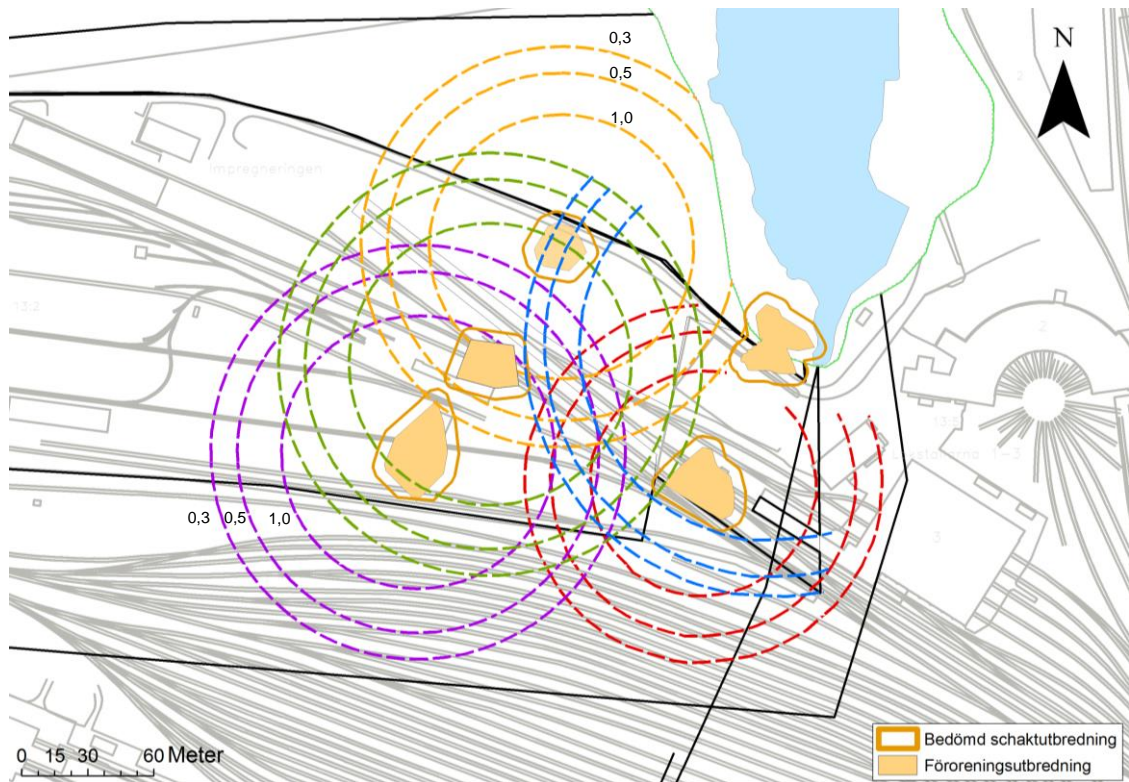
8.1.2 Jämförelse med handberäkningar

I Figur 8-5 och Figur 8-6 visas tidigare bedömningar som gjorts av Tyréns (2012a). Dessa bygger på handberäkningar med Thiems ekvation för öppen akvifer, se Fetter (2001) och hydraulisk konduktivitet från utvärdering av provpumpningar. För att förenkla beräkningarna har en bedömning gjorts för en ytlig övergripandeschakt över hela området. Dessutom har en uppskattning av avsänkingsutbredningen gjort för fem djupare schakter där varje schakt antas genomföras var för sig oberoende av varandra. Schaktet närmast Höregölen har i ett senare skede uteslutits. Eftersom dessa scenarier skiljer sig från de som använts vid simuleringarna är det svårt att jämföra resultaten. Om man betraktar resultaten av handberäkningarna som en ytterligare förenkling av simuleringsscenarierna kan man dock göra en överslagsmässig uppskattning av skillnaderna. För den ytliga schakten är resultaten relativt likartade om man tittar på avsänkningen som är 0,5-1 meter, däremot är området där avsänkningen blir större än en meter betydligt mindre vid båda simuleringarna. Om man tittar på den tidigare bedömningen för de djupare schakterna, kan man se att påverkansområdet här är mindre vid simuleringarna trots att det i de simulerade fallen schaktas även utanför de djupa schakterna. Dock har det inte lagts på någon säkerhetsmarginal på simuleringensresultaten vilket har gjorts vid handberäkningarna med fem meter utökad schaktutbredning och en grundvattenyta en meter under schaktbotten. För handberäkningarna hade man behövt väga samman de enskilda resultaten för att få en bild av vad som skulle ske om schakterna skulle hållas öppna samtidigt men eftersom det inte rör sig om en sluten akvifer kan man inte addera avsänkningen rätt av (Fetter, 2001).

Överlag kan man säga att resultaten av simuleringarna och handberäkningarna stämmer relativt väl överens i den mån de kan jämföras. Simuleringarna ger dock en mer detaljerad bild av avsänkningen samt tar hänsyn till hela det planerade schaktområdet.



Figur 8-5 Bedömd grundvattenavsänkning tidigare utredning (Tyréns AB, 2012a) för en ytlig, övergripande schakt. Bilden är hämtad från Tyréns (2012a).



Figur 8-6 Bedömd grundvattenavsänkning från tidigare utredning (Tyréns AB, 2012a) kring respektive schakt. 0,3 m, 0,5 m respektive 1 m avsänkning är redovisade för varje schakt. Bilden är hämtad från Tyréns (2012a).

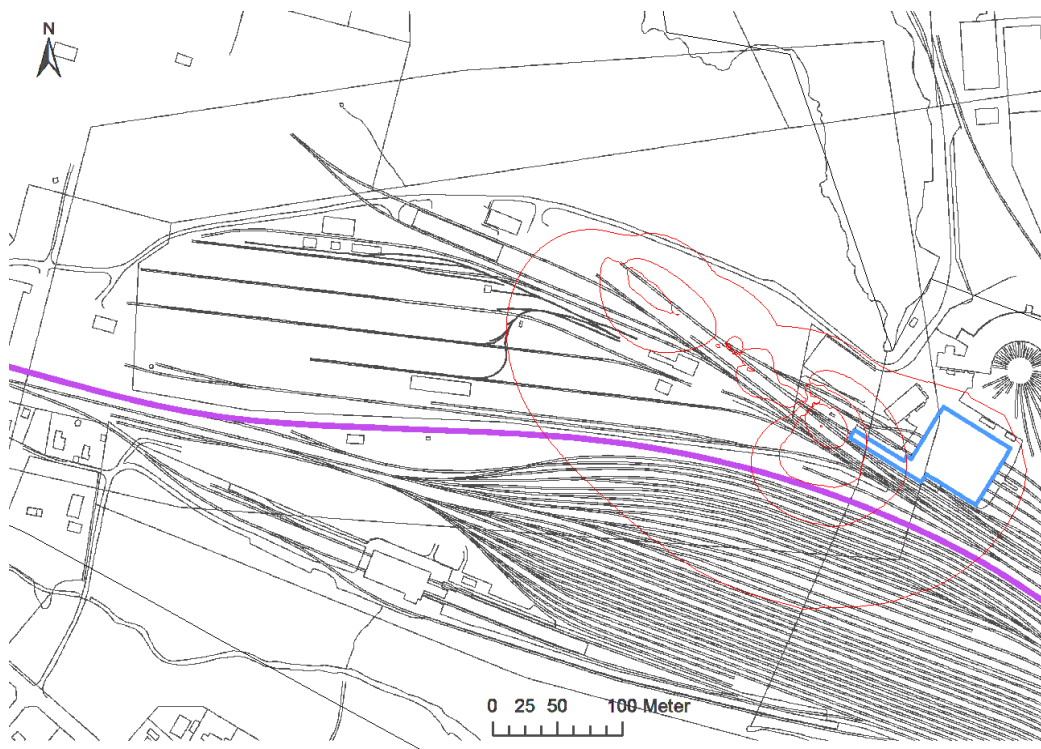
8.1.3 Schaktning enligt områdesindelning

I Figur 8-7 till Figur 8-16 visas simuleringsresultaten från Microfem och Feflow då ett område i taget schaktas (se Figur 2-4) och de andra får vara oförändrade, detta motsvarar alltså en situation där det studerade schaktområdet är det första som saneras.

Vid sanering inom område I visar Microfem-modellen att både Jönköpingsbanan och tvätthallen drabbas av en avsänkning upp mot maximalt en och en halv meter medan de i Feflow-modellen klarar sig helt. Den modellerade avsänknningen är generellt större i Microfem- än i Feflow-modellen



Figur 8-7 Simulering i Feflow. Avsänkning vid schaktning av område I, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1 .



Figur 8-8 Simulering i Microfem. Avsänkning vid schaktning av område I, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1, något förskjutet österut.

Även vid schaktning av område II blir avsänkning större i Microfem, speciellt för avsänkning mellan en halv och en meter men ingen kritisk sänkning når Jönköpingsbanan eller tvätthallen. Inom detta område ligger dräneringsledningen som leder vatten till reningsverket som antas vara ur drift vid schaktningen. Här finns också det djupaste schaktet, sex meter under markytan, och runt det blir gradienten för grundvattenytan mycket brant.

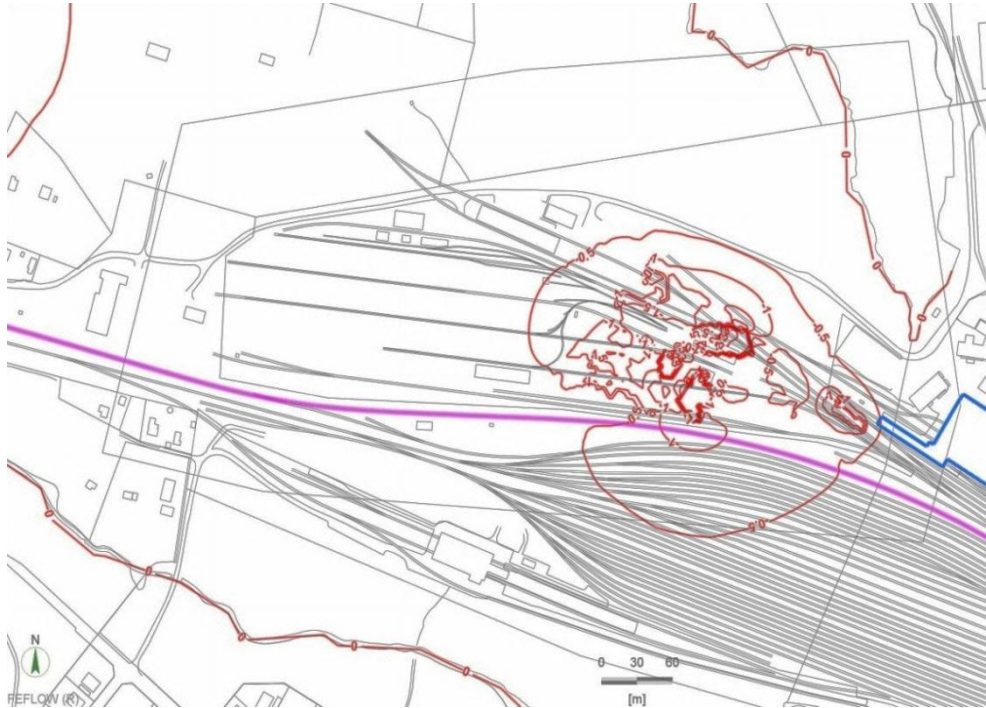


Figur 8-9 Simulering i Feflow. Avsänkning vid schaktning av område II, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1.

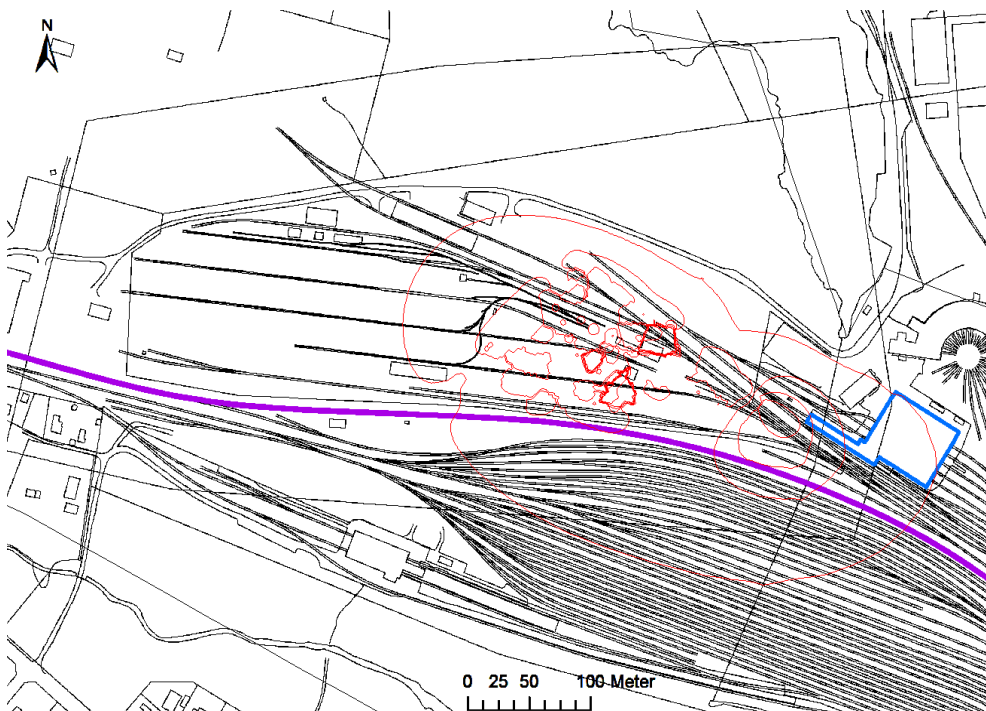


Figur 8-10 Simulering i Microfem. Avsänkning vid schaktning av område II, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1.

Område III är det mest kritiska vad det gäller avsänkning under Jönköpingsbanan eftersom det ligger närmast. Båda modellerna visar på en avsänkning större än en meter men i Feflow-modellen är det bara en liten del av Jönköpingsbanan som påverkas. I Microfem-modellen kan man tydligt se att gradienterna som är inom *fyllning och morän-lagret* (Figur 7-1) är mindre branta till följd av den högre transmissiviteten i detta område i modellen.



Figur 8-11 Simulering i Microfem. Avsänkning vid schaktning av område III, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1.



Figur 8-12 Simulering i Microfem. Avsänkning vid schaktning av område III, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1, något förskjutet österut.

Påverkansområdet vid schaktning av område IV är relativt litet enligt båda modellerna. även om det är större i Microfem-modellen.



Figur 8-13 Simulering i Feflow. Avsänkning vid schaktning av område IV, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1.



Figur 8-14 Simulering i Microfem. Avsänkning vid schaktning av område IV, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1.

När det gäller schaktområde V är avsänkingsområdet mycket likt i de båda modellerna. Eftersom fyllningslagret här, i Feflow och i verkligheten, är tunt har det liten inverkan på modellen. Detta område är det största området och det ger också ett stort påverkansområde men avsänkningen är måttlig eftersom schaktdjupet här generellt sett är litet.



Figur 8-15 Simulering i Feflow. Avsänkning vid schaktning av område V, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1.



Figur 8-16 Simulering i Microfem. Avsänkning vid schaktning av område V, avståndet mellan isolinjer är 0,5 meter. Jönköpingsbanan är markerad i lila och tvätthallen i blått. Kartområde O1, se Figur 2-1.

För schaktområde VI blev avsänkningen vid båda simuleringarna mindre än en halv meter. Eftersom detta anses ligga inom normalvariationen och ha lite påverkan på marken redovisas detta inte närmare.

Generellt ger simuleringarna i Microfem ett större påverkansområde och flackare gradienter än de i Feflow. Framst är det avsänkingsområdet mellan en halv och en meter som blir större i Microfem. Skillnaden är speciellt stor vid simulering av schaktområde I, II och III som ligger i den östra delen av bangården. Som tidigare diskuterats (se Avsnitt 8.1.1) är det också där fyllningen är tjockast och alltså påverkar resultatet i högst utsträckning. Även kulverten som har en stor påverkan på den östra delen är implementerad i modellen på olika sätt vilket kan påverka utfallet av simuleringarna. Som tidigare nämnts kan man inte avgöra om resultatet från den ena eller andra modellen är mer tillförlitligt, möjligtvis kan Feflow-modellens fyllningslager göra att den i den östra delen ger ett mer troligt resultat.

8.1.4 Tillrinning till schakt

Vid simuleringarna uppskattades tillrinningen till schakterna vilket alltså motsvarar den mängd vatten som behöver pumpas bort för att schakten ska hållas torra och stabila. Resultatet redovisas nedan i Tabell 8-1.

Tabell 8-1 Uppskattad tillrinning till schakt.

Beräknat nettoinflöde till schakt (l/min)		
Schaktområde	Microfem	Feflow
Hela	144	132
I	60	36
II	126	120
III	60	48
IV	30	18
V	30	12
VI	(0,6)	(0,36)

Överlag är den mängd vatten som måste pumpas i samma storleksordning men mindre enligt Feflow-modellen. Resultatet stämmer överens med att påverkansområdena för avsänkningen är mindre enligt Feflow-modellen vilket har diskuterats ovan (se Avsnitt 8.1.1 och 8.1.3).

Dessa resultat kan jämföras med tidigare bedömningar baserade på handberäkningar gjorda av Tyréns (2012a) som gav en tillrinning på cirka 132 liter per minut för en övergripande yttlig schakt och 24-36 liter per minut för var och en av de djupa schakterna (Figur 8-6). Tillrinningen till den övergripande ytliga schakten är alltså i stort sett samma som vad simuleringarna gav, skillnaden är att simuleringarna också räknar med det planerade schaktdjupet över hela området och även inkluderar djupare schakter. De djupare schakternas tillrinning är svårare att jämföra eftersom de bara inkluderar just det djupa schaktet. Värdena från handberäkningarna är dock relativt höga om man jämför dem med de av modellerna beräknade inflödena för schaktområdena med alla djup inkluderade.

Vid schaktning av endast område VI blir tillrinningen så pass liten att den är försumbar.

8.2 Föroreningstransport

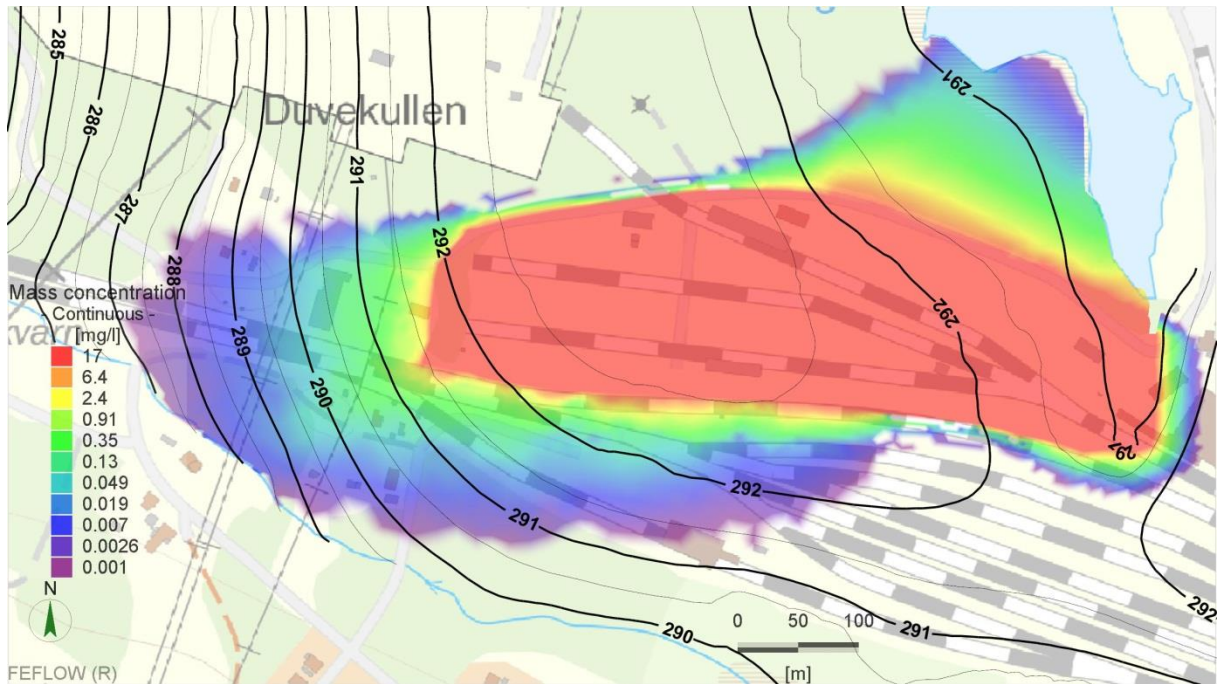
Två olika scenarier för masstransporten har simulerats, ett med och ett utan reningsverket. Resultaten för simuleringarna presenteras nedan i Avsnitt 8.2.1 och 8.2.2.

8.2.1 Utan reningsverk

Simuleringen för masstransporten utan reningsverk kan ses som en möjlig föroreningsutbredning om uppförandet av reningsverket och den tillhörande våtmarken inte hade verkställts. Den dominerande föroreningsspridningen från impregneringsområdet sker i flödesriktningen, alltså vinkelrätt mot isolinjerna för grundvattenpotentialen (se Figur 8-17). Denna transport beror troligen på advektion eftersom även grundvattnet rör sig från högre till lägre grundvattenpotential. Föroreningskoncentrationen i Figur 8-17 minskar relativt snabbt utanför impregneringsområdet, detta beror troligtvis på den biologiska nedbrytningen av föroreningarna men kan även bero på utspädning av nybildning eller randflöden in i modellen.

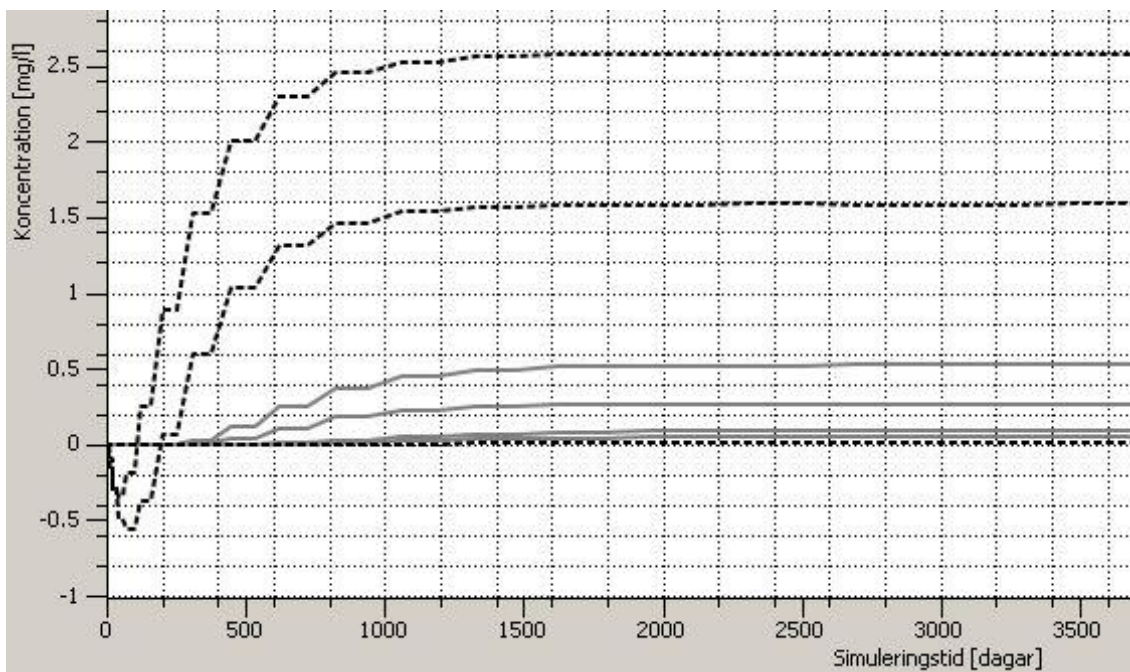
Utbredningen av större koncentrationer är större mot Höregölen än mot Nässjöån. En förklaring till detta kan vara att området mellan impregneringsområdet och Höregölen är modellerat som torv och har högre hydraulisk konduktivitet än moränen väster om impregneringsområdet. Den högre hydrauliska konduktiviteten gör att föroreningar här kan transporteras med en högre hastighet. Eftersom de då inte hinner brytas ner lika mycket avtar inte koncentrationen lika snabbt. Även om modellresultatet visar på en stor föroreningsspridning mot Höregölen bör man tänka på att sorption inte har inkluderats i modellen. Sorption av organiska föreningar, som naftalen, sker i princip uteslutande till jordartens organiska fraktion (Naturvårdsverket, 1995; Fetter, 1999) vilken för torven utgör 44 procent och för moränen endast 0,5 procent (WSP Environmental, 2007). Därför skulle torven i verkligheten kunna fungera som ett filter i vilket naftalenföroreningarna fastnar.

Viss spridning av naftalen sker även österut från impregneringsområdets östra del, alltså mot flödesriktningen. Liknande spridning sker inte från exempelvis den nord-nordvästra delen av impregneringsområdet där den hydrauliska gradienten är lägre än i den östra delen. Orsakerna till denna ostliga spridning är okända, möjligtvis uppkommer spridningen av modelltekniska fel.



Figur 8-17 Simulerad föroreningsutbredning av naftalen vid början av år 2014. Simuleringen är gjord utan hänsyn till reningsverket och den anlagda våtmarken. Observera att färgskalan för koncentrationen av naftalen är logaritmisk. Kartområde O2, se Figur 2-1, utökad åt väster, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.

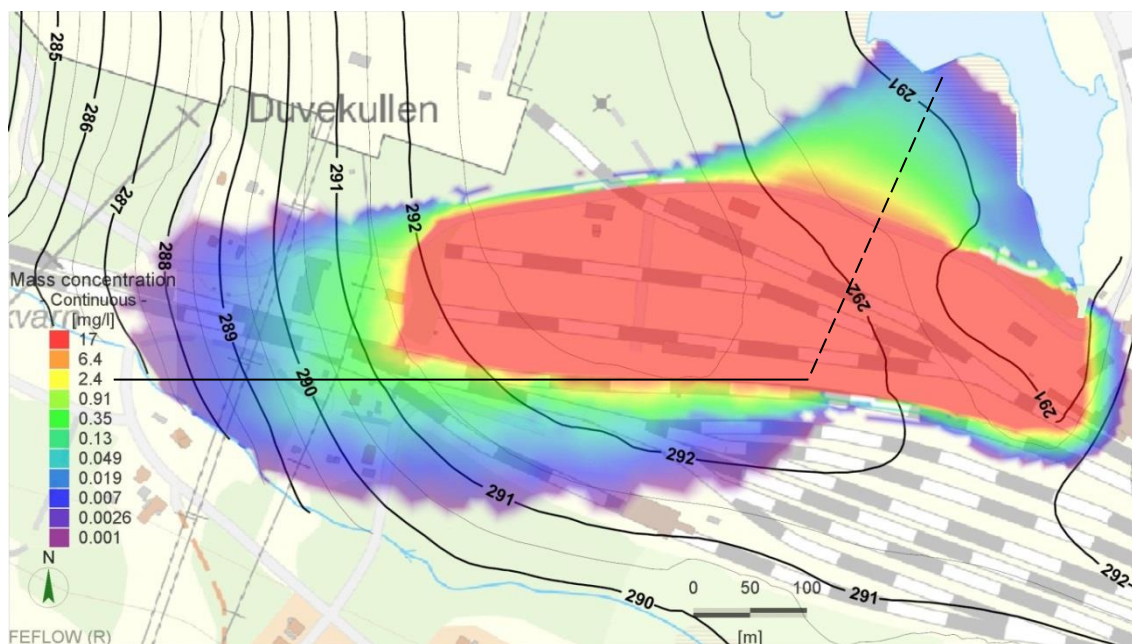
Figur 8-18 visar koncentrationsutvecklingen för några valda punkter från akviferens överyta i de två dominerande transportriktningarna och från övergången mellan krosszon och berg under impregneringsområdet. Figuren visar även att föroreningsutbredningen relativt snabbt, efter cirka fem år, uppnår ett stationärt förhållande med balans mellan tillförsel och nedbrytning eller utspädning av föroreningarna. De negativa koncentrationerna i början av simuleringen kan bero på att diskretiseringen av tid eller geometri i modellen inte är optimal.



Figur 8-18 Koncentrationsutveckling för några valda observationsplatser, grå linjer representerar akviferytan av de två dominerande plymerna och de prickade övergången mellan krosszon och berg under impregneringsområdet.

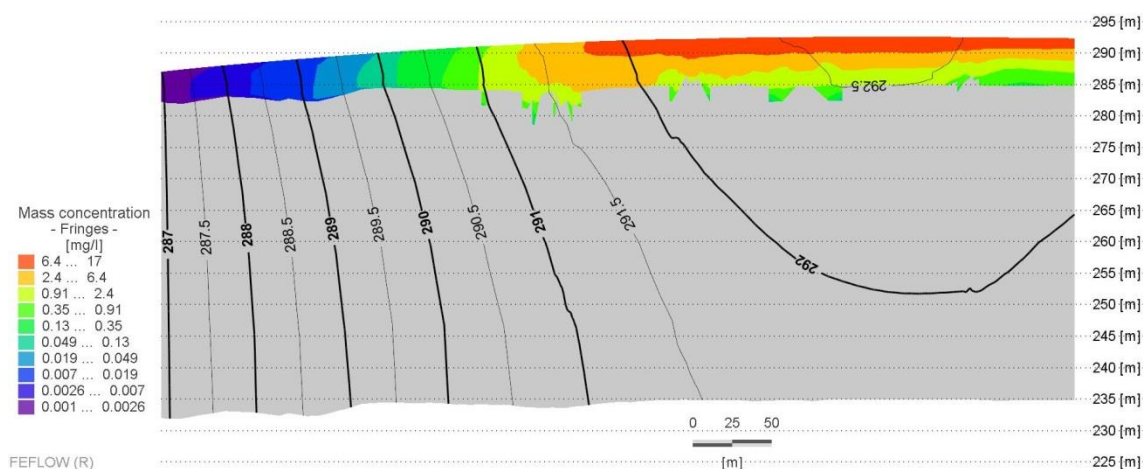
8.2.2 Med reningsverk

I Figur 8-19 nedan presenteras resultatet av simuleringen av föroreningstransporten som inkluderar reningsverket i modellen. Den generella spridningsbilden är samma som i Figur 8-17 men föroreningskoncentrationen mellan impregneringsområdet och Höregölen är något lägre.

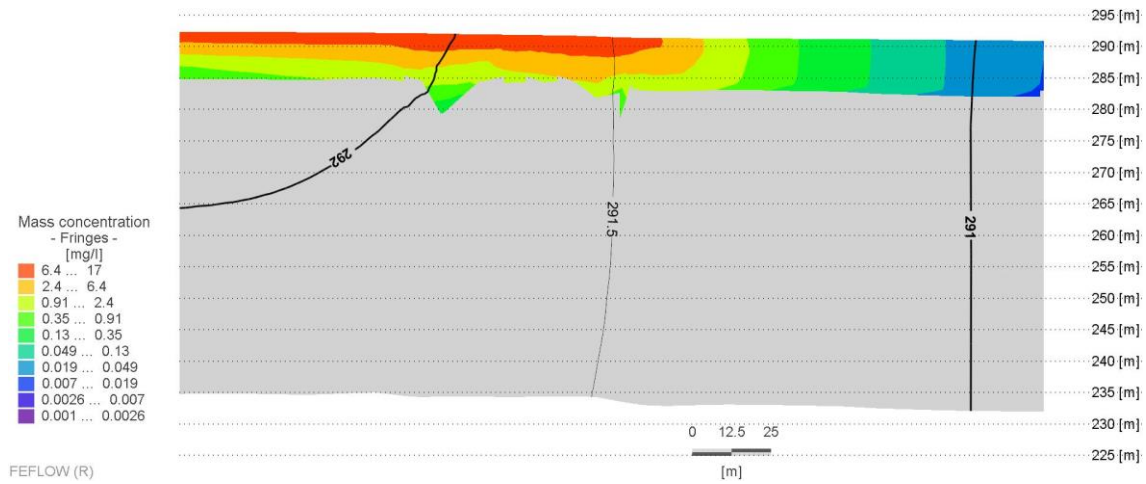


Figur 8-19 Simulerad föroreningsutbredning av naftalen vid start av år 2014. Vid simuleringen har hänsyn tagits till reningsverket och den anlagda våtmarken från och med år 2008. Två profilinjer markerar urvalet för Figur 8-20 (heldragen) och Figur 8-21 (streckad). Observera att färgskalan för koncentrationen av naftalen är logaritmisk. Kartområde O2, se Figur 2-1, utökad åt väster, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.

Figur 8-20 och Figur 8-21 nedan visar koncentrationsutbredningen och isolinjer för grundvattenpotential för de två profiler som är markerade i Figur 8-19. Som mest når föroreningarna ner till cirka 280 meter (RH70), alltså någon meter nedanför ansatt nivå för bergöverytan. Troligtvis är transporthastigheten i berget så pass långsam att föroreningarna hinner brytas ner innan de når några större djup. Den något hackiga utbredningen ned mot berget har förmodligen modelltekniska orsaker och kan bero på variation i FE-nätets utformning.

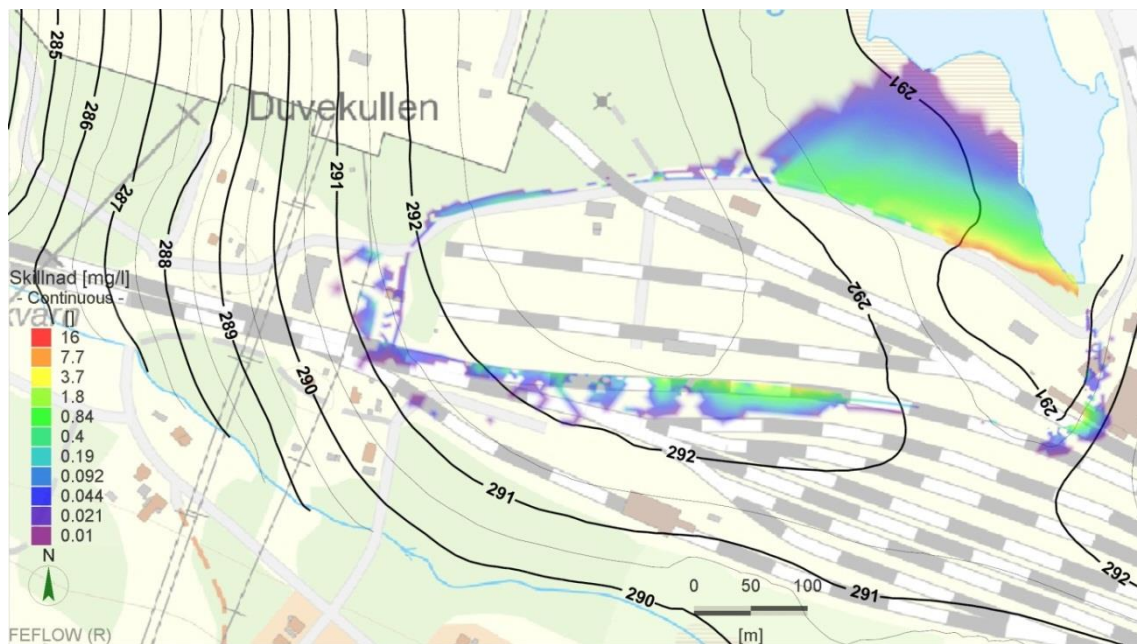


Figur 8-20 Profil för den prickade linjen i Figur 8-19 som visar koncentrationsutbredning och isolinjer för grundvattenpotential. Observera att färgskalan för koncentrationen av naftalen är logaritmisk. Höjdskalet är förstord fyra gånger.



Figur 8-21 Profil för den streckade linjen i Figur 8-19 som visar koncentrationsutbredning och isolinjer för grundvattenpotential. Observera att färgskalan för koncentrationen av naftalen är logaritmisk. Höjdskan är förstord två gånger.

I Figur 8-22 nedan jämförs de två föroreningsmodelleringarna för att kunna studera effekten av reningsverket närmare. Figuren visar att det särskilt är spridningen mot Höregölen som minskar. Detta kan förklaras med att det framförallt är vid Höregölen som flödesmönstret ändras av reningsverket, och att det är där infiltrationsvåtmarken är placerad vilket kan bidra till utspädning av föroreningarna.



Figur 8-22 Skillnad i simuleringsresultat mellan Figur 8-17 (utan reningsverk) och Figur 8-19 (med reningsverk). Skillnaden anges som mg/l, observera att färgskalan är logaritmisk. Kartområde O2, se Figur 2-1, utökad åt väster, bakgrundskarta © Lantmäteriet i2012/927.

8.3 Möjliga modellförbättringar

Med modellförbättring avses här en förändring av modellen som leder till ett mer tillförlitligt och realistiskt resultat. Det kan också innebära att faktorer som inte har någon inverkan på modellresultatet skalas bort till fördel för en enklare och eventuellt snabbare modell.

8.3.1 Förbättringar av grundvattenmodellerna

För att göra modellen så bra som möjligt ska man försöka få rätt värden på modellens essentiella egenskaper (se Figur 4-2). Fokus för förbättringen bör alltså vara på de parametrar som känslighetsanalysen visade är viktigast (se Avsnitt 6.3 och 7.3). Flera av dessa skulle kunna bli mer tillförlitliga med hjälp av fler fältmätningar och labbförsök.

I båda modellerna har nybildningen en stor påverkan. Det fanns visserligen nederbördsdata från modellområdets direkta närhet men för att få ett mer korrekt värde på den faktiska nybildningen hade man kunnat göra mätningar och beräkningar på den faktiska avdunstningen.

Höregölens nivå är också viktig för modellen. Det fanns visserligen mätningar men de var gjorda med oregelbundna intervall och vid olika årstider. Dessa användes som utgångspunkt för nivån som sedan kalibrerades in i modellerna. Ett sätt att göra modellerna mer tillförlitliga hade varit att göra mer kontinuerliga mätningar för att kunna räkna ut ett medelvärde som kan användas som föreskriven grundvattenpotential. För Nässjöån fanns bara nivåmätningar från ett tillfälle, även här hade fler mätningar kunnat förbättra modellen.

Fler provpumpningar eller labbförsök hade kunnat ge bättre information om den hydrauliska konduktiviteten och transmissiviteten för de olika geologiska enheterna. Speciellt krosszonens egenskaper är intressanta för att göra modellen bättre. Delområden i moränen som infördes för att kunna variera hydrauliska egenskaper (se Figur 5-3 och Figur 7-1) fick i slutändan liknande värden på den hydrauliska konduktiviteten (se Tabell 6-1 och Tabell 7-1) och tillför därför lite till modellen. Visserligen gjorde dessa små skillnader att översvämningar i modellerna kunde undvikas men områdena låg utanför det primära intresseområdet och är inte väl kalibrerade. Modellerna visade sig också vara relativt okänsliga för förändringar i dessa områden (se Avsnitt 6.3 och 7.3). Observationspunkter för grundvattennivån utanför bangården hade kunnat göra kalibreringen av modellerna mer tillförlitlig.

Att undersöka de geologiska lagrens topografi och mäktighet kan vara dyrt men sådan information hade kunnat göra modellen mer rättvisande. Detta gäller främst krosszonens mäktighet som hade en stor påverkan på de modellerade grundvattennivåerna (se Avsnitt 6.3 och 7.3). Eventuellt hade man kunnat införa ett torvlager under fyllningslagret i Feflow men om detta ska tillföra mer noggrannhet till modellen måste man ha mer information om de hydrauliska egenskaperna. Överlag kan man säga att ett lagrets egenskaper måste skilja sig åt väsentligt för att det ska tillföra något i modellen. Hade man vetat mer om fyllningens transmissivitet och den hade skilt sig väsentligt från den underliggande moränens hade det kanske varit motiverat att försöka modellera fyllningslagret även i Microfem.

Det grövre FE-nätet som användes i Microfem-modellen visade sig vara tillräckligt för syftet med modellen, för att minska på beräkningstiderna hade man kunnat använda en större elementstorlek även i Feflow. Generellt är det viktigt att tänka på FE-nätets utformning för att undvika att modellberäkningarna blir onödigt tunga.

Vad det gäller simuleringarna av sänkningen av grundvattenytan i samband med schaktningen är de baserade på en preliminär plan för schaktdjup och -utbredning och visar alltså bara konsekvenserna för grundvattennivån om denna planering följs. För att bättre kunna utreda avsänkningen måste man veta den verkliga schaktutbredningen.

8.3.2 Förbättringar av förorenings transportsmodellen

Utan tillgång till information för kalibrering eller verifiering kan man inte uttala sig om modellen representerar verkligheten eller inte. För att kunna genomföra detta skulle man behöva information om föroreningssituationen utanför impregneringsområdet

Föroreningsmodellen är uppbyggd för att simulera ett värsta tänkbart scenario med ganska kraftigt tilltagen utbredning och koncentration av naftalen inom impregneringsområdet. En förbättring skulle därför kunna vara att modellera en mer realistisk föroreningssituation. I modellen har det antagits att naftalenkoncentrationen inom ett visst område motsvarar mättnadskoncentrationen under hela simuleringstiden. För att upprätthålla denna koncentration behöver det tillföras mer naftalen till modellen kontinuerligt under hela simuleringen. Eftersom den verkliga naftalenmängden och tidsperioden för utsläppen är okänd är det inte säkert att det under hela simuleringstiden finns tillräckligt mycket naftalen för att upprätthålla mättnadskoncentration i grundvattnet. Detta kan alltså leda till en överskattning av naftalenmängderna i modellen.

Föroreningarnas utbredning är okänd och förenklad till hela fyllningslagret inom impregneringsområdet, och skulle den egentliga utbredningen vara mindre eller större borde föroreningsmängden även ändras i modellen. Vid en senare jämförelse av simulerade naftalenkoncentrationer med faktiska uppmätta koncentrationer i impregneringsområdets utkanter (från 2008-1012) har det bekräftats att både utbredning och koncentrationer är överskattade i modellen. För att simulera ett mer realistiskt istället för ett värsta tänkbart scenario hade dessa observationer kunnat användas för att avgränsa och minska den föreskrivna föroreningsutbredningen i modellen.

Ytterligare osäkerheter finns för värden på masstransportparametrar, speciellt nedbrytningshastighet, dispersivitet och magasinskoefficient som alla beror på de lokala förhållandena. För att bestämma dessa mer exakt krävs det laboratorie- och fältundersökningar i form av nedbrytningshastighets- och spårämnesförsök samt en längre provpumpning.

En transportprocess som helt utelämnats vid modellberäkningarna är sorption. Som nämnts tidigare (se Avsnitt 8.2.1) skulle detta kunna bromsa upp föroreningsutbredningen och eftersom det vid impregneringsområdet finns en del torv med hög organisk fraktion är det dessutom möjligt att sorption spelar en betydande roll för föroreningstransporten.

8.4 Jämförelse av uppbyggnad och resultat för Feflow- och Microfem-modellerna

Modellernas uppbyggnad skiljer sig åt på flera sätt (se Avsnitt 6.1 och 7.1). Generellt är Microfem-modellen enklare uppbyggd med färre antal lager, ingen topografi och en förenklad geometri. Det finns också en hel del likheter mellan modellerna, till exempel har de samma randvillkor och samma nybildning. Värdena på hydraulisk konduktivitet och transmissivitet ligger nära varandra (Tabell 6-1, Tabell 7-1 och Tabell 8-2) trots att de varierades självständigt. Vad det gäller randvillkor och nybildning bestämdes att dessa skulle hållas lika i de båda modellerna för att bättre kunna jämföra resultaten. En person genomförde modelluppbyggnad och kalibrering i respektive modell men arbetet skedde samtidigt och i nära samarbete. Detta

kan ha påverkat resultatet och det är möjligt att modellerna hade blivit mer olika om de byggts upp helt oberoende av varandra. Utvärderingen av kalibrering och validering (se Avsnitt 6.2, 6.4, 7.2 och 7.4) visar att båda modellerna är tillräckligt väl kalibrerade vilket ändå pekar på att de antagna värdena är giltiga för båda modellerna.

Tabell 8-2 Jämförelse av kalibrerat kulvertflöde och hydrauliska konduktivitet i de två programvarorna. För Microfem är konduktiviteten ungefärlig för jordakviferslagret eftersom mäktighet och transmissivitet varierar lite i varje nod till följd av beräkningssättet för öppen akvifer (7.1.2).

Parameter	Enhet	Feflow	Microfem
Flöde kulvert	m ³ /d	≈43	48
K fyllning/morän med fyllning	m/s	1,0*10 ⁻⁴	≈3,3*10 ⁻⁵
K morän väst	m/s	2,3*10 ⁻⁵	≈2,3*10 ⁻⁵
K morän nordväst	m/s	1,4*10 ⁻⁵	≈6,9*10 ⁻⁶
K morän resterade	m/s	2,3*10 ⁻⁶	≈3,0*10 ⁻⁶
K krosszon	m/s	5,8*10 ⁻⁵	6,6*10 ⁻⁵
K berg	m/s	2,2*10 ⁻⁷	2,2*10 ⁻⁸
K torv	m/s	5,8*10 ⁻⁵	3,5*10 ⁻⁵

Till skillnad från Feflow-modellen är Microfem-modellen uppbyggd av endast tre akviferslager vilka representerar berggrunden, krosszonen och jordakviferen (se Kapitel 5). Detta är en betydande förenkling och det ska kommas ihåg att geologin inom impregneringsområdet i verkligheten är mycket heterogen. Stora variationer av hydrauliska egenskaper kan förekomma även inom mycket små delområden såväl inom som mellan de geologiska enheterna. Denna förenkling gör modellen lättare att bygga upp, hantera och använda för simuleringar. När dessutom både värden för transmissivitet och detaljerad utbredning av de geologiska enheterna till stor del är okända är det inte heller troligt att modellen hade förbättrats av fler lager.

Mönstret för grundvattenpotentialen är mycket likt i de båda modellerna (se Figur 6-2 och Figur 7-2). I Figur 8-23 som visar skillnaden i den modellerade grundvattenytan mellan Feflow-modellen och Microfem-modellen, man kan också se att modellerna generellt sett ger lika resultat. Differensen är i större delen av modellområdet mindre än en halvmeter. Vid höjderna i norr och i öster är skillnaden mycket stor vilket beror på att nivåerna i Microfem inte följer topografin som de gör i Feflow. Det är troligt att moränlagret vid dessa höjder är tunnare då de är relativt branta och jordartskartan (Figur 5-2) visar på berg i dagen. Detta tar ingen av modellerna hänsyn till. Grundvattennivåerna vid de båda höjderna anses alltså inte rättvisande för någon av modellerna men då de ligger i utkanten av modellområdet påverkar detta troligen inte simuleringsresultaten.

Utvärderingen av modellernas kalibrering och verifiering (se Avsnitt 6.2, 6.4, 7.2 och 7.4) visar att det är stor likhet mellan Feflow- och Microfem-modellen. Enligt känslighetsanalyserna (se Avsnitt 6.3 och 7.3) är modellerna i stort sett känsliga för samma förändringar vilket också visar på likheten mellan dem.

Det totala flödet i modellen är cirka 3 % större i Feflow-modellen än i Microfem-modellen. Det låga värdet på skillnaden visar ytterligare på modellernas likhet men är inte heller förvånande eftersom randvillkor och nybildning har samma värde. Skillnaden som finns kan bero på att modellernas geometri skiljer sig något och att alla randvillkor inte är implementerade på samma

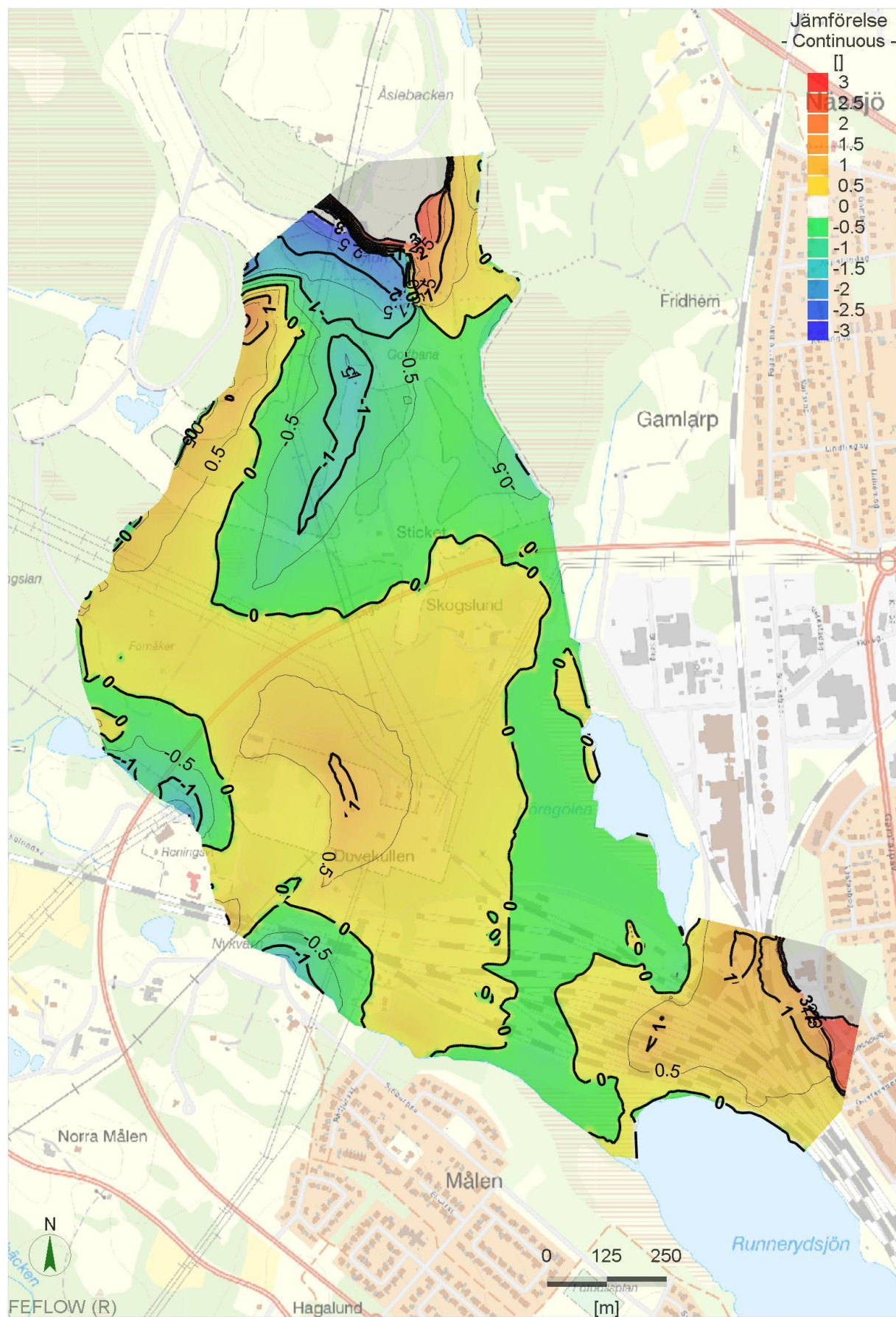
sätt (se Avsnitt 6.1 och 7.1). Däremot kan den inte förklaras med skillnad i total area eftersom Microfem-modellen trots att den är något större (se Avsnitt 6.1.1 och 7.1.1) har ett mindre totalt flöde.

Tabell 8-3 Total flödesbalans för de två modellerna

	Inflöde (m ³ /d)	Utflöde (m ³ /d)
Feflow	1326,56	1326,55
Microfem	1289,11	1289,1

FE-nätet är i Feflow-modellen uppbyggt av fler noder och element totalt sett (se Avsnitt 6.1.1 och 7.1.1) men den största skillnaden är att elementstorleken utanför bangården är betydligt mindre (se Bilaga 11.2 och 11.3). Den tätare elementindelningen anses inte ha gjort modellen mer tillförlitlig eftersom det är liten skillnad mellan modellresultaten och elementstorleken skiljer mest åt utanför det område som är intressant för simuleringarna i det här projektet.

Likheter och skillnader mellan programvaror, modeller och simuleringsresultat diskuteras även i Kapitel 6, 7 samt Avsnitt 8.1, 8.2, och 8.5.



Figur 8-23 Skillnaden mellan kalibrerad Feflow- och Microfem-modell. Färgskalan visar skillnad inom intervallet -3 till 3 meter. Skillnader utanför detta intervall är i bilden markerade med grått.

8.5 Jämförelse mellan programvarorna Microfem och Feflow

Redogörelserna och åsikterna som uttrycks i detta avsnitt bygger på författarnas subjektiva upplevelser. I huvudsak har författarna arbetat med varsin programvara, förutom för avsänkingsmodelleringen där en person har genomfört simuleringarna i både Microfem och Feflow. Alla funktioner och möjligheter i programmen har inte utforskats, fokus har legat på de som behövde användas för modelleringen av avsänkningen och föroreningstransporten. Programanvändarna har liknande förkunskaper inom grundvattenmodellering och ingen hade använt någon av programvarorna innan examensarbetets påbörjades, båda har alltså fått lära sig programvarorna från början med hjälp av medföljande exempel och hjälpfunktioner.

Som nämnts tidigare (se Avsnitt 6.1, 7.1 och 8.3.2) är det stora likheter i de två modellernas resultat och känslighet men vägen till den slutgiltiga modellen i respektive program skiljer sig åt på vissa punkter. Generellt kan man säga att det som varit bättre med Microfem är driftsäkerheten, enkelheten i att bygga upp FE-nätet och den utmärkta supporten direkt från utvecklaren. Däremot har de begränsade visualiseringsmöjligheterna gjort det svårt att på ett tydligt sätt åskådliggöra vissa resultat. De främsta fördelarna som upplevts med Feflow har varit kompatibiliteten med andra program och filformat, visualiseringsmöjligheterna och möjligheten att granska vilken teori och antaganden som olika modelldelar bygger på. Den största nackdelen med Feflow har varit programmets instabilitet och dess frekventa kraschar. Det är möjligt att detta hade kunnat undvikas i högre grad med bättre datorkapacitet.

Nedan följer några kommentarer till de rekommendationer för gränssnittsdesign som presenterats tidigare (se Avsnitt 4.6).

Sträva efter följdriktighet: Gränssnitten i båda programmen har en konsekvent utformning utan störande förändringar i layout, menyer, dialogrutor och grafisk form.

Möjliggör en universell och flexibel miljö: Feflow har ett flexibelt gränssnitt där användaren fritt kan lägga till, ta bort och flytta funktioner och informationsfönster. I Microfem är gränssnittet mer statiskt men det finns kortkommandon för alla funktioner vilket speciellt en avancerad användare kan uppskatta.

Ge återkoppling: Feflow ger direkt feedback på i princip alla handlingar av användaren. I Microfem kan man ofta ändra modellens indata utan att få bekräftelse på att något har ändrats. Man måste även aktivt rita om visualiseringar av parametrar för att kunna se förändringarna.

Ha ett tydligt arbetsflöde mot målet: Båda programmen har klara och tydliga steg för modelluppbyggandets olika delar.

Försvåra misstag från användaren: Feflow varnar för eller förhindrar användaråtgärder som leder till drastiska eller definitiva förändringar av modellen. Programmet varnar även för felaktiga inmatningar i exempelvis formler. Microfem varnar endast för stora förändringar av FE-nätet men till exempel inte för korsande lager som leder till beräkningsproblem eller om en ekvation innehåller felaktigheter.

Ge möjlighet att ångra felaktiga åtgärder: Feflow har mycket bra möjligheter att i flera steg ångra parameterinmatningar, markeringar och vyändringar. I Microfem har man endast möjlighet att ångra den senaste inmatningen av data. Andra förändringar, som till exempel att lägga till eller ta bort noder, går inte att ändra.

Stöd den inre känslan av kontroll: Båda programmen reagerar på handlingar från användaren på ett sätt som man kan förvänta sig.

Minska kravet på användaren att lägga saker på minnet: Feflow har större möjlighet än Microfem att kontrollera hur uttryck för användardefinierade formler ser ut. I övrigt är programmen likvärdiga.

Avslutningsvis kan man konstatera att vilket program som lämpar sig bäst att använda beror på syftet med modelleringen, användaren och dennes förkunskaper. Författarna tror att Feflow är lättare att använda om man behöver modellera komplexa förhållanden och/eller stora modellområden. Om man behöver inkludera masstransport, värmetransport eller densitetsberoende flöden kan endast Feflow och inte Microfem användas. Feflows kompatibilitet med många andra filformat och program kan vara mycket värdefull om det redan finns digitaliserad geologisk och geometrisk information inom ett projekt och kan då snabba på modelluppbyggandet. För enklare modeller går det kanske snabbare att sätta upp en modell i Microfem än i Feflow, men då kan man å andra sidan kanske klara sig lika bra med handberäkningar. Microfem är i dagsläget betydligt billigare än Feflow (Bergvall, 2013; Hemker, 2013b) vilket kan spela in vid valet av program. Då grundvattenmodellering kräver både tid och kunskap är det troligt att modelleringsarbetet inom näringslivet framförallt kan tillföra ett extra värde vid större projekt eller komplexa hydrauliska förhållanden.

9 Slutsatser

Vid simuleringarna i Microfem och Feflow blev den betydande avsänkningen vid schaktning för sanering av Nässjö bangård inte större än vad tidigare bedömningar visar, snarare mindre. Skillnaden mellan resultaten i de olika programvarorna är trots den olika uppbyggnaden av modellerna små men generellt ger simuleringarna i Feflow-modellen ett mindre påverkansområde. Avsänkingsberäkningarna i modellerna bedöms vara rimliga och de båda modellernas simuleringar anses vara lika tillförlitliga. I den mån resultaten kan jämföras med de från handberäkningar är de samstämmiga men avsänkningen som är en meter eller större har en mindre utbredning i simuleringresultaten.

Simuleringen av naftalentransporten visar att spridningen har två generella riktningar, mot Höregölen i nordost och västerut mot Nässjöån. Även om ett värsta tänkbart scenario simulerades är nedbrytningshastigheten av naftalen så pass hög att spridningen blir begränsad. Dock är naftalen bara en av många föroreningar på impregneringsanläggningen. Dessutom anses modellen inte vara tillräckligt väl underbyggd för att simulera föroreningstransporten då den varken är kalibrerad eller verifierad för masstransport.

Det mest avgörande för hur rättvisande en modell blir är kvaliteten och tillgången på indata. För att förbättra modellerna i det här projektet hade man kunnat göra mer omfattande fältundersökningar. Detta gäller främst de parametrar som enligt känslighetsanalysen hade störst inverkan på modellresultaten alltså nybildningen, vattennivåer i Höregölen och Nässjöån samt krosszonens egenskaper. Uppmätta grundvattennivåer även utanför bangården hade eventuellt kunnat bidra till en bättre kalibrering av modellerna.

Båda programvarorna har för- och nackdelar. De största fördelarna som upplevdes med Feflow var kompatibilitet med GIS och flexibla visualiseringsmöjligheter, men det var ett problem att programmet ofta kraschade. Microfem var driftsäkert men det var svårare att visualisera resultaten på ett tydligt sätt.

Trots att de båda modellerna delvis är uppbyggda på olika sätt och gjorda i olika programvaror visade såväl kalibrering, validering, känslighetsanalys som simuleringar att modellerna ger liknande resultat. Båda modellerna anses ge en trovärdig bild av grundvattenpotentialerna inom och nära bangården. Detta stöds av att kalibreringsmålet nåddes och att kalibreringen kunde valideras. Med detta sagt ska det ändå betonas att en modell alltid är en förenklad representation av verkligheten vilket betyder att man inte ska tolka resultaten alltför detaljerat.

10 Litteraturförteckning

- Andersson, M., & Woessner, W. (1992). *Applied Groundwater Modelling: Simulation of flow and advective transport*. Chippingham and Eastbourne: Elsevier: Academic Press.
- Banverket. (2005). *Träsliprar*. Hämtat från Trafikverket:
<http://www.trafikverket.se/Pressrum2/faktamaterial/Miljoinformation/Trasliprar/>
den 11 december 2012
- Bear, J., & Veruijt, A. (1998). *Modeling Groundwater Flow and Pollution*. Dordrecht: D. Reidel Publishing Company.
- Bergvall, M. (den 28 maj 2013). martin.bergvall@tyrens.se (e-post). *Vad kostar FEFLOW?* Umeå.
- Cameron, I., Hangos, K., Perkins, J., & Stephanopoulos, G. (2001). *Process modelling and model analysis* (Vol. 4). Burlington: Elsevier.
- Daniel, E. (2001). *Beskrivning till jordartskartan 6E Nässjö NO* (Vol. Ae144). Östervåla, Sverige: SGU.
- Fetter, C. W. (1999). *Contaminant Hydrogeology*. Upper Saddle River, New Jersey, USA: Prentice-Hall.
- Fetter, C. W. (2001). *Applied hydrogeology* (4:e uppl.). Upper Saddle River: Prentice Hall.
- Hemker, C.J. (2013a). Hjälpfunktionen i MicroFEM-programmvaran. Amsterdam, The Netherlands.
- Hemker, C.J. (2013b). *Order*. Hämtat från Groundwater Flow Modelling with MicroFEM:
<http://www.microfem.com/> den 31 maj 2013
- Howard, P. H. (1991). *Handbook of environmental degradation rates*. Chelsea: Lewis Publishers Inc.
- Knutsson, G., & Morfeldt, C.-O. (2002). *Grundvatten, teori & tillämpning*. Stockholm: AV Svensk Byggtjänst.
- Leake, S., & Mock, P. (1997). Dimensionality of Ground Water Flow Models. *Ground Water*, Vol.35(No.6), p.930.
- Länstyrelsen i Jönköpings län. (2012). *Regionalt program för efterbehandling av förorenade områden*. Jönköping: Länstyrelsen i Jönköpings län.
- Naturvårdsverket. (1995). *Föroreningar i deponier och mark - Ämnens spridning och omvandling. Rapport 4473*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Nilsson, B. (2012). *Finita elementmetoden. En kort introduktion till teorin*. Hämtat från Högskolan i Halmstad:
<http://dixon.hh.se/bertil/Kurser/Common/FEMgk/Notes/kompendiumA4.pdf> den 08 mars 2013
- NIST. (2007). *Solubility System: Naphthalene with Water*. Hämtat från International Union of Pure and Applied Chemistry - National Institute of Standards and Technology, Solubility

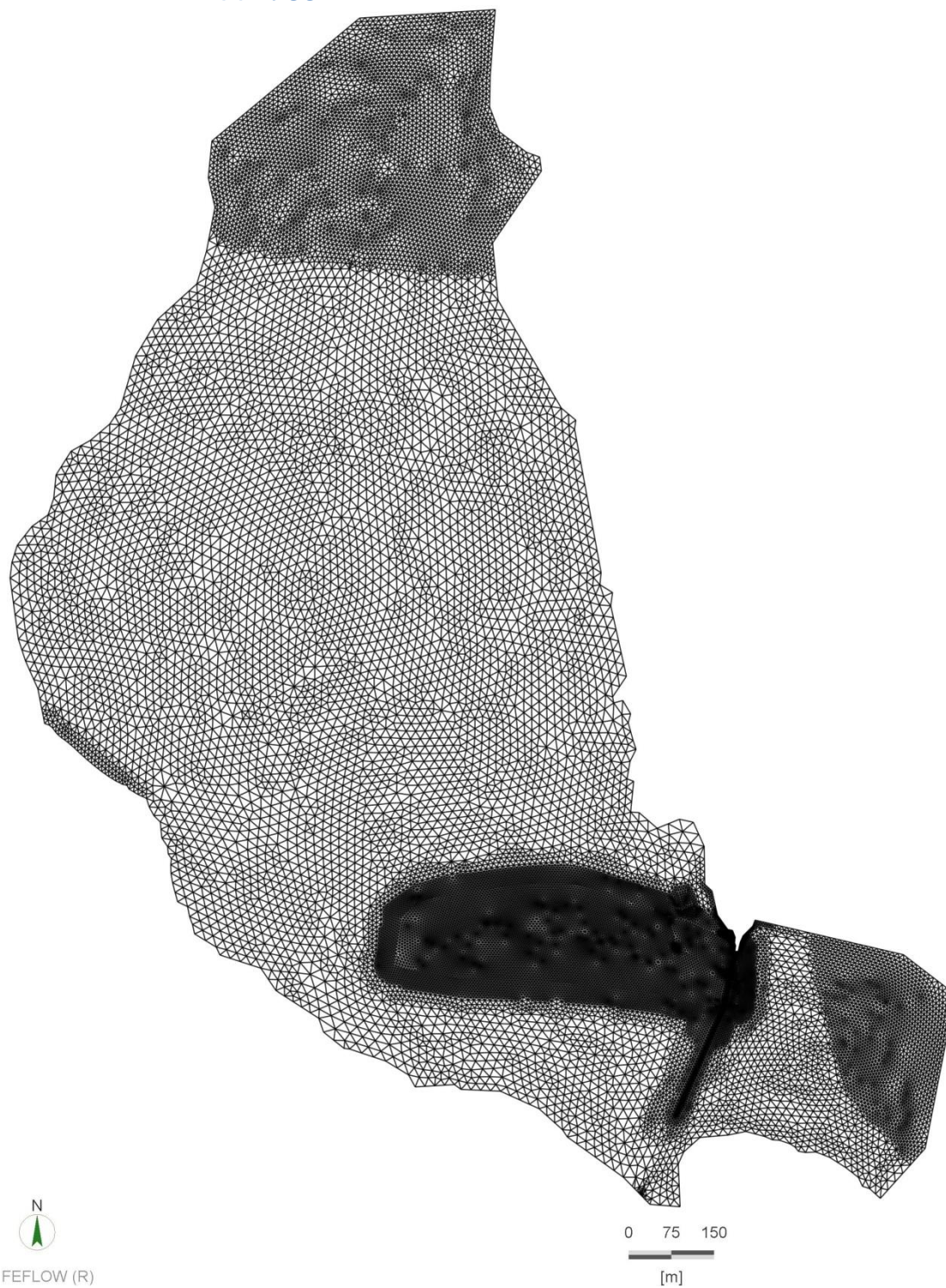
- database: http://srdata.nist.gov/solubility/sol_detail.aspx?sysID=38_185 den 24 april 2013
- Ottosen, N. S., & Petersson, H. (1992). *Introduction to the finite element method*. Hemel Hempstead: Prentice Hall International (UK) Ltd.
- Persson, K. (2012). *Lectures VSMN25*. Hämtat från Lunds Tekniska Högskola - Byggnadsmekanik: <http://www.byggmek.lth.se/fileadmin/byggnadsmekanik/education/courses/optional/VSMN25/Transient.pdf> den 28 mars 2013
- PEST. (2013). *Frequently Asked Questions*. Hämtat från PEST - Model independent parameter estimation & uncertainty analysis: http://www.pesthomepage.org/PEST_FAQ.php den 27 februari 2013
- Pousette, J., Fogdestam, B., & Enqvist, P. (1989). *Beskrivning till kartan över grundvattnet i Jönköpings län*. Uppsala: SGU.
- Rehbinder, G. (1987). *Grundvattenströmningens teori*. Luleå: Centeck Förlag.
- Schneiderman, B., & Plaisant, C. (2010). *Designing the user interface*. Boston: Pearson Higher Education.
- Sciences International Inc. (1995). Toxicological Profile for Naphthalene. i C. Press, *ATSDR's Toxicological Profiles*. CRC Press.
- SGU. (1989). Berggrunden i Jönköpings län. *Ser.Ah nr 11*. (L. Persson, Sammanställare) SGU.
- SGU. (2001). Jordartskarta 6E Nässjö NO . *SGU serie Ae nr 144*. Sverige: SGU.
- Tyréns AB. (2012a). *PM Geoteknik och Hydrogeologi, bedömning av risker i samband med sanering av bangård*.
- Tyréns AB. (2012b). *PM Provpumpning, Nässjö bangård*.
- Wik, N.-G., Andersson, J., Bergström, U., Claeson, D., Juhojuntti, N., Kero, L., o.a. (2006). *Beskrivning till regional berggrundskarta Jönköpings län*. Västerås: SGU.
- WSP Environmental. (2007). *PM Miljöteknisk markutredning*. Stockholm: outgiven.
- Xu, M., & Eckstein, Y. (1995). Use of weighted least-squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and field scale. *Ground Water*, 33(6), 905-908.

11 Bilagor

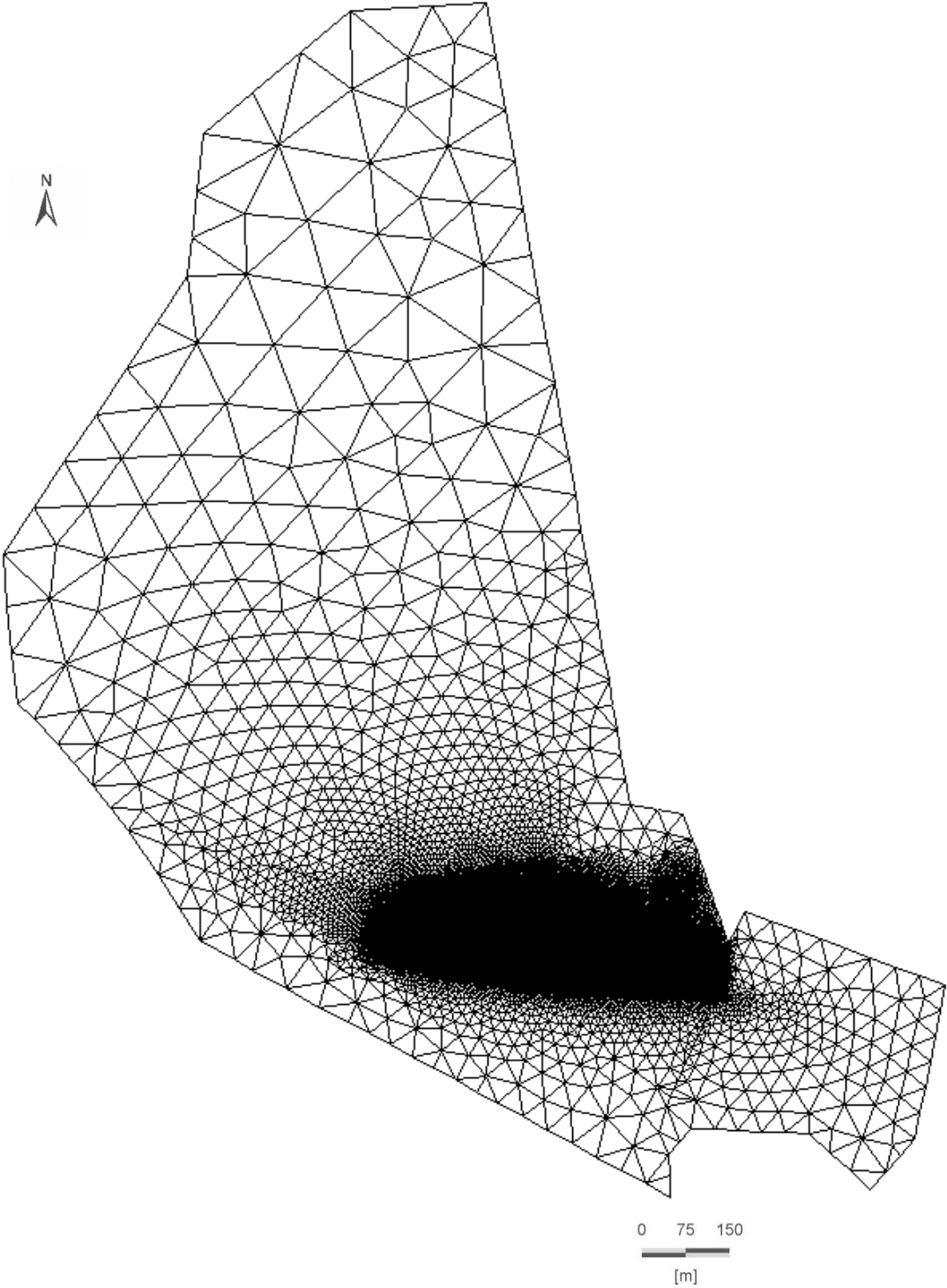
11.1 Placering av undersökningspunkter och provpumpningar



11.2 FE-nätets uppbyggnad i Feflow



11.3 FE-nätets uppbyggnad i Microfem



11.4 Tabell över intervall för rimliga parametervärden

Rimlighetsintervall				
Randvillkor	Enhet	min	start	max
Föreskriven grundvattenpotential				
1. Våtmarker längs östra gränsen	m u my	1	my	my
2. Höregölen	Nivå (RH70)	290,55	291,05	291,55
4. Runnerydssjön	Nivå (RH70)	289,65	290,15	290,65
5. Nässjöån		interpolerat från uppmätta värden		
6. Västra gränsen	m u my	3	1	0,1
Allmän grundvattenpotential				
3. Nässjö stad			nollflöde	
7. Åslebacken			nollflöde	
Sänkor				
Kulvert, referensnivå	Nivå (RH70)	289	290,5	291
Kulvert, konduktans	d ⁻¹	0	1*10 ⁻⁴	100
Kulvert i väst (Microfem)	m ² /d	5	10	50
Dränering Reningsverk	m ³ /d		26	
Nybildning av grundvatten				
Nederbörd, korrigerad	mm/år	565	732	844
Avdunstning	mm/år	400	475	500
Avrinning	mm/år	225	260	295
Nybildning	%	90	100	100
Nybildning våtmark	mm/år		7500	
Hydraulisk konduktivitet				
Fyllning xy (m/d)	m/s	1*10 ⁻⁴	1*10 ⁻³	0,1
Fyllning z (m/d)	% av xy	10	15	30
Morän xy (m/d)	m/s	1*10 ⁻⁷	4*10 ⁻⁶	1*10 ⁻⁴
Morän z	% av xy	10	15	30
Krosszon xy	m/s	1*10 ⁻⁶	1*10 ⁻³	0.01
Krosszon z	% av xy	10	15	30
Berg x	m/s	1*10 ⁻¹⁰	2*10 ⁻⁸	1*10 ⁻⁵
Berg y	m/s	1*10 ⁻¹⁰	2*10 ⁻⁸	1*10 ⁻⁵
Berg z	% av xy	10	15	30
Torv xy	m/s	1*10 ⁻³	1*10 ⁻⁵	1*10 ⁻⁴
Torv z	% av xy	10	15	30
Geologiska egenskaper				
Magasinskoefficient				
	-		0,2	0,3
Mäktighet morän	m	3	7	10
Mäktighet krosszon	m		1m	
Transmissivitet				
Morän med fyllning	m ² /s	7*10 ⁻⁴	7*10 ⁻³	0,7
Morän	m ² /s	7*10 ⁻⁷	2,8*10 ⁻⁵	7*10 ⁻⁴
Krosszon xy	m ² /s	1*10 ⁻⁶	1*10 ⁻³	0.01
Berg xy	m ² /s	5*10 ⁻⁹	1*10 ⁻⁶	5*10 ⁻⁴
Torv xy	m ² /s	7*10 ⁻⁶	7*10 ⁻⁵	7*10 ⁻⁴
Vertikalt läckage				
C1	d	0	0	0
C2 morän	d	3	70	3000
C2 torv	d	3	30	300
C3	d	200	9*10 ⁴	2*10 ⁷

11.5 Kalibreringsresultat Feflow

[m, RH70]		Observerat			Residual		
Provpunkt	Modellerat	2008	2010	2012	2008	2010	2012
SJ03	291,40			291,63			-0,23
SJ06	292,21	291,88	292,03	291,97	0,33	0,18	0,24
SJ16	292,19	292,38		292,27	-0,20		-0,08
SJ18	292,10			292,24			-0,14
SJ23	291,07	291,20	291,34	291,15	-0,13	-0,27	-0,08
SJ29	291,38			292,04			-0,66
SJ30	291,18			292,12			-0,94
W218	292,61			292,86			-0,25
W223	292,23			292,43			-0,20
W224	292,08			292,20			-0,12
W236	291,80			292,03			-0,23
W255	291,44			291,45			-0,01
W284	290,95	290,98	291,01	291,04	-0,03	-0,06	-0,09
W295	290,83			290,98			-0,15
W296	292,84	292,23	292,37	292,40	0,61	0,48	0,44
W297	292,46			292,58			-0,12
W298	291,38	291,41	291,50	291,50	-0,03	-0,12	-0,12
W301	290,77	290,92	290,95	290,91	-0,14	-0,18	-0,14
VBV9001	292,32			292,21			0,11
VBV9003	292,77			292,97			-0,20
VBV9004	292,33	291,95		292,09	0,37		0,24
VBV9005	292,38	292,22	292,38	292,16	0,16	0,01	0,22
VBV9006	291,56			291,59			-0,03
VBV9101	290,85	291,03			-0,18		
VBV9102	290,84			291,06			-0,22
VBV9103	290,75			291,03			-0,28
VBV9105	291,03			290,86			0,17
VBV9601	292,50			292,39			0,11
VBV9602	291,89	291,65	291,73	291,64	0,25	0,17	0,25
VBV9603	291,74	291,62			0,12		
VBV9901	290,92	291,33			-0,41		
VBV9902	290,92	291,29			-0,36		
VBV9903	290,91	291,12	291,15		-0,21	-0,24	
VBV9904	290,90	291,12			-0,22		
WG5	290,98		290,91	290,86		0,07	0,12
WG6	292,22		291,88	291,78		0,34	0,44
WG7	292,21		292,18	292,27		0,03	-0,06

11.6 Kalibreringsresultat Microfem

[m, RH70]		Observerat			Residualer		
Provpunkt	Modellerat	2008	2010	2012	2008	2010	2012
SJ03	291,70			291,63			0,07
SJ06	292,08	291,88	292,03	291,97	0,20	0,05	0,11
SJ16	292,16	292,38		292,27	-0,22		-0,11
SJ18	292,06			292,24			-0,18
SJ23	291,15	291,2	291,34	291,15	-0,05	-0,19	0,00
SJ29	291,45			292,04			-0,59
SJ30	291,23			292,12			-0,89
W218	292,66			292,86			-0,20
W223	292,30			292,43			-0,13
W224	292,20			292,2			0,00
W236	291,62			292,03			-0,41
W255	291,54			291,45			0,09
W284	291,09	290,98	291,01	291,04	0,11	0,08	0,05
W295	290,92			290,98			-0,06
W296	292,76	292,23	292,37	292,40	0,53	0,40	0,36
W297	292,49			292,58			-0,09
W298	291,62	291,41	291,5	291,5	0,21	0,12	0,12
W301	291,06	290,92	290,95	290,91	0,14	0,11	0,15
VBV9001	292,11			292,21			-0,10
VBV9003	292,77			292,97			-0,20
VBV9004	292,25	291,95		292,09	0,30		0,16
VBV9005	292,45	292,22	292,375	292,16	0,23	0,07	0,29
VBV9006	291,63			291,59			0,04
VBV9101	291,04	291,03			0,01		
VBV9102	290,96			291,06			-0,10
VBV9103	290,38			291,03			-0,65
VBV9105	291,20			290,86			0,34
VBV9601	292,56			292,39			0,17
VBV9602	291,82	291,65	291,725	291,64	0,17	0,10	0,18
VBV9603	291,43	291,62			-0,19		
VBV9901	291,06	291,33			-0,27		
VBV9902	291,05	291,29			-0,24		
VBV9903	291,03	291,12	291,145		-0,09	-0,11	
VBV9904	291,02	291,12			-0,10		
WG5	291,11		290,91	290,86		0,20	0,25
WG6	292,13		291,88	291,78		0,25	0,35
WG7	291,97		292,18	292,27		-0,21	-0,30

11.7 Intervall för känslighetsanalys

Randvillkor	Enhet	Kalibrerat	Lägst			Högst
Föreskriven grundvattenpotential						
1. Våtmarker längs östra gränsen	m u my	-0,70	-1,20	-0,95	-0,45	-0,20
2. Höregölen	nivå (RH70)	290,85	290,35	290,6	291,1	291,35
4. Runnerydssjön	nivå (RH70)	290,05	289,55	289,8	290,3	290,55
5. Nässjöån		Interpolerade mätningar	Interpolerat -0,5	Interpolerat -0,25	Interpolerat +0,25	Interpolerat +0,5
Feflow						
6. Västra gränsen	m u my	-2	-3,5	-2,75	-1,25	-0,5
Microfem						
6. Västra gränsen	nivå (RH70)	275				
Sänka						
Feflow						
Kulvert i öst, referensnivå	m	290,5	290	290,25	290,75	291
Kulvert i öst, konduktans	d ⁻¹	15	3,75	7,5	22,5	30
Microfem						
Kulvert i öst, uttag	m ³ /d	48	12	24	72	84
Nybildning av grundvatten						
Nybildning	mm/år	276	65	138	331	386
Nybildning våtmark	mm/år	7500	1875	3750	11250	15000
Hydraulisk konduktivitet/ Transmissivitet						
Feflow						
Hydraulisk konduktivitet						
Fyllning xy (m/d)	m/s	1,0*10 ⁻⁴	2,7*10 ⁻⁵	5,2*10 ⁻⁵	1,6*10 ⁻⁴	2,1*10 ⁻⁴
Morän xy väst (m/d)	m/s	2,3*10 ⁻⁵	5,8*10 ⁻⁶	1,2*10 ⁻⁵	3,5*10 ⁻⁵	4,6*10 ⁻⁵
Morän xy nordväst(m/d)	m/s	1,4*10 ⁻⁵	3,5*10 ⁻⁶	6,9*10 ⁻⁶	2,1*10 ⁻⁵	2,8*10 ⁻⁵
Morän xy resterande (m/d)	m/s	3,5*10 ⁻⁶	9,3*10 ⁻⁷	1,7*10 ⁻⁶	5,2*10 ⁻⁶	6,9*10 ⁻⁶
z	m/s	5,2*10 ⁻⁷	1,2*10 ⁻⁷	2,3*10 ⁻⁷	8,1*10 ⁻⁷	1,0*10 ⁻⁶
Torv xy	m/s	5,8*10 ⁻⁵	1,4*10 ⁻⁵	2,9*10 ⁻⁵	8,7*10 ⁻⁵	1,2*10 ⁻⁴
z	m/s	8,7*10 ⁻⁶	2,2*10 ⁻⁶	4,4*10 ⁻⁶	1,3*10 ⁻⁵	1,7*10 ⁻⁵
krosszon xy	m/s	5,8*10 ⁻⁵	1,4*10 ⁻⁵	2,9*10 ⁻⁵	8,7*10 ⁻⁵	1,2*10 ⁻⁴
z	m/s	8,7*10 ⁻⁶	2,2*10 ⁻⁶	4,4*10 ⁻⁶	1,3*10 ⁻⁵	1,7*10 ⁻⁵
berg xy	m/s	2,2*10 ⁻⁷	5,5*10 ⁻⁸	1,2*10 ⁻⁷	3,5*10 ⁻⁷	4,4*10 ⁻⁷
z	m/s	3,3*10 ⁻⁸	8,2*10 ⁻⁹	1,6*10 ⁻⁸	5,0*10 ⁻⁸	6,6*10 ⁻⁸
Microfem						
Transmissivitet						
Morän med fyllning	m ² /s	2,3*10 ⁻⁴	5,8*10 ⁻⁵	1,2*10 ⁻⁴	3,5*10 ⁻⁴	4,6*10 ⁻⁴
Morän väst	m ² /s	1,6*10 ⁻⁴	4,1*10 ⁻⁵	8,1*10 ⁻⁵	2,4*10 ⁻⁴	3,2*10 ⁻⁴
Morän nordväst	m ² /s	4,9*10 ⁻⁵	1,3*10 ⁻⁵	2,4*10 ⁻⁵	7,3*10 ⁻⁵	9,7*10 ⁻⁵
Morän resterande	m ² /s	2,1*10 ⁻⁵	5,2*10 ⁻⁶	1,0*10 ⁻⁵	3,1*10 ⁻⁵	4,2*10 ⁻⁵
Torv	m ² /s	2,4*10 ⁻⁴	6,1*10 ⁻⁵	1,2*10 ⁻⁴	3,6*10 ⁻⁴	4,9*10 ⁻⁴
Krosszon	m ² /s	6,6*10 ⁻⁵	1,6*10 ⁻⁵	3,4*10 ⁻⁵	1,0*10 ⁻⁴	1,3*10 ⁻⁴
Berg	m ² /s	1,1*10 ⁻⁶	2,3*10 ⁻⁷	5,8*10 ⁻⁷	1,6*10 ⁻⁶	2,2*10 ⁻⁶

Geologiska egenskaper	Enhet	Kalibrerat	Lägst			Högst
Feflow						
Mäktighet morän	m	7	6	7	8	8
Mäktighet krosszon	m	1	0,3	1	2	2
Microfem						
Mäktighet jordakviferen (lager1)	m	7	6	7	8	8
Mäktighet krosszon (lager 2)	m	1	0	1	2	2
Läckagefaktor	Enhet	Kalibrerat	Lägst			Högst
Microfem						
C2 morän väst	d	10	3	5	15	20
C2 morän nordväst	d	30	8	15	45	60
C2 morän övrig (resterande, med fyllning)	d	80	20	40	120	160
C2 torv	d	10	3	5	15	20
C3	d	1750	438	875	2625	3500

11.8 Valideringsresultat i Feflow

[m, RH70]		Observerat		Residualer	
Provpunkt	Modellerat	2009	2011	2009	2011
SJ06	292,21	291,83	291,93	0,38	0,28
SJ16	292,19	292,25	292,26	-0,06	-0,07
SJ23	291,07	291,19	291,19	-0,12	-0,12
W284	290,95	290,99	290,96	-0,04	-0,01
W296	292,84	292,27	292,29	0,58	0,56
W298	291,38	291,43	291,41	-0,04	-0,02
W301	290,77	290,92	290,90	-0,14	-0,13
VBV9004	292,33	291,47		0,86	
VBV9005	292,38	292,13	292,08	0,26	0,30
VBV9101	290,85	291,03	291,00	-0,18	-0,15
VBV9602	291,89	291,60	291,58	0,29	0,31
VBV9603	291,74	291,45		0,29	
VBV9901	290,92	291,36	291,37	-0,44	-0,45
VBV9902	290,92	291,30	291,30	-0,37	-0,38
VBV9903	290,91	291,15	291,11	-0,24	-0,20
VBV9904	290,90	291,15	291,12	-0,24	-0,21
WG5	290,98		290,86		0,13
WG6	292,22		291,69		0,53
WG7	292,21		292,06		0,15

11.9 Valideringsresultat i Microfem

[m, RH70]		Observerat		Residualer	
Provpunkt	Modellerat	2009	2011	2009	2011
SJ06	292,08	291,83	291,93	0,25	0,15
SJ16	292,16	292,25	292,26	-0,09	-0,10
SJ23	291,15	291,19	291,19	-0,04	-0,04
W284	291,09	290,99	290,96	0,10	0,13
W296	292,76	292,27	292,29	0,49	0,47
W298	291,62	291,43	291,41	0,19	0,21
W301	291,06	290,92	290,90	0,14	0,16
VBV9004	292,25	291,47		0,78	
VBV9005	292,45	292,13	292,08	0,32	0,37
VBV9101	291,04	291,03	291,00	0,01	0,04
VBV9602	291,82	291,60	291,58	0,22	0,24
VBV9603	291,43	291,45		-0,02	
VBV9901	291,06	291,36	291,37	-0,30	-0,31
VBV9902	291,05	291,30	291,30	-0,25	-0,25
VBV9903	291,03	291,15	291,11	-0,12	-0,08
VBV9904	291,02	291,15	291,12	-0,13	-0,10
WG5	291,11		290,86		0,25
WG6	292,13		291,69		0,44
WG7	291,97		292,06		