

Undersökning av påverkan på hydraulisk konduktivitet i förorenat område efter in situ-saneringsförsök

Julia Björn

Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet,
kandidatarbete, nr 561
(15 hp/ECTS credits)



Geologiska institutionen
Lunds universitet
2019

Undersökning av påverkan på hydraulisk konduktivitet i förorenat område efter in situ- saneringsförsök

Kandidatarbete
Julia Björn

Geologiska institutionen
Lunds universitet
2019

Innehåll

1	Introduktion	7
2	Syfte och frågeställningar	7
3	Bakgrund	7
3.1	Tidigare undersökningar	8
3.2	Geologiska och hydrogeologiska förhållanden	8
3.2.1	Geologi	8
3.2.2	Hydrogeologi	10
3.3	Föroreningssituation	11
3.4	Pilottester för sanering	12
4	Utvärdering av hydraulisk konduktivitet	13
4.1	Utvärderingsmetoder och förutsättningar	13
4.2	Slugtest	13
5	Metodik	14
5.1	Planering inför fält	14
5.2	Fältmetodik	14
5.3	Databearbetning	16
5.4	Hvorslevs metod	16
5.5	Bouwer&Rice metod	17
5.6	Beräkning av osäkerhet	17
6	Resultat	18
6.1	Utvärdering av K	18
6.2	Förändring i K	19
7	Diskussion	21
8	Slutsatser	24
9	Tackord	25
10	Referenser	26
	Bilaga 1	
	Bilaga 2	
	Bilaga 3	

Undersökning av påverkan på hydraulisk konduktivitet i förorenat område efter in situ-saneringsförsök

JULIA BJÖRN

Björn, J., 2019: Undersökning av påverkan på hydraulisk konduktivitet i förorenat område efter in situ-saneringsförsök. *Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet*, Nr. 561, 41 sid. 15 hp.

Sammanfattning: I dagsläget bedömer Naturvårdsverket att det finns ca 85 000 konstaterade eller misstänkt förorenade områden i Sverige. En förespråkad åtgärdsstrategi för att sanera förorenad mark- och grundvatten är *in situ* sanering då de anses kostnadseffektiva och hållbara. För att kunna lösa den omfattande problematiken med förorenade områden på ett effektivt vis krävs större kunskap om hur dessa saneringsmetoder påverkar marken. I det här arbetet undersöks Tvätteriet Alingsås där man har utfört fyra pilottester av *in situ* sanering då föroreningens klorerade lösningsmedel finns utbredd i mark och grundvatten. Syftet är att utvärdera huruvida markens hydrauliska konduktivitet påverkas av *in situ* sanering av klorerade lösningsmedel. För att utvärdera hur den hydrauliska konduktiviteten har påverkats utfördes slugtest i 13 brunnar, de erhållna resultaten jämfördes med resultat från tidigare undersökningar i samma brunnar. Resultaten uppvisar inget tydligt samband mellan avstånd till närmaste injektionspunkt och förändrad hydraulisk konduktivitet, utöver att den hydrauliska konduktiviteten vid brunnarna på störst avstånd motsvarande 22 och 33 m oförändrad. Injektering av produkten ERD-CH₄ tycks ha gett upphov till sänkt hydraulisk konduktivitet inom injektionsområdet, detta tros bero på mikrotillväxt som täpper igen porutrymmen i jordarterna. Injektering av produkten CAT100 uppvisar inga förändringar i hydraulisk konduktivitet inom injektionsområdet. Detta kan dock bero på att processer som ökar och minskar hydraulisk konduktivitet har följt varandra och varit lika stora så att den hydrauliska konduktiviteten förefaller oförändrad. Dessa processer skulle kunna vara uppsprickning till följd av det höga tryck som används vid injekteringstillfällena, som ökar den hydrauliska konduktiviteten. Samt mikrotillväxt och/eller utfällning och gasbildning då nollvärt järn reagerar med omgivningen och minskar permeabiliteten och den hydrauliska konduktiviteten. Flertalet brunnar uppvisar ökad hydraulisk konduktivitet, både inom och utanför injektionsområdena, vilket tros vara till följd av uppsprickning. Uppsprickningen går dock inte att relatera till en viss injektering utan att göra beräkningar på hur långtgående sprickor som bör uppkomma till följd av det använda trycket. Områdets geologi är heterogen och komplex och inget tydligt samband kan observeras mellan förändring i hydraulisk konduktivitet och en viss typ av jordart.

Nyckelord: Hydraulisk konduktivitet, in situ-sanering, slugtest, förorening, Tvätteriet Alingsås

Handledare: Charlotte Sparrenbom, Nikolas Höglund Benavides

Ämnesinriktning: Hydrogeologi

Julia Björn, Geologiska institutionen, Lunds universitet, Sölvegatan 12, 223 62 Lund, Sverige. E-post: julia.bjorn6@gmail.com

Investigation of the effects on hydraulic conductivity at a contaminated site due to in situ remediation

JULIA BJÖRN

Björn, J., 2019: Investigation of the effects on hydraulic conductivity at a contaminated site due to in situ remediation. *Dissertations in Geology at Lund University*, No. 561, 41 pp. 15 hp (15 ECTS credits).

Abstract: Currently, Naturvårdsverket reports about 85 000 confirmed or suspected contaminated sites in Sweden. An advocated strategy of action to remediate contaminated soil and groundwater is *in situ* remediation since it is considered both cost effective and sustainable. In order to solve the extensive issue of contaminated land in an efficient manner, comprehensive knowledge of the effects on the ground due to the remediation is required. In this paper the site Tvätteriet Alingsås is investigated, where the soil and groundwater are contaminated with chlorinated solvents and four pilot tests of *in situ* remediation have been conducted. The aim of this paper is to evaluate whether the hydraulic conductivity of the ground is affected by the *in situ* remediation of chlorinated solvents. In order to evaluate the potential effects on the hydraulic conductivity, slug tests were conducted in 13 ground water wells on the site. The acquired results were then compared with results from earlier investigations of the same wells. Based on the results, no obvious correlation can be observed between the distance to the closest injection point and an effect on the hydraulic conductivity. However, the wells with the longest distance to an injection point, 22 and 33 m, show no sign of impact. Within the injection zone of the product ERD-CH4, the hydraulic conductivity has decreased which is assumed to be due to microbial growth that clogs the pore space in the soil. Within the injection zone of CAT100 the hydraulic conductivity seems to be unchanged. However, this could be due to processes that increase and decrease the hydraulic conductivity succeeding each other and being of the same magnitude and hence making the hydraulic conductivity seem unchanged. The potential processes being fracturing of the ground due to the high injection pressures used during the pilot tests which increases the hydraulic conductivity. As well as microbial growth and/or precipitation and gas production due to zero valent iron interacting with the environment which decreases the hydraulic conductivity. Several wells, within and outside of the injection zones, display an increase in hydraulic conductivity, which is assumed to be due to fracturing of the ground. It is not possible to relate the fracturing to a certain injection without calculating the possible radial extent of the fractures due to the used pressure during a certain injection. The geology of the site is complex and heterogeneous, and no clear correlation can be observed between change in hydraulic conductivity and a certain soil type.

Keywords: Hydraulic conductivity, in situ remediation, slug test, contamination, Tvätteriet Alingsås

Supervisor(s): Charlotte Sparrenbom, Nikolas Höglund Benavides

Subject: Hydrogeology

Julia Björn, Department of Geology, Lund University, Sölvegatan 12, SE-223 62 Lund, Sweden. E-mail: juliabjorn6@gmail.com

1 Introduktion

Naturvårdsverket rapporterar om att det i dagsläget finns ca 85 000 konstaterade eller misstänkt förorenade områden i Sverige (Naturvårdsverket 2018a). En av föroreningstyperna utgörs av klorerade lösningsmedel som idag återfinns i mark och grundvatten på många håll i landet (Englöv et al. 2007). Inom ramen för Sveriges Riksdags Generationsmål finns miljömålet Gifrfri miljö som bland annat preciserar att man vill att ”Förorenade områden är åtgärdade i så stor utsträckning att de inte utgör något hot mot människors hälsa eller miljö” (Naturvårdsverket 2018b). Med det stora antalet förorenade områden och det stora åtagandet man har framför sig med att åtgärda dem lyfts kostnadseffektiva och hållbara behandlingsstrategier fram. Dessa åtgärder är framförallt att sanering ska utföras på plats för att minska hantering av föroreningar, förorenad jord och vatten (Rosén et al. 2014), så kallad *in situ* sanering.

För att kunna lösa den omfattande problematiken med mark- och grundvattenföroreningar på ett effektivt vis krävs bred och djup kunskap. I det här arbetet undersöks objektet Tvätteriet Alingsås. Markområdet och grundvattnet kring objektet är förorenat av klorerade lösningsmedel och fyra pilottester av *in situ* saneringar har utförts. Arbetet är en del i att förvärva djupare förståelse för hur markens fysiska egenskaper påverkas av *in situ* sanering.

2 Syfte och frågeställningar

Syftet med studien är att utvärdera huruvida den hydrauliska konduktiviteten förändras i områden där man har utfört *in situ* sanering av klorerade lösningsmedel. Syftet är också att undersöka på vilket sätt den hydrauliska konduktiviteten har påverkats baserat på vad man har injekterat och huruvida man erhåller olika resultat i olika geologi. Målet med arbetet är att erhålla en större förståelse för vad som styr den hydrauliska konduktiviteten vid *in situ* saneringar och hur den påverkas av olika faktorer och processer i samband med saneringen. De följande frågeställningarna som arbetet söker att utreda är: Hur påverkas den hydrauliska konduktiviteten:

- På olika avstånd och djup/geologi från en *in situ* sanering av klorerade lösningsmedel?
- Av olika typ av injekteringsmedel?

3 Bakgrund

Objektet som undersöks i denna uppsats är Tvätteriet i Alingsås (Tvätteriet) (Fig. 1). Verksamheten har varit aktiv sedan 1963 och var under de första verksamhetsåren i huvudsak tvätteri åt Försvarsmakten. Anläggningen hade en kemtvättmaskin som var kopplad till

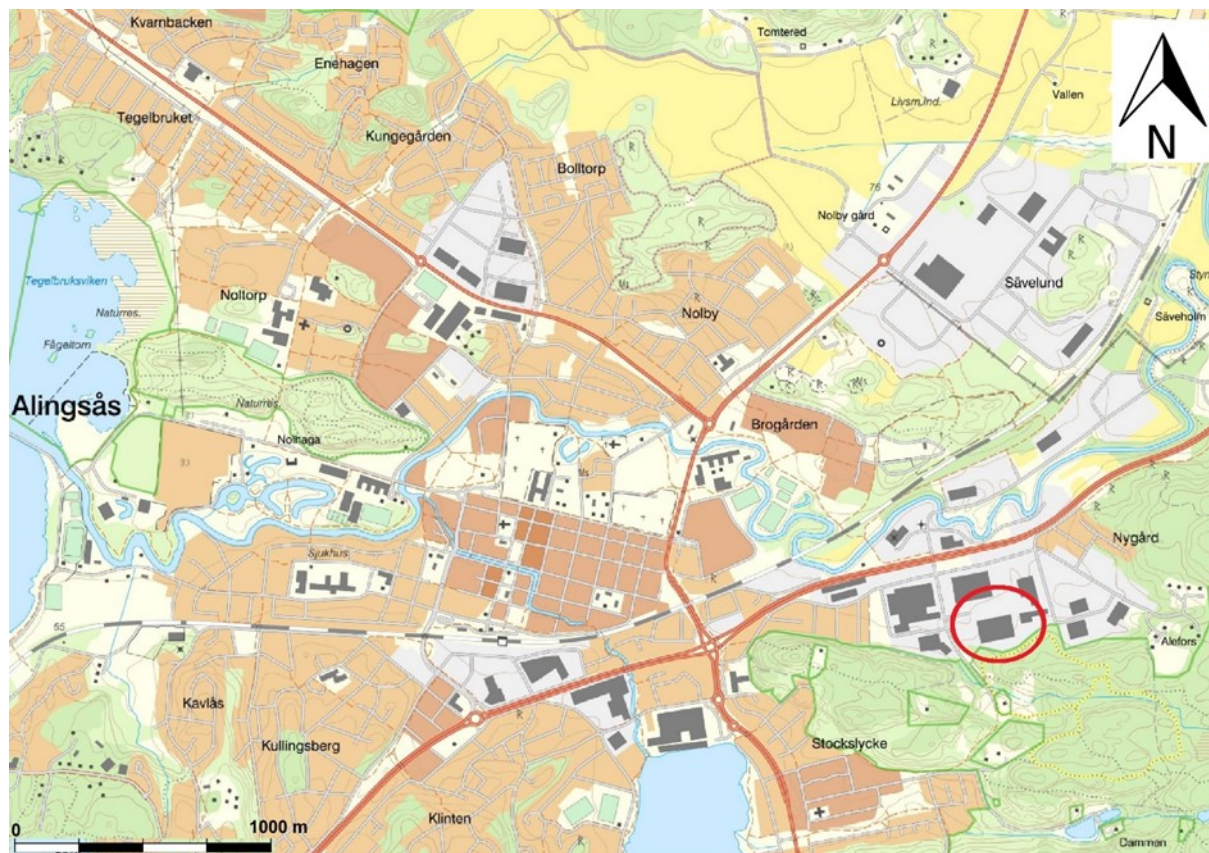


Fig. 1: Översiktlig karta över Alingsås. Undersökningsområdet vid Tvätteriet markeras med röd cirkel. Modifierad från Lantmäteriets topografiska karta ©.

tre eller fyra tankar innehållande klorerade lösningsmedlet perkloretylen (PCE), och dessa matades via en större tank belägen ute på gården. Under tankarna fanns en brunn ansluten till en betongkassun som syftade till att samla potentiellt spill av PCE. Kassunen tömdes två gånger per månad. Betongkassunen tros ha varit ansluten till avloppsledning med vattenlås (Haglund et al. 2012). Ett större spill på ca 200 liter PCE ska ha skett någon gång under 60- eller 70-talet som delvis samlades i betongkassunen (Haglund & Larsson 2010a). Spillet ska ha skett genom golvet och från betongkassunen (Branzén et al. 2016). Tvätteriet är ännu aktivt, men man har inte längre någon kemtvättsverksamhet. Undersökningsområdet ligger i Alingsås kommun i Västergötland. Tvätteriet är beläget i Kristineholms industriområde ca 1,5 km öster om Alingsås centrum (Fig. 1). Marken sluttar i riktning mot Säveån, ca 300–400 m norr om tvätteribyggnaden. Ytorna framför byggnaden används som parkeringsplats och är i stort asfalterade. En smal remsa gräsmatta finns längs fasaden.

3.1 Tidigare undersökningar

Tvätteriet har undersökts vid flertalet tillfällen med avseende på klorerade alifatiska kolväten, geologi och grundvatten. Det är med utgångspunkt från dessa undersökningar som den mesta informationen om geologi och hydrogeologi är hämtad. Nedan finns en sammanställning av tidigare undersökningar i området (Tabell 1). Utöver undersökningar har även fyra pilotförsök för sanering utförts. SGI utförde mellan 2012–2014 en in situ biostimulering följt av en in situ bioaugmentation (Branzén et al. 2016). 2017 utförde SGU och Tvätteriet Alingsås två pilotförsök av in situ sanering med två olika substrat. Pilotförsöken behandlas närmare i avsnitt 3.4, Pilottester för sanering.

3.2 Geologiska och hydrogeologisk förhållanden

3.2.1 Geologi

SGUs kartvisare för jordarter visar att det förekommer både postglacial sand och lera i anslutning till fastigheten (SGU 2019). I fastighetens norra delar förekommer den postglaciala sanden som breder ut sig i nord-

Tabell 1: Tidigare undersökningar utförda vid Tvätteriet Alingsås samt inblandade aktörer

År	Aktör	Undersökningar
2002	J&W Energi och Miljö	<ul style="list-style-type: none"> • Installation av grundvattenrör (B2-B9) • Provtagning av jord med PID-instrument • Provtagning av grundvatten (B2-9) • Laboratieanalyser • Borrkärnekartering
2004	ÅF Energi och Miljö	<ul style="list-style-type: none"> • Provtagning av jord med PID-instrument • Provtagning av grundvatten (B2-9) • Provpumpning (B2-9) • Laboratieanalyser
2007, 2008, 2010, 2011, 2012, 2016	SGI	<ul style="list-style-type: none"> • Mätning av jord och grundvatten med MIP-sondering (Membrane Interface Probe) • Installation av grundvattenrör • Provtagning av grundvatten (B2-B9) • Laboratieanalyser • Installation av grundvattenrör • Borrhålsloggning samt jordprover • Utvärdering av undersökningsmetoder för klorerade lösningsmedel • Installation av testbrunnar och övervakningsbrunnar för pilottest (MW1-MW5) • Provtagning av grundvatten (samtliga brunnar) • Övervakning av mikrobiell aktivitet och nedbrytning av förorening • Laboratieanalys
2017	MIRACHL	<ul style="list-style-type: none"> • Installation av geoelektriskt fast mätsystem • Installation av väderstation • Installation av sensorsystem för mätning av markfuktighet, grundvattennivåer, redox och temperatur • Provtagning av allmän vattenkemi, föroreningshalt, CSIA och DNA
2018		<ul style="list-style-type: none"> • Provtagning av allmän vattenkemi, föroreningshalt, CSIA och DNA

västlig riktning mot Sävån. Den postglaciala leran breder ut sig i östlig och västlig riktning från byggnaden. Gränsen mellan sanden och leran finns under byggnaden. Direkt söder om byggnaden förekommer berg i dagen (Fig. 2). Senare undersökningar har visat att leran även sträcker sig norr om byggnaden (Cedhagen 2002).

Undersökningar av områdets geologi i djupled har utförts vid ett flertal tillfällen med hjälp av skruvborrsprovtagning (Cedhagen 2002), borrhandsvagn (Cedhagen 2004) och MIP-sondering (Membrane Interface Probe) (Engelke & Larsson 2007). Lagerföljden är komplex i området och innehåller skiktade lager av finsand, silt och lera (Engelke & Larsson 2007).

De ytligaste jordlagren i området består av ca 0,5 m fyllnadsmaterial, huvudsakligen sand. Underlagrat fyllningen finns lera med en mäktighet på mellan 2-3 m och upp till 5-6 m, vilket innehåller skikt av sand och silt. Ca 70-80 m i nordlig och nordvästlig riktning ökar mäktigheterna på detta lager till ca 7-10 m (Haglund & Larsson 2010b). Under leran förekommer lager av sand eller silt som ställvis innehåller skikt av

lera. Lagrets mäktighet varierar mellan 0.5-4 m och ligger ovanpå berggrunden (Haglund & Larsson 2010b) (Fig. 3). Från senare undersökningar har man konstaterat att detta lager i vissa delar av området är tunnare än man befarat, och i vissa fall icke-existerande (Benavides 2019). 70-80 m i N-NO riktning har knappt en meter tjockt lerlager observerats under sanden (Haglund & Larsson 2010b). Jorddjupen ökar i nordlig riktning mot Sävån (Fig. 3).

Berggrunden består av ådrad gnejs (SGU 2019) och lutar i nordvästlig riktning från fastigheten, vilket stämmer överens med topografin i området (Haglund & Larsson 2010b). Djup ner till berget varierar från ca 4 m under byggnadens norra delar till ca 18 m 300 m i NV riktning (Haglund & Larsson 2010b). Berget förekommer exponerat söder om byggnaden (Fig. 3). Ingen detaljerad information om sprickförekomst i berggrunden under eller i anslutning till fastigheten finns i nuläget tillgänglig (Nikolas Höglund Benavides 2019, pers. komm.).

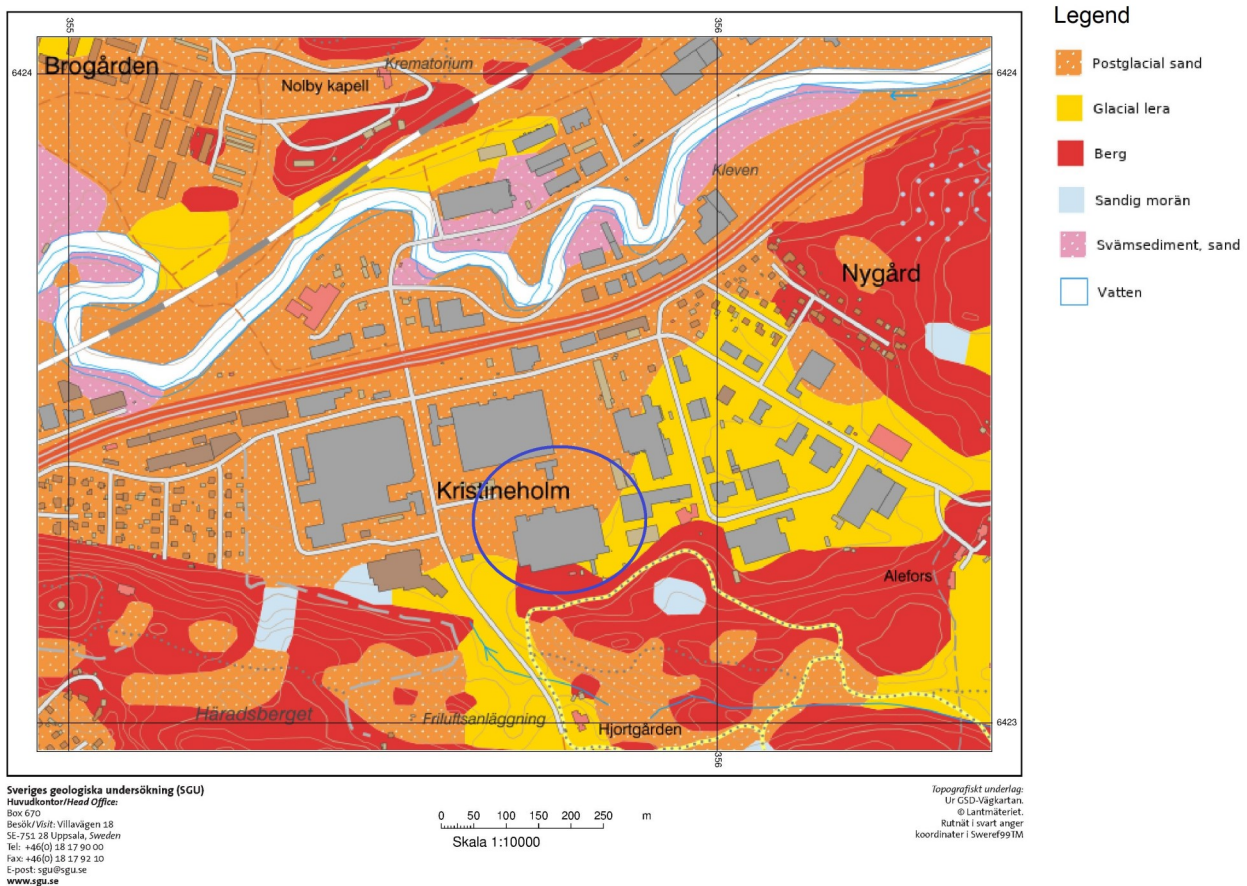


Fig. 2: Jordartskarta över Kristineholms industriområde. Den blåa cirkeln visar undersökningsobjektet Tvätteriet. Modifierad från Sveriges Geologiska Undersöknings kartvisare för jordarter 1:25000-1:100000 (SGU 2019).

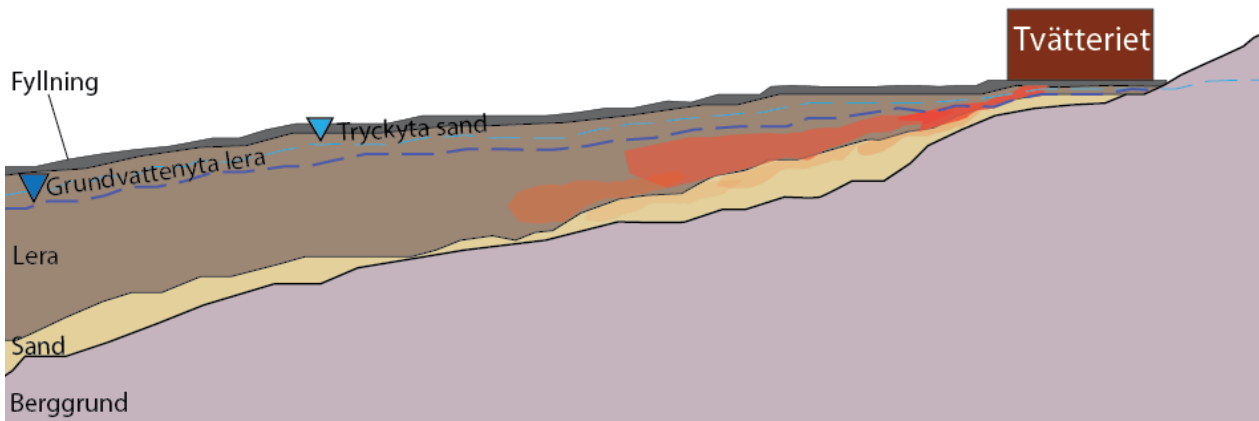


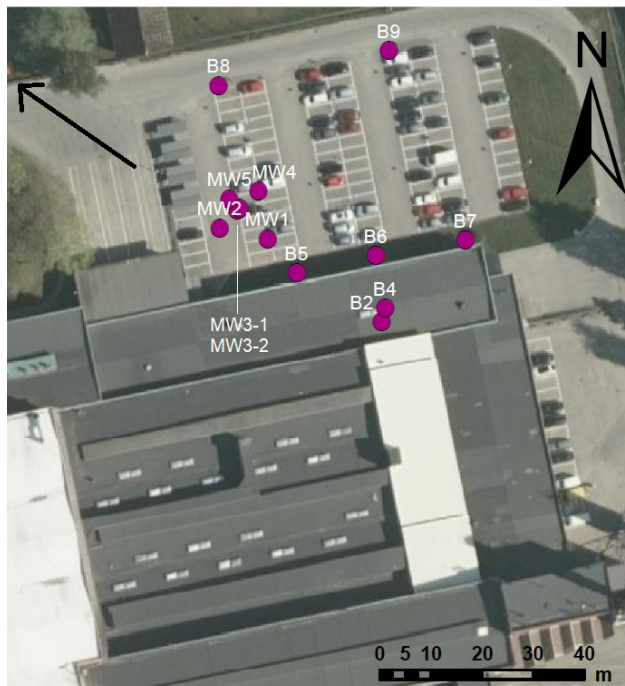
Fig. 3: Schematisk bild över områdets geologi, grundvattenytans och sandens tryckytas lutning samt förorenings-spridning (orange). Genomskäringen är i NV-SO riktning. Ej skalenlig. Ritad utifrån (Branzén et al. 2016)

3.2.2 Hydrogeologi

Lagerföljden kan förenklat delas in i två hydrogeologiska enheter. Sanden bedöms vara en sluten akvifer, med andra ord en vattenförande enhet som överlagras av ett lager med låg permeabilitet. Akviferens tryckyta återfinns generellt ovanför grundvattenytan i leran då vattnet i akviferen är under tryck (Fetter 2014). Leran bedöms vara en akvitard, ett lager med låg permeabilitet som långsamt tillför vatten till akviferen (Fetter 2014). På området finns flertalet brunnar varav 13 av dem, B2-B9 och MW1-MW5, ingår i den här studien (Fig. 4). B2, B4, B5, B6 och MW-brunnarna har sina filternivåer mer eller mindre i sanden. B7 och B8 har sina filternivåer i leran, och B9 i både leran och sanden (Tabell 2).

2002 mättes grundvattenytan och tryckytan av (Cedhagen) i brunnarna. Vattennivån i brunnarna återfanns ca 2 m under markytan (m u my) i anslutning till byggnaden (B2-B7, se Fig. 4). Däremot förekom tryckytan på större djup på ca 6 m u my norr om byggnaden (B8 och B9, se Fig. 4). I dessa brunnar norr om byggnaden bedömdes dock tryckytan som instabil vid mättillfället. Uppmätta vattennivåer av Haglund & Larsson (2010a) visar på ett djup på ca 1-3 m u my i samtliga brunnar. Grundvattenytans läge följer berggrundens yta och bedömdes 2003 ha en lutning på ca 0.6% åt NV (Cedhagen 2004) (Fig. 3). Grundvattenströmningen sker från öst mot NV och Sävån är den närmaste recipienten (Haglund & Larsson 2010a). Vattentrycket under byggnaden är högt då det förekommer en igenlagd bäck som tidigare gick i området (Cedhagen 2004). För att beskriva hur snabbt vatten färdas i marken används begreppet hydraulisk konduktivitet (K) med enheten m/s. Markens genomsläpplighet är beroende av egenskaper så som materialets permeabilitet, vattenmättnadsgrad i materialet samt vätskans viskositet (Fetter 2014).

Den hydrauliska konduktiviteten har tidigare bestämts i området med hjälp av provpumpning 2003 i B2-B9 (Cedhagen 2004) samt med slugtest 2012 och 2014 i brunn MW1-MW5 (Branzén et al. 2016). Resultat från provpumpningar utförda av Cedhagen (2004) uppvisar K-värden på $8,0 \cdot 10^{-6}$ till $2,9 \cdot 10^{-6}$ m/s i leran (B7 och B8) och K-värden på $1,1 \cdot 10^{-4}$ till $3,0 \cdot 10^{-5}$ m/s i sanden (B2, B4, B5, B6 och B9) (Tabell 2). K-värden erhållna från slugtest i november 2012, utförd strax före pilottestet med in situ biostimulering, (se avsnitt 3.4, Pilottester för sanering), ligger på $1,4 \cdot 10^{-5}$ i sanden (MW 2) och $3,3 \cdot 10^{-7}$ i leran (MW 4).



Figur 4: Karta över brunnar på området. Svart pil indikerar grundvattnets ungefärliga strömningsriktning.

Tabell 2: Värden på hydraulisk konduktivitet i m/s från tidigare undersökningar, samt litologisk enhet vid filternivån för varje brunn. Filternivå anges i meter under markytan. Data erhållen från Cedhagen (2004) och Branzén et al. (2016). Information om geologi från (Cedhagen 2002) och (Branzén et al. 2016).

Brunn	Litologisk enhet	Filternivå	Oktober 2003	November 2012	Mars 2014
B2	Lerig siltig finsand	4,1-5,1	$3,0 * 10^{-3}$	-	-
B4	Siltig finsand	4,3-5,3	$8,3 * 10^{-3}$	-	-
B5	Siltig finsand	6,2-7,2	$1,1 * 10^{-4}$	-	-
B6	Fin-mellansand, enstaka lerskikt	5,2-6,2	$4,4 * 10^{-3}$	-	-
B7	Lera med siltskikt	5,7-6,7	$2,9 * 10^{-6}$	-	-
B8	Siltig lera	10-11	$8,0 * 10^{-6}$	-	-
B9	Sand/siltig lera	9,9-10,9	$3,0 * 10^{-5}$	-	-
MW 1		7,26-8,26	-	-	$2,4 * 10^{-3}$
MW 2	Sand med silt	7,06-8,06	-	$1,4 * 10^{-5}$	$1,4 * 10^{-6}$
MW3-1	Lera/finsand	7,3-8,3	-	$6,4 * 10^{-6}$	$3,9 * 10^{-6}$
MW3-2	Sand/siltig lera	7,27-8,27	-	-	$5,9 * 10^{-6}$
MW 4	Silt/lera med sand	7,29-8,29	-	$3,3 * 10^{-7}$	$2,1 * 10^{-7}$
MW5		7,18-,8,18	-		$2,0 * 10^{-5}$

I mars 2014 utfördes slugtest strax före in situ bioaugmentation, (se avsnitt 3.4 Pilottester för sanering”), i samma brunnar som 2012 samt ytterligare två stycken, vilka uppvisar K-värden på $1,4 * 10^{-6}$ i sanden och $2,1 * 10^{-7}$ i leran (Branzén et al. 2016) (Fig. 4). Geologin i MW1 och MW5 är okänd men liknar med stor sannolikhet de övriga MW-brunnarna. Se Tabell 2 för sammanställning av K och litologi vid vardera brunnens filter.

Indelningen utifrån litologisk enhet är till viss del godtycklig då lagerföljden är komplex och det i flera fall förekommer linser av andra kornstorlekar inom den huvudsakliga litologiska enheten. Den hydrauliska konduktiviteten kan därför inte direkt korreleras till litteraturvärden för motsvarande geologi.

3.3 Föroreningssituation

PCE, Perkloret, är ett klorerat lösningsmedel som har använts mycket inom kemtvätsindustrin. Ämnet kännetecknas av låg vattenlöslighet samt att det är tyngre än vatten, vilket medför att det benämns som en DNAPL (Dense nonaqueous phase liquid). Klorerade lösningsmedel är flyktiga men om de frisätts i tillräckligt stora mängder i vätskefas kan det uppträda i fri fas i mark och grundvatten (Englöv et al. 2007). Ämnets sorption till fast fas är beroende av den organiska halten i jorden. På grund densitetsskillnaden mellan PCE och vatten samt PCEs låga viskositet, sjunker PCE ner genom marken, ofta via sprickor i jordlager eller berg

samt via högpermeabla lager (Englöv et al. 2007). I de fall lösningsmedlet förekommer i fri fas och när en lågpermeabel barriär såsom berggrund eller lera, sprids ansamlingen lateralt längs med lagrets yta (Englöv et al. 2007). När PCE tränger ner i finkornigt material ligger det ofta kvar länge och läcker till omgivande mer högpermeabla enheter. Från områden innehållande fri fas löses lösningsmedel ut i grundvattenflödet och en plym med lägre koncentrationer uppstår nedströms (Englöv et al. 2007).

Naturlig nedbrytning av PCE sker framförallt genom mikrobiell reduktiv deklorering under anaeroba förhållanden. Nedbrytningsprocessen av PCE ger upphov till bl.a. nedbrytningsprodukterna Trikloret (TCE), cis-1,2-Dikloret (cis-1,2-DCE), Vinylklorid (VC) och Eten (Englöv et al. 2007) (Fig. 5). För varje steg i nedbrytningsprocessen byts en kloratom ut mot en väteatom (Englöv et al. 2007). Förutom PCE och TCE kan övriga nedbrytningsprodukter brytas ner via direkt oxidation vid aeroba eller anaeroba förhållanden.

Då klorerade lösningsmedel ofta förekommer som förorening på ett stort djup i marken är exponering ofta begränsad till intag av förorenat dricksvatten eller via inandning av gaser. Hudkontakt med förorenad jord utgör även en möjlig exponeringsväg (Ländell et al. 2018). Inandning av klorerade lösningsmedel kan påverka det centrala nervsystemet och höga koncentrationer av PCE och TCE kan or-

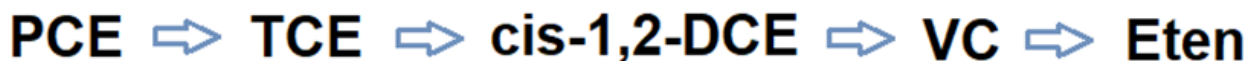


Fig. 5: PCE och dess nedbrytningsprodukter, för varje steg i nedbrytningsprocessen byts en kloratom ut mot en väteatom.

saka skada på lever och njurar. VC har dokumenterats vara cancerframkallande (Englöv et al. 2007), på senare tid har även TCE bedömts vara cancerogent och det är även troligt för PCE (Ländell et al. 2018).

Som tidigare nämnts uppskattar man att ett läckage av PCE på 100-200 liter har skett inne i byggnaden i närheten av brunn 2 och 4, vilket har förorenat jord och grundvatten i området (Cedhagen 2002). Föroreningen har spridits ner genom torrskorpelera samt underliggande lera med sandlinser och uppträder i både de lerdominerande enheterna och sand- och siltlagret i anslutning till berggrunden. Huvuddelen av föroreningen förekommer ca 4-6 m u my (Branzén et al. 2016). Föroreningsplymen är utbredd från källområdet till ca 100 m från byggnaden i grundvattenflödets riktning mot NV (Fig. 3). Inom plymen varierar koncentrationen av klorerade lösningsmedel, högst halter påträffas under byggnaden samt ca 40 m NV om byggnaden (Branzén et al. 2016).

3.4 Pilottester för sanering

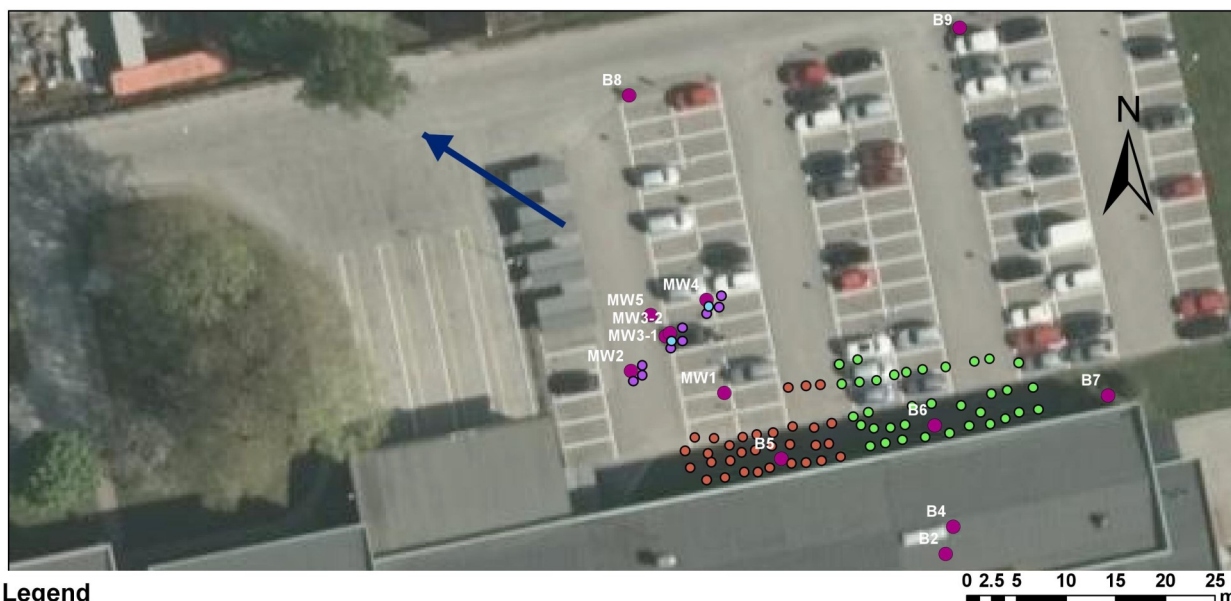
Inom området har två pilottestomgångar av in situ-sanering utförts med syfte att utvärdera möjligheten till mikrobiell nedbrytning av föroreningen. I den första omgången va syftet mer precist att utvärdera möjligheten för förstärkt naturlig självrening. Naturlig självrening kan definieras som ”en kombination av fysiska, kemiska och biologiska processer, som under gynnsamma förhållanden, och utan mänsklig inverkan, reducerar massa, toxicitet, mobilitet, volym och koncentration av föroreningar i jord och grundvatten” (U.S EPA 1999). Mellan 2012-2014 utfördes två tester som bestod av en biostimuleringsfas och en bioaugmentationsfas av SGI. Under 2017 utförde SGU och Tvätteriet Alingsås en dubbel *in situ* pilotsanering med två olika substratblandningar som injekterades i två olika områden (se Fig. 6 för injekteringspunkter). Biostimulering innebär att markens naturligt förekommande mikroorganismer stimuleras för att påskynda, i det här fallet, dekloreringsprocessen av PCE. Till marken tillsätts en kolkälla som fermenteras till väte till följd av den mikrobiella aktiviteten. Vätet agerar stimulerande för att få mikroorganismer att utföra deklorering (Branzén et al. 2016). Kolkällan som injekterades 2012 och bestod av 2/3 Newman Zone (Sojabönlja, surfaktanter (ytaktivt ämne), natriumlaktat och vatten) och 1/3 melass som tillsammans tillgodoser systemet

med energi på kort och lång sikt. För att erhålla reducerat och anaerozt förhållande blandades kolkällan med kranvatten innehållande nollvärt järn. Injektionerna utfördes i totalt nio punkter placerade strax uppströms från MW2 (5-9 m u my), MW3 (6-9.3 m u my) och MW4 (6.7-9 m u my) (Branzén et al. 2016), se Fig. 6.

Vid bioaugmentation tillsätts bakteriekultur som har förmåga att utföra deklorering av PCE och alla dess nedbrytningsprodukter. Bioaugmentation utförs då dessa bakterier inte förekommer i tillräckligt stora mängder naturligt (Branzén et al. 2016). 2014, 15 månader efter biostimuleringen utfördes bioaugmentation då önskvärd mikrobaktivitet inte kunde detekteras. Även kolkälla i form av kalciumlaktat samt pH-buffert i form av natriumbikarbonat injekterades för att säkerställa rätt förhållande för mikroberna (Branzén et al. 2016). Injekteringsprocessen var följande: vattenlösning och mikrober pumpades ned växelvis och på så vis trycks mikroorganismerna ut i formationen. Denna fas utfördes 0,5 m uppströms från MW3 och MW4 på samma djup som brunnarnas filter (Branzén et al. 2016), se Fig. 6.

I november 2017 utfördes två pilottester inom loppet av en månad av SGU. I det ena testet injekterades produkten CAT100™ innehållande granulärt aktivt kol och nollvärt järn, elektrondonator i form av stärkelse, process katalysator samt mikrobkonsortium. Produkten injekterades i form av en slurry under högt tryck. Totalt injekterades det i 35 punkter på 3,5-7 m u my, med ett vertikalt injekteringsintervall på 0,5 m i varje punkt (Ejlskov 2017), se Fig. 6.

I det andra testet injekterades produkten ERD-CH4™ Olé Ego. Injektionstekniken som användes kallas donut-metoden och innebär att produkten följer av, anaerozt vatten, bakteriekultur, anaerozt vatten och slutligen återstående mängden produkt trycks ut radiellt i varje nivå i injekteringspunkterna. Ytterligare anaerozt mikrobiellt konsortium tillsattes i två centrala nivåer i varje injekteringshål. Totalt injekterades det i 32 punkter 3,5-7 m u my, med ett vertikalt injekteringsintervall på 0,5 m i varje punkt (Figur 5) (Ejlskov 2017). Båda injekterarna utfördes under högt tryck motsvarande 10-30 bar.



Legend

- | | | |
|-----------------------|-------------------|-----------|
| ● Brunnar | Injektionspunkter | |
| ← Grundvattenriktning | ○ Bioaugmentation | ● CAT100 |
| | ● Biostimulering | ● ERD-CH4 |

Fig. 6: Figuren visar undersökta brunnar samt injektionspunkter. De blå och mörklila punkterna är injektions utförda av SGI (2012-2014) och de orangea och gröna punkterna är injektions utförda av SGU/Tvätteriet Alingsås (2017).

4 Utvärdering av hydraulisk konduktivitet

4.1 Utvärderingsmetoder och förutsättningar

Hydraulisk konduktivitet (K) är en parameter som beskriver hur snabbt vattnet färdas i en geologisk enhet. Syftet med att utvärdera den samt vilka förutsättningar som råder avgör valet av utvärderingsmetod. Kunskap om akvifersparametrar behövs för att besvara viktiga grundvattenfrågor såsom att avgöra en akvifers uttagsmöjlighet, påverkan på omkringliggande brunnar till följd av pumpning och planering inför samt utförande av sanering av förorenad mark och grundvatten (Rosberg 2010). Förutsättningar som påverkar valet av metod är till exempel brunnskonstruktion samt ekonomiska och rådande omständigheter på platsen. I fall rörande förorenad grundvatten är hantering av vattenmassorna delvis avgörande för val av utvärderingsmetod. Tre huvudsakliga metoder finns tillgängliga; provpumpning, injektionsstest och slugtest (Rosberg 2010).

För att utvärdera K inom ramen för det här arbetet valdes slugtest som metod. Slugtest är en enkel och kostnadseffektiv metod då befintliga grundvattenrör kan användas och ingen pumpanordning måste monteras. Till skillnad från provpumpning genererar inte slugtest några vattenmassor som måste hanteras och påverkar endast området i grundvattenrörets direkta omnejd (Fetter 2014). Slugtest lämpar sig därav på platsen då hantering av förorenade vattenmassor kan

undvikas alternativt minskas och metoden inte stör injektionsarna som har utförts. Slugtest är även en bra metod i lågpermeabla geologiska enheter (Fetter 2014). I de undersökta brunnarna på området återfinns brunnfiltrena i de flesta fall i sandiga partier som kan bedömas relativt högpermeabla, däremot förekommer skikt av silt och lera som sänker permeabiliteten. En nackdel med slugtest är att det endast ger en uppskattning av K inom brunnens direkta omnejd samt att man inte kan erhålla andra magasinparametrar utöver K (Fetter 2014).

4.2 Slugtest

Slugtest går ut på att vattennivån i ett grundvattenrör höjs eller sänks momentant och återhämtning till ursprunglig nivå mäts. Testet utförs i grundvattenrör med hjälp av en slug eller en bailer av känd volym samt en grundvattennivåsensor (Fig. 7). En slug är en solid metallstång som vid nedsänkning i röret momentant höjer vattennivån till en nivå motsvarande slugens volym (Fetter 2014). Efter mätning av återhämtning dras slugen upp, vilket sänker vattenytan till en nivå motsvarande dess volym och ytterligare en återhämtning kan mätas. På så vis kan två värden erhållas vid samma testomgång när en slug används (Fig. 9). En bailer är ett ihåligt rör med en kula i, röret fylls med vatten när det sänks ner under vattenytan och när det dras upp täpper kulan till botten på röröppningen. När röret dras upp sänks vattennivån motsvarande volymen vatten som finns i

bailern, och återhämtning till ursprunglig nivå mäts. För att mäta tryckytans återhämtning kan automatiska trycknivåmätare användas eller manuellt lod (Fig. 7). För att erhålla K från ett återhämtningsförlopp från ett slugtest väljs en utvärderingsmetod som passar brunnen och akviferens förutsättningar.

En faktor som bör tas i beaktning vid användning av slugtest som utvärderingsmetod är något som kallas "skin effect". Till följd av brunnsinstallation och konstruktion kan finkornigt material i form av lera och silt ansamlas mellan rörets filter och den omgivande formationen (Fetter 2014). Detta kan medföra att K underskattas. "Skin effect" kan motverkas genom att vatten pumpas ur brunnen tills dess att det inte håller finkorniga partiklar såsom lera och silt eller med hjälp av renblåsning med tryckluft (Fetter 2014).

5 Metodik

Data till detta arbete har hämtats från litteratur (se Tabell 3) samt från genomförd fältstudie. Bakgrundsbeskrivning och data från Tvätteriet har erhållits från rapporter utförda av aktörer som tidigare genomfört undersökningar på platsen, framförallt SGI, ÅF Energi och Miljö AB samt J&W Energi och Miljö (se Tabell 3). En del data har även erhållits i form av personlig kommunikation med handläggare för rapporterna, då vissa nödvändiga data för utvärderingen inom det här arbetet har saknats i konsultrapporterna. Tabell 3 nedan sammanfattar erhållna data. Under fältstudien undersöktes totalt 13 brunnar genom; inventering av grundvattenrörens diameter samt överkant över markytan, mätning av ursprungliga tryckytanivåer och slugtest.

5.1 Planering inför fält

Inför fältarbetet inventerades befintliga brunnsdata, framförallt för att veta i vilken geologisk enhet filtret sitter. Detta gav en relativ uppfattning av hur lång tid återhämtningen bör ta för vardera brunn och fältarbetsprocedur samt tidsåtgång kunde planeras. Då fältstudien innefattade arbete i direkt anslutning till och i

vissa fall hantering av grundvatten förorenat av klorerade lösningsmedel utfördes en riskbedömning. I riskbedömningen behandlades:

- Åtgärder; vilken skyddsutrustning som ska användas under arbetets gång och hur ofta skyddsutrustningen ska bytas. Skyddsutrustning innefattade heltäckande engångsoverall av typen Cat. III, typ 5/6, gasmask med filtertyp AX (SR298 kolfilter) samt partikelfilter (P3R SR 510), handskar av typen "Chemical Resistant Gloves, ChemTek™" (Ansell) samt nitrilhandskar som yttre skydd samt kemikalieresistenta gummistövlar.
- Beredskap; arbete utförs aldrig ensam, säker avklädning av skyddsutrustning, säker hantering av etanol som används vid desinficering av utrustning, tillgång till ögondusch och första förband.
- Avfallshantering av miljöfarligt avfall
- Rengöring av utrustning med vatten, diskmedel och etanol.

5.2 Fältmetodik

Fältstudien utfördes på plats på objektet Tvätteriet och innefattade mätning av tryckyor samt slugtest i de brunnar där tidigare K-värden finns, närmare bestämt B2-B9 samt MW1-MW5 (Fig. 6). Ursprunglig tryckyta mättes med hjälp av ljus- och klucklod och avlästes mot grundvattenrörets överkant (rök) (Fig. 8). Dessa mätningar utfördes innan slugtest för att erhålla en referensnivå för återhämtningen vid slugtest.

För att mäta tryckytans återhämtning under slugtest användes automatiska trycknivåmätare, av typen TD-DIVER och MICRO-DIVER från Van Essen Instruments (Fig. 8). Dessa programmerades med avseende på mätperiod samt mätintervall. Mätperioden motsvarar den tid som trycknivåmätaren registrerar värden, och denna programmerades så att samtliga trycknivåmätare hade mätperioder som långt överskred den upp-

Tabell 3: Erhållen data som använts vid utvärdering av hydraulisk konduktivitet.

Källa	Erhållen data
(Haglund & Larsson 2010b) SGI	Filternivå samt djup till berggrund för B-brunnarna
(Marie Cedhagen 2019, pers. komm.) J&W Energi och Miljö	Brunnskonstruktion för B-brunnarna
(Cedhagen 2002) J&W Energi och Miljö	B-brunnarnas geologi
(Branzén et al. 2016) SGI	Filternivå för MW-brunnarna
Interpolering i Arc-Gis baserat på 36 kända värden	Djup till berggrund för MW-brunnarna
Antaget från rördimension och praxis inom branschen	Brunnskonstruktion för MW-brunnarna
(Branzén et al. 2016) SGI	MW-brunnarnas geologi

skattade tiden för återhämtning. Val av mätperiod gjordes så att tillräckligt mycket data erhöles för att säkerställa fullständiga utvärderingsmöjligheter. Mätperiod för de flesta brunnar var ca 4 timmar, men i vissa fall pågick återhämtningen under natten och då var mätperioden desto längre. Trycknivåmätaren mäter vid inprogrammerade tidsintervall trycket motsvarande en vattenpelare i centimeter ovanför mätaren. Tryckmätarna för varje brunn programmerades att ha ett mätintervall på en sekund, för att erhålla en hög upplösning på återhämtningen. En tryckmätare hängdes ner i varje brunn och längden från rök ned till tryckmätaren noterades för att i ett senare skede kunna konvertera tryck till vattennivå. Under hela fältarbetet mättes även lufttrycksvariationer med en BARO-DIVER.

Slugtest utfördes i varje brunn med antingen en slug eller en bailer (Fig. 8). Endast en slug fanns tillgänglig, men desto fler engångsbailers fanns att tillgå. Valet av att använda slug eller bailer baserades delvis på vilken geologisk enhet filtret satt i. I de brunnar där filtret satt i mer lågpermeabla material valdes bailer, då det skulle ta lång tid att mäta två återhämtningar som erhålls med en slug. Den tillgängliga slugen hade dessutom större volym än engångsbailern, vilket i sig också ger en längre återhämtningstid. I övrigt utfördes valet av slug eller bailer baserat på om slug fanns tillgänglig. Vid användning av en slug monterades den fast så att den var belägen på en konstant nivå under återhämtningen (Fig. 7). När den första återhämtningen skett togs slugen snabbt upp och den andra återhämtningen påbörjades. Vid användning av en bailer sänktes den snabbt ner tills den fylldes med vatten för

att sedan snabbt dras upp igen. Slug användes i B5, B6, MW2, MW3-1, MW3-2 och MW5. Bailers användes i B4, B7, B8, B9, MW1 och MW4. Under slugtestet lodades tryckytan med ljus- eller klucklod för att veta när full återhämtning skett.

I de fall då en slug användes rengjordes denna med en blandning av vatten och diskmedel samt desinficerades med etanol innan den stoppades ner i nästa brunn, detta för att undvika korskontaminering. I övrigt användes endast engångsbailers, vilka kasserades efter varje slugtest.

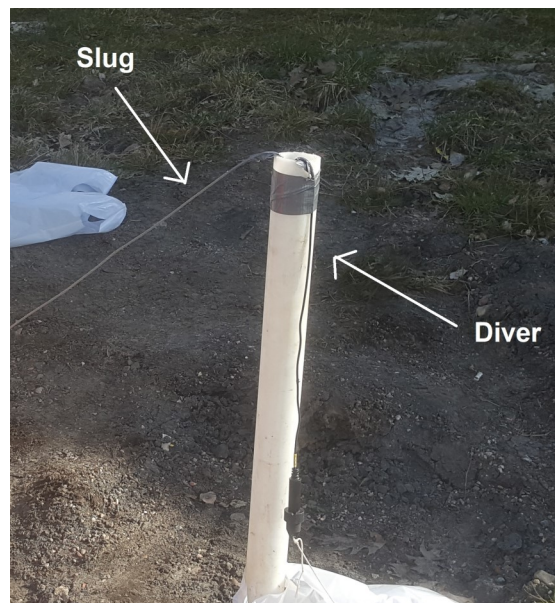


Fig. 7: Pågående slugtest. Slug och diver är fastmonterade så att de hänger på en känd nivå under RÖK.



Fig. 8: Material som användes i samband med slugtest och inmätning av tryckyttenivåer. A: Klucklod (vänster) och ljuslod (höger) använda för att mäta tryckyten innan slugtest samt under slugtest för att följa återhämtningen. B: Automatisk trycknivåmätare av sorten MICRO-DIVER använd för att erhålla data från återhämtning under slugtest. C: Metallstång, även kallad slug, använd för att störa tryckyten i de undersökta brunnarna. D: Bailers, samma användning som slug.

5.3 Databearbetning

Data erhållen från återhämtningsförloppet laddades ned från tryckmätaren efter varje genomfört slugtest. För detta användes programmet Diver-Office. Den erhållna datan visas i form av ett diagram där tryck är plottat mot tid för hela tryckmätarens mätperiod. När data från samtliga brunnar importerats laddades data från BARO-DIVER ned. Denna data användes för att kompensera för de tryckytevariationer som uppstår till följd av förändringar i lufttryck. För att utföra barometerkompensationen matades även rök in för varje tryckmätare. Den kompenserade uppmätta datan visar på så vis endast variationer i tryckyta till följd av den initierade störningen, så som när en slug sänks ned. Efter kompenseringen erhålls ett diagram som även innehåller tryckyta och dess förändringar över tid (Fig. 9, Bilaga 1).

Återhämtningsdatan exporterades sedan till Excel där vidare bearbetning utfördes. I Excel filterades datan så att den endast innehöll tidsintervall innehållande återhämtning med viss marginal innan och efter. Detta utfördes då mycket av ursprungliga data innehåller långa tidssekvenser när tryckytan är konstant ostörd, vilket inte är av intresse för detta arbete. Korta tidssekvenser innan och efter återhämtningen behålls

för att säkerställa att full återhämtning skett. Efter databearbetningen utfördes beräkningar med två olika utvärderingsmetoder. Utvärdering med Hvorslevs metod har utförts enligt (Hvorslev 1951) samt (Fetter 2014) och Bouwer & Rice (B&R) metod enligt (Bouwer & Rice 1976) samt (Fetter 2014), då metoderna passar för de undersökta brunnarna (se Bilaga 2 och 3).

5.4 Hvorslevs metod

Hvorslevs utvärderingsmetod från 1951 är användarvänlig och applicerbar på många olika akviferstyper och brunnskonstruktioner. Metoden var ursprungligen framtagen för att utvärdera slutna akviferer men kan även appliceras på öppna (Fetter 2014). Metoden används framförallt för brunnar som inte helt penetrerar akviferen, där filtret är installerat vid en specifik nivå som vill undersökas. Vid användning av metoden måste brunnens konstruktion tas i beaktning. I beräkningsekvationen (1) nedan, matas värden för grundvattnets radi (r) samt filtrets alternativt borrhålets radi in (R) (Fetter 2014). I vissa fall skapas borrhål som har större radi än brunnsröret och utrymmet mellan röret och borrhålsväggen fylls ut med högpermeabelt material som sand eller grus. Fyllnadsmaterialet brukar täcka minst 30 cm ovanför brunnfiltrets över-

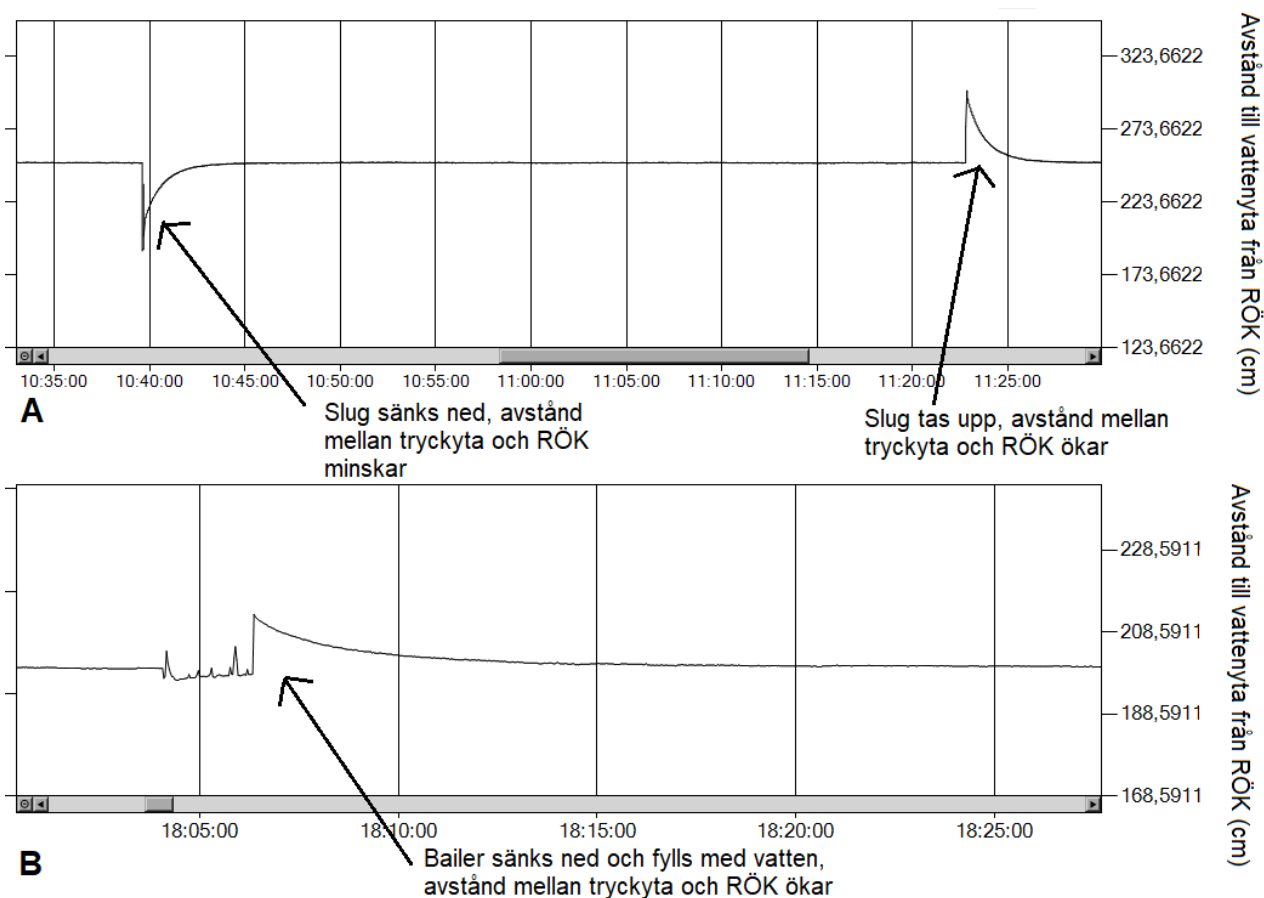


Fig. 9: Diagram erhållna från Diver-Office över återhämtning i brunn 6 (A) och brunn 7 (B). Kurvan i vardera diagram visar vattenytans återhämtning. Y-axeln visar avstånd till vattenyta från RÖK i centimeter. På x-axeln visas tid under tryckmätarens mätperiod. A: Två återhämtningar visas då en slug har använts i denna brunn. B: Endast en återhämtning visas då en bailer har använts i denna brunn.

kant (Fetter 2014). För användning av metoden skall grundvattentytan befinnas ovanför filtrets övre kant. Kriterier som måste uppfyllas för att nedanstående formel ska vara användbar är att längden på filtret ska vara mer än 8 gånger längre än borrhålets radie (Fetter 2014). Ekvationen innefattar även parametern t_{37} , vilket motsvarar tiden då 37% av återhämtningen återstår. För att erhålla t_{37} skapas ett semilogaritmiskt diagram där tryckteförändring plottas mot tid. Tryckteförändringen utgörs i diagrammet av h/h_0 i logaritmisk skala, där h är förändringen från ursprunglig nivå vid en viss tid och h_0 är den momentana förändringen i trycktenivå när slugen har sänkts ner. t_{37} läses av på den linjära tidsaxeln då 37 % av återhämtningen återstår (Fetter 2014). Nedan presenteras formeln för utvärdering av K samt ingående parametrar.

$$K = \frac{r^2 \ln\left(\frac{L}{R}\right)}{2Lt_{37}}$$

(Ekvation 1)

K =hydraulisk konduktivitet

r =radie på grundvattenrör

L =filtrets längd

R =filtrets radie alternativt borrhålets radie

t_{37} =tiden då 37% av återhämtningen återstår

5.5 Bouwer & Rice metod

Bouwer & Rice (1976) metod är ytterligare en användbar utvärderingsmetod som ursprungligen var framtagen för öppna akviferer. Den är även applicerbar på slutna akviferer i de fall då vattnet tillförs akviferen från det tätande lagret via läckage (Bouwer & Rice 1976). För att den ska kunna appliceras på slutna magasin förutsätter det att filtrets övre kant återfinns på ett visst avstånd under det tätande lagret (Fetter 2014). Enligt Bouwer & Rice (1976) erhålls ett för högt K -värde om Hvorslevs metod används under dessa omständigheter. B&R metod går att applicera på brunnar som delvis eller helt penetrerar akviferen samt för både filterbrunnar och öppna brunnar (Fetter 2014). I metoden skapas ett semilogaritmiskt diagram med tryckteförändring (H_t) mot tid (t), utifrån denna kan $1/\ln(H_0/H_t)$ erhållas genom att välja två punkter på det raka segmentet av återhämtningskurvan (Fig. 11). Nedan presenteras Ekvation 2 för utvärdering av K samt ingående parametrar.

$$K = \frac{r^2 \ln\left(\frac{R_e}{R}\right)}{2L} \frac{1}{t} \ln\left(\frac{H_0}{H_t}\right)$$

(Ekvation 1)

K = hydraulisk konduktivitet

r_c = innerradie på grundvattenrör

R_e = den effektiv radien av formationen som blir påverkad av testet

R = filtrets yttre radie alternativt borrhålets radie

L = filtrets längd

H_0 = förändring i nivå vid $t=0$

H_t = förändring i nivå vid tid t

t = tid sedan $H_t = H_0$

Då R_e inte är känd finns ytterligare ekvationer för att uppskatta $\ln(R_e/R)$ baserat på om brunnen är helt eller delvis penetrerande:

Delvis penetrerande:

$$\ln\left(\frac{R_e}{R}\right) = \left[\frac{1.1}{\ln\left(\frac{L_w}{R}\right)} + \frac{A + B \ln\left[\frac{b - L_w}{R}\right]}{\left(\frac{L_e}{R}\right)} \right] - 1$$

(Ekvation 3)

Fullt penetrerande:

$$\ln\left(\frac{R_e}{R}\right) = \left[\frac{1.1}{\ln\left(\frac{L_w}{R}\right)} + \frac{C}{\left(\frac{L_e}{R}\right)} \right] - 1$$

(Ekvation 4)

L_w = brunnens längd

b = akviferens mäktighet

A, B, C = dimensionslösa siffror erhållna från tre empiriska kurvor från Bouwer & Rice (1976).

5.6 Beräkning av osäkerhet

Beräkning av osäkerhet varierar mellan utvärderingsmetoderna baserat på de ingående parametrarna som ekvationerna kräver. För att bedöma osäkerheten undersöktes avsänkingsdiagrammen för att avgöra vilka parametrar som kunde ha en inverkan på resultatet.

Både Hvorslev (Ekvation 1) och B&R (Ekvation 2) utvärderingsmetod kräver att man känner till brunnskonstruktion. I B-brunnarna har man återfyllt utrymmet mellan grundvattenröret och borrhålet med filter-sand upp till strax under markytan, sedan tätat ovanpå med bentonitlera (Cedhagen 2019). Detta innebär i båda utvärderingsmetoderna att L motsvarar filtersandens längd. Denna konstruktion innebär att brunnen

får inflöde av vatten från hela den geologiska sekvensen, trots att filtret i de flesta fall sitter i sandlagret. Eftersom sandlagret är det vattenförande partiet kommer dock tillförseln från ovanliggande lerlager vara försumbar, och slugtestet kommer troligtvis till störst del påverkas av filtersanden och sandlagret. I beräkning av osäkerhet med avseende på brunnskonstruktion har K därför beräknats utifrån två scenarier med olika värden på L. Första scenariot är $L=1\text{ m}$ vilket motsvarar det faktiska filterrörets längd och i det andra scenariot är L filtersandens längd. Vad gäller MW-brunnarna har man använt filtersand runt filtret och sedan tätat med bentonit från filtrets övre kant upp till markytan. Borrhålets radie, R, är däremot okänd. För att beräkna osäkerhet med avseende på R har två scenarier antagits. Det första scenariot antas $R=\text{grundvattenrörets yttre radie}$ för att få ett potentiellt minimum på R. I det andra scenariot antas $R=5\text{ cm}$, baserat på borrhålsradien för B-brunnarna.

I utvärderingen med Hvorslevs metod beräknades även osäkerhet med avseende på h_0 och t_{37} , i de fall de bedömdes instabila. h_0 är förändringen i vattennivå direkt efter att en slug eller bailer har sänkts ned/dragits upp (Fetter 2014). h_0 bedömdes instabil då det förekom flertalet toppar precis i starten av återhämtningsförloppet. K beräknades baserat på största och minsta h_0 (Fig. 11). T_{37} är beroende av val av h_0 , så när h_0 varierades ändrades även t_{37} . Utöver det bedömdes t_{37} instabil då återhämtningskurvan fluktuerade kring t_{37} och det därmed fanns flertalet tillfällen längs med kurvan när 37% av återhämtningen återstod (Fig. 11).

I utvärderingen med B&R metod beräknades även osäkerhet med avseende på $1/\ln(H_0/H_t)$. Två punkter, H1 och H2, väljs längs det raka segmentet av återhämtningskurvan för att utvärdera $1/\ln(H_0/H_t)$ (Fetter 2014). Dessa punkter varierades utifrån tre olika tidsintervall som tillsammans innefattade hela det raka segmentet (Fig. 11). Detta utfördes för att se hur K

varierade baserat på val av dessa två punkter då segmentet inte är helt linjärt. Osäkerheten i K för vardera slugtesttillfälle, utvärderingsmetod och brunn baserades på de kombinationer av variabler som resulterade i de högsta och lägsta K.

6 Resultat

Uppmätta trycktytor i de undersökta brunnarna varierar mellan 0,95–2,01 m u my (Tabell 4). I de brunnar där en slug användes erhöles två återhämtningsstillfällen och i de där en bailer användes erhöles en återhämtningsstillfälle. Då slugen har större volym än bailern, resulterar det i en större störning i tryckytan och därav en längre återhämtningsstid. I samtliga fall är återhämtningen som snabbast precis i starten av testet och avtar sedan. I de flesta fall erhöles full återhämtningsstillfällena. Dock avbröts testet i några fall innan dess, men tillräckligt med data erhöles för att kunna utvärdera med avseende på K. I vissa fall är återhämtningsförloppen en rak och tydlig linje medan återhämtningen i vissa fall flukturerar mycket runt en viss nivå (Fig. 11). Återhämtningsförloppen varierar inom intervallet 1,21 – 27,54 min där den snabbaste återhämtningen skedde i MW1 och den långsammaste i MW4. För de brunnar där två återhämtningar har erhöles kan det observeras att förloppen skiljer sig åt i tid (Tabell 4). För B2 och det andra slugtest tillfället för MW2 erhöles inte full återhämtningsstillfälle (se Bilaga 1 för samtliga brunnar).

6.1 Utvärdering av K

Redovisade K för vardera brunn är ett medelvärde av de beräkningar som utförts med avseende på osäkerheter som förekommer i mätningarna i sig. Redovisade värden på K för B-brunnarna är baserat på $L=1\text{ m}$ och felstaplarna visar osäkerhet där L är satt till = filtersandens längd. Redovisade värden för K med avseende på MW-brunnarna är baserat på R med samma dimension som för B-brunnarna och felstaplarna visar osäkerhet när R är satt till = grundvattenrörets radie. I de fall då

Tabell 4: Uppmätta trycktytor (m u my) innan slugtest samt återhämtningsstid (min) till ursprunglig tryckytanivå efter slugtest. I brunn B5, B6, MW2, MW3-1, MW3-2 samt MW5 användes en slug och därför erhöles två återhämtningsförlopp.

Brunn	Uppmätt trycktyta (m u my)	Återhämtningsstid (min)
B2	2,72	-
B4	2,85	1,56
B5	1,99	7,09 / 5,59
B6	2,01	5,33 / 5,44
B7	1,72	21,54
B8	1,14	18,42
B9	0,95	7,16
MW1	1,58	1,21
MW2	1,44	13,01 / -
MW3-1	1,44	6,57 / 5,40
MW3-2	1,45	10,27 / 8,14
MW4	1,45	27,54
MW5	1,37	2,58 / 1,36

återhämtning kunnat mätas två gånger har ett medelvärde av K från båda tillfällena tagits. I vissa fall har de två återhämtningarna skiljt sig åt mycket vilket har bidragit till större felmarginaler. De resultat som erhållits från utvärderingen ges i Fig. 10 och Tabell 5. Diagram skapade för brunnarna för varje utvärderingsmetod finns i Bilaga 2 och 3.

I en jämförelse mellan de två utvärderingsmetoderna erhöles lägre värden på K i samtliga brunnar när B&R användes (Fig. 10 och Tabell 5). För samtliga brunnar föll dock K inom samma tiopotens förutom i MW1 och MW5, men även i dessa brunnar är skillnaden inte mycket större (Fig. 10). I samtliga B-brunnar och i MW5 faller värdena för K erhållna från de olika utvärderingsmetoderna inom ramen för felmarginalerna.

I Fig. 10 kan även de beräknade osäkerheterna observeras. Storleken på de beräknade osäkerheterna varierar för varje brunn till följd av vilka parametrar som bedömts osäkra. De parametrar som bedömts osäkra för vardera brunn kan ses i Tabell 5. Störst osäkerhet förekommer i värdena för B-brunnarna, där osäkerheten till största del ligger i osäkerheten kring L's storlek. Den nedre delen i säkerhetsspannet motsvarar K erhållet när L sattes till att motsvara hela filtersanden. Detta värde motsvarar i de flesta fall en

minskning i K på knappt en tiopotens. I B2 och B6 användes en slug och därför erhöles två återhämtningar för vardera brunn. De två återhämtningsförloppen för vardera brunn skiljer sig åt vilket bidrar till osäkerhet i resultatet för dessa två brunnar.

För samtliga MW-brunnar förutom MW5 ligger osäkerheten till största del i variation i R. Den positiva felstapelns motsvarar K erhållet när R sattes till att motsvara grundvattenrörets yttre radie, det minsta möjliga värdet på R. En bidragande faktor till större osäkerheter i MW5 var att återhämtningskurvorna för de två slugestillfällena skiljde sig mycket åt med avseende på t37. För övriga MW-brunnar där två återhämtningskurvor har erhållits är dessa mer likartade och har bidragit till mindre felmarginaler i resultatet. Exempel på hur osäkerheter bedömdes kan ses i Fig. 11.

6.2 Förändringar i K

Flertalet brunnar uppvisar förändrade K-värden i förhållande till resultat från tidigare undersökningar. I Fig. 12 redovisas värden erhållna från slugtest utförda inom ramen för det här arbetet samt värden från tidigare undersökningar för jämförelse (Branzén et al. 2016) och (Cedhagen 2002). Värden från de utförda testerna är färgkodade utifrån geografiskt läge i förhållande till injekteringspunkter. Injekteringsnivåer är

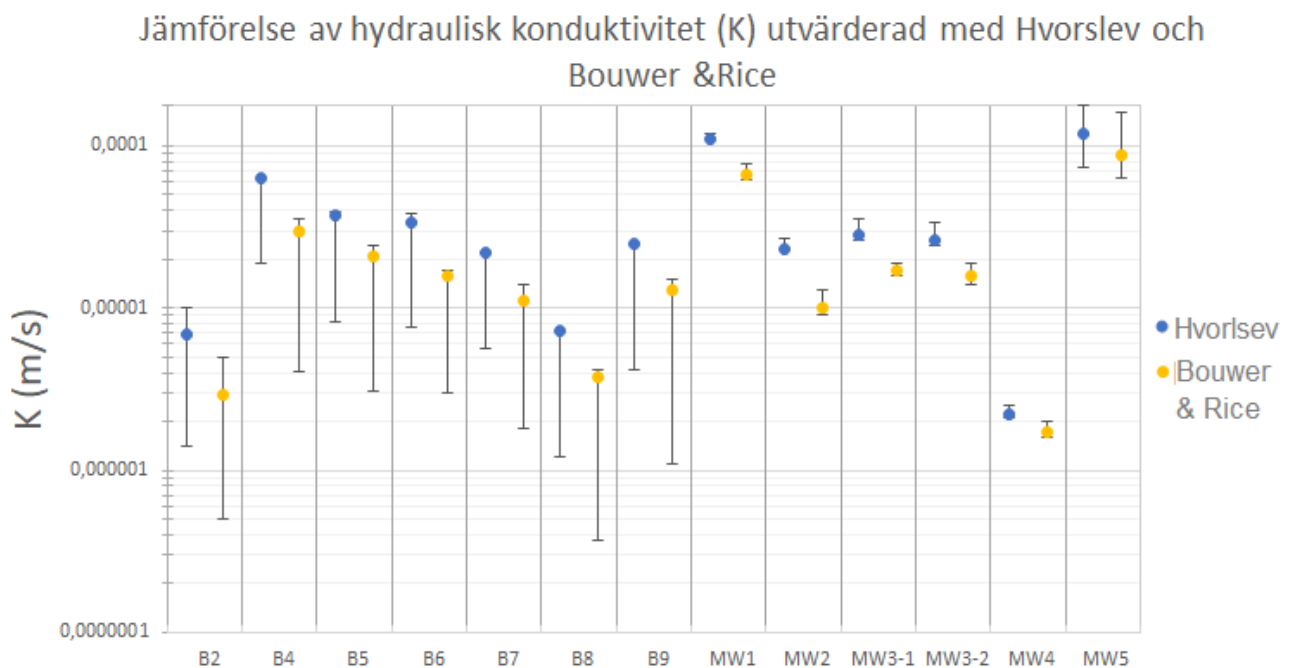
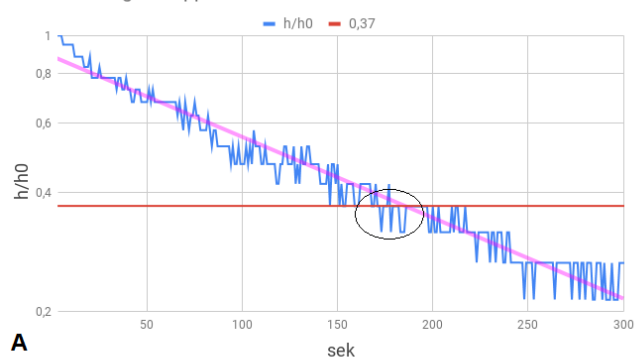


Fig. 10: Diagram som visar resultat på K beräknat med de två använda utvärderingsmetoderna, Hvorslev (1951) och Bouwer&Rice (1976) samt felmarginaler.

Tabell 5: Medelvärden på K erhållna med Hvorslevs (1951) och Bouwer&Rices (1976) utvärderingsmetod för vardera brunn, beräknade som medelvärde utifrån erhållna värden med max- och minimivärden för osäkra parametrar.

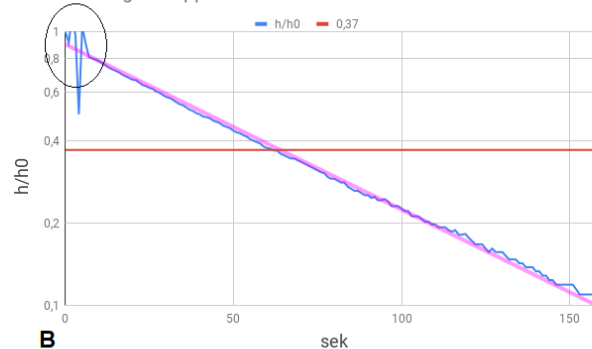
Brunn	Hvorslev	Osäkra parametrar	Bouwer&Rice	Osäkra parametrar
B2	$6,9 * 10^{-6}$	L, t37	$2,9 * 10^{-6}$	L, $1/\ln(H_0/H_t)$
B4	$6,3 * 10^{-5}$	L	$3,0 * 10^{-5}$	L, $1/\ln(H_0/H_t)$
B5	$3,7 * 10^{-5}$	L	$2,1 * 10^{-5}$	L, $1/\ln(H_0/H_t)$
B6	$3,4 * 10^{-5}$	L	$1,6 * 10^{-5}$	L, $1/\ln(H_0/H_t)$
B7	$2,2 * 10^{-5}$	L	$1,1 * 10^{-5}$	L, $1/\ln(H_0/H_t)$
B8	$7,2 * 10^{-6}$	L	$3,8 * 10^{-6}$	L, $1/\ln(H_0/H_t)$
B9	$2,5 * 10^{-5}$	L	$1,3 * 10^{-5}$	L, $1/\ln(H_0/H_t)$
MW1	$1,1 * 10^{-4}$	R	$6,6 * 10^{-5}$	R, $1/\ln(H_0/H_t)$
MW2	$2,3 * 10^{-5}$	R	$1,0 * 10^{-5}$	R, $1/\ln(H_0/H_t)$
MW3-1	$2,8 * 10^{-5}$	R, h0, t37	$1,7 * 10^{-5}$	R, $1/\ln(H_0/H_t)$
MW3-2	$2,6 * 10^{-5}$	R, h0, t37	$1,6 * 10^{-5}$	R, $1/\ln(H_0/H_t)$
MW4	$2,2 * 10^{-6}$	R, t37	$1,7 * 10^{-6}$	R, $1/\ln(H_0/H_t)$
MW5	$1,2 * 10^{-4}$	R, h0, t37	$8,7 * 10^{-5}$	R, $1/\ln(H_0/H_t)$

Återhämtningsförlopp B2



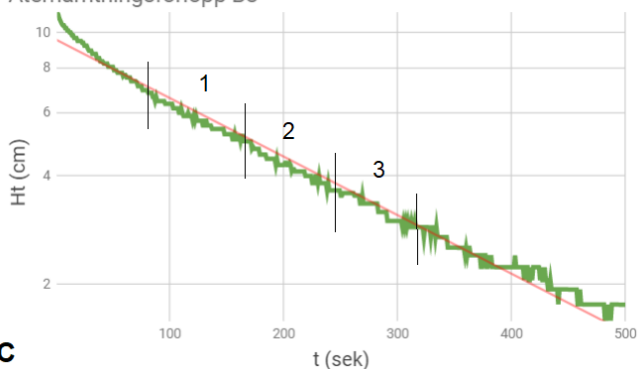
A

Återhämtningsförlopp MW3-2



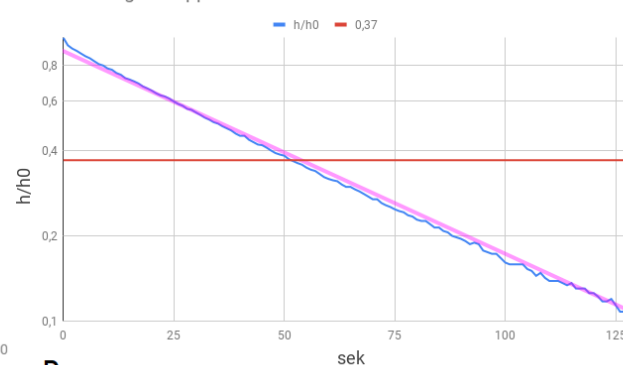
B

Återhämtningsförlopp B8



C

Återhämtningsförlopp B6



D

Fig. 11: Exempel på hur osäkerhet beräknats. A, B och D är exempel från utvärdering med Hvorslevs metod. C är ett exempel från utvärdering med B&R metod. I samtliga diagram motsvarar den blåa linjen återhämtningen och den rosa linjen en trendlinje för återhämtningen. I utvärderingen med Hvorslev (A, B, D) är den röda linjen en hjälplinje för att markera t37. A: Exempel på när osäkerhet beräknades med avseende på t37. Återhämtningskurvan fluktuerar kring 0,37 och flera potentiella val av t37 finns därför. B: Exempel på när osäkerhet beräknades med avseende på h0. Flertalet toppar av olika storlek förekommer precis i starten som möjliggör olika val av h0. C: Exempel på hur osäkerhet beräknades med avseende på $1/\ln(H_0/H_t)$. Det raka segmentet på återhämtningskurvan delades in i tre ungefär lika stora tidsintervall. Detta utfördes då segmentet inte är helt linjärt. H1 och H2 representeras av strecken vid varje tidsintervall. D: Exempel på en så gott som rak återhämtningskurva där det bedömdes att det inte gick att beräkna osäkerheter baserat på återhämtningskurvans utseende

nämnt ovan i avsnitt 3.4, Pilottester för sanering. Samtliga injekteringar har utförts på djupintervall som täcker in de närliggande brunnarnas filternivåer. Injektering av CAT100 och ERD-CH4 är dock utförda strax ovanför filternivåerna för MW-brunnarna. B8 och B9 som ligger på störst avstånd från injekteringarna har filternivåer under injekteringsnivåerna, men i samma enhet.

De gråfärgade fyrkanterna motsvarande B2, B4, B7, B8, B9 och MW1 och ingen av dessa befinner sig i ett injekteringsområde. B2, B4 och B7 befinner sig uppströms alla injekteringspunkter, där den närmaste injekteringen är CAT100 på ett avstånd av 12, 9,75 och 7,3 m. B2 och B4 uppvisar minskning av K medan B7 uppvisar en ökning. B8 och B9 befinner sig på störst avstånd till en injekteringspunkt, där B8s närmaste injektering är biostimulering på 22 m avstånd och B9s närmaste injekteringspunkt är CAT100 på 33 m avstånd. Båda brunnarna har i princip samma värde på K som tidigare om man utgår från Hvorslevs metod och något lägre värde om man utgår från B&R. MW1 befinner sig 3,5 m nedströms från ERD-CH4 och ca 8 m uppströms från biostimulering/bioaugmentation och resultatet uppvisar en ökning i K.

Övriga brunnar befinner sig inom ett injekteringsområde, med ett avstånd på ca 0,5 m till närmaste in-

jekteringspunkt med undantag för MW5. B5 som befinner sig inom injekteringsområdet för ERD-CH4 uppvisar en minskning i K. B6 befinner sig inom injekteringsområdet för CAT100 och uppvisar en svag minskning av K, dock inom felmarginalen för utvärderingarna. MW2 befinner sig strax nedströms från biostimuleringsförsöket och uppvisar en ökning i K sedan 2014. MW3-1, MW3-2 och MW4 befinner sig strax nedströms från bioaugmentationsförsöket och uppvisar alla en ökning i K. MW5 befinner sig 2,6 m nedströms från bioaugmentationsinjekteringen och uppvisar en ökning i K.

7 Diskussion

I denna del diskuteras först de felkällor som förekommer i mätningarna som har utförts, metodvalet samt problematik när det gäller jämförelse mot tidigare mätvärden. Sedan följer diskussion om huruvida K har förändrats med avseende på avstånd och djup från injektering samt typ av injekteringsmedel.

Resultaten från slugtesten tydliggör att återhämtningskurvorna inte alltid följer skolboksexempel, i vissa fall går det dock att beräkna dessa osäkerheter. I andra fall går det inte att kvantifiera osäkerheterna i de utförda mätningarna, vilket försvårar möjligheten att utföra rättvisande jämförelse mot andra värden. Butler Jr. et al. (1996) presenterar i sin artikel flertalet riktlin-

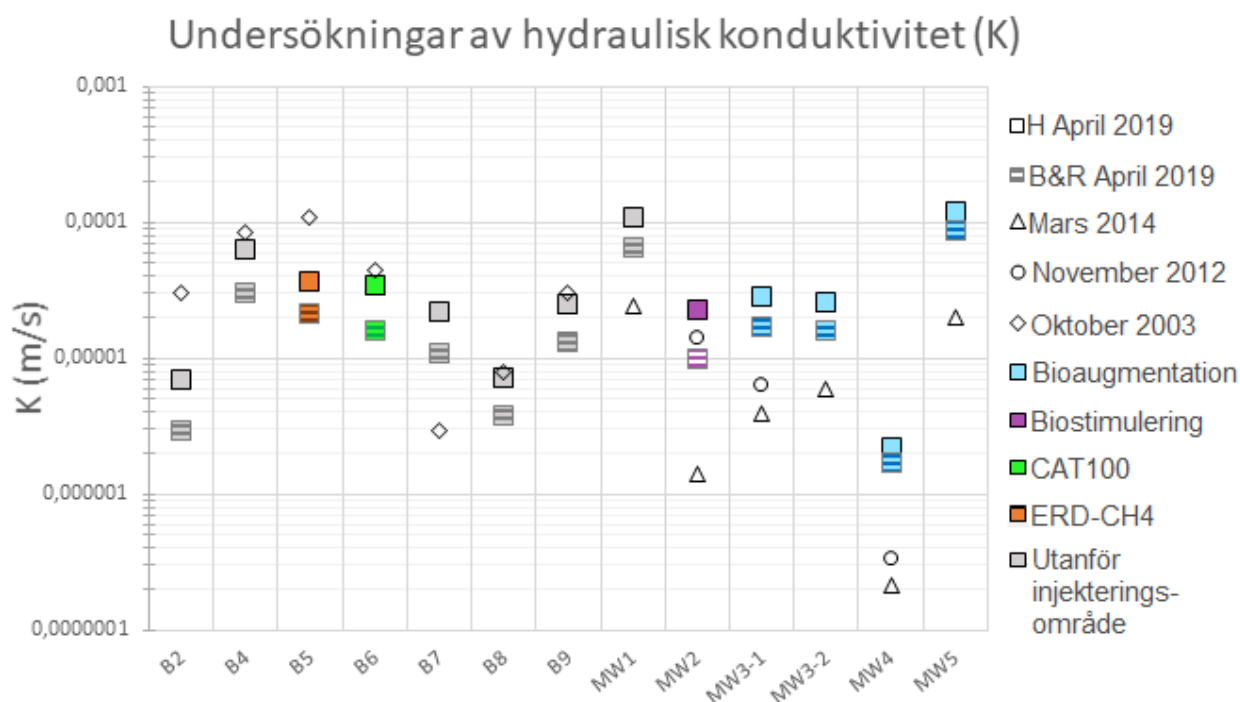


Fig. 12: Jämförelse av K från olika undersökningar för vardera brunn. Fyrkanterna representerar erhållna resultat från de slugtest som utförts inom ramen för uppsatsen, de utan fyllning, (H), representerar Hvorslevs utvärderingsmetod och de med ränder, (B&R), representerar Bouwer&Rice. Fyrkanterna är färgkodade utifrån avstånd till injektering. De gråfärgade brunnarna befinner sig utanför ett injekteringsområde och de färgade befinner sig i ett injekteringsområde. Kryssen representerar värden från innan något saneringsförsök hade utförts, erhållna från (Cedhagen 2002). Cirkelarna representerar värden från strax innan man utfört biostimulering, erhållna från (Branzén et al. 2016). Trekanterna representerar värden från strax innan man utfört bioaugmentation, erhållna från (Branzén et al. 2016).

jer för att säkerställa högkvalitativa resultat för slugtest. De riktlinjer som är relevanta för det här arbetet innefattar; 1) att utföra minst tre slugtest i varje brunn som undersöks; 2) minst två H0 (initiala förändringen när slug sänks ned) ska användas för varje brunn; 3) slugen bör sänkas ner momentant; 4) användning av mätutrustning som kan lagra mycket data av hög kvalitet; 5) väl vald utvärderingsmetod för rådande omständigheter för brunnen 6); undersökning av återhämtningskurvor innan och efter utvärdering av hydraulisk konduktivitet 7) korrekta parametrar gällande brunnskonstruktionen bör användas.

I nom ramen för det här arbetet har majoriteten av dessa riktlinjer följts. De osäkerheter som finns presenterade i resultaten innefattar parametrar som har kunnat beräknas. Utöver det finns osäkerheter som inte har kunnat kvantifieras. En av de osäkerheterna som inte har kunnat kvantifieras är att endast ett alternativt två slugtester har utförts i vardera brunn, vilket ger en lägre representativitet för K i brunnen i jämförelse med minst tre tester. På grund av tidsbegränsning utfördes inte fler slugtest. I och med att flertalet slugtester inte har utförts för varje brunn har flera H0 inte kunnat beräknas för alla brunnar.

I de fall då två återhämtningar har erhållits har det observerats att dessa har tagit lite olika lång tid och att återhämtningsförloppen ser lite olika ut (Tabell 4 och Fig. 11). Detta leder till att beräknade K-värden skiljer sig lite åt mellan de individuella förloppen i samma brunn. Trots att det bidrar till större osäkerhet i resultatet för brunnens K-värde, ger det en bättre uppfattning av ett rättvisande K. De brunnar där två återhämtningsförlopp erhållits är B2, B5, B6, MW3-1, MW3-2 och MW5.

För samtliga brunnar saknades protokoll på brunnskonstruktion alternativt att de inte har funnits att tillgå. Detta är problematiskt då utvärderingsmetoderna kräver kännedom om grundvattenrörets alternativt borrhålets radie, om fyllning med högpermeabelt material har använts runt röret och i sådant fall hur lång materialpacken är. B-brunnarna installerades för 16 år sedan och brunnsprotokoll har inte funnits tillgängliga. Information om deras konstruktion med avseende på borrhålsdiameter samt om fyllningsmaterial har använts har erhållits via personlig kommunikation med handläggaren för J&W konsultrapport (Cedhagen 2002). Potentiellt finns det osäkerheter i att informationen om borrhålsdiameter samt längd på filtersand har erhållits från 16 år gamla minnen.

Inga brunnsprotokoll existerar för MW-brunnarna. Användning av filtersand, hur långt filtersanden sträcker sig i vertikalt led samt borrhålens radie har antagits baserat på B-brunnarnas konstruktion samt standardprocedur inom borrhålsbranschen (Fetter 2014). Enligt riktlinje 7 föreslagen av Butler Jr. et al. (1996), är det viktigt att korrekta parametrar för brunnskonstruktion används. I fallet för de här brunnarna har en

uppskattning gjorts utifrån rådande omständigheter och felmarginalerna för uppskattningen presenteras.

Ytterligare en faktor som bör tas i beaktning som inte har kunnat kvantifieras är ”skin effect”, se avsnitt 4, Utvärdering av hydraulisk konduktivitet. Majoriteten av brunnfilterna sitter i sandlagret, men som tidigare nämnt är geologin komplex och sandpartiet innehåller skikt av lera och silt. I brunnskonstruktionerna för B- och MW-brunnarna har man använt sig av filtersand runt filtret, och när tryckytan i grundvattenröret sänks till följd av slugtest och vattent strömmar in i röret kan finkorniga partiklar från formationen färdas i filtersandens porutrymmen och delvis täppa igen filtret. Detta skulle potentiellt ge ett skenbart K som är lägre än den faktiska (Fetter 2014).

I jämförelsen med resultat erhållna från tidigare undersökningar finns en del faktorer som bör tas i beaktning. I undersökningen av B-brunnarna utförd 2003 av Cedhagen använde man sig av propumpning för att kunna bestämma K. Då metodvalet för att bestämma K skiljer sig åt från metoden i detta arbete kan det ha en betydelse när resultaten från respektive undersökning ska jämföras. Vid propumpning påverkas en större radie ut ifrån brunnen än vid slugtest, och det beräknade K-värdet motsvarar därför ett större område än vid slugtest (Fetter 2014). Generellt blir det beräknade K större när propumpning används som metod i förhållande till slugtest (Butler & Healey 1998).

I B-brunnarna har en brunnskonstruktion använts där filtersanden sträcker sig från filtrets botten upp till strax under markytan. Då slugtest endast påverkas av brunnens direkta omnejd (Fetter 2014) kommer filtersanden troligtvis ha stor inverkan på resultatet. I fallet då propumpning används kommer majoriteten av vattentillförseln från sandformationen och filtersandens effekt blir troligtvis försumbar. Att sätta L =hela filtersandens längd vid utvärdering av slugtest har visats medföra ett undervärderat K-värde (Butler & Healey 1998). I utvärderingen för detta arbete har $L=1$ m vilket motsvarar det faktiska filtrets längd, detta för att värdet på K ska kunna vara någorlunda jämförbara med de från tidigare propumpning.

Vad gäller MW-brunnarna finns protokoll på utvärdering av K-värde från mätningarna 2012 och 2014, där redogörs det att Bouwer & Rice har använts som utvärderingsmetod. För jämförelse mot tidigare resultat bör man därför fokusera på värdena erhållna med B&R i denna utvärdering. Med dessa felkällor i beaktande diskuteras resultatet nedan.

Enligt resultaten uppvisar flertalet brunnar förändrade K-värden, även utanför och uppströms från injekteringsområdena. Områdets geologi är väldigt heterogen, vilket försvårar möjligheten att korrelera uppvissade förändringar i K till förekomst av vissa jordartstyper. Injekteringarna av CAT100 och ERD-CH4 har utförts i flertalet punkter (Fig. 6) på intervall av 3,5 – 7

m u my, vilket sammanfaller med samtliga B-brunnars filternivåer förutom B8 och B9. Generellt uppvisar B-brunnarna någorlunda liknande trend, alla förutom B7 har lägre K än tidigare uppmätt. B4, B6, B8 och B9 uppvisar snarlika resultat i jämförelse med tidigare värden (Fig. 12). Som ovan nämnt skulle de låga K-värdena i förhållande till tidigare uppmätta värden potentiellt kunna spegla valet av slugtest som utvärderingsmetod.

B2 och B4 befinner sig båda uppströms, på ett avstånd av tolv och tio m från närmaste injektering och uppvisar olika förändring i K när det jämförs med tidigare värden. De två återhämtningskurvorna från B2 uppvisar olika återhämtningskurva (Tabell 4) och båda kurvorna fluktuerar mycket kring trendlinjen medan B4 endast har en återhämtningskurva (se Bilaga 1, 2 och 3) Med utgångspunkt att närmaste injektering (CAT100) har tryckts radiellt utåt kan man ifrågasätta om det är troligt att K-värdet i B2, som ligger på större avstånd från injekteringen, skulle ha minskat nästan en tiopotens till följd av injekteringarna, medan B4 skulle vara nästintill opåverkad. Brunnarnas filternivåer skiljer sig endast 20 cm i höjdd (Tabell 2) och bör därför vara påverkade av samma injekteringstryck. Geologin för brunnarna är snarlika, framförallt bestående av siltig finsand vid brunnsfiltret. Däremot har B2 mer inslag av lera runt sitt filter än vad B4 har, vilket potentiellt borde ha en inverkan på K-värdet. Huruvida de uppvisade förändringarna i K-värde för B2 och B4 är rättvisande och vad de i så fall beror på är svårt att urskilja.

B5 visar en sänkning av K i förhållande till tidigare värde och är inom injekteringsområdet för ERD-CH4. Som nämnt ovan är "skin effect" ett fenomen som kan förekomma vid slugtest, och som ger ett skenbart lägre K-värde än det faktiska (Fetter 2014). Även om K skulle vara undervärderat så är förändringen ändå tydligt lägre om man jämför med övriga B-brunnar så som B4, B6, B8 och B9. En möjlig förklaring till ett minskat K kan vara "biofouling", vilket är tillväxt av mikrober till följd av tillsatts av näringsämnen (U.S EPA 2018). Den ökade tillväxten kan leda till minskad genomsläpplighet både i den geologiska formationen men även i grundvattenrörets filter (Scherer et al. 2000). B5 har sitt filter mellan 6,2-7,2 m u my vilket motsvarar de nedersta delarna av injekteringen. Geologin vid filternivån är snarlik den vid B2 och B4. B5 uppvisar dock en liknande förändring som B2, vars resultat diskuterats ovan och potentiellt kan bedömas missvisande.

B7 är den enda B-brunnen som uppvisar ökat K-värde i förhållande till tidigare mätningar. Det är dessutom den enda B-brunnen i närhet till injekteringarna vars geologi till större del består av lera. Det är även den enda av B-brunnarna vars felmarginall med avseende på K överlappar tidigare uppmätt K-värde från provpumpning. B7 befinner sig 7 m uppströms i ostlig

riktning från närmaste injekteringspunkt (CAT100), och brunnen blir därför inte exponerad för injekteringsvätskan ifall den inte har tryckts tillräckligt långt ut i formationen vid injekteringstillfället.

En förklaring till en ökning i K kan vara att det har skett en uppsprickning i formationen till följd av att injekteringen har skett under högt tryck. Tryck på mindre än 0,5 bar kan resultera i sprickbildning (Payne et al. 2008), medan injekteringen av CAT100 utfördes med tryck mellan 20-40 bar. I heterogena akviferer som denna uppkommer ofta sprickor längs med skiktningar i geologin (Payne et al. 2008). Geologin vid brunns filternivå består av lera med siltskikt, som potentiellt skulle kunna agera gränsstrukturer där sprickor kan uppkomma. En anledning att tro att resultatet, med ett förhöjt K, är rättvisande är med avseende på brunns geologi. Vid B7 består den geologiska lagerföljden i princip bara av lera och vid filternivån består den av lera med siltskikt. Lagerföljden påminner om den vid B8, där filtret sitter i siltig lera och där resultatet visar på K-värde som är en halv tiopotens lägre (Fig. 12). B6 och B7 har ungefär samma filternivåer på drygt 5-6 m och bör vara påverkade av samma injekteringsnivåer, men trots det uppvisar endast B7 en förändring. Eftersom B-brunnarna har filtersand som går nästan hela vägen upp till markytan kan brunns K-värde påverkas av uppsprickning även ovanför filtret.

B6 ligger inom området för CAT100injekteringen och uppvisar ingen tydlig förändring i K. Med antagandet att slugtest resulterar i generellt lägre värden på K än provpumpning så skulle K kunna antas vara opåverkat. Däremot uppvisar B7, vars närmaste injektering också är CAT100, en tydlig ökning i K. Injekteringen av CAT100 utfördes i november 2017 och inga utvärderingar av K-värde har utförts under tidsperioden från injekteringstillfället fram tills utvärderingen i detta arbete. Detta innebär att även om det har skett flertalet förändringar under den tidsperioden så kan dessa inte observeras, i och med att man endast får ett värde på K vid brunnen vid slugteststillfället. Med det i åtanke är det möjligt att det har skett uppsprickning även runt B6, som i sin tur har möjliggjort större tillförsel av CAT100 som har spridits i sprickorna. Den ökade tillförseln av näring och mikrober kan sedan ha täppt igen sprickan till följd av till exempel "biofouling", likt B5. Produkten CAT100 innehåller även nollvärt järn (Ejlskov 2017) som också kan ha haft en inverkan på permeabiliteten. Nollvärt järn har påvisats kunna minska markens permeabilitet på grund av att järnet reagerar med omgivningen och bildar utfällningar alternativt bildar gas som täpper igen porutrymmen (Henderson & Demond 2011). Huruvida K faktiskt är oförändrat eller om det har skett processer vars inverkan på K har kompenserat varandra så att K förefaller oförändrat går inte att urskilja. B8 och B9 befinner sig på störst avstånd från injekte-

ringspunkterna, 22 och 33 m, och med hänsyn till grundvattnets flödesriktning bör de ligga utför potentiell påverkan av injekteringarna. Dessutom är brunnarnas filternivåer minst en meter under injekteringsnivåerna, men sitter dock i samma geologiska enhet som injekteringen. Resultaten visar att K verkar vara opåverkade i jämförelse tidigare värden.

Biostimuleringen utfördes på mellan 5-9 m djup och bioaugmentationen utfördes på ca 7-8 m djup (Branzén et al. 2016), vilket täcker in filternivåer för samtliga MW-brunnar som ligger i anslutning till injekteringspunkterna. Gällande MW-brunnarna visar resultaten för samtliga brunnar en ökning i K i jämförelse med tidigare värden. För MW2, MW3-1 och MW4 finns K-värden från två tidigare undersökningar vilket ger en bra uppskattning för hur K har förändrats över tid. I dessa brunnar observerades en minskning i K från innan injekteringarna till 15 månader efter biostimuleringen. Förändringen i MW2 bedömdes kunna bero på "biofouling" (Branzén et al. 2016). Den uppvägsade förändringen i MW3-1 och MW4 var så pass liten att den bedömdes vara inom felmarginalen för mätningen. Cirka fem år efter den senaste mätningen och efter utförd bioaugmentation påvisas förhöjda K upp mot en tiopotens större i vissa brunnar. De beräknade felmarginalerna är relativt små för samtliga MW-brunnar och de tidigare uppmätta värdena faller inte inom ramen för dem (Fig. 10 och Fig. 12). MW1 är den enda brunnen som återfinns uppströms om biostimulering/bioaugmentationen, ca 8 m bort. I förhållande till tidigare värden visar den en knapp ökning i K-värde. Information om vilket tryck som användes under biostimuleringen och bioaugmentationen har inte funnits tillgängligt, men vid biostimuleringen användes en pump med en maximalkapacitet på 4 bar (Ejlskov 2014). Om ett sådant tryck har uppnåtts skulle sprickbildning kunna ske till följd av injekteringen, men även tryck under det kan orsaka uppsprickning (Payne et al. 2008).

MW1 är belägen knappt fyra meter bort från ERD-CH4 injekteringen och har sin filternivå strax under nivån för injekteringen, men dock i samma geologiska enhet. Med tanke på att B7 som ligger ca sju m från CAT100 injekteringen potentiellt blivit påverkad av uppsprickning är det inte omöjligt att MW1 kan ha blivit påverkad av ERD-CH4 injekteringen där liknande tryck användes. Detta förutsätter dock att sprickbildning har skett subvertikalt för att påverka geologin runt MW1 filter, dock är geologin för MW1 okänd.

Övriga MW-brunnar uppvisar liknande mönster som MW1, men ökningen i K-värde varierar dock. MW2 och MW4 uppvisar en ökning upp mot en tiopotens medan MW3-1, MW3-2 och MW5 uppvisar en något mindre ökning. Likt situationen för MW1 kan de ökade K-värdena bero på uppsprickning antingen i samband med bioaugmentationen eller att de potenti-

ellt är påverkade av injekteringarna av ERD-CH4 och CAT100, vilka är belägna mellan 8-20 m bort. Brunnarnas filternivåer återfinns strax under injekteringsnivåerna för ERD-CH4 och CAT100, men sitter i samma geologiska enhet och bör därför kunna påverkas av uppsprickning.

Vid uppsprickning i porösa material till följd av högtrycksinjektering beror sprickorienteringen på hur konsoliderad jorden är, förhållandet mellan horisontell och vertikal effektiv stress samt jordens inre friktionsvinkel (Payne et al. 2008). I normalkonsoliderad jord sker uppsprickning när injekteringsstrycket reducerar det horisontella effektiva trycket till noll, och den generella sprickbildningen tenderar att vara vertikal. I överkonsoliderad jord tenderar uppsprickningen att bli horisontell (Payne et al. 2008). En subvertikal uppsprickning är en förutsättning för att MW-brunnarna ska ha blivit påverkade av ERD-CH4- alternativt CAT100-injekteringen. Geologin varierar mellan de olika brunnarna och ingen korrelation mellan förändring i K-värde och typ av geologi kan observeras. Baserat på resultaten skulle alla MW-brunnar ha blivit påverkade av uppsprickning, med förbehåll för att de brunnar som visar en mindre ökning kan vara inom felmarginalen. Om uppsprickningen har skett till följd av bioaugmentationen, ERD-CH4-injekteringen och/eller CAT100-injekteringen går inte att visa med dessa mätningar. Trots att brunnarna ligger nära varandra så blir följdfrågan hur troligt det är att samtliga har påverkats av sprickbildning samt om sprickbildning är troligt på ett avstånd av 8-20 m i fallet ERD-CH4- alternativt CAT100-injektering.

Tidigare studier påpekar vikten av att studera hur K förändras i förhållande till in situ saneringar, då förändringar kan ha både negativa och positiva effekter på saneringens resultat (Strutz et al. 2016). Resultaten i denna studie ger indikationer om hur K kan ha förändrats till följd av saneringarna, att urskilja vilka saneringsinsatser som kan ha gett upphov till vilka resultat är desto svårare att urskilja. Dessutom har K undersökts så pass sällan att det inte går att observera de potentiella förändringar i K som kan ha skett på en kortare tidsskala. Att sedan bedöma huruvida förändringar i K-värde påverkar saneringarnas resultat är en uppgift för framtida studier.

8 Slutsatser

- Många osäkerheter, både beräknade och icke-kvantifierbara, föreligger i resultaten och även i jämförelse med tidigare resultat. De beräknade osäkerheterna innefattar: L (filtersandens längd) och R (borrhålets radie) för både Hvorslevs- och Bouwer & Rice utvärderingsmetod, samt h_0 (maximal förändring i vattennivå vid $t=0$ i Hvorslevs metod), t_{37} (då 37% av återhämtningen återstår i Hvorslevs metod) och

$1/\ln(H_0/H_t)$ i B&R metod. De icke-quantifierbara osäkerheterna är hur hög representativitet uppmätta och beräknade K-värden har för de olika brunnarna med avseende på hur många återhämtningskurvor som har erhållits, osäkerheter i brunnskonstruktion samt ”skin effect”. Detta medför att jämförelse med tidigare resultat är osäker.

- Något samband mellan avstånd till injekteringspunkt och förändring i K kan inte observeras. I vissa fall har brunnar inom ett injekteringsområde inte uppvisat någon förändring medan brunnar utanför har uppvisat förändringar. Där emot uppvisas ingen förändring i K-värde i B8 och B9 som befinner sig på störst avstånd från någon injektering, 22 och 33 m.
- De brunnar som uppvisar ett ökat K-värde har alla sina filternivåer mellan 5,7–8,29 m u my. Den enda uppvisade minskningen i K har skett vid 6,2–7,2 m u my i brunn B5.
- Endast injektering av ERD-CH4 tycks ha fått K att minska (B5), troligtvis till följd av tillväxt av mikroorganismer som täpper igen porutrymmen och grundvattenfilter.
- Gällande CAT100 förefaller K inom injekteringsområdet oförändrat (B6). En alternativ förklaring är att uppsprickning har skett till följd av det höga trycket vid injektering men att sprickorna sedan har täppts igen på grund av mikrotillväxt och/eller utfällning eller gasbildning när nollvärt järn reagerar med omgivningen. Processerna har kompenserat varandra i förändring i K-värde så att K förefaller oförändrat. Injekteringen kan ha orsakat en uppsprickning som sträckt sig till B7, ca sju m uppströms, och därmed ökat K-värdet vid brunnen.
- Potentiellt kan biostimuleringen/bioaugmentationen ha ökat K-värdena runt MW-brunnarna.
- Vad gäller framförallt uppsprickning så går det inte att särskilja vilka injekteringar som kan ha haft vilken påverkan på K-värdena.
- Ingen tydlig korrelation kan observeras mellan förändring i K och geologin vid brunnarna, potentiellt på grund av att områdets geologi är så heterogen.

Det går inte att särskilja vilka injekteringar som kan ha orsakat uppsprickning runt brunnarna. För att få en bättre uppfattning om varje injekterings potential till sprickbildning samt sprickornas potentiella utbredning bör beräkningar utföras. Detta kan ge en indikation om vilka områden som kan ha blivit påverkade av en viss injektering.

Då det har pekats ut att förändrade K-värden till följd av sanering kan påverka själva saneringens resul-

tat (Strutz et al. 2016) bör vidare studier fokusera på just det, att utvärdera huruvida förändrade K-värden kan påverka resultatet av de utförda injekteringarna.

9 Tackord

Först och främst vill jag tacka mina två handledare Charlotte Sparrenbom och Nikolas Höglund Benavides för att de bidragit med kunskap och diskussion inom deras expertisområden och om det undersökta området. Jag vill även tacka för vägledning innan och under utförandet av fältarbetet, för hjälp vid bearbetning av data samt visat stöd. Jag vill även rikta ett tack till Helena Branzén, SGI, för den tid hon har lagt ner för att hjälpa mig att leta reda på rätt information om undersökningsobjektet. Ett ytterligare tack går till Marie Cedhagen, tidigare vid J&W Energi och Miljö och ÅF, som även hon delgett viktig information om undersökta brunnar. Sist men inte minst vill jag tacka forskningsprojektet Mirachl samt Tvätteriet Alingsås som möjliggjort att detta arbete har kunnat genomföras.

10 Referenser

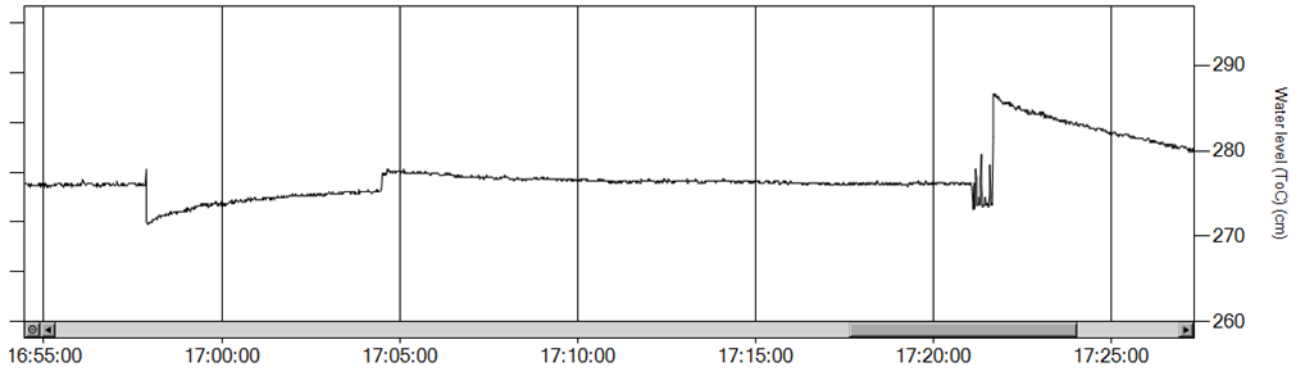
- Benavides, N. H. 2019. Mirachl referensgruppsmöte.
- Bouwer, H. & Rice, R. C., 1976: A Slug Test for Determining Hydraulic Conductivity of Unconfined Aquifers With Completely or Partially Penetrating Wells: *Water Resources Research* 12, 423-428.
- Branzén, H., Larsson, L., Ländell, M. & Enell, A., 2016. Tvätteriet Alingsås, Kristineholms industriområde, Förutsättningar för förstärkt självrening. *SGI Rapport 14905*, Linköping, 63 sid.
- Butler, J. J., Jr. & Healey, J. M., 1998: Relationship between pumping-test and slug-test parameters; scale effect or artifact?: *Ground Water* 36, 305-313.
- Butler Jr, J., McElwee, C. & Liu, W., 1996: Improving the Quality of Parameter Estimates Obtained from Slug Tests: *Groundwater* 34, 480-490. doi: 10.1111/j.1745-6584.1996.tb02029.
- Cedhagen, M., 2002. Kemtvätten Mejeriet 6 i Alingsås Översiktlig miljöteknisk markundersökning. J&W Energi och Miljö Rapport, Göteborg, 24 sid.
- Cedhagen, M., 2004. Undersökning av naturlig självrening av PCE-förorenat grundvattnen. ÅF Energi och Miljö Rapport 500827/G103804, Göteborg, 15 sid.
- Cedhagen, M. 2019. B-brunnarnas konstruktion.
- Ejlskov, 2017. CAT100™/ ERD-CH4™ Olé Ego - Injection Summary Memo. Rapport. Århus, 44 sid.
- Engelke, F. & Larsson, L., 2007. Undersökning av potential för naturlig självrening av klorerade alifater vid Alingsåstvädden. , SGI Report 29 sid.
- Englöv, P., Cox, E. E., Durant, N. D., Dall-Jepsen, J., Jørgensen, T. H., Nilsen, J. & Törneman, N., 2005. Klorerade lösningsmedel - Identifiering och val av efterbehandlingsmetod. Naturvårdsverket Report 5663, Stockholm, 71 sid.
- Fetter, C. W., 2014: *Applied hydrogeology*. Pearson Education, Essex.
- Haglund, K. & Larsson, L., 2010a. Avslutande provtagning av klorerade alifater samt utvärdering och förslag till vidare hantering. SGI Rapport. Linköping, 40 sid.
- Haglund, K. & Larsson, L., 2010b. Markprofil och vertikal spridning. SGI Rapport. Linköping, 16 sid.
- Haglund, K., Larsson, L., Engelke, F. & Arvidslund, O., 2012. Praktikfall Tvätteriet Alingsås Utvärdering av metoder för undersökning och provtagning av klorerade alifater. SGI Rapport. Linköping, 58 sid.
- Henderson, A. D. & Demond, A. H., 2011: Impact of Solids Formation and Gas Production on the Permeability of ZVI PRBs: *Journal of Environmental Engineering* 137, 689-696. doi: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000383
- Hvorslev, M., 1951: Time lag and soil permeability in ground-water observations. In: U. S. A. Waterways experiment station Corps of Engineers (red.) Vicksburg, Mississippi. 56 s.
- Ländell, M., Carling, M., Branzén, H., Helgesson, H., Lindqvist, M. & Omsäter, E., 2018. Fysisk planering och förorening av klorerade lösningsmedel. SGI, 78 sid.
- Naturvårdsverket, 2018a: *Förorenade områden*. Hämtad 20-05-2019, från <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Mark/Fororenade-omraden/>
- Naturvårdsverket, 2018b. Miljömålen Årlig uppföljning av Sveriges nationella miljömål 2018. *Rapport /Naturvårdsverket 6833*, 1-372. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Payne, F. C., Quinnan, J. A. & Potter, S. T., 2008: *Remediation hydraulics*. CRC Press, Boca Raton.
- Rosberg, J.-E. 2010. *Well testing, Methods and Applicability*. Lund University Lund.
- Rosén, L., Törneman, N., Kinell, G., Söderqvist, T., Soutukorva, Å., Forssman, I. & Thureson, C., 2014. Utvärdering av efterbehandling av förorenade områden. *Rapport / Naturvårdsverket 6601*, Stockholm, 117 sid.
- Scherer, M. M., Richter, S., Valentine, R. L. & Alvarez, P. J. J., 2000: Chemistry and Microbiology of Permeable Reactive Barriers for In Situ Groundwater Clean up: *Critical Reviews in Microbiology* 26, 221-264. doi: 10.1080/10408410091154237
- Strutz, T. J., Hornbruch, G., Dahmke, A. & Kober, R., 2016: Effect of injection velocity and particle concentration on transport of nanoscale zero-valent iron and hydraulic conductivity in saturated porous media: *J Contam Hydrol* 191, 54-65. doi: 10.1016/j.jconhyd.2016.04.008
- SGU, Sveriges Geologiska Undersökning. Kartvisaren, Berggrund 1:1 miljon. Hämtad 2019-04-20 från <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-berggrund-1-miljon.html>
- SGU, Sveriges Geologiska Undersökning. Kartvisaren, Jordarter 1:25 000-1:100 000. Hämtad 2019-04-15 från <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html>

- U.S EPA, 1999: Use of monitored natural attenuation at superfund, RCRA corrective action, and underground storage tank sites. *In: OSWER (red.)* Washington.
- U.S EPA, 2018: In Situ Performance Monitoring: Issues and Best Practices. *In: U. S. E. P. Agency (red.)*.

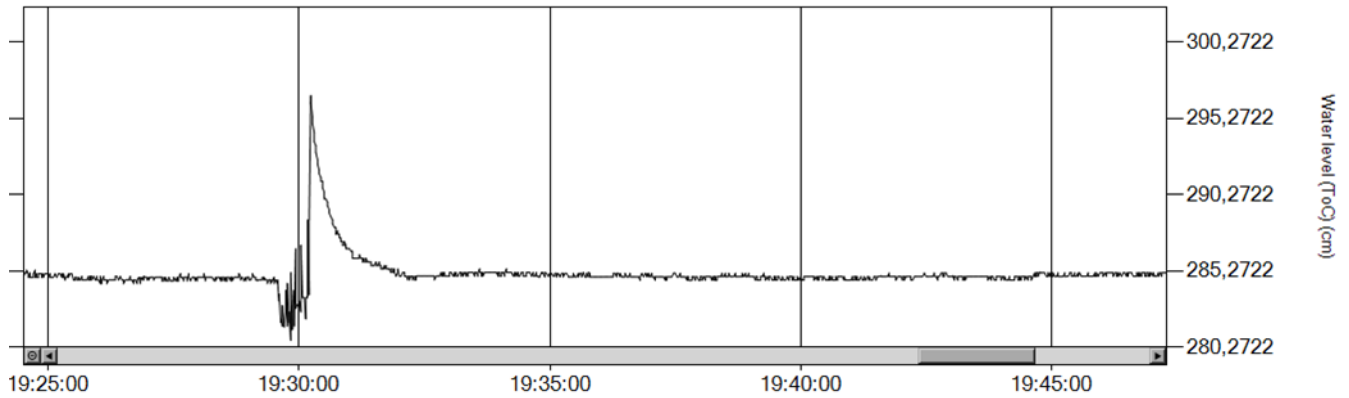
Bilaga 1

Återhämtningsförlopp för samtliga brunnar, endast kurvan för vattennivå visas. Från programmet Diver-Office.

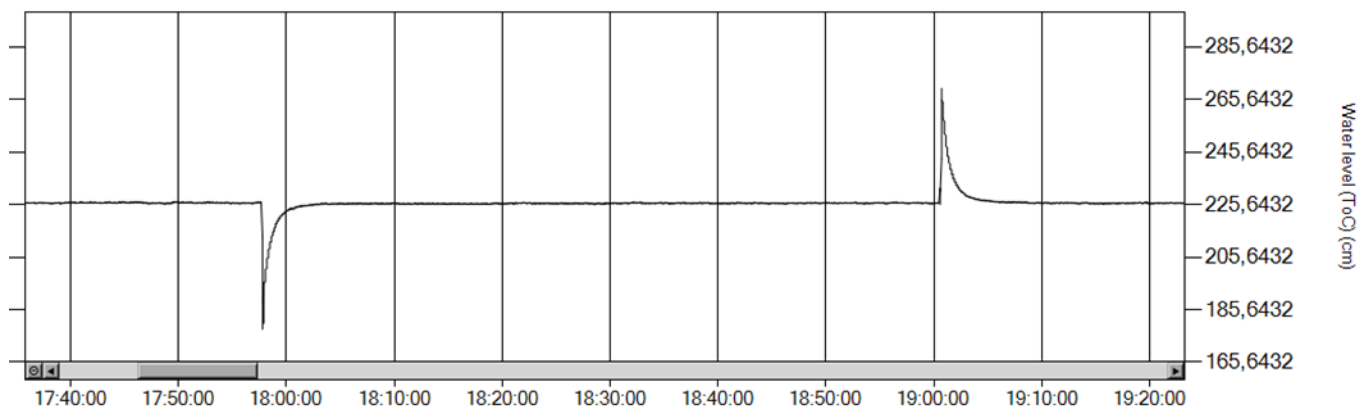
B2



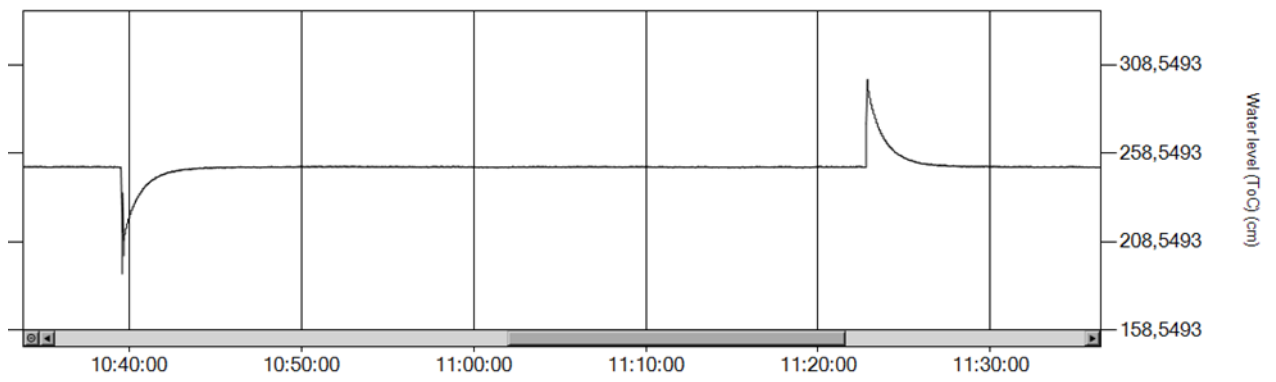
B4



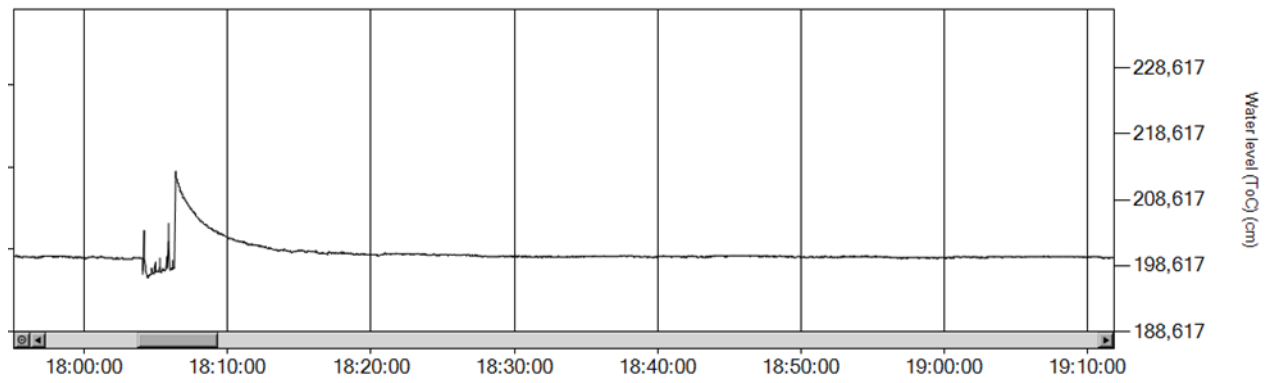
B5



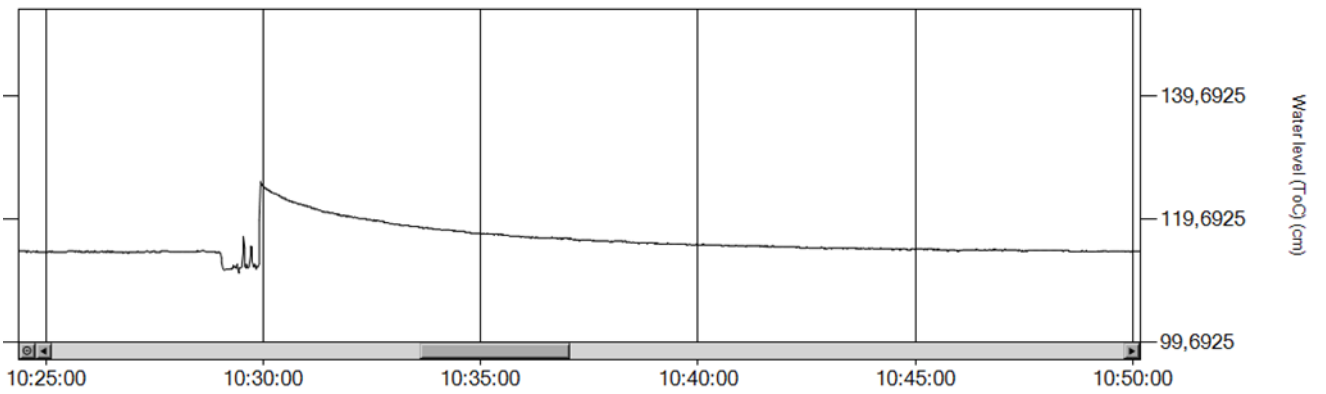
B6



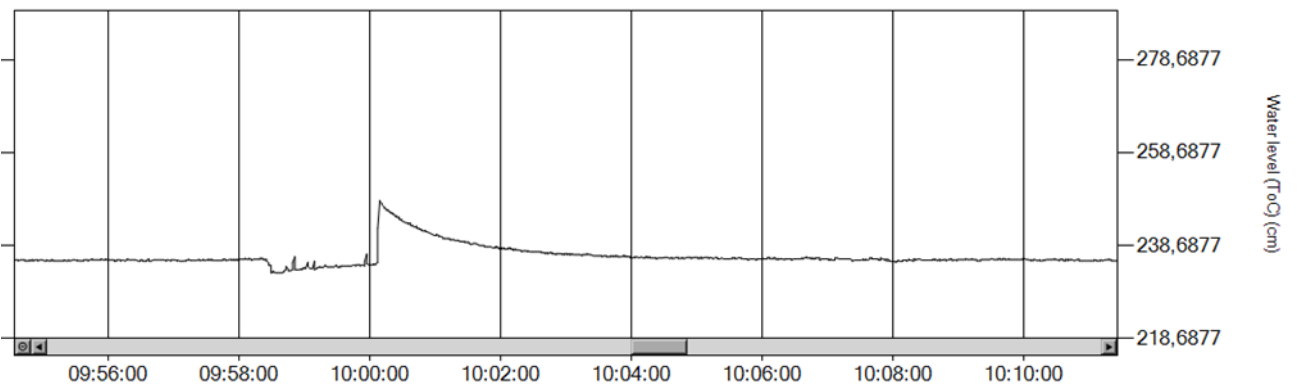
B7



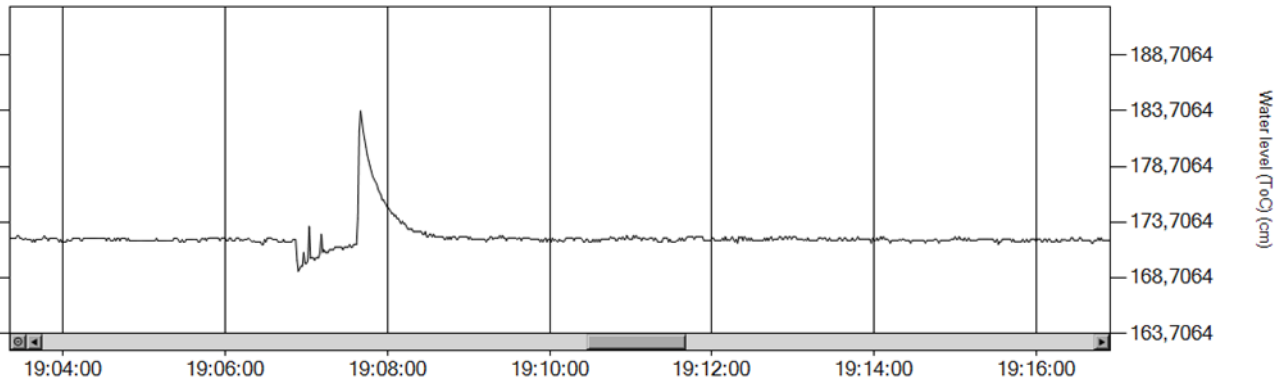
B8



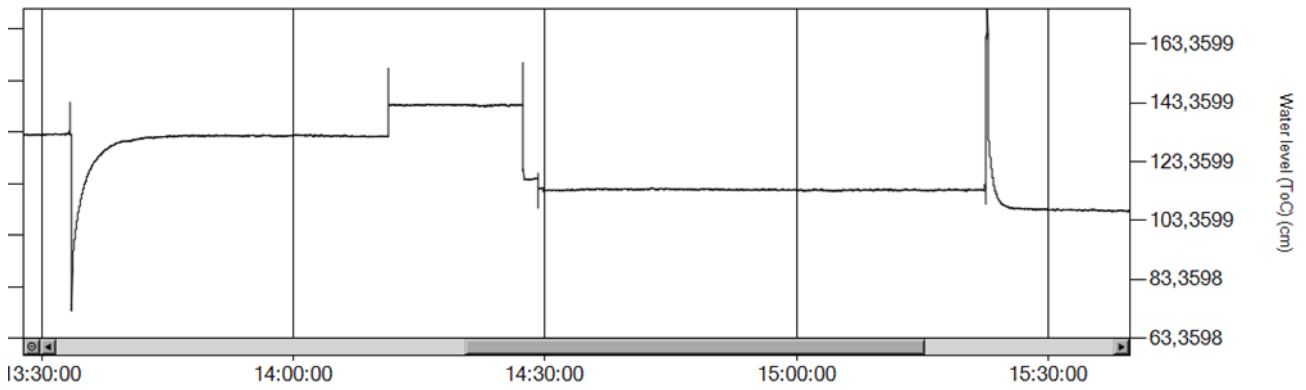
B9



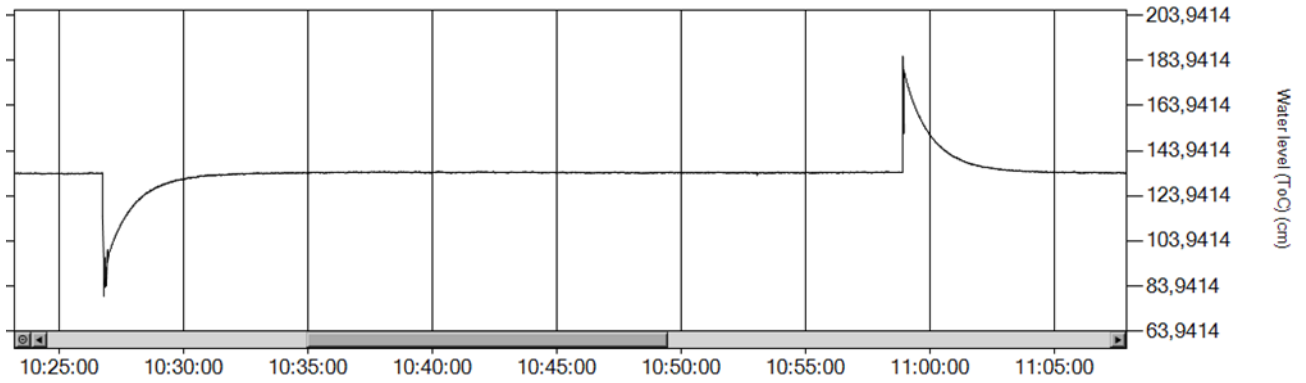
MW1



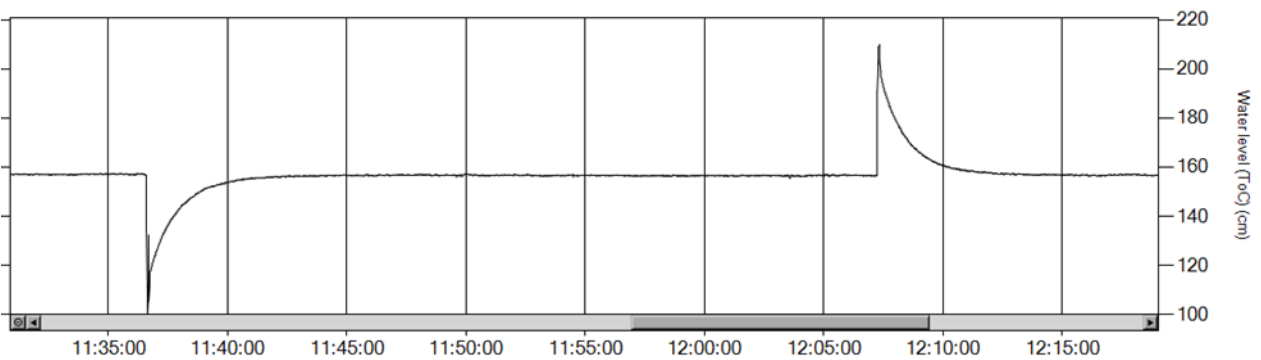
MW2



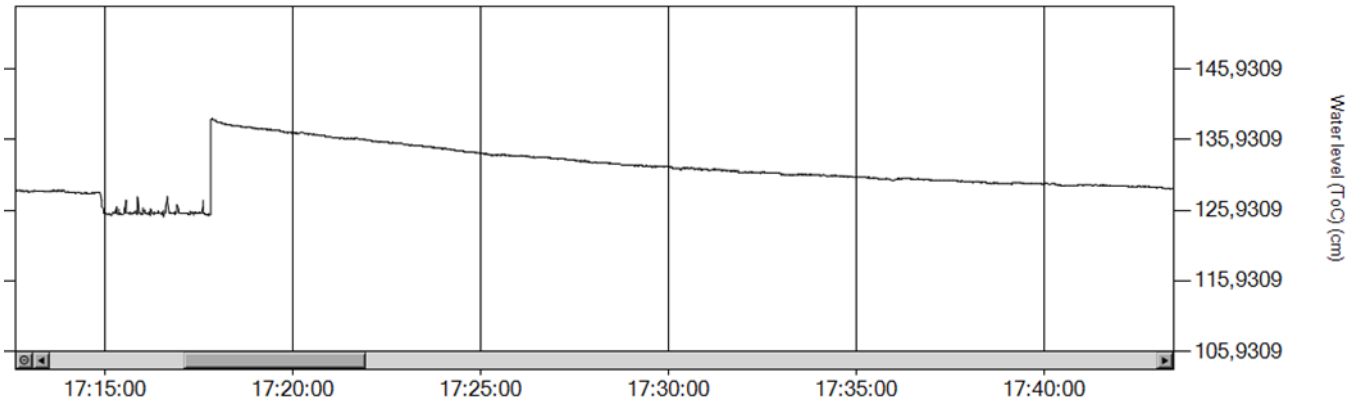
MW3-1



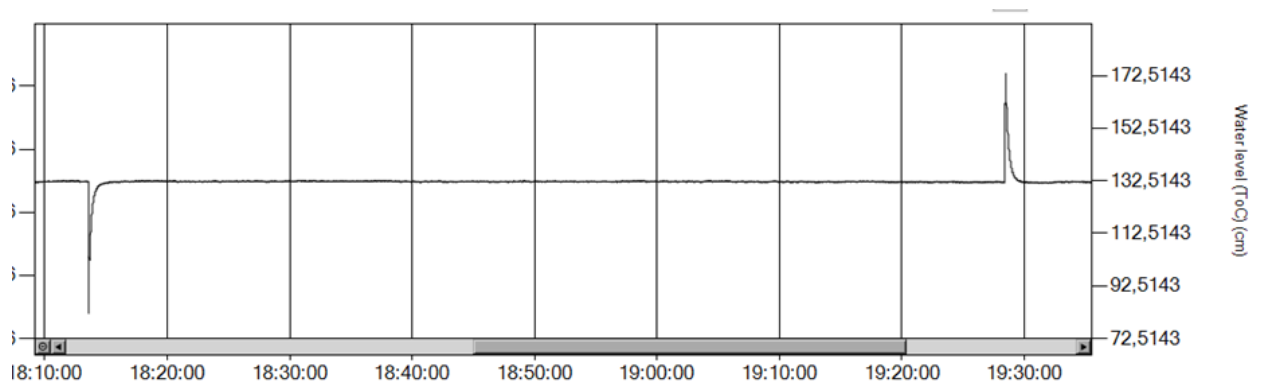
MW3-2



MW4



MW5

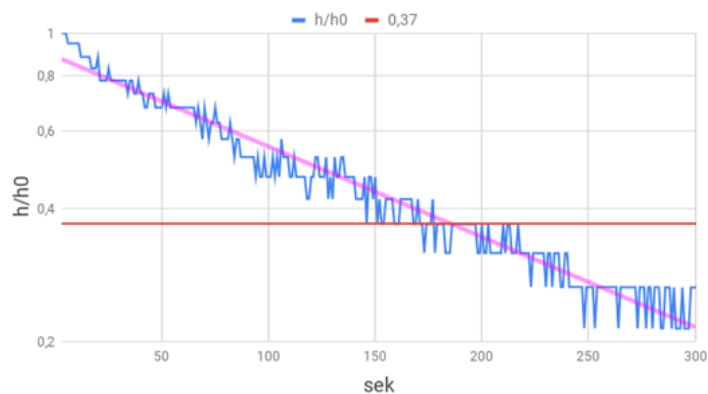


Bilaga 2

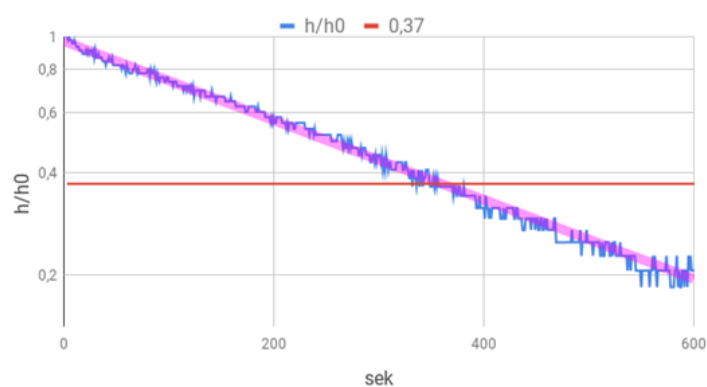
Semilogaritmiska återhämtningsdiagram för samtliga brunnar (Hvorslevs utvärderingsmetod). Den blåa kurvan motsvarar vattennivåns återhämtning (h/h_0), den röda motsvarar t_{37} (när 37% av återhämtningen återstår) och den rosa är en trendlinje för återhämtningen.

B2

Återhämtningsförlopp B2

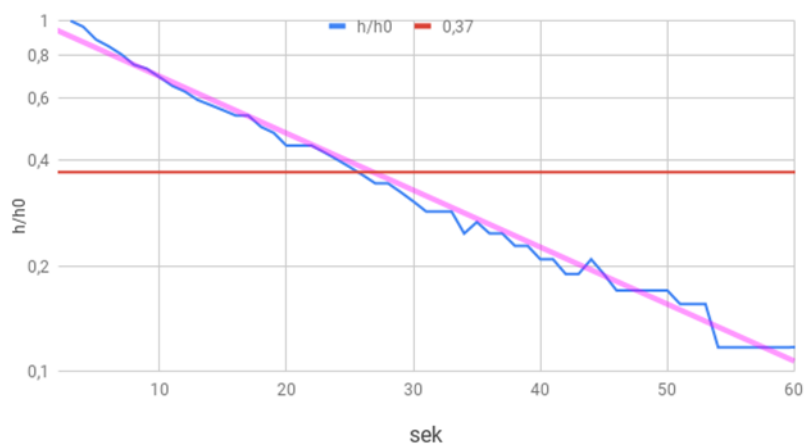


Återhämtningsförlopp B2



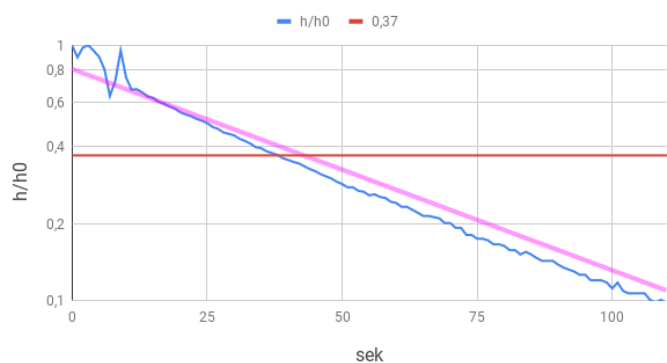
B4

Återhämtningförlopp B4

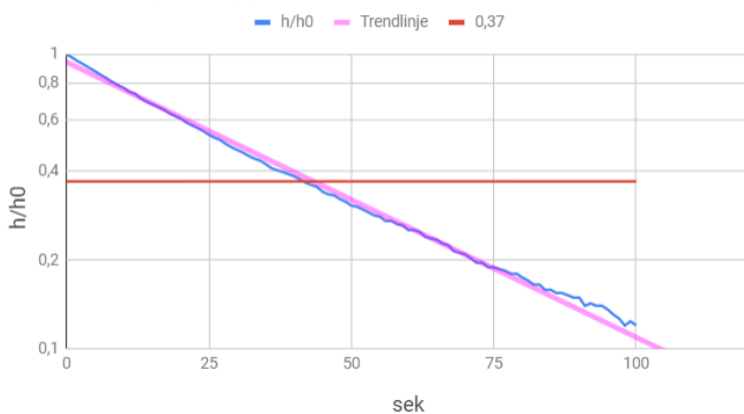


B5

Återhämtningsförlopp B5

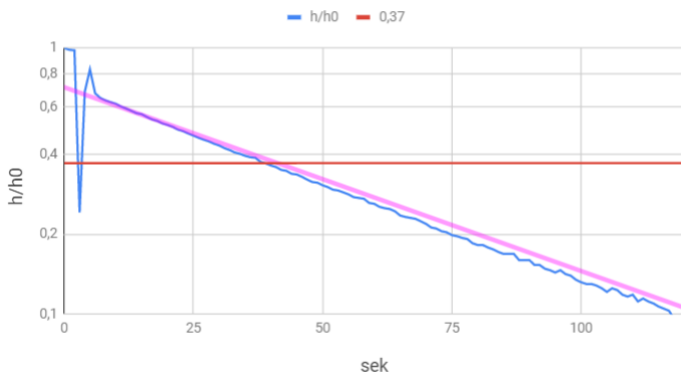


Återhämtningsförlopp B5

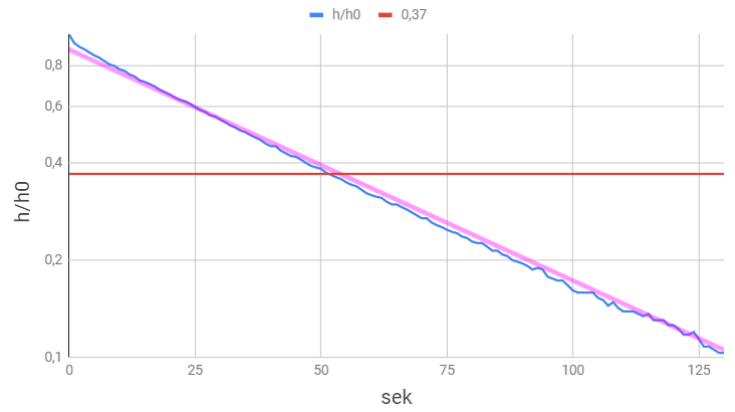


B6

Återhämtningsförlopp B6

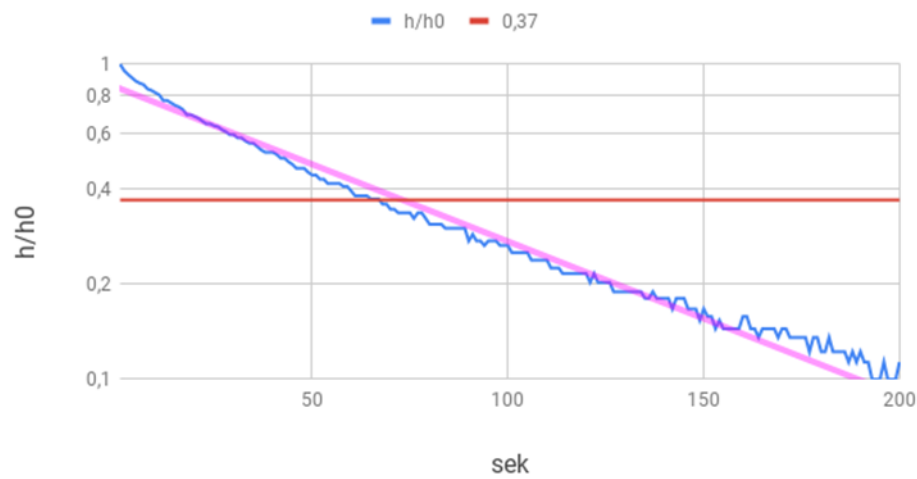


Återhämtningsförlopp B6



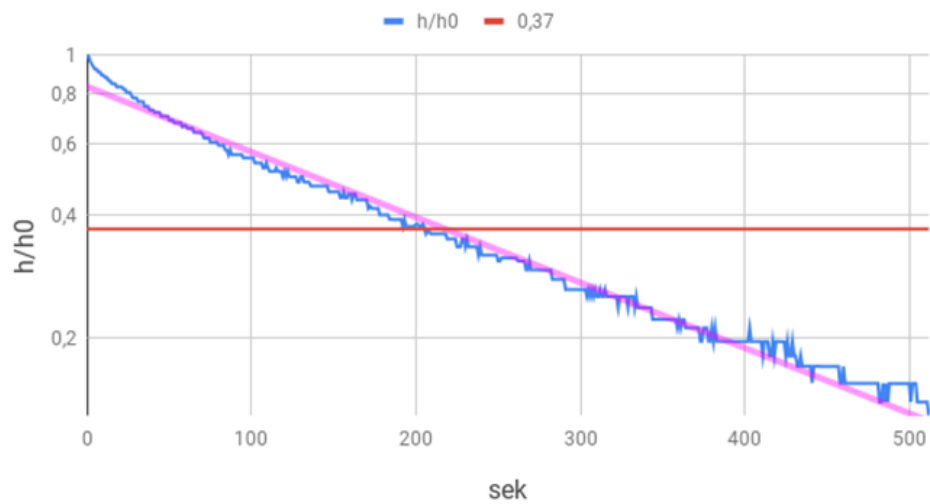
B7

Återhämtningsförlopp B7



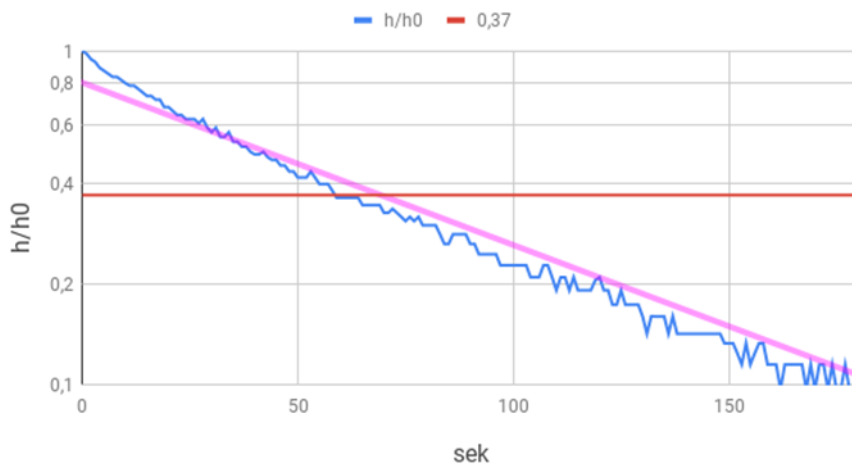
B8

Återhämtningsförlopp B8



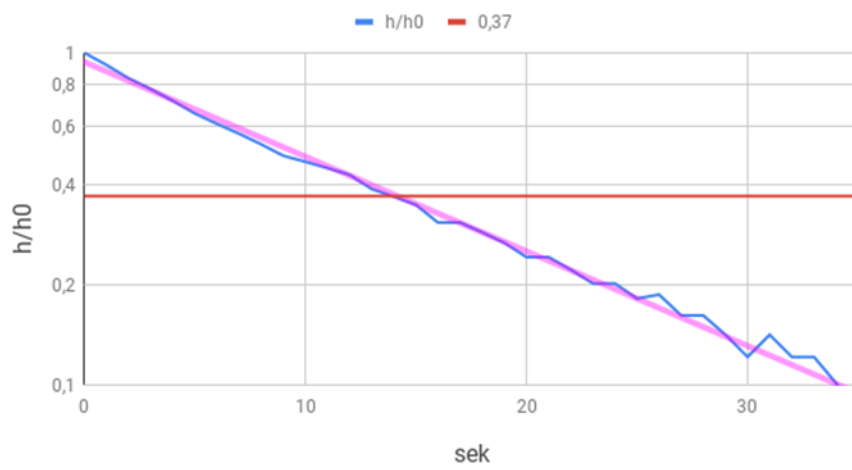
B9

Återhämtningsförlopp B9



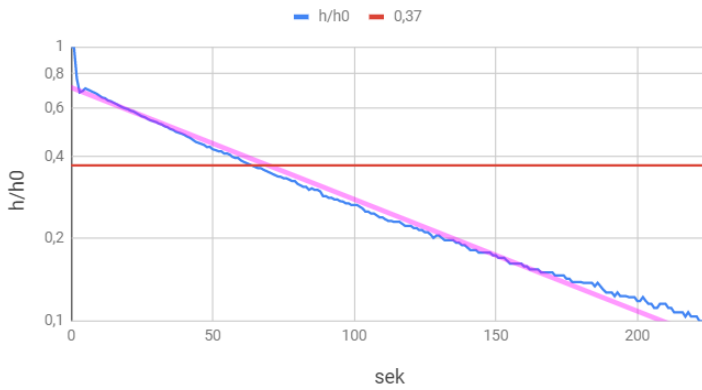
MW1

Återhämtningsförlopp MW1

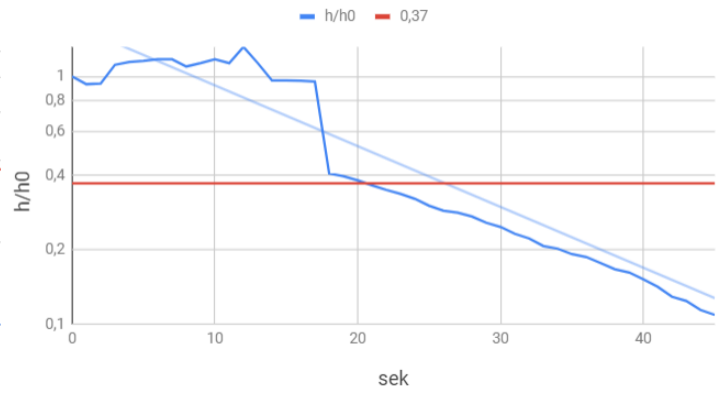


MW2

Återhämtningsförlopp MW2

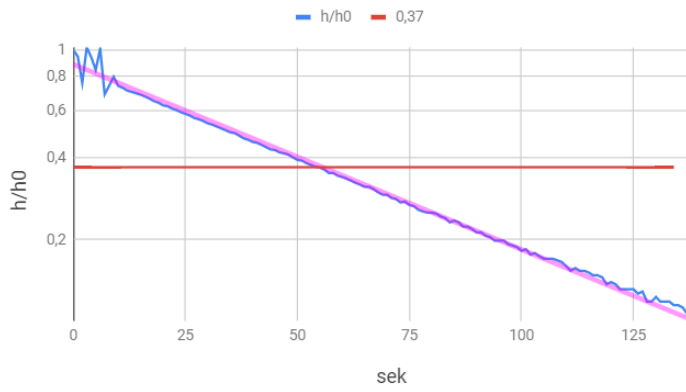


Återhämtningsförlopp MW2

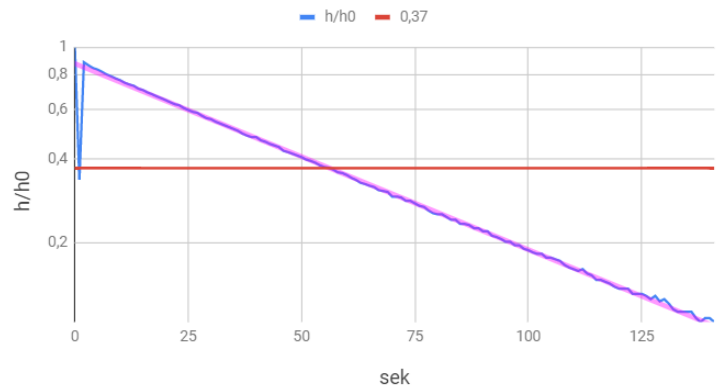


MW3-1

Återhämtningsförlopp MW3-1

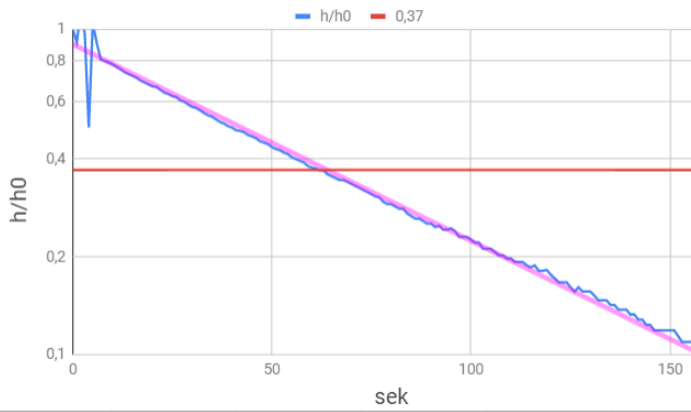


Återhämtningsförlopp MW3-1

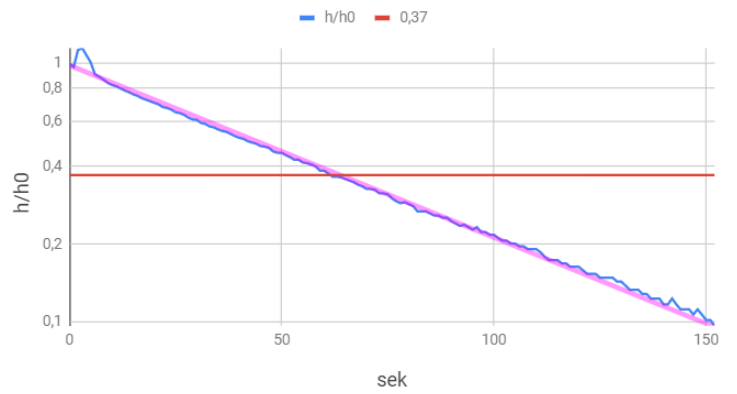


MW3-2

Återhämtningsförlopp MW3-2

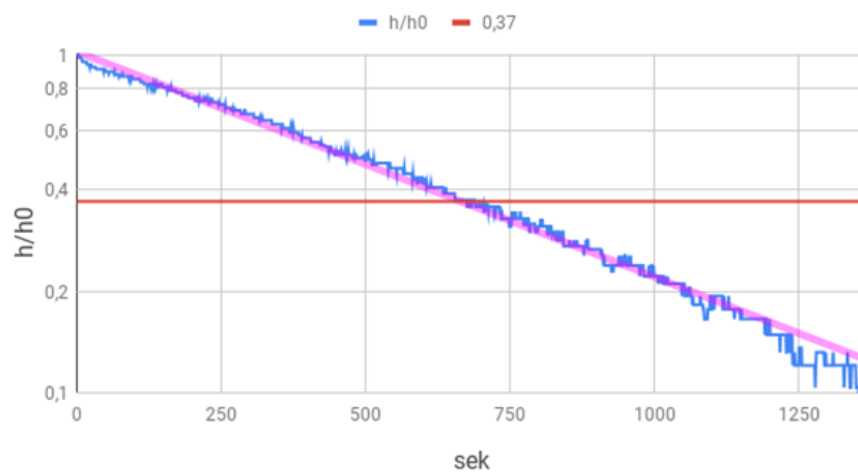


Återhämtningsförlopp MW3-2



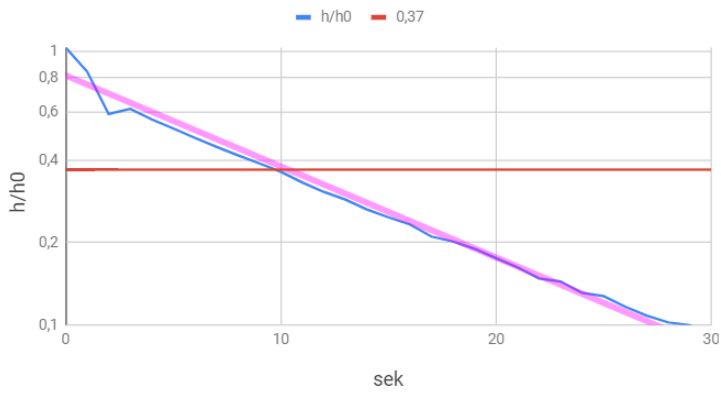
MW4

Återhämtningsförlopp MW4

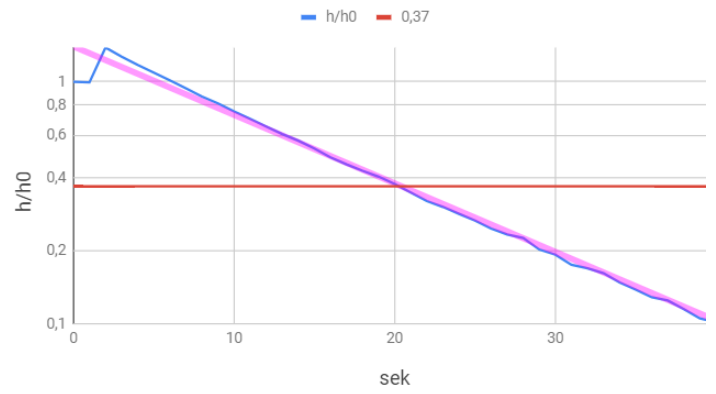


MW5

Återhämtningsförlopp MW5



Återhämtningsförlopp MW5

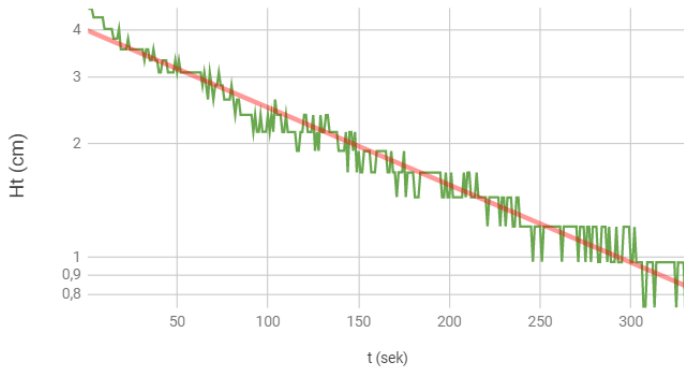


Bilaga 3

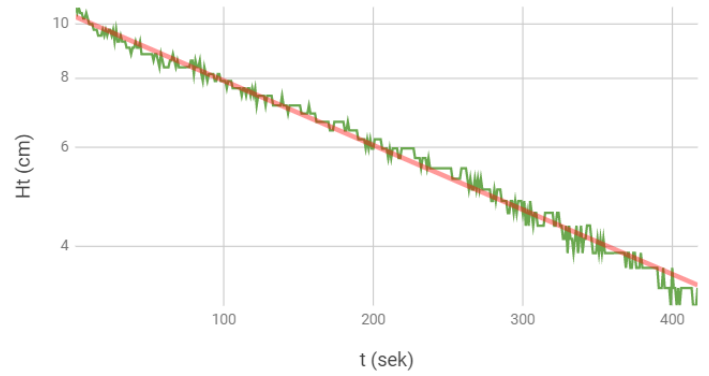
Semilogaritmiska återhämtningsdiagram för samtliga brunnar (Bouwer&Rice utvärderingsmetod). Den gröna kurvan motsvarar förändring i vattennivå i cm (Ht). Den röda kurvan är trendlinje.

B2

Återhämtningsförlopp B2

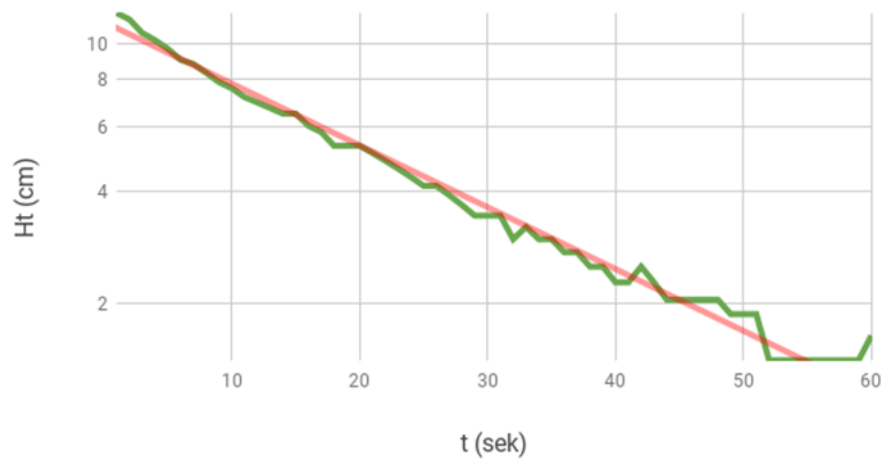


Återhämtningsförlopp B2



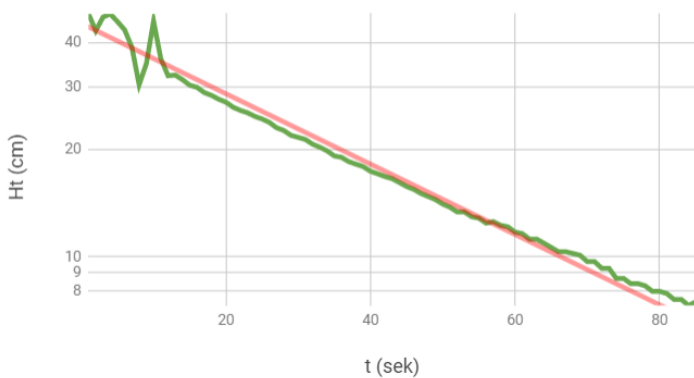
B4

Återhämtningsförlopp B4

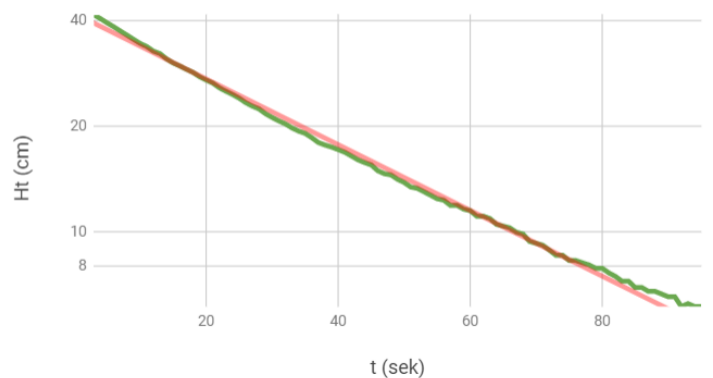


B5

Återhämtningsförlopp B5

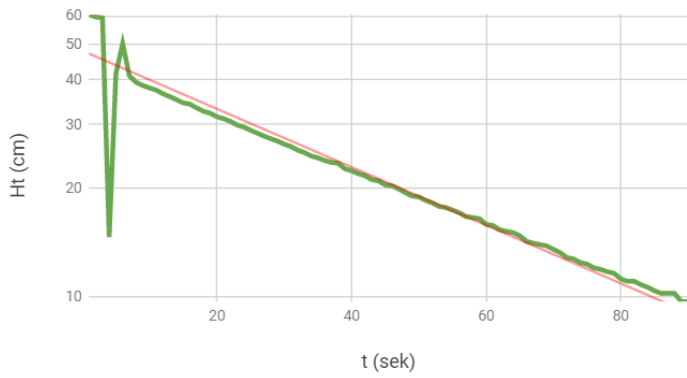


Återhämtningsförlopp B5

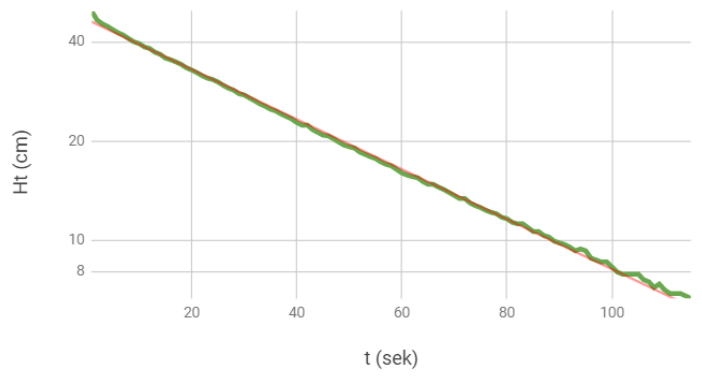


B6

Återhämtningsförlopp B6

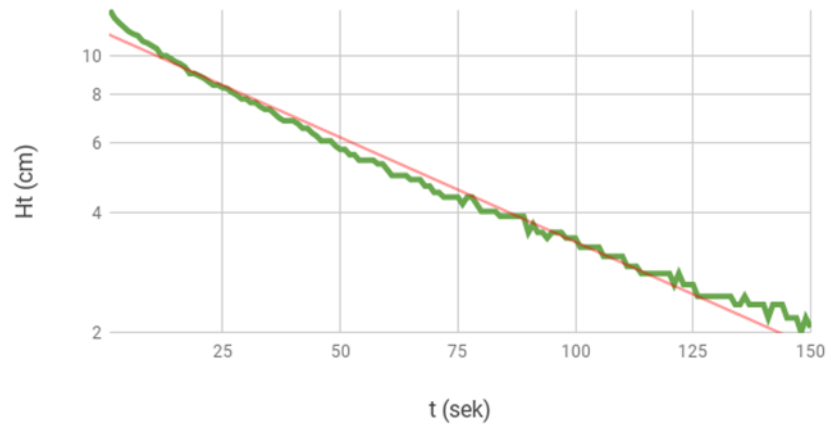


Återhämtningsförlopp B6



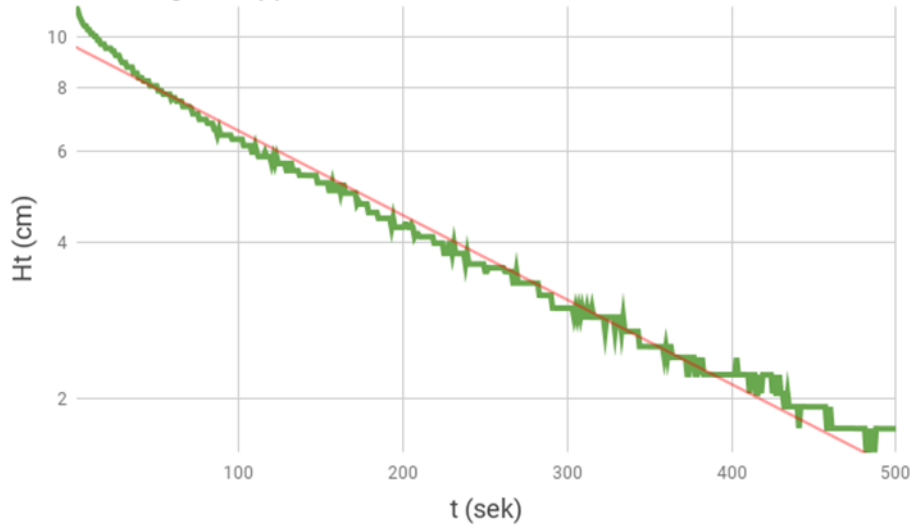
B7

Återhämtningsförlopp B7



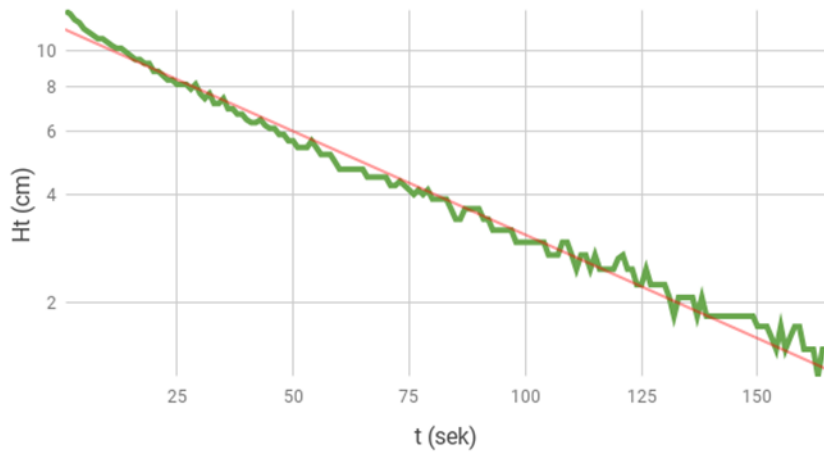
B8

Återhämtningsförlopp B8



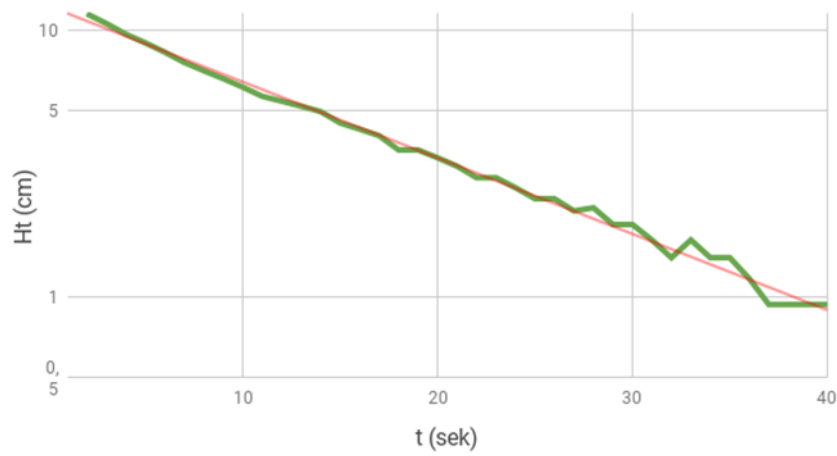
B9

Återhämtningsförlopp B9



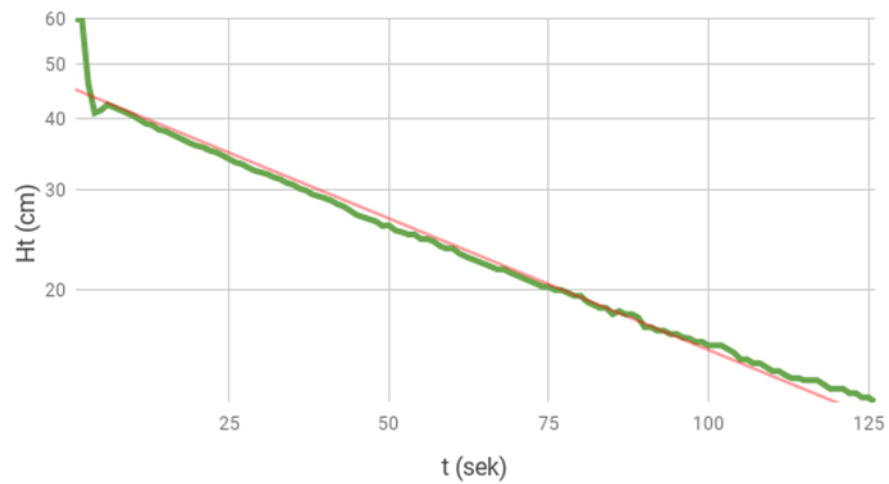
MW1

Återhämtningsförlopp MW1



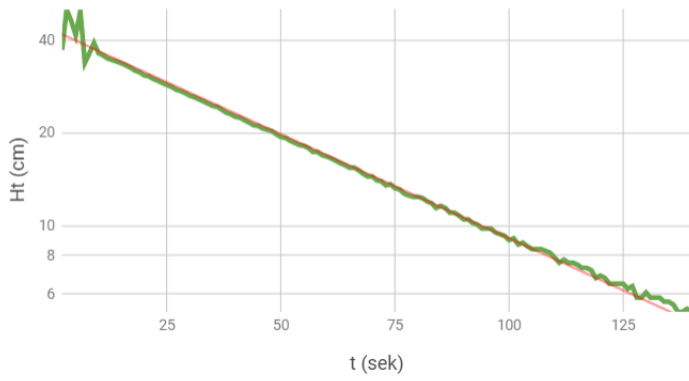
MW2

Återhämtningsförlopp MW2

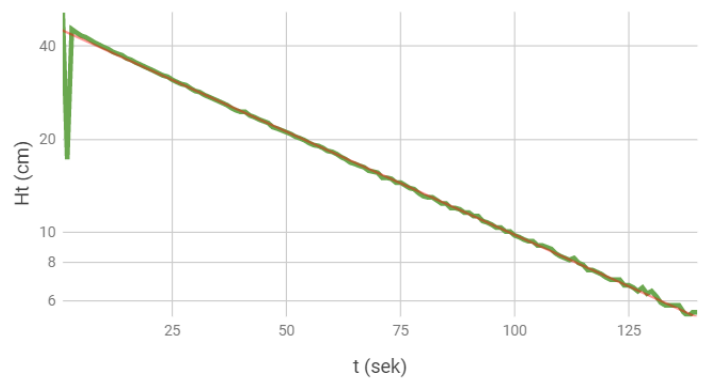


MW3-1

Återhämtningsförlopp MW3-1

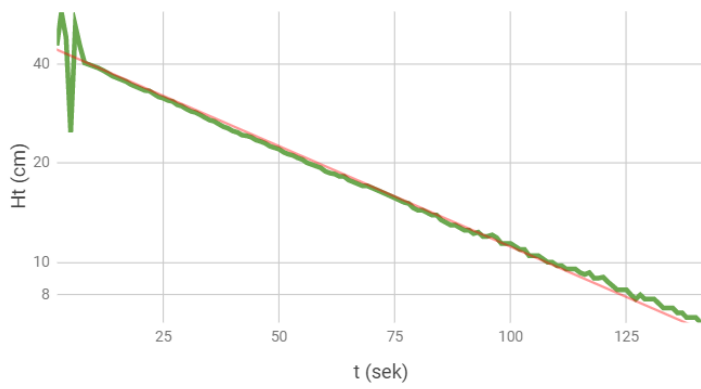


Återhämtningsförlopp MW3-1

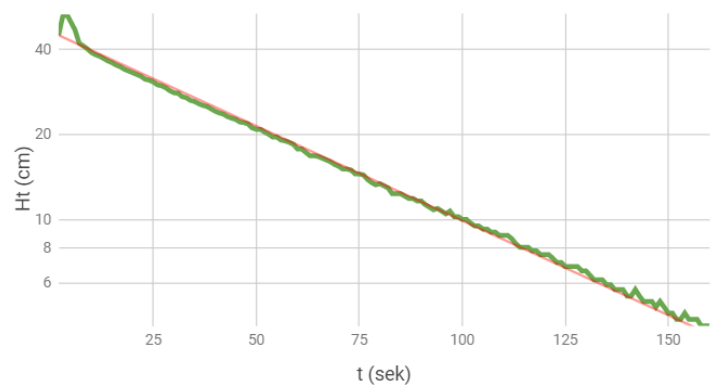


MW3-2

Återhämtningsförlopp MW3-2

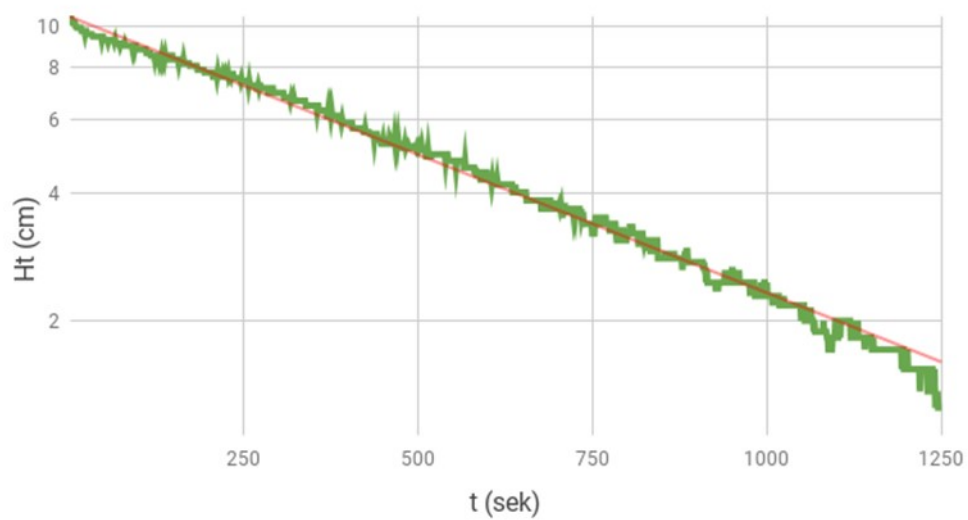


Återhämtningsförlopp MW3-2



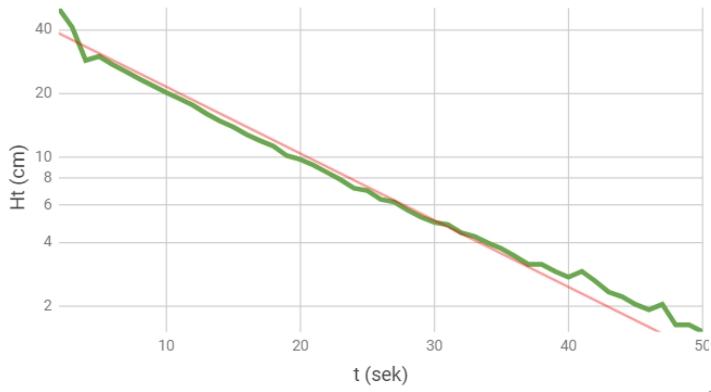
MW4

Återhämtningsförlopp MW4

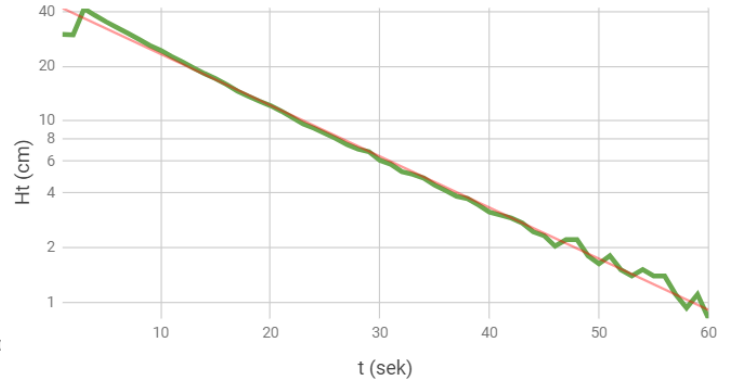


MW5

Återhämtningsförlopp MW5



Återhämtningsförlopp MW5



**Tidigare skrifter i serien
”Examensarbeten i Geologi vid Lunds
universitet”:**

506. Andersson, Setina, 2017: Skalbärande marina organismer och petrografi av tidigcampanska sediment i Kristianstadsbassängen – implikationer på paleomiljö. (15 hp)
507. Kempengren, Henrik, 2017: Förorenings-spridning från kustnära deponi: Applicering av Landsim 2.5 för modellering av lakvattentransport till Östersjön. (15 hp)
508. Ekborg, Charlotte, 2017: En studie på samband mellan jordmekaniska egenskaper och hydrodynamiska processer när erosion påverkar släntstabiliteten vid ökad nederbörd. (15 hp)
509. Silvé, Björn, 2017: LiDARstudie av glaciala landformer sydväst om Söderåsen, Skåne, Sverige. (15 hp)
510. Rönning, Lydia, 2017: Ceratopsida dinosauriers migrationsmönster under kritiden baserat på paleobiogeografi och fylogeni. (15 hp)
511. Engleson, Kristina, 2017: Miljökonsekvensbeskrivning Revinge brunnsfält. (15 hp)
512. Ingered, Mimmi, 2017: U-Pb datering av zirkon från migmatitisk gnejs i Delsjöområdet, Idefjordenterrängen. (15 hp)
513. Kervall, Hanna, 2017: EGS - framtidens geotermiska system. (15 hp)
514. Walheim, Karin, 2017: Kvartsmineralogins betydelse för en lyckad luminescensdatering. (15 hp)
515. Aldenius, Erik, 2017: Lunds Geotermisystem, en utvärdering av 30 års drift. (15 hp)
516. Aulin, Linda, 2017: Constraining the duration of eruptions of the Rangitoto volcano, New Zealand, using paleomagnetism. (15 hp)
517. Hydén, Christina Engberg, 2017: Drumlinerna i Löberöd - Spår efter flera isrörelseriktningar i mellersta Skåne. (15 hp)
518. Svantesson, Fredrik, 2017: Metodik för kartläggning och klassificering av erosion och släntstabilitet i vattendrag. (45 hp)
519. Stjern, Rebecka, 2017: Hur påverkas luminescenssignaler från kvarts under laboratorieförhållanden? (15 hp)
520. Karlstedt, Filippa, 2017: P-T estimation of the metamorphism of gabbro to garnet amphibolite at Herrestad, Eastern Segment of the Sveconorwegian orogen. (45 hp)
521. Önnervik, Oscar, 2017: Ooider som naturliga arkiv för förändringar i havens geokemi och jordens klimat. (15 hp)
522. Nilsson, Hanna, 2017: Kartläggning av sand och naturgrus med hjälp av resistivitetmätning på Själland, Danmark. (15 hp)
523. Christensson, Lisa, 2017: Geofysisk undersökning av grundvattenskydd för planerad reservvattentäkt i Mjölkalånga, Hässleholms kommun. (15 hp)
524. Stamsnijder, Joaen, 2017: New geochronological constraints on the Klipriviersberg Group: defining a new Neoproterozoic large igneous province on the Kaapvaal Craton, South Africa. (45 hp)
525. Becker Jensen, Amanda, 2017: Den eocena Furformationen i Danmark: exceptionella bevaringstillstånd har bidragit till att djurs mjukdelar fossiliserats. (15 hp)
526. Radomski, Jan, 2018: Carbonate sedimentology and carbon isotope stratigraphy of the Tallbacken-1 core, early Wenlock Slite Group, Gotland, Sweden. (45 hp)
527. Pettersson, Johan, 2018: Ultrastructure and biomolecular composition of sea turtle epidermal remains from the Campanian (Upper Cretaceous) North Sulphur River of Texas. (45 hp)
528. Jansson, Robin, 2018: Multidisciplinary perspective on a natural attenuation zone in a PCE contaminated aquifer. (45 hp)
529. Larsson, Alfred, 2018: Rb-Sr sphalerite data and implications for the source and timing of Pb-Zn deposits at the Caledonian margin in Sweden. (45 hp)
530. Balija, Fisnik, 2018: Stratigraphy and pyrite geochemistry of the Lower–Upper Ordovician in the Lerhamn and Fågelsång-3 drill cores, Scania, Sweden. (45 hp)
531. Höglund, Nikolas, 2018: Groundwater chemistry evaluation and a GIS-based approach for determining groundwater potential in Mörbylånga, Sweden. (45 hp)
532. Haag, Vendela, 2018: Studie av mikrostrukturer i karbonatslagkägglor från nedslagsstrukturen Charlevoix, Kanada. (15 hp)
533. Hebrard, Benoit, 2018: Antropocen – vad, när och hur? (15 hp)
534. Jancsak, Nathalie, 2018: Åtgärder mot kusterosion i Skåne, samt en fallstudie av erosionsskydden i Löderup, Ystad kommun. (15 hp)
535. Zachén, Gabriel, 2018: Mesosideriter – redogörelse av bildningsprocesser samt SEM-analys av Vaca Muerta meteoriten. (15 hp)
536. Fägersten, Andreas, 2018: Lateral variability in the quantification of calcareous nannofossils in the Upper Triassic, Austria. (15 hp)
537. Hjertman, Anna, 2018: Förutsättningar för djupinfiltration av ytvatten från Ivösjön

- till Kristianstadbassängen. (15 hp)
538. Lagerstam, Clarence, 2018: Varför svalde svanödlor (Reptilia, Plesiosauria) stenar? (15 hp)
539. Pilser, Hannes, 2018: Mg/Ca i bottenlevande foraminiferer, särskilt med avseende på temperaturer nära 0°C. (15 hp)
540. Christiansen, Emma, 2018: Mikroplast på och i havsbotten - Utbredningen av mikroplaster i marina bottensediment och dess påverkan på marina miljöer. (15 hp)
541. Staahnacke, Simon, 2018: En sammanställning av norra Skånes prekambriiska berggrund. (15 hp)
542. Martell, Josefin, 2018: Shock metamorphic features in zircon grains from the Mien impact structure - clues to conditions during impact. (45 hp)
543. Chitindingu, Tawonga, 2018: Petrological characterization of the Cambrian sandstone reservoirs in the Baltic Basin, Sweden. (45 hp)
544. Chonewicz, Julia, 2018: Dimensionerande vattenförbrukning och alternativa vattenkvaliteter. (15 hp)
545. Adeen, Lina, 2018: Hur lämpliga är de geofysiska metoderna resistivitet och IP för kartläggning av PFOS? (15 hp)
546. Nilsson Brunlid, Anette, 2018: Impact of southern Baltic sea-level changes on landscape development in the Verkeån River valley at Haväng, southern Sweden, during the early and mid Holocene. (45 hp)
547. Perälä, Jesper, 2018: Dynamic Recrystallization in the Sveconorwegian Frontal Wedge, Småland, southern Sweden. (45 hp)
548. Artursson, Christopher, 2018: Stratigraphy, sedimentology and geophysical assessment of the early Silurian Halla and Klinteberg formations, Altajme core, Gotland, Sweden. (45 hp)
549. Kempengren, Henrik, 2018: Att välja den mest hållbara efterbehandlingsmetoden vid sanering: Applicering av beslutsstödsverktyget SAMLA. (45 hp)
550. Andreasson, Dagnija, 2018: Assessment of using liquidity index for the approximation of undrained shear strength of clay tills in Scania. (45 hp)
551. Ahrenstedt, Viktor, 2018: The Neoproterozoic Visingsö Group of southern Sweden: Lithology, sequence stratigraphy and provenance of the Middle Formation. (45 hp)
552. Berglund, Marie, 2018: Basaltkuppen - ett spel om mineralogi och petrologi. (15 hp)
553. Hernnäs, Tove, 2018: Garnet amphibolite in the internal Eastern Segment, Sveconorwegian Province: monitors of metamorphic recrystallization at high temperature and pressure during Sveconorwegian orogeny. (45 hp)
554. Halling, Jenny, 2019: Characterization of black rust in reinforced concrete structures: analyses of field samples from southern Sweden. (45 hp)
555. Stevic, Marijana, 2019: Stratigraphy and dating of a lake sediment record from Lyngsjön, eastern Scania - human impact and aeolian sand deposition during the last millennium. (45 hp)
556. Rabanser, Monika, 2019: Processes of Lateral Moraine Formation at a Debris-covered Glacier, Suldenferner (Vedretta di Solda), Italy. (45 hp)
557. Nilsson, Hanna, 2019: Records of environmental change and sedimentation processes over the last century in a Baltic coastal inlet. (45 hp)
558. Ingered, Mimmi, 2019: Zircon U-Pb constraints on the timing of Sveconorwegian migmatite formation in the Western and Median Segments of the Idefjorden terrane, SW Sweden. (45 hp)
559. Hjorth, Ingeborg, 2019: Paleomagnetisk undersökning av vulkanen Rangitoto, Nya Zeeland, för att bestämma dess utbrottshistoria. (15 hp)
560. Westberg, Märta, 2019: Enigmatic worm-like fossils from the Silurian Waukesha Lagerstätte, Wisconsin, USA. (15 hp)
561. Björn, Julia, 2019: Undersökning av påverkan på hydraulisk konduktivitet i förorenat område efter in situ saneringsförsök. (15 hp)



LUNDS UNIVERSITET

Geologiska institutionen
Lunds universitet
Sölvegatan 12, 223 62 Lund