



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 23012

Examensarbete 30 hp

Juni 2023

Fastläggning av arsenik med nollvärt järn i mikrostorlek

Uppföljning av ett pilotskaleförsök

Frida Aronsson



Abstract

Land contaminated with arsenic is a major problem as arsenic is toxic and poses a major health risk to both humans and animals. There are several remediation methods, both in-situ and ex-situ, to prevent and deal with pollution problems in different ways. In Hjältevad, Eksjö municipality, a leak occurred in an impregnation tank in 1968, in a facility belonging to a telephone company. As a result, the groundwater was contaminated with chromium, copper and arsenic and despite several major remediation measures, arsenic concentrations are still high and new measures are required, of which this study is a part.

Previous laboratory tests with soil samples from Hjältevad, both batch and then column tests, showed that zero-valent iron particles (ZVI) in nano and micro-scale proved to be most effective under given conditions to immobilize arsenic. In the present study results from a pilot scale experiment with micro-scale ZVI (mZVI) are presented. Before the pilot scale experiment, dynamic groundwater sampling was carried out in Hjältevad, to characterize the aquifer. Also, initial distribution tests with mZVI were conducted. Trial injections were carried out with a slurry of water, mZVI and guar. The latter was added to increased viscosity. The distribution of mZVI was followed up with measurements of e.g., conductivity and imaging with OPI-VIS. The spread of mZVI ranged between 0.5–1.5 meters.

In the pilot scale experiment, five injection points were used 2 meters apart from each other and six new groundwater wells were installed after the injection to monitor the effect of mZVI on groundwater chemistry. Injections were made at 11 different depths in 0.5-meter intervals. For four months, measurements of different groundwater parameters were conducted. Small reductions in arsenic levels were found in two groundwater wells downstream from the injection points, but no reduction in the remaining wells.

One reason for the small effect on arsenic concentration could be slow kinetics of the reaction between mZVI and water, due to low groundwater temperatures (7–8 °C). Another reason could be that the mZVI was not dispersed well enough in the soil due to either the aggregation of mZVI particles or the heterogeneity of the soil.

Key words: *contaminated soil, arsenic, zero-value iron, mZVI, pilot test, pilot study*

Department of Soil and Environment, Swedish Agricultural University

Lennart Hjelms väg 9, SE-750 07 Uppsala

ISSN 1401–5765

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Uppsala/Visby

Handledare: Geert Cornelis Ämnesgranskare: Dan Berggren Kleja

Examinator: Fritiof Fagerlund

Referat

Arsenikförorenad mark är ett stort problem då arsenik är toxisk och utgör en stor hälsorisk för både människor och djur och bör därför saneras. Det finns flertalet saneringsmetoder både *in-situ* och *ex-situ* för att på olika sätt både förebygga och ta itu med en föroreningsproblematik. I Hjärtevad, Eksjö kommun, skedde ett läckage i en impregneringstank år 1968, i dåvarande Televerkets anläggning. Detta förorenade grundvattnet med krom, koppar och arsenik och trots flera stora saneringsåtgärder var arsenikkoncentrationerna höga och nya åtgärder undersöktes, vilket denna studie är en del av.

I ett tidigare arbete genomfördes laborationsförsök med jordprover från Hjärtevad, först skak- och sedan kolonnförsök med lovande resultat där ickesulfiderat mikrojärn visade sig mest verksamt under givna förutsättningar. I detta examensarbete undersöktes möjligheten att fastlägga arsenik i grundvattenzonen genom att injektera nollvärt järn i mikroskala (mZVI) i ett pilotskaleförsök. Innan pilotskaleförsöket genomfördes även på plats i Hjärtevad både dynamisk grundvattenprovtagning för att få en djupprofil på grundvattenkemin. I ett inledande distributionstest genomfördes provinjektioner av en slurry med mZVI blandad med guar för att ge ökad viskositet, vars spridning följdes upp med mätningar av bl.a. konduktivitet och bilder med OPI-VIS. Spridningen blev mellan 0,5-1,5 meter.

I pilotskaleförsöket användes fem injekteringspunkter och sex nya grundvattenrör installerades efter injekteringen för att följa upp effekten i grundvattnet. Injekteringarna gjordes på 11 olika djup med ett intervall på 0,5 meter. Effekterna i grundvattnet följdes upp under fyra månader genom mätningar av pH, E_H , As(III), total As och Fe. Små minskningar av arsenikhalterna kunde konstateras i de två provbrunnarna på störst avstånd nedströms från injekteringarna, men ingen minskning i övriga provbrunnar. En orsak att minskningen av arsenikkoncentrationen inte blev större kan vara långsam kinetik i reaktionen mellan vatten och mZVI, vilken potentiellt är temperaturberoende. När mZVI reagerar med vatten bildas olika järn(hydr)oxider, vilka kan binda löst arsenik. En annan orsak kan vara att mZVI inte har spridits tillräckligt bra i marken på grund av antingen att mZVI-partiklarna klumpat ihop sig eller heterogeniteten i marken.

Nyckelord: förorenad mark, arsenik, nollvärt järn, mZVI, pilotförsök, pilotstudie

Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet

Lennart Hjelm's väg 9, SE-750 07 Uppsala

ISSN 1401-5765

Förord

Examensarbetet är skrivet som avslut på Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet. Projektet är en del inom Hältevedsprojektet, som är ett samarbete mellan SLU, SGI, Sweco AB, NIRAS och NANOIRON och finansieras av Telia Company AB och SGI genom TUFFO programmet. Jag vill passa på och rikta ett tack till Pär Hallgren på Sweco AB som sammanställt data och varit ansvarig för fältarbetet. Ett särskilt tack vill jag även ge både min handledare Geert Cornelis och min ämnesgranskare Dan Berggren Kleja, båda vid Institutionen för mark och miljö på Sveriges Lantbruksuniversitet. Utan er stabilitet, givande feedback och tålmodiga förklaringar hade rapporten aldrig blivit färdigt. Stort tack!

Copyright © Frida Aronsson och Institutionen för Mark och Miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet.

UPTEC W 23012, ISSN 1401–5765.

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2023

Populärvetenskaplig sammanfattning

Det är många ämnen som finns naturligt i marken, men som kan bli farliga om när de finns i mycket större mängder än vad det gör just naturligt. Ett sådant ämne är arsenik som både är akut giftigt för både djur och människor. Arsenik kan vi människor få i oss på olika sätt, bland annat genom mat och tobak, men ett annat sätt är genom vattnet som dricker. World Health Organization, WHO, och även Livsmedelsverket i Sverige, har kommit fram till att vattnet utgör en hälsorisk för människor om koncentrationen är högre än 10 mikrogram per liter.

I Hjärtevad, Eksjö kommun i Småland, använde Televerket (nuvarande Telia) marken till verksamhet där de impregnerade telefonstolpar. Impregneringsmedlet innehöll både koppar, krom och stora mängder av just arsenik. År 1968 gick en av de tankarna som användes till att förvara impregneringsmedlet sönder och stora mängder av impregneringsmedlet läckte ut i marken.

Det finns flertalet olika sätt att gå till väga för att skydda människor och natur och sanera när föroreningar läckt ut i marken. Ett sätt är att helt gräva bort den förorenade jorden, ett annat är att kemiskt bryta ner eller ändra form på föroreningen till något som är mindre skadligt och ett tredje är att helt enkelt på något sätt binda fast den i marken. Efter läckaget har den mest förorenade jorden grävts bort och deponerats och utöver det har även en stor del av jorden i det förorenade området tvättats med en jordtvätt för att minska halten av föroreningar. Saneringen avslutades sedan och ren jord flyttades dit för att täcka området över den tvättade jorden som lades tillbaka.

Tyvärr var dessa åtgärder inte tillräckliga och med anledning av de stigande arsenikhalterna på flera tusen mikrogram arsenik per liter, upptogs arbetet för att åtgärda problemet, i ett samarbete flera olika företag och intuitioner. Efter noggrann kartläggning av området och övervägande av saneringsalternativ bestämdes att använda fastläggning med metalliskt järn som saneringsmetod, vilket är ett sätt att binda fast arseniken i marken så att det inte följer med grundvattnet. Järnet trycks ner i marken med hjälp av en borr med en pump. Väl i marken börjar järnet rosta och arseniken kan bindas fast där och stannar i marken.

Eftersom järn är magnetiskt är det lätt att det klumpar ihop sig, vilket gör det svårt att sprida på ett bra sätt i marken. För att göra det lättare att sprida ut järnet så blandas det ihop med vatten och ett pulver som kallas guar och kommer från baljväxter. Det som händer när guar blandas ner i lösningen är att den blir tjockare, vilket får järnet att inte fastna lika mycket i jorden. Ytterligare ett syfte med guaren är att den fastnar på järnet och gör att det inte klumpar ihop sig magnetiskt lika mycket.

Till att börja med genomfördes tester för att se hur det fungerade med att injektera järnet just i marken i Hjärtevad. I testerna visades att järnet sprids upp till ungefär 1,5 meter från den punkt som det injekteras i, men att spridningen är väldigt ojämn beroende på hur marken ser ut just där med sprickor och liknade. Järnet injekterades vid flertalet olika djup vid flertalet djup där

injekteringar gjordes kunde inga mätningar detektera att järn faktiskt hade spridits vid just det djupet.

När testet var färdigt gjordes det större testet där järnet injekterades i marken i fem punkter, med två meter emellan. Många hundra kilo järn injekterades ner i marken. För att det skulle vara möjligt att följa hur halten arsenik och järn förändrades så borrades det sex små brunnar i det närliggande området för att kunna ta vattenprover på grundvattnet med jämna mellanrum. Fyra brunnar låg inte längre från någon injektering än två meter och sen ytterligare två brunnar en liten bit ifrån, nedströms. Detta gjordes inte enbart för att följa koncentrationen av arsenik, utan även för att följa vad som verkade ske med guaren och även hur kemin i marken, såsom pH-värdet, förändras. Grundvattenprover kommer att fortsätta att tas minst ett år efter injekteringen av järnet, men just detta projekt följer enbart de fyra första månaderna.

Det är viktigt att följa upp de förändringar som sker i marken för att förstå om arseniken har de förutsättningar som krävs för att binda till järnet. Ett exempel är att det har visats i laborationer att det behövs en höjning av pH-värdet för att det ska fungera som tänkt. I detta försök kunde ingen förändring ses under de två första månaderna i pH-värdet, men sedan började det att öka.

Trots detta har koncentrationerna av arsenik inte minskat som önskat. I de brunnarna för grundvattenprovtagning som ligger närmast injekteringarna finns ingen minskning alls, men nedströms ses en mycket liten minskning. Det är inte säkert om den beror på järnet, eller om det är en naturlig variation. En anledning att processen potentiellt går långsammare än förväntat kan vara den kallare temperaturen. Det är betydligt kallare än i Hjärtevad än vad som testats i laborationsförsök. Om så är fallet är det möjligt att en minskning av arsenikhalterna kommer att visas vid senare mätningar, men då inte är resultat som kan redovisas här. Utifrån de resultat som finns i nuläget är metoden med sanering med järn inte att rekommendera för att använda vid en eventuell större sanering av just Hjärtevad.

Innehållsförteckning

1	Inledning.....	3
1.1	Bakgrund.....	3
1.1.1	Tidigare markanvändning och sanering.....	3
1.1.2	Pågående arbete för sanering.....	4
1.2	Frågeställningar, syfte och avgränsningar.....	4
2	Introduktion.....	5
2.1	Arsenik, problem på större skala.....	5
2.2	Arsenikens geokemi.....	6
3	Åtgärdsmetoder för arsenikförorenat grundvatten.....	7
3.1	Översikt.....	7
3.2	Åtgärdsmetoder baserade på ZVI.....	7
3.2.1	Fastläggningsmekanismer.....	8
3.2.2	Injektering och mobilitet.....	9
4	Hjältevad – platsbeskrivning och historik.....	11
4.1	Geologiska, hydrogeologiska och grundvattenkemiska förhållanden.....	11
4.2	Impregneringsverksamhet.....	12
4.3	Tidigare åtgärder i Hjältevad.....	13
4.3.1	Efterbehandling med schakt och jordtvätt.....	13
4.4	Kontrollprogram för uppföljning av åtgärden.....	16
4.5	Aktuell föroreningsituation i Hjältevad.....	17
4.6	Tidigare laboratorieförsök med jord från Hjältevad.....	18
5	Material och metoder.....	19
5.1	Översiktlig strategi.....	19
5.2	Dynamisk grundvattenprovtagning – fördjupad karakterisering av behandlat område.....	20
5.3	Test av injekteringsmunstycke.....	22
5.4	Distributionstest för bestämning av influensradie.....	23
5.5	Långtidsutvärdering.....	24
5.5.1	Injektering av mZVI och installation av grundvattenrör.....	24
5.5.2	Uppföljning med grundvattenprovtagning.....	25

5.6	Stabilitetsdiagram.....	26
6	Resultat	27
6.1	Dynamisk grundvattenprovtagning	27
6.2	Influensradie	30
6.3	Effekter på grundvattenkemi och arsenikkoncentrationer	33
7	Diskussion	38
7.1	Distributionstest	38
7.2	Grundvattenkemi och arsenikkoncentrationer	39
8	Slutsats.....	42
9	Referenser	43
10	Bilagor.....	47
	Bilaga A – Karta över äldre brunnar	47
	Bilaga B – Distributionstesterna	48

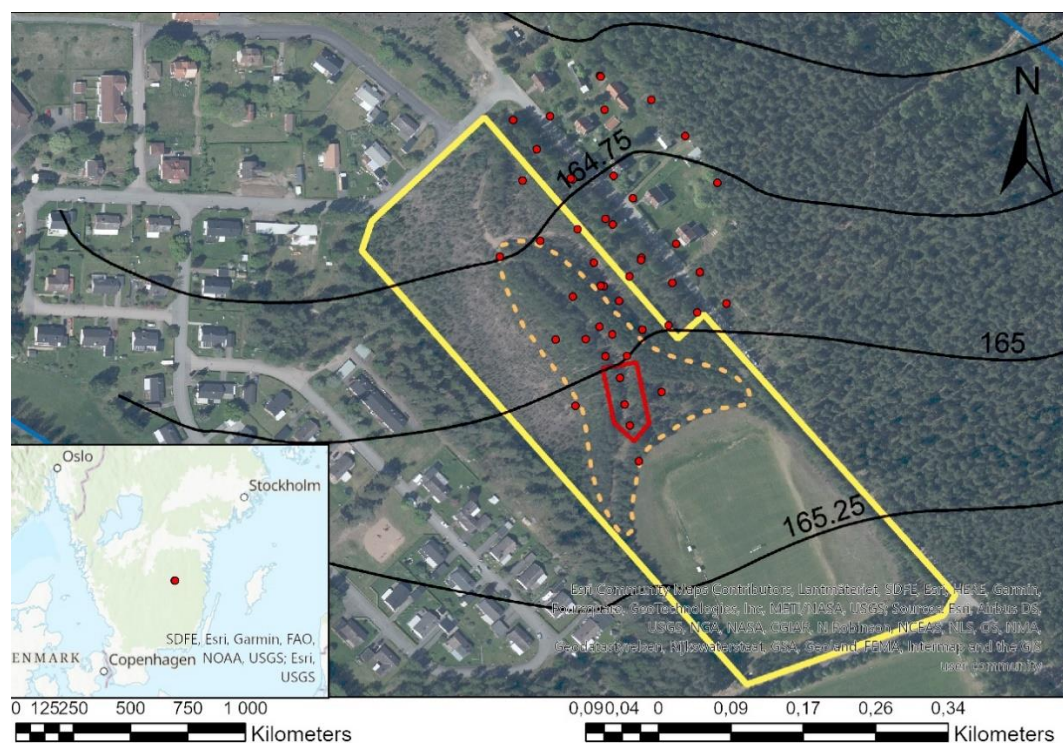
1 Inledning

Över hela världen ställer arsenik (As) till med problem. Det toxiska och hälsoskadliga ämnet hittas i allt ifrån matvaror till tobak – och inte minst i dricksvatten. Störst är problemen i Indien, Bangladesh och Taiwan, men även i Sverige finns det problem med arsenik i dricksvattnet. I Sverige har vi arsenik i berggrunden och framför allt i norra delarna av landet finns det platser med förhöjda halter. En annan anledning till förhöjda halter av arsenik kan vara utsläpp från industriell verksamhet. Hjärtevad är ett exempel på en sådan plats.

1.1 Bakgrund

1.1.1 Tidigare markanvändning och sanering

I Hjärtevad, Eksjö Kommun i Jönköpings län, har det tidigare funnits en impregneringsanläggning för telefonstolpar (Figur 1). Anläggningen anlades år 1949. I en ståltank förvarades själva impregneringsmedlet. Ett stort läckage av impregneringsmedel från tanken upptäcktes år 1968, något som förorenade grundvattnet med krom, koppar och arsenik.



Figur 1. Hjärtevad, nordväst om fotbollsplanen. Området som är inringat i rött är källzonen och det streckade orangea visar B-jord. De röda cirkulära markeringarna är kontrollbrunnar.

Direkt efter läckaget inleddes saneringspumpning för att minimera skadorna, där den trasiga tanken användes som uttagsbrunn. Efter det fortsatte verksamheten på området fram till 1985 och år 1997 genomfördes en sanering av jorden där stora delar av den förorenade jorden behandlades med jordtvätt. Resultatet av saneringen har sedan kontinuerligt följts upp med noggranna provtagningsprogram av grundvattnet. Efter några år upptäcktes att arsenikhalten var på väg uppåt och sedan dess har halten av arsenik stigit från ungefär 10 µg/l till flera hundra µg/l, vilket med stor marginal överstiger dricksvattennormen.

1.1.2 Pågående arbete för sanering

På uppdrag av Telia Sverige Net Fastigheter AB pågår ett stort arbete med att kartlägga orsaken till de stigande arsenikhalterna och möjliga åtgärder med SWECO Environment AB som huvudansvarig. En handlingsplan upprättades av SWECO Environment AB tillsammans med Statens Geotekniska Institut (SGI) och Naturgeografiska Institutionen vid Stockholms universitet. Målet var att kartlägga spridningen av arsenik, hur utvecklingen ser ut för spridningen och vilka åtgärdsalternativ som finns och hur dessa skulle påverka spridningen. (Englöv & Hallgren, 2019) De första två etapperna, *Karaktäriserande undersökningar* och *Förundersökningar i fält*, liksom den första delen av den tredje och sista etappen som innebar laboratoriestudier inför fältförsök är genomförda. Under 2022 påbörjades ett fältförsök i pilotskala där möjligheten att fastlägga As med nollvärt järn i mikroskala (mZVI) undersöks.

1.2 Frågeställningar, syfte och avgränsningar

Det övergripande syftet med detta arbete är att beskriva och utvärdera ett pilotskaleexperiment i Hjärtevad där mZVI injekterats i grundvattenzonen med syfte att fastlägga As. Mer specifikt kommer följande frågeställningar att besvaras:

- Hur ser influensradien ut för mZVI i fält?
- Hur påverkar mZVI-behandlingen grundvattenkoncentrationen av As i den behandlade zonen och direkt nedströms denna?
- Hur påverkar mZVI-behandlingen grundvattenkemin (pH, redox, DOC) i den behandlade zonen och direkt nedströms denna?

Utöver att besvara frågeställningarna är också syftet att dokumentera hur pilotskaleförsök av denna typ rent praktiskt går till, då det i nuläget finns ytterst lite dokumentation inom området. För att uppnå detta har en del av arbetet varit på plats i fält för att observera och dokumentera processen. I projektet kommer de resultat som redovisas från långtidsutvärderingen begränsas till de sex brunnar som ligger närmst i anslutning till injekteringarna under de fyra första månaderna av försöket.

2 Introduktion

2.1 Arsenik, problem på större skala

Arsenik är ett grundämne som finns naturligt i berggrunden (Naturvårdsverket, 2016), men trots det är det ett ämne som ställer till med stora problem då den utgör en stor hälsorisk både för djur och människor (Ouyang et. al., 2022). Arsenik klassas både som cancerogent och akuttoxiskt (Naturvårdsverket, 2016). Andra hälsorisker med arsenik är hjärtsjukdomar, leverskador och kronisk hosta (KI, 2022). Särskilt utsatta är foster och små barn som riskerar få ett försämrat immunförsvar och hämmad kognitiv utveckling och tillväxt (ibid).

De länder är värst drabbade av arsenikföroreningar är bland annat Indien, Bangladesh, Taiwan och även delar av Sydamerika, Kina och USA (Smedley & Kinniburgh, 2002). När det kommer till Sverige går det att hitta förhöjda halter på enstaka ställen över hela landet, men det är främst i norra Sverige och östra Mellansverige som det är något vanligare (Jacks et. al., 2013).

Med sina utbredda användningsområden har arsenikförorening blivit ett av de vanligaste föroreningsproblemen som finns (Nazari et. al., 2017). Utöver dricksvatten kan man exponeras för arsenik via mat, industriella processer och tobak (WHO, 2022).

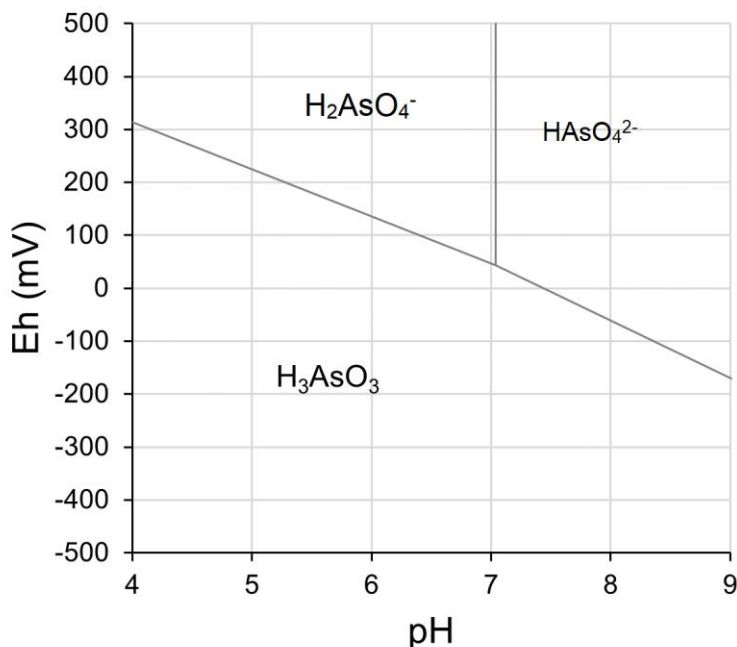
World Health Organization, WHO, har gått ut med att 10 µg/l är det riktvärde i dricksvatten som man bör hålla sig under för att undvika hälsorisker (WHO, 2022) och det är också vid 10 µg/l som Livsmedelsverket i Sverige benämner vattnet som otjänligt (Livsmedelsverket, 2022).

2.2 Arsenikens geokemi

Arsenik förekommer i naturen som 60% arsenater, 20% sulfider eller sulfosalter, 10% oxider och resterande former är arsenit, arsenider och olika metallegeringar (Nazari et. al., 2017).

Arsenik har fyra olika oxidationsstadiet; +3, 0, -3 och -5 (Guisela et. el., 2022), men de vanligaste formerna av arsenik som förekommer i såväl grundvatten och ytvatten är arsenit As(III) och arsenat As(V) (Amrhein et. el, 2002). Arsenit är både mer toxiskt och mobilt än vad arsenat är (Sun et. el., 2014).

Två faktorer som påverkar vilket oxidationstal arseniken är i är redoxpotentialen och pH-värdet. I Figur 2 visas vilken form arseniken har beroende på redoxpotential och pH-värde beräknat för 6 °C. Vid låg redoxpotential och pH är det oftare arsenit och vid högre pH och redoxpotential blir det i stället arsenat.



Figur 2. Arsenikens form i förhållandet mellan redoxpotential och pH värde. Beräknad med jämviktskonstanter tagna från Visual Minteq 3.0 vid 6 °C för att efterlikna fältförhållanden.

Det betyder att under fältförhållanden i närvaro av syre är det arsenat As(V) vanligare och under reducerande, syrefria förhållanden är det istället arsenit As(III) som dominerar (SGU, 2023).

3 Åtgärdsmetoder för arsenikförorenat grundvatten

3.1 Översikt

När det kommer till att sanera arsenikförorenat grundvatten finns det många olika metoder och tillvägagångssätt. Exempel på metoder som har använts är anjonbyte, omvänd osmos och kalkmjukning (Abedin et. al., 2011). Dock har ingen av dessa visat sig fungera väl i naturliga förhållanden (ibid).

Några metoder som redan använts i Hjaltevad är saneringspumpning, jordtvätt och schaktning. Efter en omfattande litteraturstudie beslutades om några alternativ som var värda att undersöka närmare (Englöv & Hallgren, 2019). Följande behandlingar övervägdes:

- Ingen åtgärd
- Administrativa skyddsåtgärder
- Hydraulisk styrning – pumpning och behandling
- Stabilisering *in situ*

De förslag som valdes att tas vidare till laborationstester var stabilisering *in situ* med olika reagenser, se avsnitt 4.6.

3.2 Åtgärdsmetoder baserade på ZVI

Nollvärt järn, ZVI, är en relativt utarbetad teknologi när det kommer till att rena kontaminerade grundvatten, speciellt när det gäller förorening med klorerade kolväten. ZVI används ofta i permeabla barriärer (PRBs) för att rena vatten både från organiska och oorganiska föroreningar (Tosco, 2014). Ett vanligt område där ZVI använts är inom sanering av klorerande organiska kemikalier (Amrhein et. al, 2002). Vid behandling av klorerade alifater sker en reduktiv deklorinering (Amrhein et. al, 2002) och vid sanering av krom reduceras Cr(VI) till Cr(III) som sedan binds till bildade Fe-(hydr)oxider (Brumovský, 2021). I ett försök med kromsanering visades att det nollvärda järnet förändrade i markkemin och var fortsatt aktivt 11 månader (ibid).

Kommersiellt ZVI finns både i mikroskala, mZVI, (1 – 100 µm i diameter) och i nanoskala, nZVI, (1 – 100 nm i diameter). Nanoskala ger en stor effektiv yta, vilket ökar reaktiviteten och effektiviteten gentemot föroreningar i till exempel källzoner. Däremot är den en nackdel i bemärkelsen av att den höga reaktiviteten även ger en snabb förbrukning. När det kommer till mZVI är det mindre reaktivt och har då en längre varaktighet, men är mindre effektiv. (Englöv & Hallgren, 2019)

3.2.1 Fastläggningsmekanismer

Vid fastläggning av arsenik finns det flera mekanismer som är möjliga. Nedan visas de tre reaktionerna som förväntas ske, förutsatt tillgång på syre (Sun et. el., 2014).



I reaktion (1) oxideras det nollvärda järnet till Fe^{2+} . Reaktion (2) är en ytterligare oxidering av järnet till Fe^{3+} som sedan i reaktion (3) hydrolyseras och bildar $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Sun et. el., 2014).

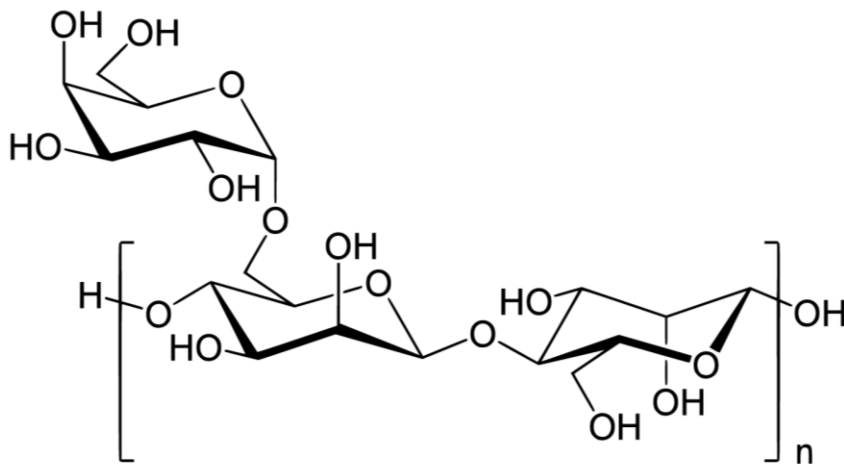
Tillsammans orsakar dessa tre reaktioner en nettoökning av pH-värdet. I anaeroba miljöer reagerar ZVI med vattnet enligt ekvation 4.



Både Fe(II) och Fe(III) kan bilda oxidhydroxider, vilket antingen kan adsorbera arseniken och bilda komplex eller bilda en samfällning (Duo et. al., 2010). Både Fe(II)- och Fe(III)-oxidhydroxider har i flera försök visat sig effektiva sorbenter både för As(III) och As(V) (Amrhein et. el, 2002). Dock adsorberar As(III) inte heller lika starkt till det nollvärda järnet (Wolthers, 2021). Korrosion av det nollvärda järnet är med andra ord en förutsättning för att kunna sanera arseniken och dess hastighet kan vara en begränsande faktor om halterna av såväl As(III) som As(V) är för höga (Duo et. al., 2010).

3.2.2 Injektering och mobilitet

Vid injektering av mZVI blandas järnet upp i vatten, men för att öka mobiliteten krävs någon form av tillsats. En sådan tillsats är guar, även kallat guargummi. Det utvinns från *Cyamopsis tetragonolobus*, vilket är en växt som tillhör familjen baljväxter (Thombare et. al., 2016). Själva guaren är pulveriserad frövit från baljväxtens frön och består av en komplex polysackarid med många hydroxid grupper runt om (Figur 3).



Figur 3. Kemisk strukturformel för guar. Figur av Yikrazuul - Own work, Public Domain.

Idag finns det många användningsområden för guar. Däribland textil, papper, kosmetika, medicin, explosiva varor, men också som förtjockningsmedel i mat (Thombare et. al., 2016). Egenskapen att höja viskositeten beror på att dess hydroxidgrupper bildar vätebindningar med vattenmolekylerna i lösningen (ibid.).

När guaren blandas med mikrojärnet adsorberas guaren till järnets yta. Det som då sker är att den magnetiska kraft som järnpartiklarna attraherar varandra med via Van der Waals krafter kommer att hindras, vilket leder till att partiklarna i en mycket lägre utsträckning aggregeras och sedimenterar när mikrojärnet ska spridas ut (Luna et al., 2015). Höjningen av viskositet som guaren ger medför även att ZVI partiklarna hindras att röra mot jordytorna där de också kan fastna.

Dock hindrar ytan av guar inte bara aggregeringen av ZVI, utan även till viss del adsorptionen till föroreningar såsom arsenik. Därför är det viktigt att guaren bryts ner för att den aktiva ytan på järnpartiklarna ska kunna reagera. I ett försök av Velimirovic et. al. 2012 visade de att det inte enbart krävs enzymer som bryter ner guaren, utan även att resterna transporteras bort från järnpartiklarna. Detta gör att grundvattenflödet också blir en viktig parameter, inte bara tillgången på enzymer. I just detta försök av Velimirovic et. al. 2012 tillsattes kommersiellt tillgängliga enzymer. I naturliga grundvatten är det de befintliga mikroorganismerna som står för nedbrytningen.

4 Hjärtevad – platsbeskrivning och historik

Hjärtevad är en mindre ort som ligger i Eksjö Kommun i Jönköpings län, Småland. År 1949 anlade Telia en impregneringsanläggning för telefonstolpar, en verksamhet som var aktiv fram till år 1985. Då det under de verksamma åren skedde olika former av läckage av impregneringsmedel, främst ett stort 1968, har det gjorts olika insatser för att rena mark och grundvatten. Marken ägdes fram till en större sanering 1997 av Telia, men övergick därefter i kommunens ägo.

Informationen i detta kapitel är, om inte annat anges, hämtad från den rapport SWECO utgav i samband med att Etapp 2 avslutats (Englöv och Hallgren, 2019).

4.1 Geologiska, hydrogeologiska och grundvattenkemiska förhållanden

Markens förutsättningar varierar i förhållande till djupet. Området vid Hjärtevad har en berggrund bestående av granit. Jordarterna i fyllnadsområdet är till stor del grusig sand över grundvattenytan, som är ungefär vid 3 meters djup, och blir mer och mer finkornig med ett ökande djup. Det finns ytterligare lager som innehåller mer grovkornigt grus djupare ner, men de är färre i antal.

Den hydrauliska konduktiviteten i jorden har mätts inom intervallet från +152 till +162 (djupet i höjdsystemet RH2000) med hjälp av HTP-sondering. De erhållna värdena uppvisade en stor variation, från ungefär 4 m/d till 80 m/d. Dock överskred enbart 1/3 av dessa 25 m/d.

Konduktiviteten har även estimerats med hjälp av kornstorlek och slutester (Cao et. al., 2023). I djupprofilen visas ett tydligt samband där den hydrauliska konduktiviteten genomgående minskar med djupet.

Löst organiskt kol (DOC) har mätts i vattenprover filtrerade med ett 0,45 µm filter i fält. I de övre delarna av vattenmagasinet var det en mycket stor variation i halten, från tiondelar av mg/l till flera mg/l. Djupare ner är variationen lägre och halterna har uppmätts inom intervall, 2 – 6 mg/l. I förhållande till SGU:s provtagningsstationer är halterna av organiskt kol generellt högre än deras medianvärde, något som sannolikt är relaterat till att området är omgivet av barrskog.

4.2 Impregneringsverksamhet

I Hjärtevad har Telia bedrivit impregneringsverksamhet av telefonstolpar och virke till kabelrännor i området mellan år 1949 fram till år 1985. Själva impregneringsmedlet innehöll flera olika vattenlösliga salter som var baserade på toxiska ämnen som arsenik, koppar och krom.

En stor ståltank med en diameter på 4 meter och ett djup på 4 meter användes som behållare till impregneringsmedlet, men i augusti år 1968 upptäcktes ett stort läckage i botten av tanken. Då ståltanken var belägen 0,5–1 meter under grundvattenytan tömdes den inte bara helt på impregneringsvätska, utan fylldes även upp av grundvatten genom de perforerande hålen i botten. Några veckor efter att läckaget hade upptäckts påbörjades en saneringspumpning för att försöka minimera skadan. Vid pumpningen utnyttjades tanken som en uttagsbrunn för vattnet som skulle saneras.

Det vatten som pumpades upp renades genom kemisk fällning. Innan saneringspumpningen startade uppmättes arsenikhalten till 2500 mg/l, men vid den sista dokumenterade mätningen i samband med detta låg halten på 2,5 mg/l. Den sista mätningen är dokumenterad i december 1968.

För att förhindra spridning av As från det högförorenade området utfördes under en period 1984–1985 provpumpning med luftning och återinfiltration där vattnet syresattes och utfällningar av järn och arsenik föll ut. Försöket var lyckat och det beslutades att göra en större satsning på detta.

Först utfördes en saneringspumpning i schaktbrunnar mellan 1985–1991. En permanent anläggning byggdes med syfte att förhindra och begränsa spridningen. Anläggningen bestod av ett förfilter med makadam, två olika infiltrationsdammar och en spoldamm för att möjliggöra uppsamling av utfällningar

Ungefär 296 000 m³ vatten behandlades från 1984 fram till juli 1993. I tabell 1 sammanställs hur stora mängder av respektive förorening som samlades upp.

Tabell. 1. Uppsamlad mängd förorening, i kilo, 1984–1993.

	Arsenik	Koppar	Krom
Uppsamlad mängd	150 kg	130 kg	15 kg

Mängden som presenteras i Tabell 1 ska dock inte anses som heltäckande, då den skyddspumpning som genomfördes 1968 direkt efter läckan ej är medräknad här. Inte heller den fortsatta pumpning som pågick efter 1993 är med. För arsenik kan det uppskattas, förutsatt att uttaget liknar den närmaste perioden innan, att ytterligare ungefär 50 kg kan ha tagits om hand. Impregneringsverksamheten fortsatte till år 1985, men även efter detta fortsatte en utleverans av färdiga produkter. År 1988 skedde en demontering av impregneringsverket, men inte förrän år 1997 tog den slutgiltiga rivningen plats. Detta var i samband med starten på saneringen som började samma år.

4.3 Tidigare åtgärder i Hjaltevad

4.3.1 Efterbehandling med schakt och jordtvätt

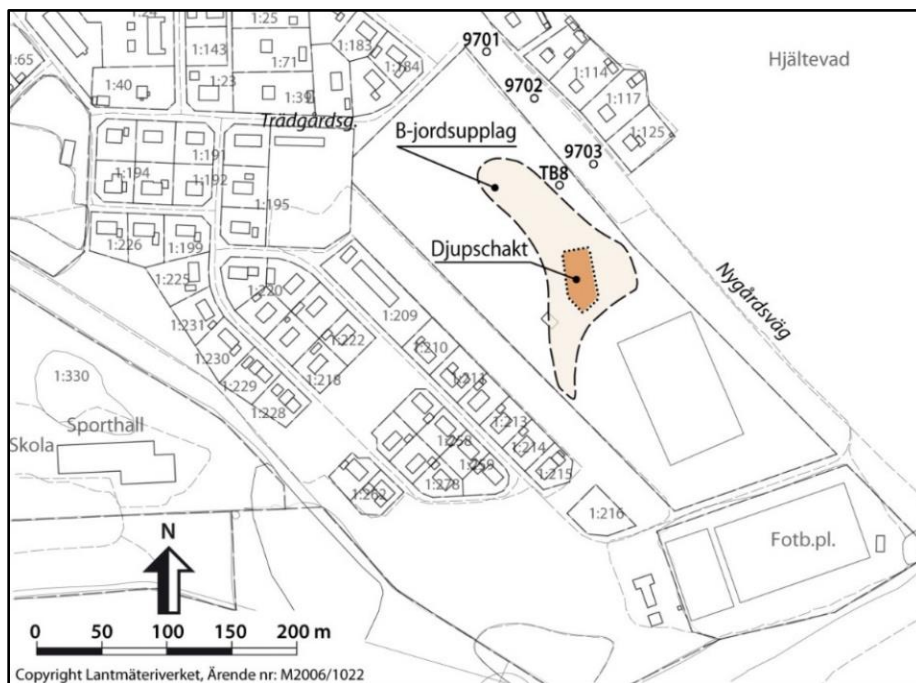
Det genomfördes 1997 en slutsanering av området. Efter noggrant övervägande av olika alternativ beslutades att slutsaneringen skulle bestå av grävsanering och jordtvätt, där jorden tvättas på plats.

Följande delmål presenterades av VBB VIAK som ansvarade för efterbehandlingen.

1. Den skall genomföras på sådant sätt att den inte ökar miljöbelastningen, t.ex. genom spridning av föroreningar.
2. Åtgärderna skall vara säkra sett i ett mycket långt tidsperspektiv (hundraårs-perspektiv).
3. Skadlig påverkan på Brusaån till följd av uttransport av föroreningar får ej inträffa.
4. Otjänlighetsvärdet enligt Livsmedelsverkets kungörelse om dricksvatten SLV FS 1993:35 för arsenik i dricksvatten (50 µg/l) bör ej överskridas i grundvattnet ned-ströms impregneringsanläggningen.

Under saneringen delades området upp i rutor på 10 x 10 meter. Inom varje ruta, som då klassificerades som en saneringsyta, schaktades ett lager i taget om 0,1 meter tills medelhalten i ytan var lägre än 40 mg/kg arsenik. Detta genomfördes i de mindre förorenade jordlagren och refererades till som B-jordsupptag. En djupare sanering krävdes dock av jorden belägen i

närheten av den gamla lagringstanken. Där krävdes även sanering under grundvattenytan. Figur 4 visar fördelningen och lokalisering av djupschakt och B-jordsupptag.



Figur 4. Karta över området som grävsanerades med B-jordsupptag respektive djupschakt under grundvattenytan. Kontrollbrunnarna TB8, 9701, 9702, 9703 tillkom 1997, se 3.4. Figur lånad från SWECO, med tillstånd.

För att schakta jorden nedanför grundvattenytan omslötts den ungefär 800 m² stora ytan som skulle djupschaktas av en tätspont (Figur 5). Innan själva sponten placerades på rätt plats hade en utschaktning redan skett ner till 3 meters djup.



Figur 5. Schaktning med tätspont. Foto: Jan Andersson, 1997. Figur lånad från SWECO, med tillstånd.

En mobil jordtvättanläggning sattes upp (Figur 6) och jord med halter högre än 40 mg/kg behandlades där, vilket sammantaget blev ungefär 26 000 ton jord som sedan kunde återföras till platsen. Dock kunde den mest högförorenade jorden inte tvättas, då det inte skulle vara meningsfullt. Den transporterades tillsammans med den högförorenade finfraktionen från jordtvätten till slutdeponering i Sakab i Kumla.



Figur 6. Mobil jordtvättanläggning, Foto: Jan Andersson, 1997. Figur lånad från SWECO, med tillstånd.

För att fylla djupschaktet användes ren jord från ett område söder om det förorenade området, där ingen impregneringsverksamhet hade genomförts. Denna jord benämns som A-jord och hade mycket låga halter av föroreningar. När djupschaktet hade fyllts på av A-jord byggdes en höjdrygg ovanpå av B-jord, jord som blivit renad i anläggningen. Ovanpå den anlades det ett grävskydd för att hindra att området skulle grävas i igen. Detta var ungefär 0,3 meter tjockt och bestod av betong från rivningsavfall. Översta lagret var ytterligare A-jord från södra delen av området, ungefär en meter, och i den jorden planterades en växtbädd.

4.4 Kontrollprogram för uppföljning av åtgärden

När saneringen avslutades 1997 upprättades ett kontrollprogram för att följa upp med regelbunden provtagning och analys. För detta installerades tre nya brunnar, vilka placerades nedströms det förorenade området. De nya brunnarna som användes var 9701, 9702, 9703. Utöver dessa brunnar bestämdes även att den gamla saneringsbrunnen TB8 skulle inkluderas i programmet. TB8 inkluderades med motiveringen att det redan fanns en lång mätserie där, som det finns ett värde i att fortsätta, men också att eventuella förändringar bör upptäckas tidigare där än i de nya brunnarna som placerats längre nedströms (Figur 7).

Det beslutades att provtagning skulle ske i alla kontrollbrunnar fyra gånger per år under de första tre åren och sedan övergå till två gånger per år under sammantaget 10 år. De variabler som analyserades var: arsenik, koppar, krom, järn, kalcium, pH, turbiditet (grumlighet) och alkalinitet.



Figur 7. *Kontrollbrunn TB8.*

I samband med ökande arsenikhalt i TB8 uppmärksammats genomfördes nästa provtagning under hösten 2011, följt av ett treårigt kontrollprogram 2012–2014 enligt förslag från Sweco. Provtagningar och analyser genomfördes även 2015–2018 enligt ettåriga program, vilket under de två sista åren även samordnades med övriga undersökningar och provtagningar som genomfördes.

4.5 Aktuell föroreningsituation i Hjaltevad

Under 2016–2018 genomfördes många provtagningar för att möjliggöra en kartläggning av föroreningarna i området.

Tabell 2. Sammanställning från flertalet mätningar under 2017, olika föroreningar.

	Grundvatten [mikrogram/liter]				Mark [mg/kg]			
	Min	Median	90-perc.	Max	Min	Median	90-prec.	Max
Arsenik	<0,05	1,8	210	2 200	0,5	6,4	32	238
Koppar	<0,1	0,1	1,2	40	2,2	5,7	32	164
Krom	0,1	0,6	4,2	30	1,5	5,1	42	158

I en jämförelse med bakgrundshalter hämtade från Sveriges geologiska undersökning år 2013 kan man se att 40 % av vattenproverna visar mycket höga halter, medan krom enbart uppvisats i höga halter i 4% av provpunkterna och koppar enbart påvisats i låga och mycket låga halter. Då allt över 10 µg/l räknas som höga halter, vilket är dricksvattennormen (Naturvårdsverket, 2009), kan konstateras att hela området har halter av arsenik i dricksvattnet som är hälsoskadliga. De högsta halterna återfinns i källzonen och direkt nedströms källzonen.

För de högsta uppmätta halterna i jorden i området ligger både arsenik, koppar och krom över Naturvårdsverkets (2009) riktvärde för känslig markanvändning (KM), 10 mg/kg TS för arsenik och 80 mg/kg TS för koppar och krom. Dock är det enbart arsenik som även ligger över värdet när det kommer till den 90-percentilen och för medianen av de uppmätta värdena är det varken arsenik, koppar och krom som ligger över det.

4.6 Tidigare laboratorieförsök med jord från Hjärtevad

I den åtgärdsutredning som presenterades i Englov och Hallgren (2019) rekommenderades åtgärdsförberedande studier i två steg. I ett första steg testas olika möjliga sorbenter i olika laboratorieförsök där sedan det eller de bästa testas i fält i ett pilotskaleförsök.

Det första laborationstestet är ett kortare test av immobiliserings-kapacitet i anoxisk miljö. Försöket var ett skakförsök där fyra reagens med nollvärt järn testats (Tabell 3), varav två av dessa är sulfiderade (Leicht, 2021).

Tabell 3. Reagens som testades i första steget.

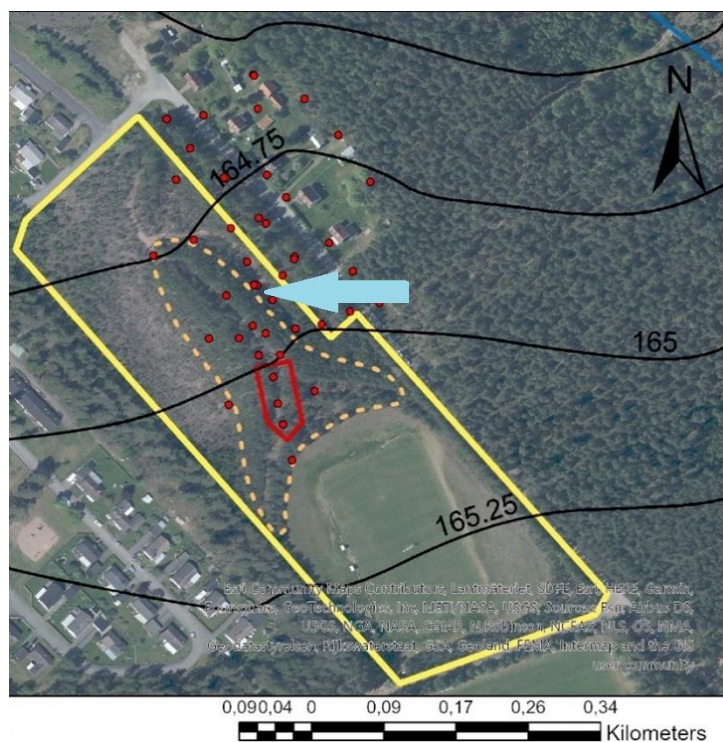
1.	OSF-nZVI
2.	S-nZVI (1 % S)
3.	mZVI
4.	S-mZVI

I detta försök visades att de reagens som har en kärna av metalliskt järn (ZVI) var de som var mest effektiva (Leicht, 2021). I ett andra steg genomfördes ett kolonnförsök. I detta användes artificiellt grundvatten som preparerats för att vara så likt Hjärtevads grundvatten som möjligt. Vattnet pumpades genom kolonnerna med jordprover med iblandat reagens (nZVI, mZVI, S-nZVI och S-mZVI), plus en referensjord utan inblandat reagens. I försöket visades att de reagens som inte var sulfiderade visade på en högre adsorption av arsenik. De reagens som verkade passa bäst för pilotstudien var mZVI och nZVI. (Nyström, 2022)

5 Material och metoder

5.1 Översiktlig strategi

Pilotskaleförsöket var uppdelat i olika steg. Först karakteriserades grundvattnets kemi i det område där behandlingen planerades ske, därefter gjordes tester för att avgöra vilket injekteringsmunstycke som fungerade bäst och vilken influensradie som kunde erhållas. När detta var klart kunde injekteringen genomföras och kontrollprogrammet starta.



Figur 8. Platsen för injektion av mZVI. Blå pil indikerar plats för injektering av mZVI.

Försöket med mZVI genomfördes strax nedströms källzonen (Figur 8), nedanför på den nordöstra sidan av den uppbyggda kullen av tvättad jord från 1997 som byggts ovanpå källzonen.

5.2 Dynamisk grundvattenprovtagning – fördjupad karakterisering av behandlat område

Ett av de första stegen som gjordes på plats var att genomföra en dynamisk grundvattenprovtagning med Geoprobe (Figur 9) för att göra en detaljerad kartläggning av grundvattenkemin.



Figur 9. Geoprobe utrustad för dynamisk grundvattenprovtagning.

Spetsen som användes på Geoproben var genomsläpplig för vatten. Delen av borrarspetsen som tar in vatten är ungefär 1 meter lång (Figur 10).



Figur 10. Geoprobens borrhets för dynamisk grundvattenprovtagning. Filtret är 1 m långt.

De variabler som mättes direkt på plats var temperatur, syre, redox, pH och konduktivitet (Figur 11). Dessa variabler mättes med Screen Point 16 (SP16) från Geoprobe. Grundvatten pumpades upp genom mätutrustningen tills värdet ansågs vara konstant och då togs även ett vattenprov.



Figur 11. Flödesmätning av redoxpotential.

Först fick vattenprovet stå någon minut så att större partiklar kunde sedimentera och sen filtrerades även vattnet med hjälp av 0,45 mikrometer membranfilter och metallhalterna mättes med hjälp av induktivt kopplad plasma masspektrometri (ICP-MS) hos ALS Scandinavia.

5.3 Test av injekteringsmunstycke

I juni 2022 genomfördes testerna för att ta reda på vilket injekteringsmunstycke som skulle fungera bäst. Två munstycken testades, *1.5" Geoprobe single port injection tip with spring valve* och *2.21" Geoprobe retractable single port injection tip*.

Ett stort problem med *1.5" Geoprobe single port injection tip with spring valve* var dels att plastdelen med syfte att blockera portarna vid ett lägre tryck än 10 bar fastnade när det kom in korn av grus i mekanismen. Ytterligare ett problem var att själva portarna blockerades.



Figur 12. *2.21" Geoprobe retractable single port injection tip*, Bild lånad med tillstånd från Sweco, 2022.

För *2.21" Geoprobe retractable single port injection tip* (Figur 12) däremot var flödet bättre och vid försöket var det möjligt att injektera 60 liter/min. För att hindra att även detta munstycke skulle blockas av grus genomfördes arbetet i följande ordning:

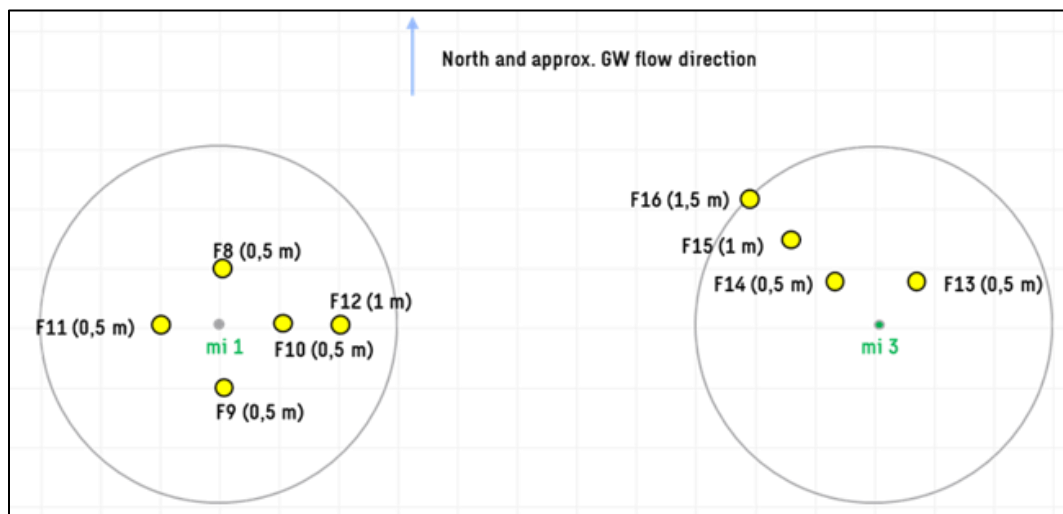
1. Systemet trycksattes så fort munstycket var på korrekt djup
2. Munstycket drogs tillbaka ungefär 1 dm under fortsatt tryck (portarna öppnades)
3. Injektering
4. Tryck och flöde hölls konstant och munstycket sänktes ungefär 1 dm (portarna stängdes)
5. Trycket togs bort och processen fortsatte till nästa djup

Munstycket som valdes för vidare användning i pilotskaleförsöket blev 2.21" *Geoprobe retractable single port injection tip*.

5.4 Distributionstest för bestämning av influensradie

En del av förberedelserna inför behandlingen som är den stora delen av pilotskaleförsöket var att genomföra ett distributionstest, d.v.s. undersöka hur långt mZVI spreds. Testet var lokaliserat så att injekteringen skulle ha liknande förutsättningar som injekteringen vid behandlingen skulle ha, men utan att påverka dess resultat.

Distributionstestet var uppdelat på två separata injektionspunkter, mi1 och mi3 (Figur 13), där både injekteringsdjup och mängd skiljer sig. Även placering av de mätpunkter där distributionen följdes upp varierade mellan de båda mätpunkterna.



Figur 13. Försöksuppställning för distributionstest för mZVI.

Vid de flesta nivåer injekteras en så kallad batch. Dessa mixas ihop strax före injektering enligt följande:

1. Ungefär 110 liter vatten hälldes upp.
2. 0,1kg monokaliumfosfat och 0,9 kg dikaliumfosfat tillsattes som spårämne vilket kunde detekteras genom att mäta ledningsförmågan. Lösningen blandades i en minut.
3. Guar (0,6 kg) tillsattes vartefter lösningen blandades i en minut.
4. 60 kg mZVI tillsattes vartefter lösningen blandades i en minut.

I punkt mi1 gjordes en injektering av mZVI vid varje meter från markytan i jordprofilen från 6–13 meter och en extra vid 12,5 meter. Vid 6–11 meter injekterades en batch per nivå. För 12, 12,5 och 13 meter är en batch uppdelad på följande djup, 70 liter på 12 meter och 20 liter vardera på 12,5 och 13 meter. I provpunkten mi3 skedde enbart injekteringar vid 8 och 9 meters djup, 270 liter vid 8 meter och 60 liter vid 9 meter.

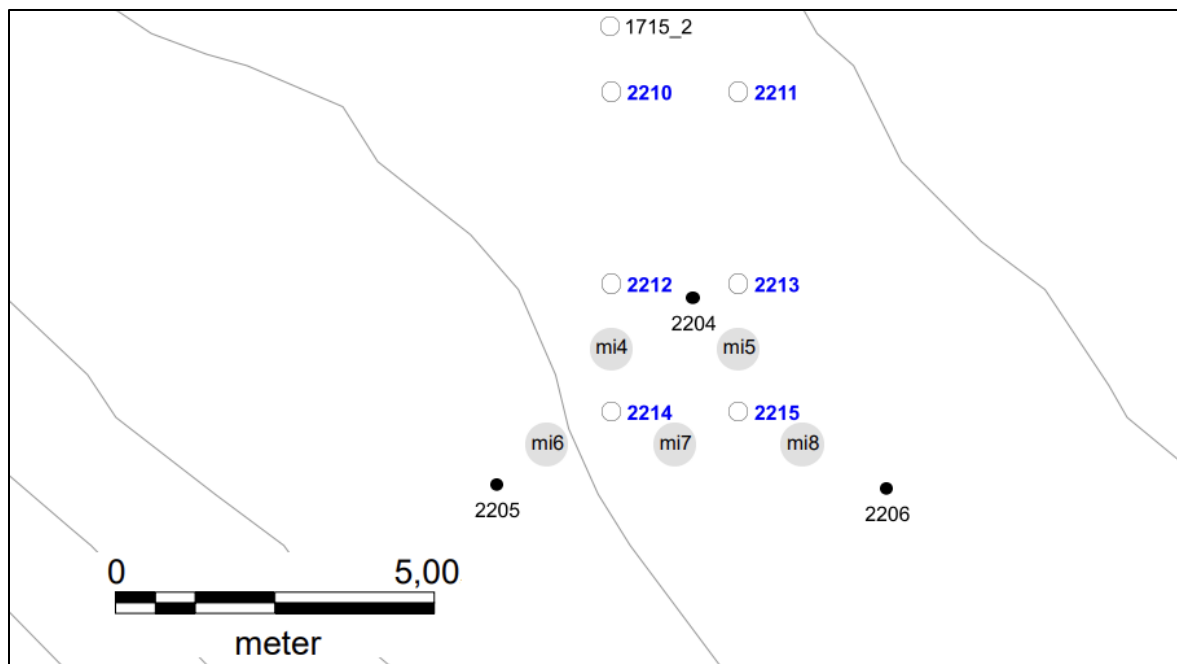
För att sedan följa spridningen av det nollvärda järnet samlades tre typer av data in kontinuerligt vid borrhningen omkring injekteringen för att kartlägga spridningen.

- **OIP-VIS (Optical Imaging Profiling with visual light spectra)**; en kamera som fotar varje centimeter av jorden och på det sättet möjliggör att detektera mZVI enbart med hjälp av förändringen av jordens färg då järnet gör jorden svart eller betydligt mörkare.
- **EC**; står för *electric conductivity* och mäter konduktiviteten. Vid närvaro av metalliskt järn blir konduktiviteten i marken högre, men främst detekteras salterna som är tillsatta just för att kunna följa spridningen med EC.
- **HPT**; står för *hydrologic profiling tool*. Hjälper till att skapa en markprofil genom att logga det tryck som krävs för att injektera vätska vid de olika djupen.

5.5 Långtidsutvärdering

5.5.1 Injektering av mZVI och installation av grundvattenrör

På basis av resultatet från distributionsförsöket utformades ett försökt som skulle följas upp under längre tid med fem injektionspunkter (Figur 14). Injektionerna genomfördes 27 oktober och 1–3 november. I varje punkt Mi4 – Mi8 injekterades på 11 djup, +160,5 till +155,5 meter, med ett intervall på 0,5 meter. Volymen som injekterades varierade mellan 160–320 liter per djup, med en större volym närmare ytan. Injekteringarna gjordes efter ”bottom up” principen där den första injekteringen som görs är den på det största djupet, för att sedan metodiskt arbeta sig uppåt.



Figur 14. *Försöksuppställningen. De grå markeringarna är platserna för injekteringarna och de vita ringarna med blå text är de nya grundvattenrör som används för uppföljning. Bilden är modifierad, originalet lånad från Sweco med tillstånd.*

Efter att injekteringarna var genomförda installerades 6 grundvattenrör enligt Figur 14 för att kunna genomföra grundvattenprovtagningar. De grundvattenrör som installerades hade ett 2 meter långt filter och var gjorda av högdensitetspolyeten (PEH) med ytterdiameter på 32 mm och en innerdiameter på 25 mm.

5.5.2 Uppföljning med grundvattenprovtagning

För att följa upp effekterna av injekteringarna genomförs grundvattenprovtagningar i de installerade rören. Provtagningen görs på djupet 9,5–11,5 meter (+158 till + 156) enligt följande:

1. Anslut multimeter och samla in fältdata för följande parametrar; pH, temperatur, konduktivitet, redox och syrehalt.
2. Ta bort multimetern och sätt på ett 0,45 µm filter på slangen.
3. Fyll en 60 ml plastflaska för metallanalys.
4. Mät koncentrationen As(III) genom att filtrera 60 ml filtrerad lösning (<0,45 µm) genom ett filter (MetalSoft Center) som selektivt adsorberar As(V).

5. Fyll en 100 ml glasflaska förberedd med 0,1 mL 1 M HCl för analys av TOC.
6. Ta bort filtret (0,45 µm) och fyll en 150 ml plastflaska för analys av alkalinitet, klorid, nitrat, ammonium och sulfat.

De datum som provtagningar hittills genomförts är 11 november 2022, 18 november 2022, 10 januari 2023 och 10 mars 2023.

5.6 Stabilitetsdiagram

Principen i stabilitetsdiagram bygger på en användning termodynamiska data för att förutse i vilket form ett specifikt ämne mest troligt befinner sig i. De reaktioner och värden som använts för jämviktskonstanter (K) och reaktionsentalpi (ΔH) visas i Tabell 4.

Tabell 4. Reaktioner och konstanter i Visual MINTEQ för underlaget i stabilitetsdiagrammen. Jämviktskonstanterna är för standardtemperatur (25 °C).

Reaktion	Log K	ΔH°_r (kJ/mol)
$\text{AsO}_4^{3-} + 2\text{e}^- + 5\text{H}^+ \rightleftharpoons \text{H}_3\text{AsO}_3 + \text{H}_2\text{O}$	39.987	-138.85
$\text{AsO}_4^{3-} + \text{H}^+ \rightleftharpoons \text{HAsO}_4^{2-}$	11.80	-18.2
$\text{AsO}_4^{3-} + 2\text{H}^+ \rightleftharpoons \text{H}_2\text{AsO}_4^-$	18.79	-21.22
$\text{H}_2\text{AsO}_3^- + \text{H}^+ \rightleftharpoons \text{H}_3\text{AsO}_3$	9.17	-27.62
$\text{FeOOH(s)} + 3\text{H}^+ \rightleftharpoons \text{Fe}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O}$	0.491	-60.5843
$\text{Fe}^{3+} + \text{e}^- \rightleftharpoons \text{Fe}^{2+}$	13.032	-42.7

För beräkningar av stabilitetslinjer vid 6°C behöver i första steget jämviktskonstanten (25 °C) beräknas för specifik temperatur, vilket görs med vant Hoff's ekvation (5). Detta genomfördes med data hämtat från Visual MINTEQ (Tabell 4).

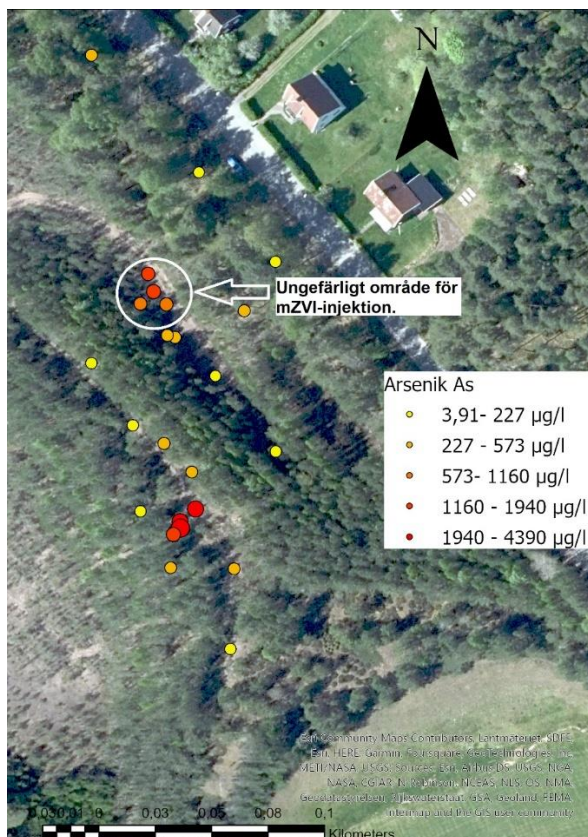
$$\ln \frac{K_2}{K_1} = \frac{\Delta H}{R} \left(\frac{1}{T_1} - \frac{1}{T_2} \right) \Rightarrow \ln K_2 = \frac{\Delta H}{R} \left(\frac{1}{T_1} - \frac{1}{T_2} \right) + \ln K_1 \quad (5)$$

K_2 är jämviktskonstanten för 6°C, K_1 är jämviktskonstanten för 25 °C, T_2 är temperatur vid K_2 och T_1 är temperatur vid K_1 .

6 Resultat

6.1 Dynamisk grundvattenprovtagning

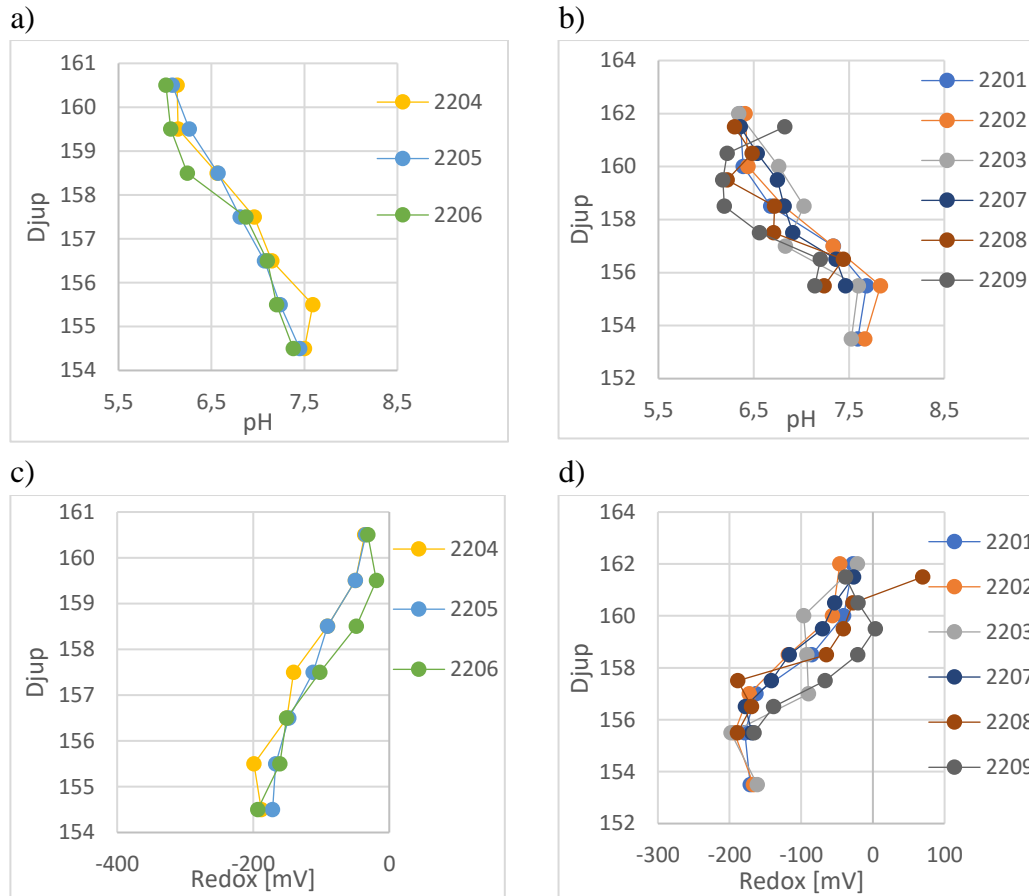
Den inledande kartläggningen inkluderade både dynamisk grundvattenprovtagning och mätningar i befintliga brunnar och permanenta grundvattenrör. I Figur 15 ses att det vid majoriteten av mätningarna varit halter på flera hundra $\mu\text{g/l}$ och även halter uppåt flera tusen $\mu\text{g/l}$. Akviferen i Hjaltevad är anaerob, och mätningar visar att As(III) dominerar, vilket förklarar de höga As-halterna.



Figur 15. Karta med visualisering av arsenikhalterna från provtagning 22-09-14. I de punkter där dynamisk grundvattenprovtagning användes har det djup med högst värde använts.

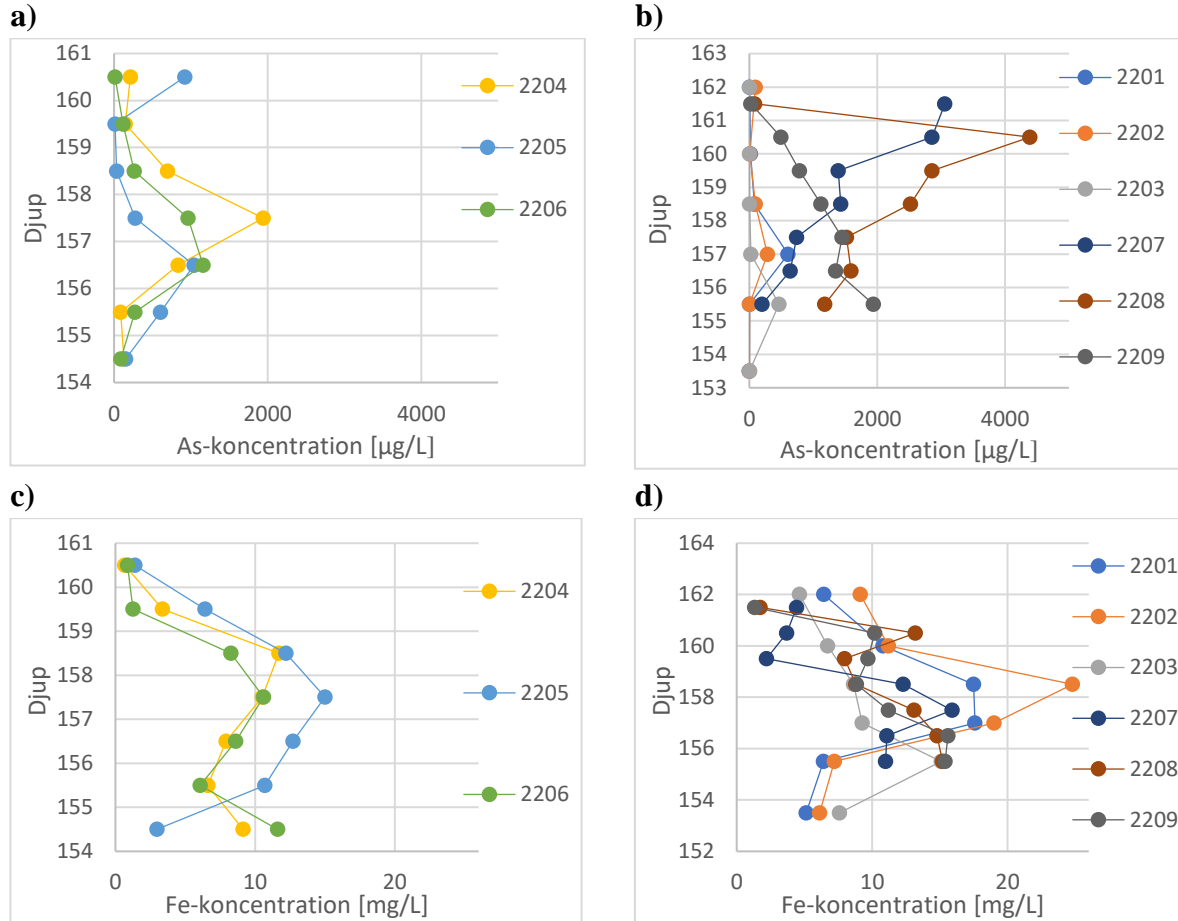
Den dynamiska grundvattenprovtagningen gjordes i 9 olika punkter i området, 2201–2209. De tre punkter som är lokaliserade närmast injektionerna av mZVI är 2204, 2205 och 2206 (se markering i Figur 15). Övriga är lokaliserade uppströms på den uppbyggda kullen. Generellt

observeras en ökning av pH med djupet och trenden för redox är motsatt och minskar med djupet (Figur 16 a & b).



Figur 16. Djupprofiler tagna i september 2022 med dynamisk provtagning för pH (a & b) och redox (c & d) i provpunkterna 2201–2209. Djup enligt RH2000.

För både redox och pH stannar minskningen, respektive höjningen av vid ungefär djupet +155.

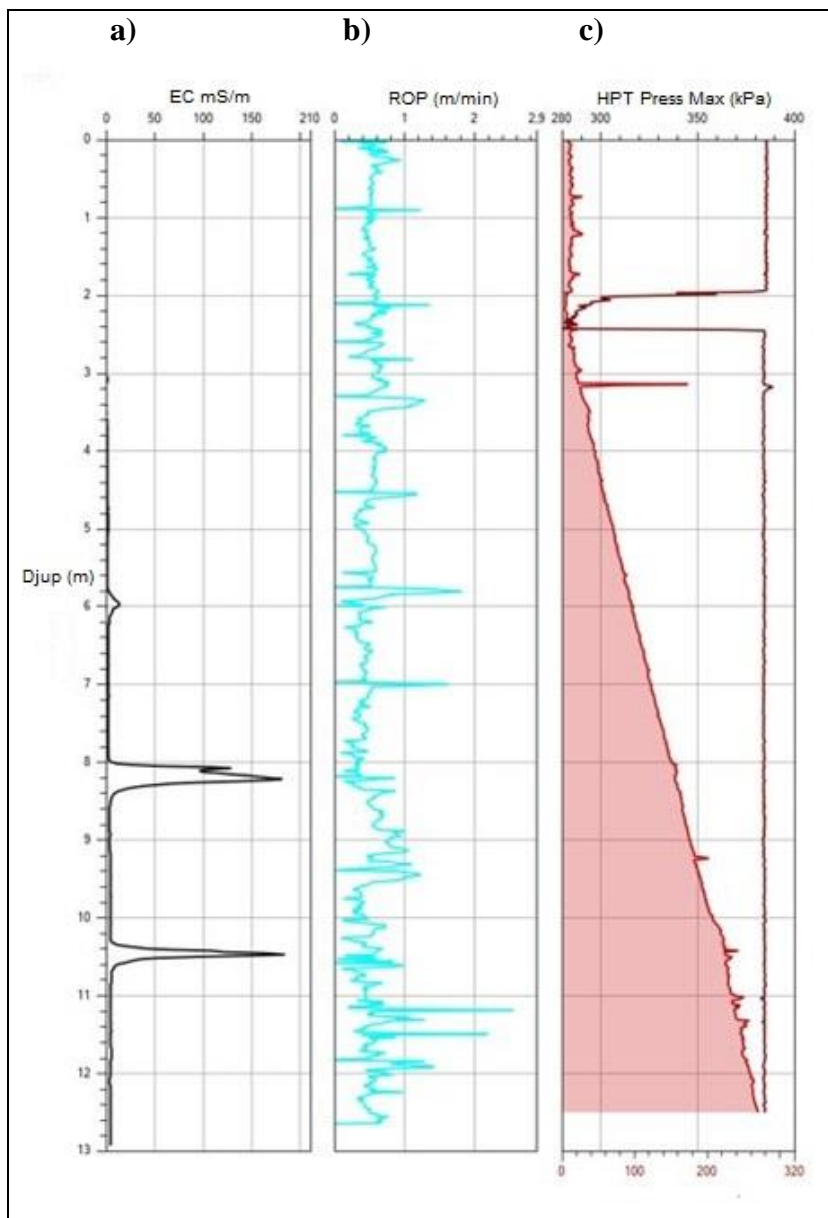


Figur 17. Djupprofiler tagna i september 2022 med dynamisk provtagning för koncentration av arsenik (a & b) och löst Fe (c & d) i provpunkterna 2201–2209. Djup enligt RH2000.

Provtagningen visar mycket spridda värden på arsenikkoncentrationerna (Figur 17 a & b), där det högsta ligger över 4000 µg/L. I de tre punkter som är nedströms kullen inom området där försöket med mZVI genomfördes (Figur 17b) är det högsta värdet, i provpunkt 2204, strax under 2000 µg/L. Provpunkterna i 17b uppvisar alla sina högsta värden på ett djup mellan +156 och +158, d.v.s. djupet där förändringen i både pH och Eh är störst. Även för löst järn (Figur 17c & d) är halterna spridda. Maxvärdet ligger, för alla punkter utom 2202, mellan 10–20 mg/L och även dessa värden mättes mellan +155 och +158.

6.2 Influensradie

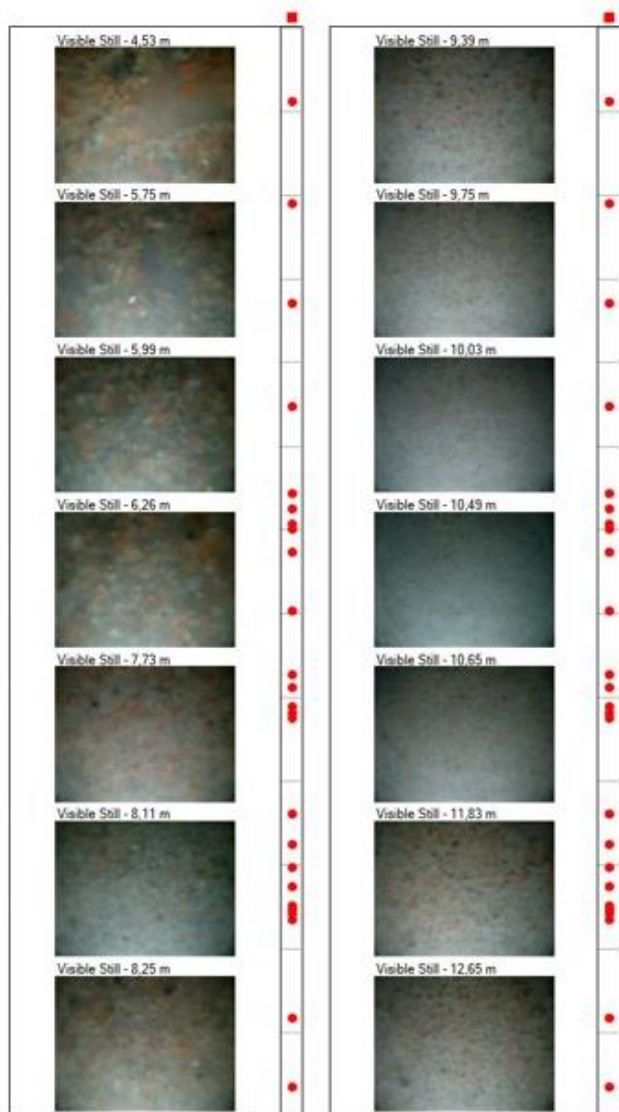
Distributionstesterna genomfördes i två punkter enligt försökupställningen (se kap 5.4 Fig. 13).



Figur 18. Markprofil för F11, 0,5 meter väster om mi1 (se Figur 13). Injektion av mZVI vid varje meter från 6–13 meter och en extra vid 12,5 meter. Figur lånad från Niras, med tillstånd.

Eftersom både mono- och dikaliumfosfat hade adderats som ett spårämne i den mZVI-slurry som injekterades är topparna i konduktivitet en sannolik indikator på att även mZVI har spridit sig dit. Figur 18a visar trenden i den elektriska konduktiviteten i markprofilen som mättes i F11, som är en av de punkter på 0,5 meters avstånd från mi1. Markprofilen visade två större toppar för den

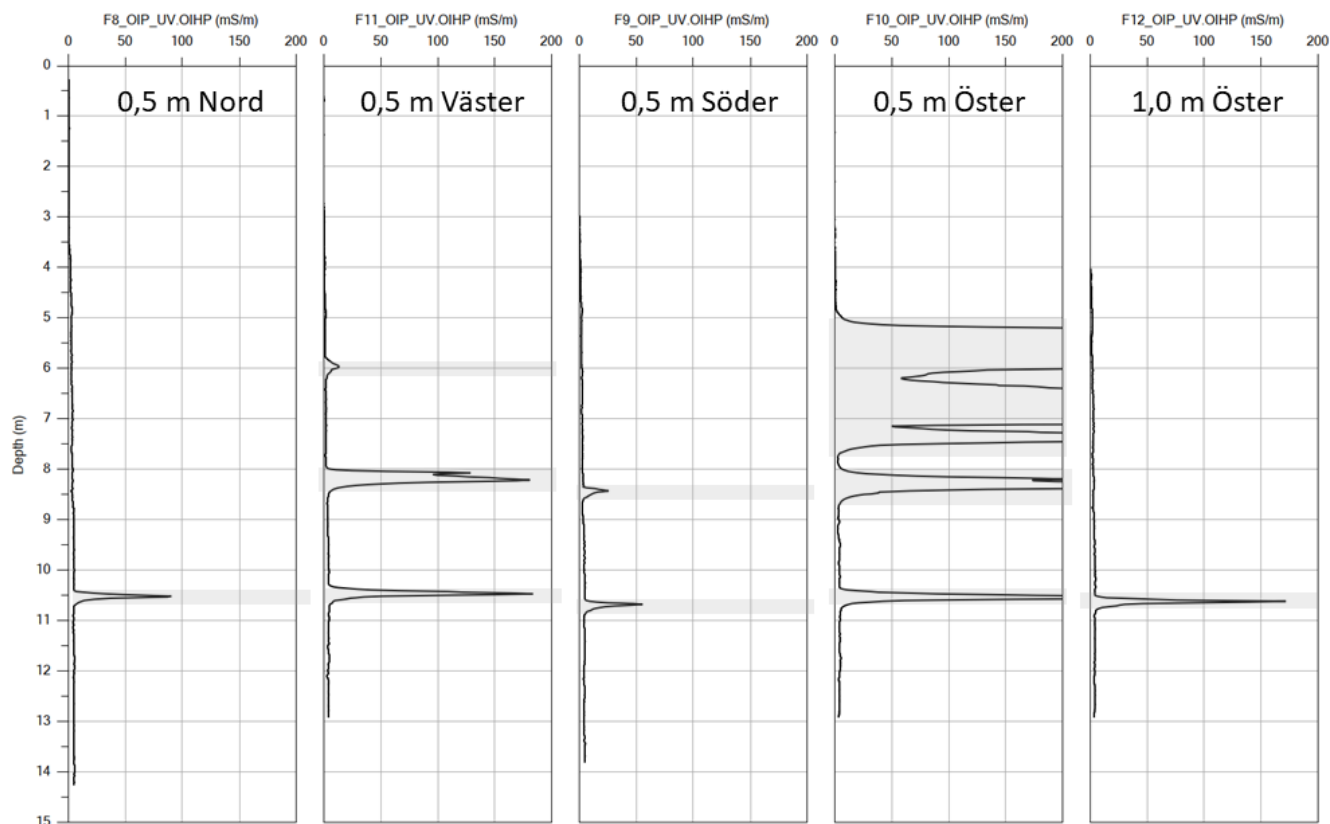
elektriska konduktiviteten, en vid 8 meters djup och en vid 10,5 meter. ROP (Figur 18b), som är borrhastigheten, följer inget särskilt mönster men har något mer förändringar vid ett större djup. Det hydrauliska trycket ökar linjärt från ungefär 3 meters djup där grundvattenytan är (Figur 18c).



Figur 19. Bilder från OIP-VIS på djup mellan 4,53 – 12,65 meter i F11, 0,5 meter från injekteringspunkten. Figur lånad från Niras, med tillstånd.

Figur 19 visar bilder med färgförändringar som detekterats med OIP-VIS kamera. De mörkare partierna (svarta och mörkgrå) vid 8,25 meter är tecken på spridning av mZVI, vilket stämmer bra med konduktiviteten. Samtliga markprofiler redovisas i Bilaga B.

Gemensamt för alla markprofiler runt mi1 är att de, om än i olika grad, visar påverkan av injektionen i den elektriska konduktiviteten minst 0,5 meter bort (Figur 20). Den största ökningen av konduktivitet finns i F10 (0,5 m Öster) som visar en ökning på över 200 mS/m vid flertalet olika djup. Minst påverkan finns i nordlig riktning i F8, d.v.s. i F8 (0,5 Nord) i samma riktning som grundvattenflödet. Där landar den största toppen på strax under 100 mS/m. Konduktiviteten påverkas betydligt mindre på större avstånd från injekteringspunkten.

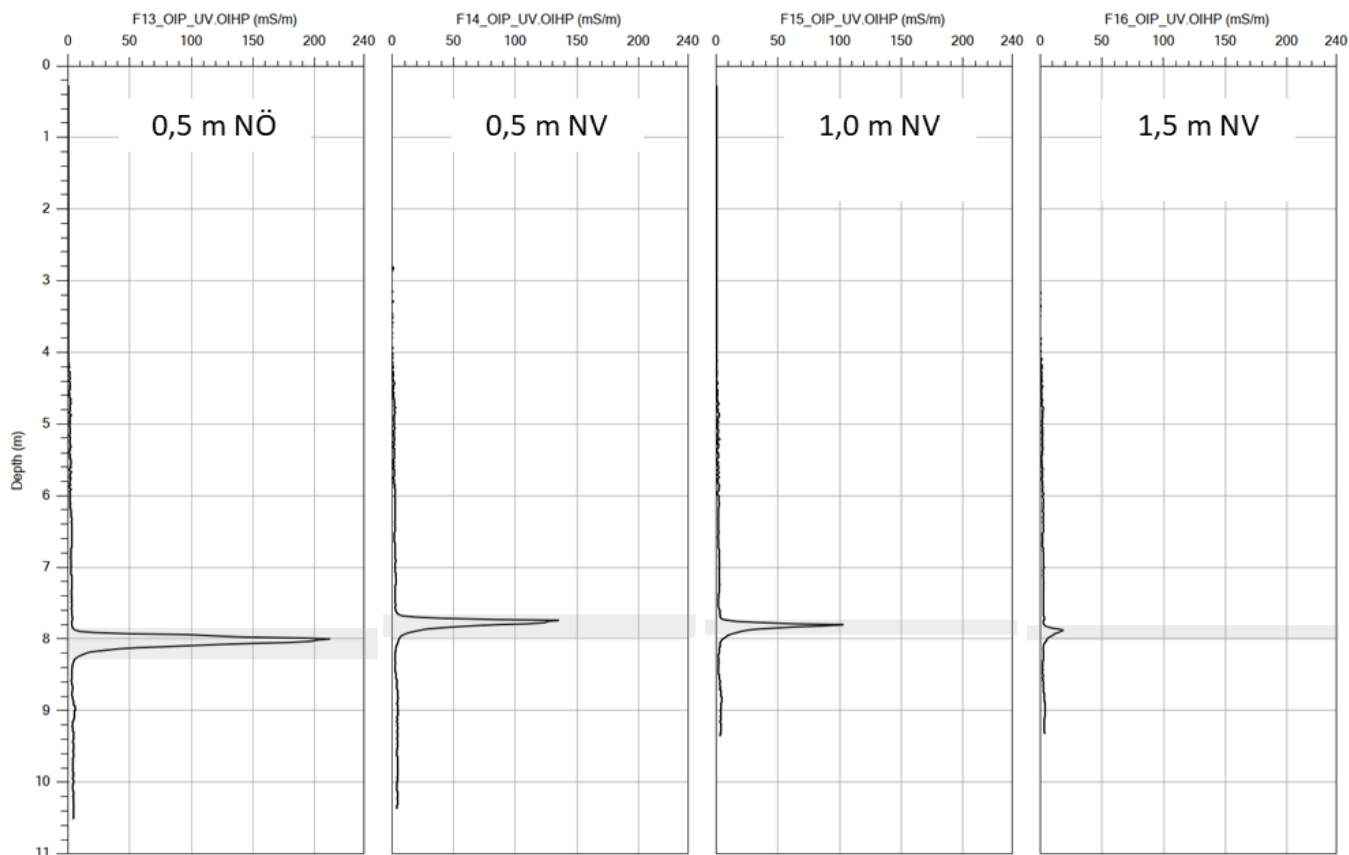


Figur 20. Elektrisk konduktivitet i markprofilen i mätpunkter F8-F12 runt Mi1.

I samtliga markprofiler finns en topp vid ungefär 10,5 meters djup i den elektriska konduktiviteten. För alla utom vid F10, som har sin högsta topp vid 7 meters djup (Bilaga B), är detta även det djup som uppvisar högst konduktivitet. Anmärkningsvärt är att det högsta värde som uppmäts i F10 är nästan 10 000 mS/m, vilket är långt över resterande markprofiler vars maximala värde aldrig överstiger 200 mS/m.

När det kommer till mi3 har mätpunkterna i stället legat i nordvästlig riktning, utom F13, men med en större variation på avståndet från injektionspunkten. I Mi3 var injektionen en betydligt

större volym vid djupet 8 meter där den fokuserades. Den högsta uppmätta konduktiviteten minskar tydligt med avståndet från injektionspunkten mi3 i nordvästlig riktning, från ungefär 140 mS/m på 0,5 meters avstånd, till ungefär 100 mS/m vid 1 meters avstånd, för att sedan gå ner till strax under 20 mS/m vid F16 som är på 1,5 meters avstånd.



Figur 21. Elektrisk konduktivitet i markprofilen i mätpunkter F13-F16 runt Mi3.

Vid samtliga punkter F13-F18 finns en tydlig minskning av den elektriska konduktiviteten, vilket visas i Figur 21. Mätningarna av elektrisk konduktivitet indikerar att den maximala influensradien för mZVI bör vara cirka 1,5 m, men även att den rumsliga variationen i såväl horisontalled som vertikalled är dock mycket stor. Stora delar av markprofilen påverkas inte alls av injekteringarna.

6.3 Effekter på grundvattenkemi och arsenikkoncentrationer

Det har genomförts mätningar av grundvattenkemin vid fyra tillfällen efter injekteringarna av mZVI. Den totala arsenikkoncentrationen (Figur 22a) följer ett närapå identiskt mönster i de fyra

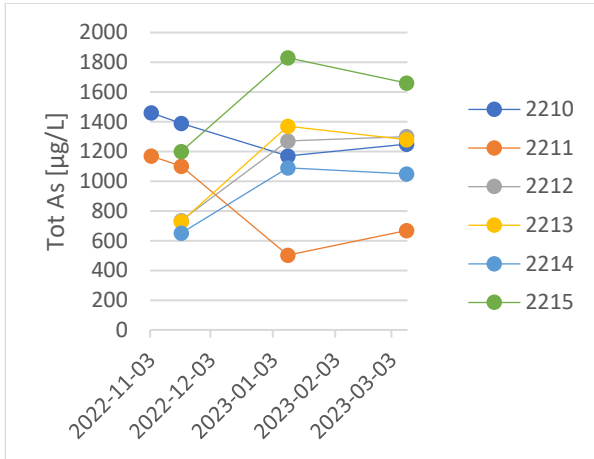
provbrunnarna som ligger närmast i anslutning till injekteringarna av mZVI med en höjning på cirka 600 µg/l för att sedan långsamt sjunka. I provbrunnarna 2210 och 2211 som ligger mer nedströms är det i stället först en sänkning av den totala halten för att sedan långsamt öka.

När det kommer till löst organiskt material (Figur 22c), som är en indikator på guar, följer punkt 2212 och 2213 som ligger ca 1 m direkt nedströms injekteringen, samma trend där de börjar på cirka 130 mg/l för att sedan sjunka till 10 mg/l respektive 30 mg/l till januari och sedan fortsätta långsamt att sjunka till mars. Även i provpunkt 2214, dvs. centralt mellan tre injekteringspunkter, har det skett en påverkan av guar, vilket indikeras av en halt av DOC på strax under 60 mg/l. I provbrunn 2215, som även den ligger centralt mellan tre injekteringspunkter, är halten av DOC däremot betydligt lägre, vilket indikerar att guar, inte har nått detta observationsrör.

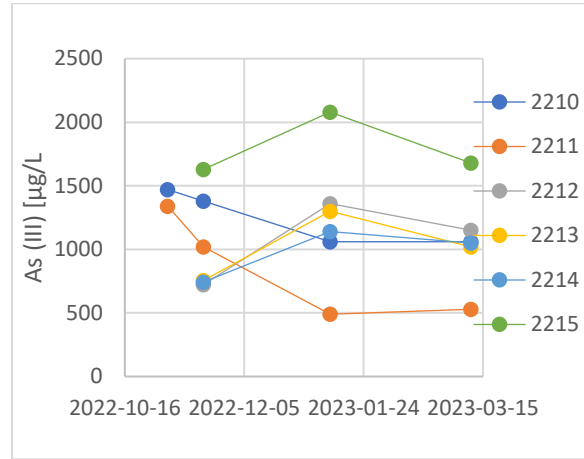
Provbrunnarna ca. 3 m nedströms injekteringarna (2210 och 2211) har den högsta koncentrationen DOC vid provtagningen 10 januari 2023 för att sedan minska vid provtagningen i mars 2023. I de två brunnarna 3 meter nedströms injekteringarna finns således en tydlig förskjutning i tid jämfört med 2212–2215 på grund av den längre transportsträckan.

För järn följer samtliga mätpunkter samma mönster (Figur 22d). Först en ökning från november till januari, för att sedan sjunka igen till mars. Däremot ligger fortfarande alla provbrunnar på högre nivåer av järn i mars än vad det fanns i marken i november. De två brunnarna som uppvisade högst värden på järn är 2210 och 2211, brunnarna som är nedströms injektionspunkterna. Det betyder att trots att stora mängder järn injekterats i akviferen syns inte detta på koncentrationen järn i grundvattnet.

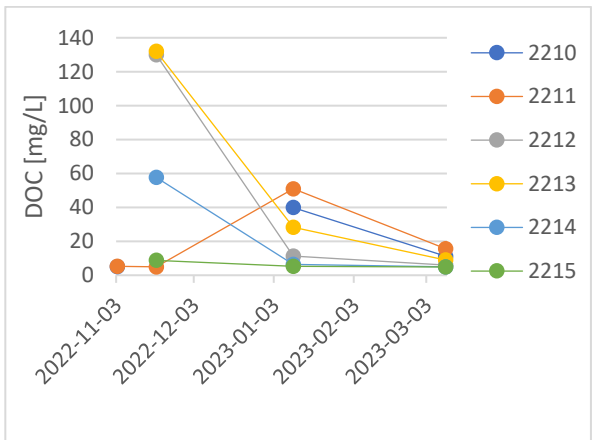
a)



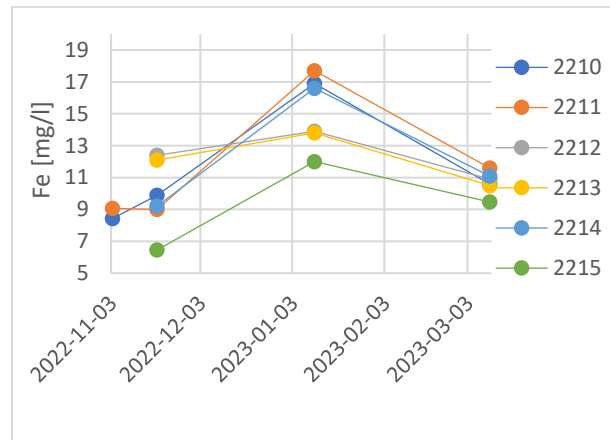
b)



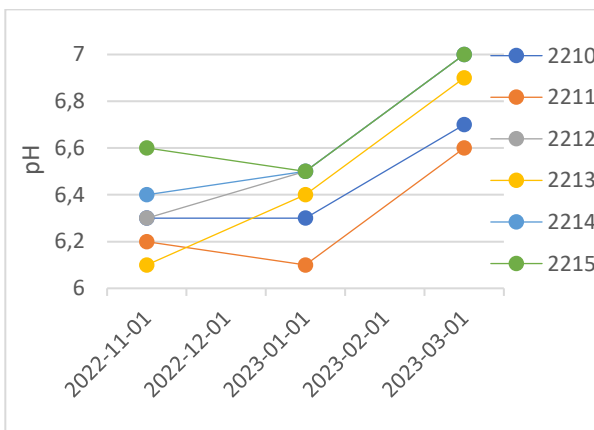
c)



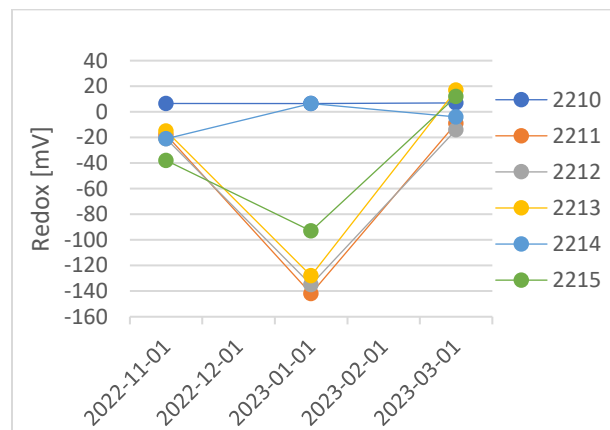
d)



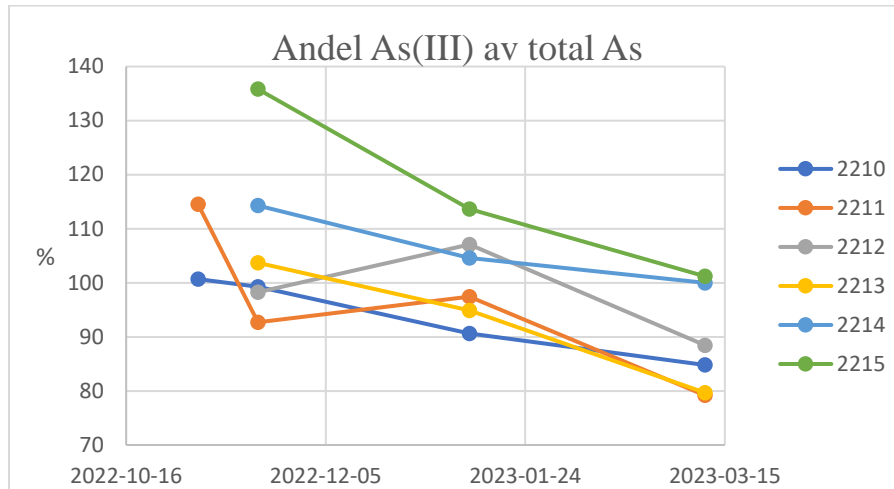
e)



f)



Figur 22. Förändringar i a) Total arsenik, b) As(III) c) DOC, d) Fe, e) pH och f) Redox. Tidsspannet för mätningar sträcker sig från november 2022 till mars 2023. Injekteringar genomförda 27 oktober och 1–3 november.

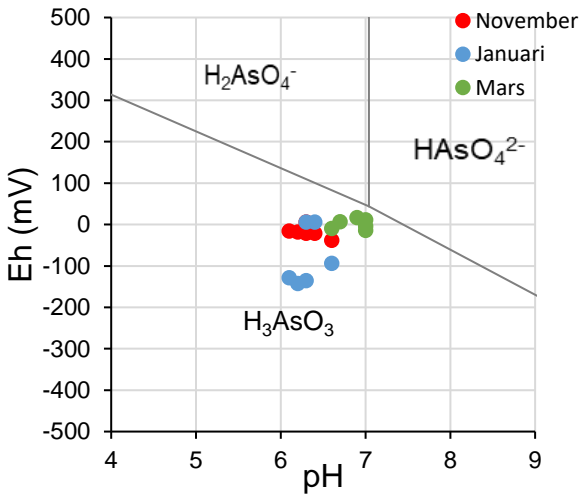


Figur 23. Procentuell andel As(III) av total arsenikhalt. Där andelen ligger över 100% antas mätfel.

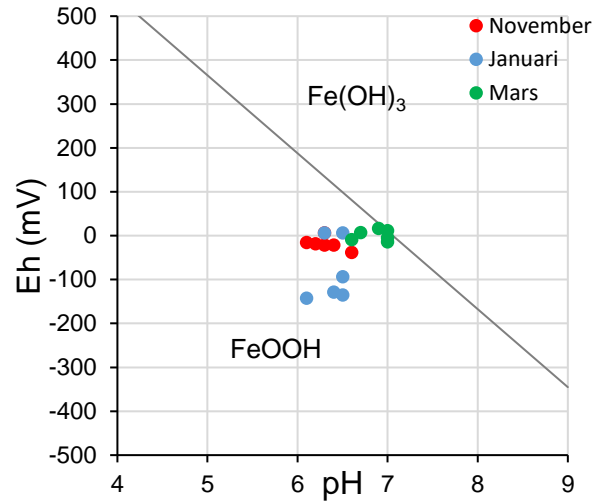
När nollvärt järn reagerar med syre eller vatten, enligt reaktion 1 och 4, genereras OH^- vilket gör att pH förväntas att stiga. Uppmätta pH-värden (Figur 22e) visar inga större förändringar mellan november och januari. I 2212, 2213 och 2214 finns en ökning, störst i 2213, medan de tre övriga provbrunnarna (2210, 2211, 2215) har en minskning i stället. Däremot finns det en tydlig trend från januari till mars där samtliga provbrunnar visar en höjning på ungefär 0,5 i pH. I Figur 22f visas förändringen av redoxpotentialen över samma tidsspän. Mellan november och mars är det generellt en liten ökning, men värdena från mätningen i januari är för en majoritet av provbrunnarna mycket lägre, dock ej för 2210 och 2214 som håller jämnast nivå genom tidsspännet. Osäkerheten i mätningarna just av redox kan dock antas vara relativt stor.

Stabilitetsdiagrammet för As ger en bild av en teoretisk fördelning mellan de olika formerna av arsenik (Figur 24a). Arsenik ska förekomma huvudsakligen som As(III), vilket överensstämmer med de mätningar som gjorts (Figur 23). Detta indikerar också att redoxmätningarna som gjorts ligger inom ett rimligt intervall.

a)



b)



Figur 24. Stabilitetsdiagram för a) arsenik och b) järn beräknat med Visual MINTEQ vid 6 °C. Data från november -22, januari -23 och mars -23. A) visar på fördelningen mellan As(III) och As(V) och b) visar stabilitetslinjen för götit ($FeOOH$) i jämvikt med 10 mg/l Fe^{2+} .

Linjen i Figur 24b visar ett förväntat samband mellan redoxpotential och pH då dessa båda variabler kontrolleras av reaktionen:



där $FeOOH$ är götit. Då mätdata hamnar under jämviktlinjen bör egentligen Fe-koncentrationerna vara högre än 10 mg/L, vilket antogs i beräkningen och också ligger i linje med mätningarna. Det indikerar att kinetiken är för långsam och grundvattnet är inte i jämvikt med denna järn(hydr)oxidfas. Andra, mer lösliga järn(hydr)oxidfaser, som till exempel ferrihydrit, är ännu längre från jämvikt.

7 Diskussion

7.1 Distributionstest

Vid mätningarna av elektrisk konduktivitet var den högsta uppmätta i F10, öster om mi1, upp i nästan 10 000 mS/m. Detta medan ingen av resterande markprofilers maximala värde överstiger 200 mS/m. Den rumsliga variationen i hydraulisk konduktivitet är stor, men ett annat alternativ att förklara det höga värdet är att en del av mono- och dikaliumfosfatet inte lösts upp ordentligt i slurryn, för att sedan hamna precis vid den mätningen. Dock bör ingen större vikt läggas vid konduktivitetens värde här, mer än att det finns en topp som indikerar närvaro av mZVI.

Trots att det finns toppar av konduktivitet i alla riktningar från mi1 är det enbart vid ett fåtal djup i förhållande till att injektioner tog plats vid 9 olika djup. Att spridningen verkar så begränsad i marken kan bero på flera saker. En möjlig förklaring är att trycket som slurryn skapar när den trycks ut med täpper igen mindre porer som annars hade varit möjliga att spridas genom. Det skulle i så fall betyda att mZVI kommer fördelas mycket ojämnt i marken. En annan förklaring är att mZVI trots guaren klumpat ihop sig, vilket gör det svårt att transportera genom marken.

Det finns brister i att förlita sig på konduktiviteten som indikator på att mZVI också ska ha spridit sig dit, eftersom saltet är mycket mer mobilt än vad mikrojärnet är. I detta projekt kombinerades konduktivitetmätningarna med foton med OIP-VIS kamera, vilket ger en större möjlighet att få en säkrare bild av hur spridningen faktiskt sett ut. Om mer tid funnits till analys av resultaten hade en mer nyanserad bild av spridningen av mZVI kunnat skapas med hjälp av närmare analys av bilderna än den översiktliga analys som gjorts i detta projekt.

Grundvattenflödet ligger i närapå precis norrgående riktning. Det finns dock ingen betydande skillnad mellan den ökning som finns i konduktivitet i nordlig respektive sydlig riktning, utan de båda är betydligt lägre än vad konduktivitetökningen är i västlig och östlig riktning. I detta fall verkar med andra ord grundvattenflödet inte påverka spridningen av mikrojärnet alls, vilket är väntat då flödes hastigheten inte är jämförbar med pumparna. Däremot är det möjligt att grundvattenflödets riktning har en större att fortsätta spridningen med tiden sett till en längre tidsskala än vad försöket pågick.

I ett försök av Velimirovic et al. (2014) kom de fram till en influensradie på maximalt 2,5 meter vid användning av just mZVI i en slurry med guar. Influensradien är dock ett begrepp som inte är

självlklart hur en korrekt tolkning är. Influensradien för mZVI kommer i försöket i Hjärtevad upp i 1,5 meter är möjligt att hävda, men inte alla riktningar. Stora delar av markprofilen är fortfarande, trots täta injektioner med stora volymer, fortfarande opåverkad. Därför är det också möjligt att säga att influensradien i Hjärtevad är noll meter i majoriteten av fallen, även om det i varje djupprofil fanns påverkan vid minst ett djup på 0,5 meters avstånd från injekteringen. Det är resultat som stämmer bra med Luna et. al. (2015) som i ett liknande försök med mZVI och guar kom fram till en ungefärlig influensradie på 0,8 meter, men hade ett maximalt avstånd som påverkats på 1,7 meter.

För att få en tydligare bild av spridningen hade det krävts djupprofiler både i fler riktningar och på ett ökat avstånd från injektionerna. Dock kommer det alltid att finnas en stor rumslig variation i hur markprofilen ser och då även i hur stor influensradie det är.

7.2 Grundvattenkemi och arsenikkoncentrationer

Den totala arsenikhalten i grundvattnet har inte förändrats särskilt mycket efter injekteringarna av mZVI och i samtliga provtagningsbrunnar i direkt anslutning till injekteringarna (2212–2215) har den totala halten ökat (Figur 22a). I provbrunnarna nedströms (2210 och 2211) ses i stället en sänkning av den totala arsenikhalten, om än liten.

Huvuddelen av den totala arseniken är arsenik(III) (Figur 23), vilket också stämmer väl överens med stabilitetsdiagrammet som visar att arseniken i förhållande till pH och E_H främst bör vara i As(III) (Figur 24a). På flera ställen har halten As(III) mätts upp till en högre halt än den totala arseniken, särskilt vid de senare mätningarna. Detta kan förklaras med mätfel, men är en tydlig indikation på att det är nära 100% As(III) av den arsenik som finns.

Påverkan på arsenikkoncentrationen i grundvattnet har varit mer begränsad än förväntat utifrån de laboratorieförsök som genomförts med sedimentmaterial från Hjärtevad (Leicht, 2021; Nyström, 2022). I försökets långtidsutvärdering genomfördes ingen kontroll på spridningen av mZVI, men en indikation på denna är att utvärdera DOC som har mätts vid alla provtagningar. Detta är möjligt då den injekterade lösningen innehåller en betydande mängd guar, vilken kan mätas som DOC.

Halterna av DOC sjönk i mätningarna. Det visar sannolikt främst på dispersionen av DOC, mer än faktisk nedbrytning, men halterna minskade tydligt. I ett försök av Velimirovic et. al. 2012 visade det är viktigt att DOC, även nedbrutna restprodukter, transporteras bort från järnpartiklarna för att de ska kunna binda arsenik. I den anaeroba akviferen finns dock en risk att nedbrytningen varit så pass liten att en del av guaren har fortsatt att vara adsorberad till mikrojärnet och på så sätt hämmat adsorption av arsenik. I stället att förlita sig på mikroorganismernas nedbrytning hade ett förslag kunnat vara att tillsätta enzymer som bryter ner guaren.

Den anaeroba akviferen kan även vara en del av att arseniken inte minskat på samma sätt som önskat på ytterligare ett sätt. I en studie från 2021 av Zhao et. al. där mZVI används, fram till att tekniken är bäst lämnade för syresatta akviferer, eftersom As(III) mer effektivt oxidera då.

E_H och pH bör ha större förändringar i de provbrunnar i som haft störst ökning av DOC, men så är inte fallet, vilket går emot vad som kan förväntas. Antingen kan det bero på att spridningen av mZVI inte nått dit eller att det inte har hunnit reagera. Däremot kan man anta att guar är mer mobilt än mZVI, vilket betyder att det är osannolikt att mZVI kan ha nått ett observationsrör om det inte detekteras någon ökning i koncentrationen DOC. En längre mätserie bör visa om reaktionen bara går långsamt eller om spridningen inte nått dit.

En möjlig förklaring till att arsenikkoncentrationen inte har minskat i området där injekteringarna gjorts är att mZVI reagerar långsamt under fältförhållanden och att fyra månader är en för kort tid för en uppföljning. Ett visst stöd för denna hypotes ges av Brumovský et. al. (2021) som visade att nollvärt järn i nanoskala (nZVI) var aktivt 11 månader efter injektering. Även Abedin et. al (2011) fastställde att det nollvärda järnet är aktivt under långa tidperioder. Då nanojärn har en större yta i förhållande till massan än mikrojärn kan det antas att mikrojärn bör vara aktivt och fortsätta oxideras under en längre tidperiod än vad nanojärnet gör, vilket sannolikt då blir över ett år i tid. Mätningar och uppföljningar kommer att fortgå under ett år i Hjärtevad och det kommer då vara möjligt att få en tydligare bild av hur länge mikrojärnet är aktivt och hur processen ser ut på en längre tidskala. Det är också möjligt att guar minskar reaktionshastigheten och konkurrerar med arseniken om bindningsplatser på mZVI, men då guar är standard att använda i slurry med mZVI är det osannolikt (Thombare et. al., 2016).

I samtliga provbrunnar förändras pH-värdet knappt alls mellan november och januari. Det kan bero på att grundvattnets alkalinitet kompenseras förändringen och att trots att korrosion av mZVI sker (Figur 22f) påverkas inte pH. En möjlig förklaring till att koncentrationen av järn först ökar för att sedan minska, trots att korrosionen fortfarande bör pågå, är att med ett ökande pH kommer allt mer järn att övergå från Fe(II) till Fe(III), som kan bilda Fe(OH)₃ (Ekvation 3) som då är i fast form och inte syns i den uppmätta koncentrationen av järn.

En faktor som kan påverka reaktionshastigheten är temperaturen och eftersom försöket startat under november har temperaturerna varit låga (cirka 7–8 °C) i förhållande till att de försök som gjorts laborativt har varit rumstempererade. I en studie av Mackenzie och Georgi 2019 visades bland annat att arsenikens reaktion med nollvärt järn, även om det då var i nanoskala, går betydligt snabbare i varmare temperaturer. Det är svårt att säga hur stor inverkan den låga temperaturen har på behandlingseffekten, men det är sannolikt att det påverkar hur lång tid som krävs för att se resultat.

8 Slutsats

Influensradien i fält för mZVI i Hjärtevad är över 0,5 meter och upp till ungefär 1,5 meter, men den varierar mycket mellan de olika mätpunkterna och med djupet. Den ojämna spridningen skulle kunna förklaras med att mikrojärnet klumpas ihop p.g.a. magnetiska krafter och då fastnar i porsystemet. Andra förklaringar hade kunnat vara att slurryn täpper igen mindre porer som annars hade kunnat sprida mZVI eller att guaren fortfarande är adsorberad till mZVI och hämmar inbindningen av As.

I Hjärtevad är akviferen anaerob och mätningarna visar att den form av arsenik som dominerar är As(III), vilket är den mer mobila formen, då den inte binds lika starkt till järn- och aluminium(hydr)oxider. Detta stämmer väl överens med resultatet från termodynamiska beräkningar. Att As(III) dominerar är en förklaring till de mycket höga halterna i området på över 4000 µg/L.

Arsenikhalterna har inte påverkats på ett tydligt sätt i provbrunnarna 2212–2215 som ligger direkt anslutning till injektionspunkterna, men i 2210 och 2211 som ligger ca. 3 m nedströms finns en minskning av arsenikkoncentrationen vilket dock kan bero på en naturlig variation i arsenikhalten.

En orsak till att effekten av mZVI-injekteringen på koncentrationen av arsenik i grundvattnet inte är större kan vara att processen går långsammare än förväntat p.g.a. de kalla förhållandena i akviferen i Hjärtevad, jämfört med tidigare förhållanden i laboratorieförsök. Ett svar på detta kommer kunna erhållas senare i uppföljningen. En annan orsak till att effekten av injekteringen av mZVI blev mindre än förväntat kan vara att spridningen av mZVI inte blev lika stor som önskat eller att guaren inte brutits ner som förväntat. För att utvärdera lämpligheten för mZVI som åtgärd i en större skala behövs en utvärdering under en längre tid än vad som var möjligt inom detta arbetes ram.

9 Referenser

Rapporter inom projektet

Englöv, P., Hallgren, P. (2019). *Miljöutredning Etapp 2 Utredning rörande föroreningsförhållandena vid den f.d. impregnerings-anläggningen i Hjärtevad, Eksjö kommun.*

P. Hallgren, (2022). *Pilotproject Hjärtevad - preliminary sampling plan.*

Övriga källor

Abedin M.A., Katsumi Takeshi, Inui Toru, & Kamon Masashi. (2011). Arsenic Removal from Contaminated Groundwater by Zero Valent Iron: a Mechanistic and Long-Term Performance Study. 2011. <https://doi.org/10.3208/sandf.51.369>.

Amrhein, C., Hunt, M., Manning, B., & Yarmoff, J. (2002). *Arsenic(III) and Arsenic(V) Reactions with Zerovalent Iron Corrosion Products.* <https://doi.org/10.1021/es0206846>

Brumovský, M., Oborná, J., Lacina, P., Hegedüs, M., Sracek, O., Kolařík, J., Petr, M., Kašík, J., Hofmann, T., & Filip, J. (2021). Sulfidated nano-scale zerovalent iron is able to effectively reduce in situ hexavalent chromium in a contaminated aquifer. *Journal of Hazardous Materials*, 405. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124665>

Cao, F., Kleja, B. K., Tiberg, C., Jarsjö, J. (2023). *Large-scale arsenic mobilization from legacy sources in anoxic aquifers: multiple methods and multi-decadal perspectives.* Stockholms universitet.

Dou, X., Li, R., Zhao, B., & Liang, W. (2010). Arsenate removal from water by zero-valent iron/activated carbon galvanic couples. *Journal of Hazardous Materials*, 182(1–3), 108–114. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.004>

- Essington, M. E. (2005). *Soil and water chemistry: an integrative approach*. Boca Raton: CRC Press LCC.
- Guisela B, Z., Ohana N, D. A., Dalvani S, D., Fermin G, V., Francisco HM, L., & Luis, N. G. (2022). Adsorption of arsenic anions in water using modified lignocellulosic adsorbents. *Results in Engineering*, 13. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2022.100340>
- Jacks, G., Šlejkovec, Z., Mörth, M., & Bhattacharya, P. (2013). Redox-cycling of arsenic along the water pathways in sulfidic metasediment areas in northern Sweden. *Applied Geochemistry*, 35, 35–43. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.05.002>
- Karolinska Institutet, KI. (2022). Arsenik. <https://ki.se/imm/arsenik> [2023-03-06]
- Leicht, K. (2021). *Remediation of an Arsenic-Contaminated Anoxic Aquifer in Hjärtevad with Zerovalent Iron-Assessment and Modelling of Sorption Strength and Solubility of Arsenic*. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Livsmedelsverket (2022). *Riskvärdering av arsenik i dricksvatten Underlag för små dricksvattenanläggningar för privat bruk*. https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/publikationsdatabas/rapporter/2022/1-2020-nr-04-riskvardering-av-arsenik-i-dricksvatten_.pdf [2023-06-20]
- Luna, M., Gastone, F., Tosco, T., Sethi, R., Velimirovic, M., Gemoets, J., Muyshondt, R., Sapion, H., Klaas, N., & Bastiaens, L. (2015). Pressure-controlled injection of guar gum stabilized microscale zerovalent iron for groundwater remediation. *Journal of Contaminant Hydrology*, 181, 46–58. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2015.04.007>
- Mackenzie, K., Georgi, A. (2019). NZVI Synthesis and Characterization. I: Phenrat, T., Lowry, G. V. (red.) *Nanoscale Zerovalent Iron Particles for Environmental Restoration*. 1 uppl., Cham: Springer International Publishing AG. 1–43 <https://doi.org/10.1007/978-3-319-95340-3>
- Naturvårdsverket. (2009). *Riktvärden för förorenad mark, Modellbeskrivning och vägledning*. Rapport 5976, Stockholm

Naturvårdsverket. (2016) Datablad för arsenik. Kemakta Konsult AB, Institutet för Miljömedicin. <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/datablad/arsenik.pdf> [2022-08-30]

Nazari, A. M., Radzinski, R., & Ghahreman, A. (2017). Review of arsenic metallurgy: Treatment of arsenical minerals and the immobilization of arsenic. *Hydrometallurgy*, 174, 258–281. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2016.10.011>

Nunez Garcia, A., Boparai, H. K., de Boer, C. V., Chowdhury, A. I. A., Kocur, C. M. D., Austrins, L. M., Herrera, J., O'Carroll, D. M. (2020). Fate and transport of sulfidated nano zerovalent iron (S-nZVI): A field study. *Water Research*. 170, 115319. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115319>

Nyström, S. (2022). *Long-term Effect of Metallic Iron Sorbents on Arsenic Mobility in an Anoxic Aquifer*. Swedish University of Agricultural Sciences.

Ouyang, L., Zeng, L., Cui, Y., Wang, N., & Zhu, L. (2022). In situ mechanochemical activation of reduced iron powder for arsenic stabilization in high content arsenic sulfide sludge. *Separation and Purification Technology*, 122218. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122218>

Thombare, N., Jha, U., Mishra, S., & Siddiqui, M. Z. (2016). Guar gum as a promising starting material for diverse applications: A review. *International Journal of Biological Macromolecules*, 88, 361–372. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2016.04.001>

Tosco, T., Petrangeli Papini, M., Cruz Viggi, C., & Sethi, R. (2014). Nanoscale zerovalent iron particles for groundwater remediation: A review. In *Journal of Cleaner Production* (Vol. 77, pp. 10–21). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.026>

Sveriges geologiska undersökning, SGU. (2023). Arsenik i brunnsvatten. <https://www.sgu.se/grundvatten/brunnar-och-dricksvatten/anlaggning-av-brunn/arsenik-i-brunnsvatten/> [2023-03-06]

SGU, Sveriges Geologiska Undersökning, (2013). Bedömningsgrunder för grundvatten. SGU-rapport 2013:1.

Smedley, P. L., & Kinniburgh, D. G. (2002). *A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters*. www.elsevier.com/locate/apgeochem

Sun, Y., Guan, X., Wang, J., Meng, X., Xu, C., & Zhou, G. (2014). Effect of weak magnetic field on arsenate and arsenite removal from water by zerovalent iron: An XAFS investigation. *Environmental Science and Technology*, 48(12), 6850–6858. <https://doi.org/10.1021/es5003956>

Velimirovic, M., Chen, H., Simons, Q., & Bastiaens, L. (2012). Reactivity recovery of guar gum coupled mZVI by means of enzymatic breakdown and rinsing. *Journal of Contaminant Hydrology*, 142–143, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2012.09.003>

Velimirovic, M., Tosco, T., Uyttebroek, M., Luna, M., Gastone, F., de Boer, C., Klaas, N., Sapon, H., Eisenmann, H., Larsson, P. O., Braun, J., Sethi, R., & Bastiaens, L. (2014). Field assessment of guar gum stabilized microscale zerovalent iron particles for in-situ remediation of 1,1,1-trichloroethane. *Journal of Contaminant Hydrology*, 164, 88–99. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2014.05.009>

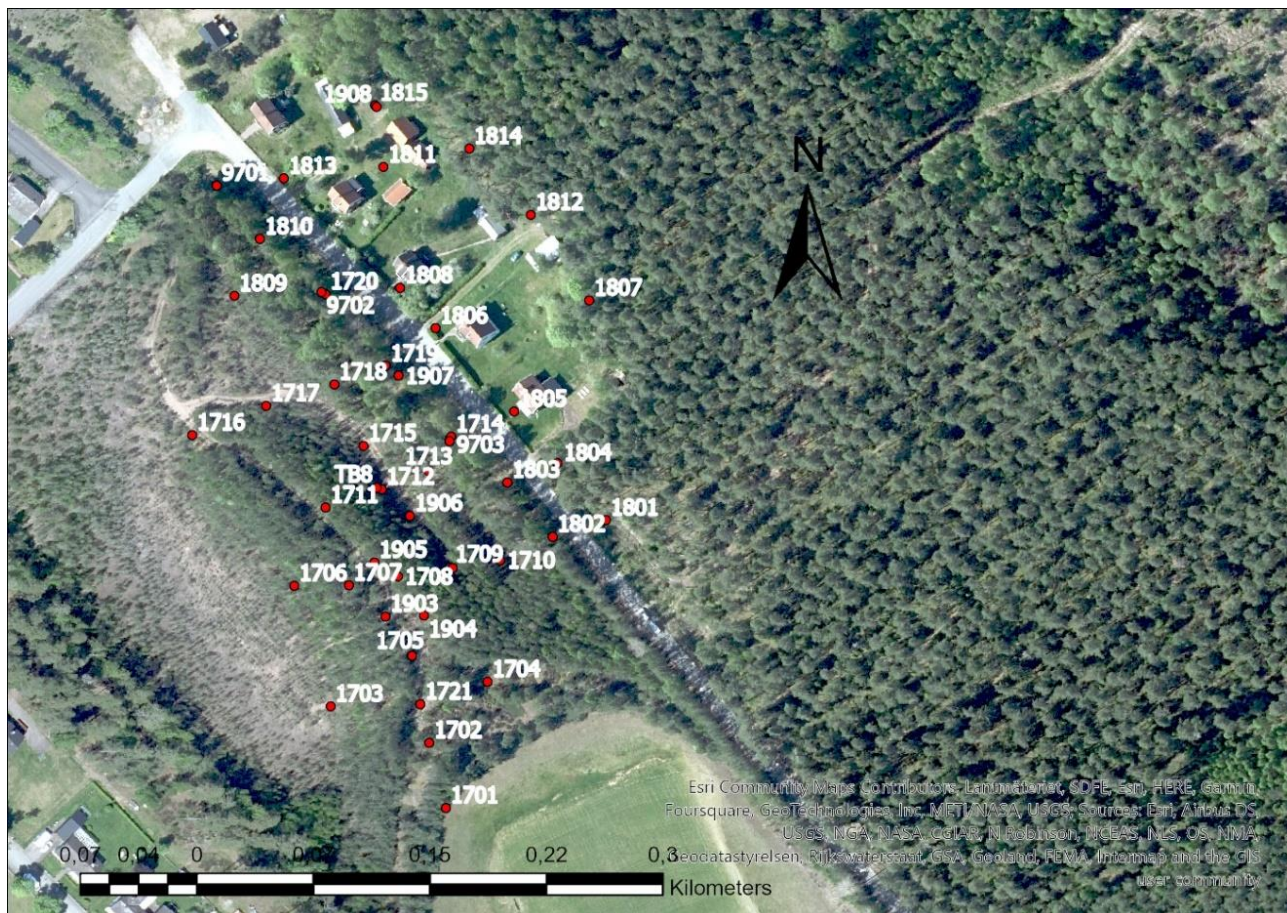
Wolthers, Laurent Charlet, C.H. van Der Weijden, P.R. van Der Linde, D. Rickard. 2021. Arsenic mobility in the ambient sulfidic environment: Sorption of arsenic(V) and arsenic(III) onto disordered mackinawite.. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2005, 69 (14), pp.3483-3492. [ff10.1016/j.gca.2005.03.003](https://doi.org/10.1016/j.gca.2005.03.003) [ffhal-00109252f https://hal.science/hal-00109252/document](https://hal.science/hal-00109252)

World Health Organization, WHO. 2022. *Arsenic*. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/arsenic> [2023-03-06]

Zhao, J., Su, A., Tian, P., Tang, X., Collins, R. N., & He, F. (2021). Arsenic (III) removal by mechanochemically sulfidated microscale zero valent iron under anoxic and oxic conditions. *Water Research*, 198. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117132>

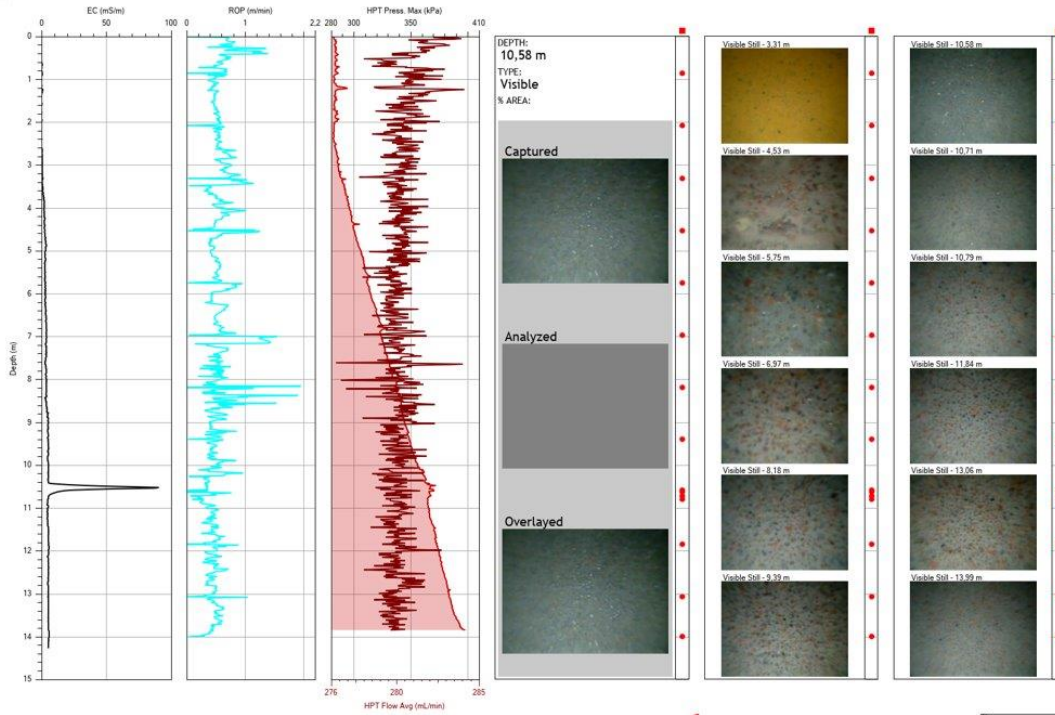
10 Bilagor

Bilaga A – Karta över äldre brunnar



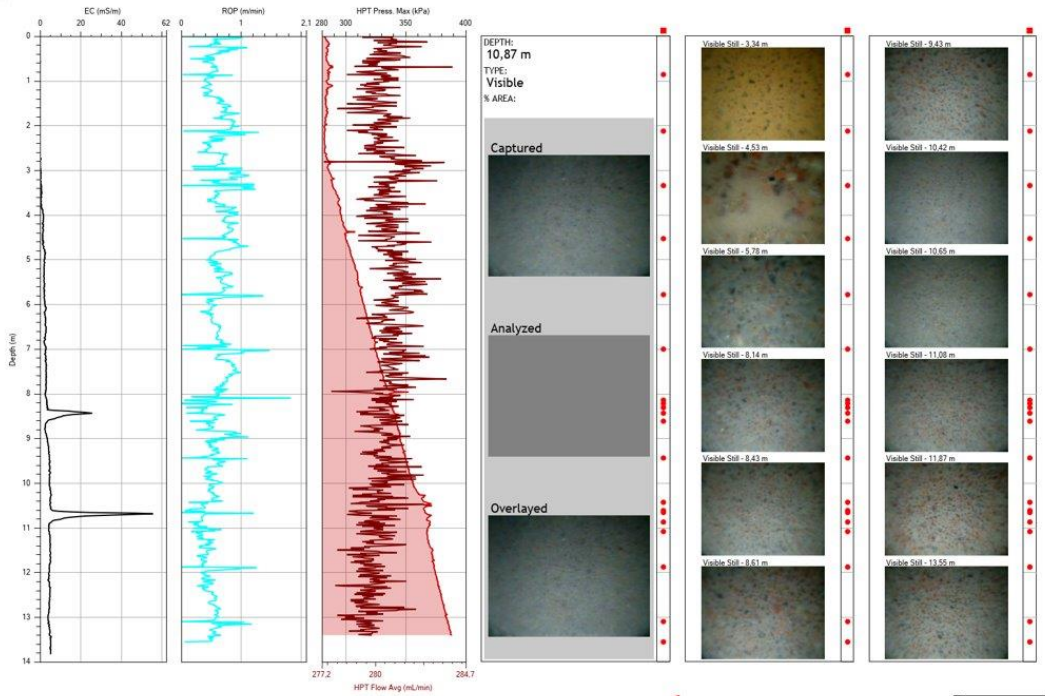
Bilaga B – Distributionstesterna

F8 (N 0,5 m)

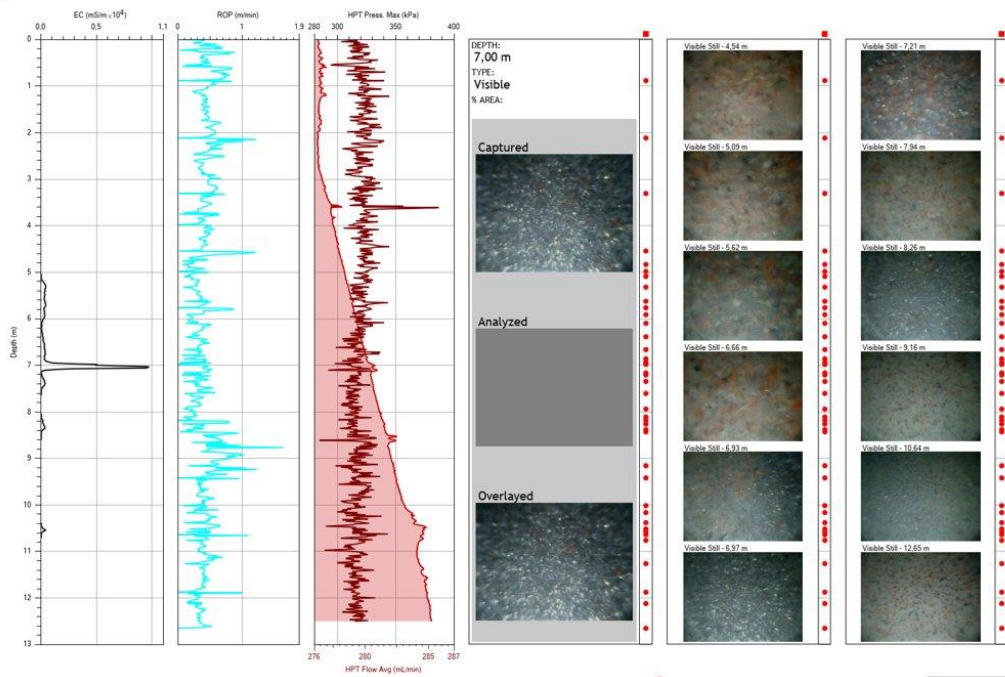


NIRAS		Company	NIRAS	Operator	LPH	File	Fig_Op_13_08P
		Project No.	1476444	Client	SWECO AB	Date	26-05-2022
						Location	1476444, Sverige

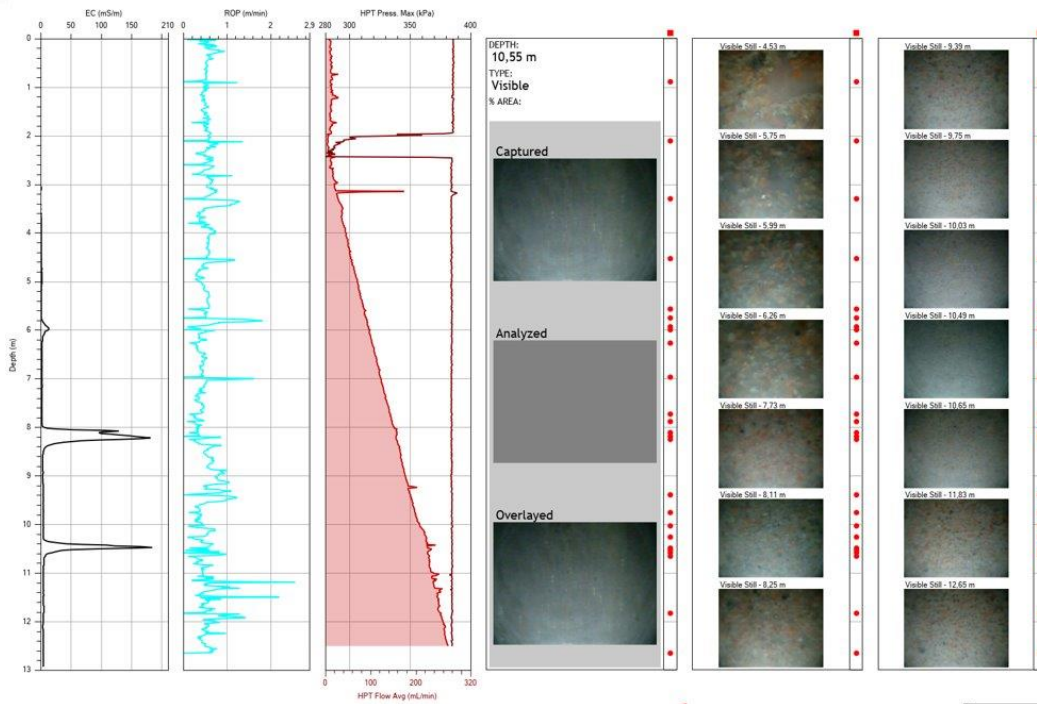
F09 (S 0,5 m)



F10 (Ö 0,5 m)

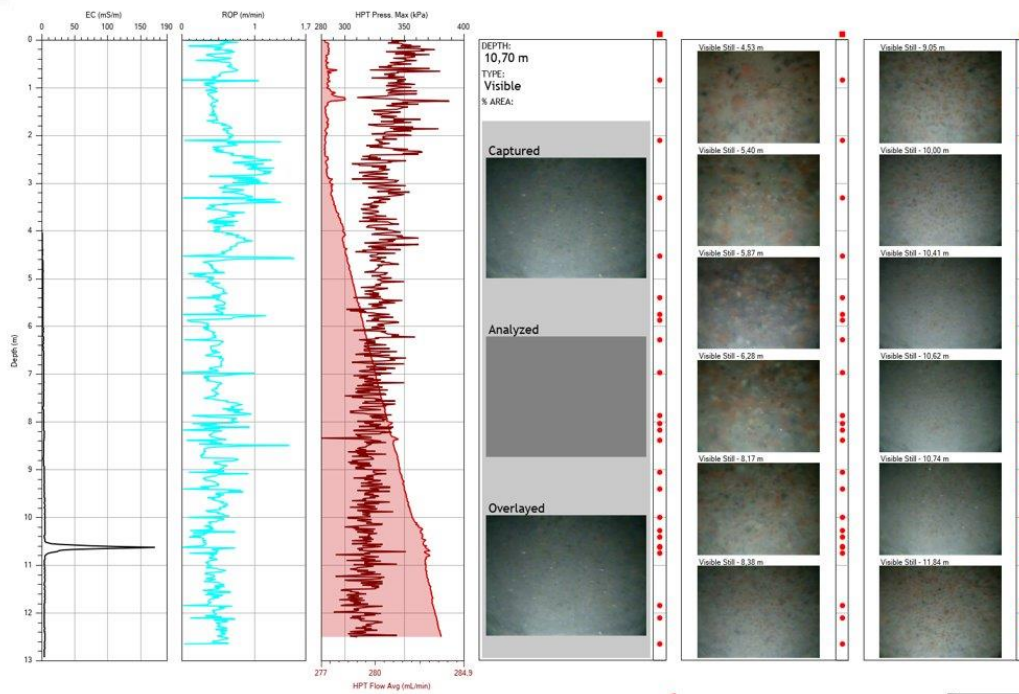


F11 (V 0,5 m)



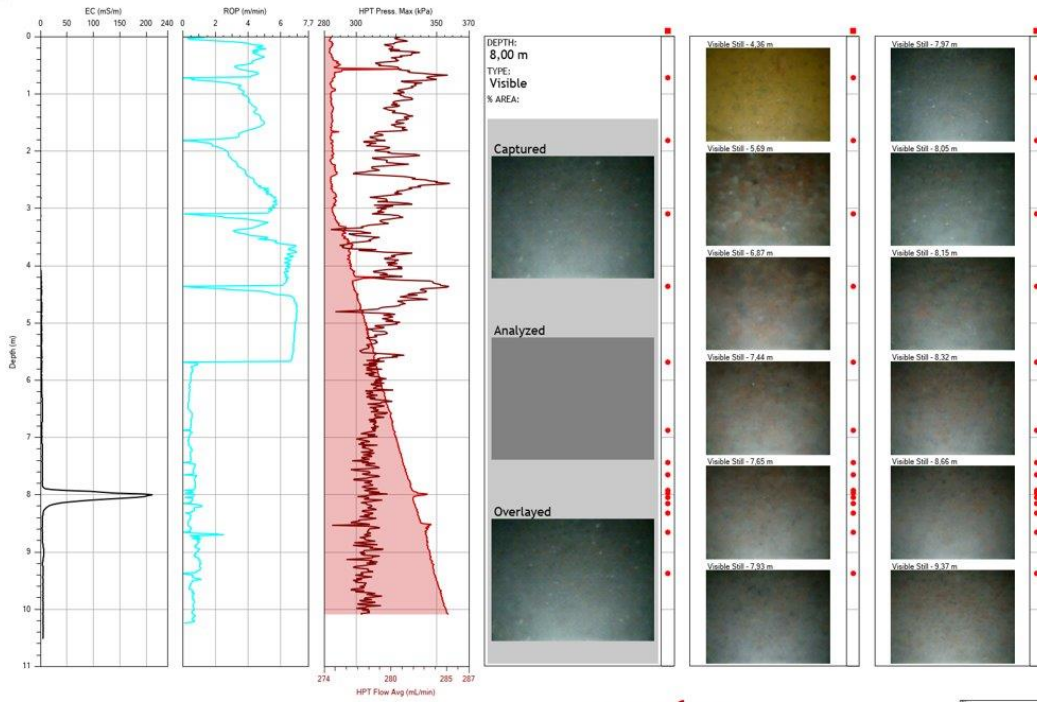
NIRAS		Project: F11_OP_UZ/OSP
Company: NIRAS	Operator: ORLJABOE	Date: 26-10-2022
Project ID: H170001	Site: SVECO AB	Location: H170001_Svevige

F12 (Ö 1,0 m)



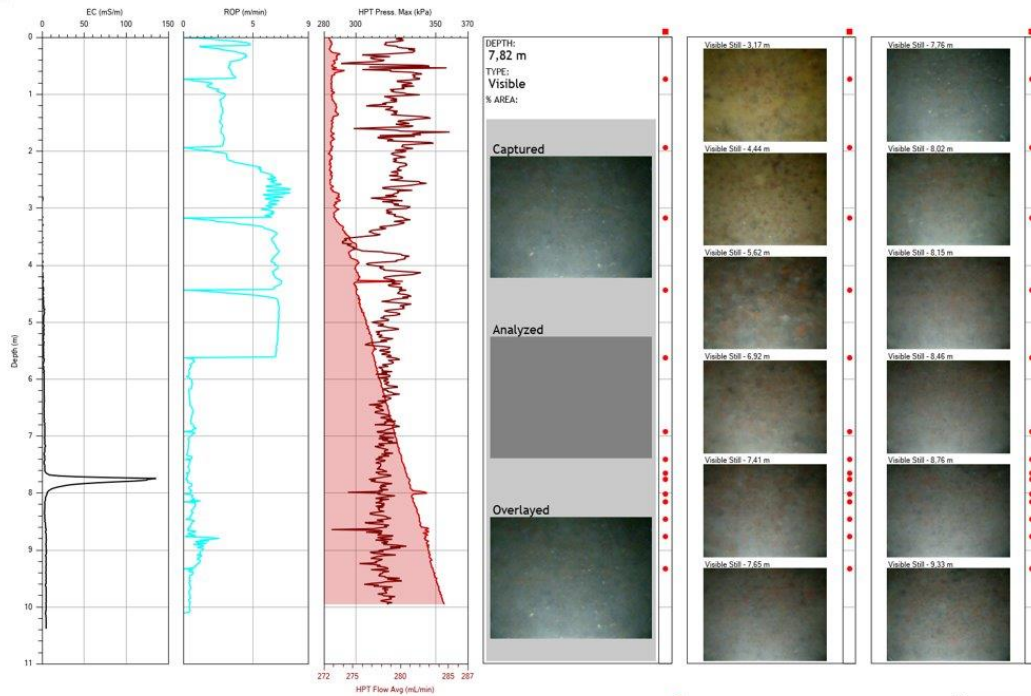
NIRAS		Project: F12_OP_UZ/OSP
Company: NIRAS	Operator: ORLJABOE	Date: 26-10-2022
Project ID: H170001	Site: SVECO AB	Location: H170001_Svevige

F13 (NØ 0,5 m)



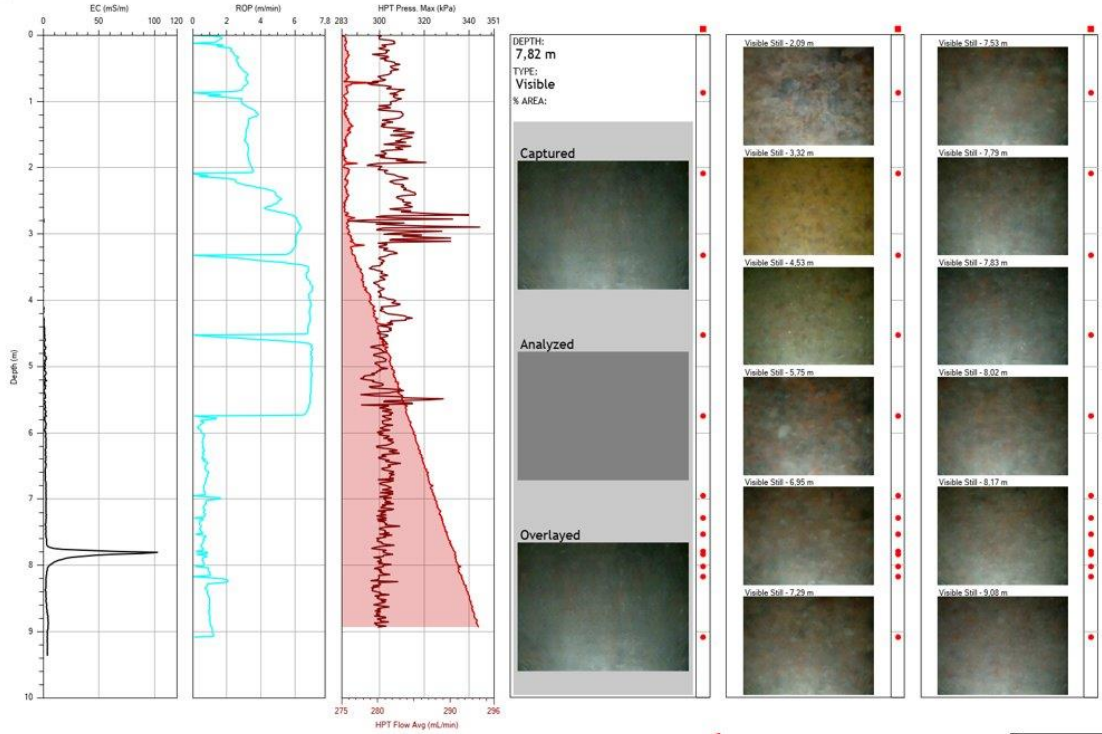
NIRAS

F14 (NV 0,5 m)



NIRAS

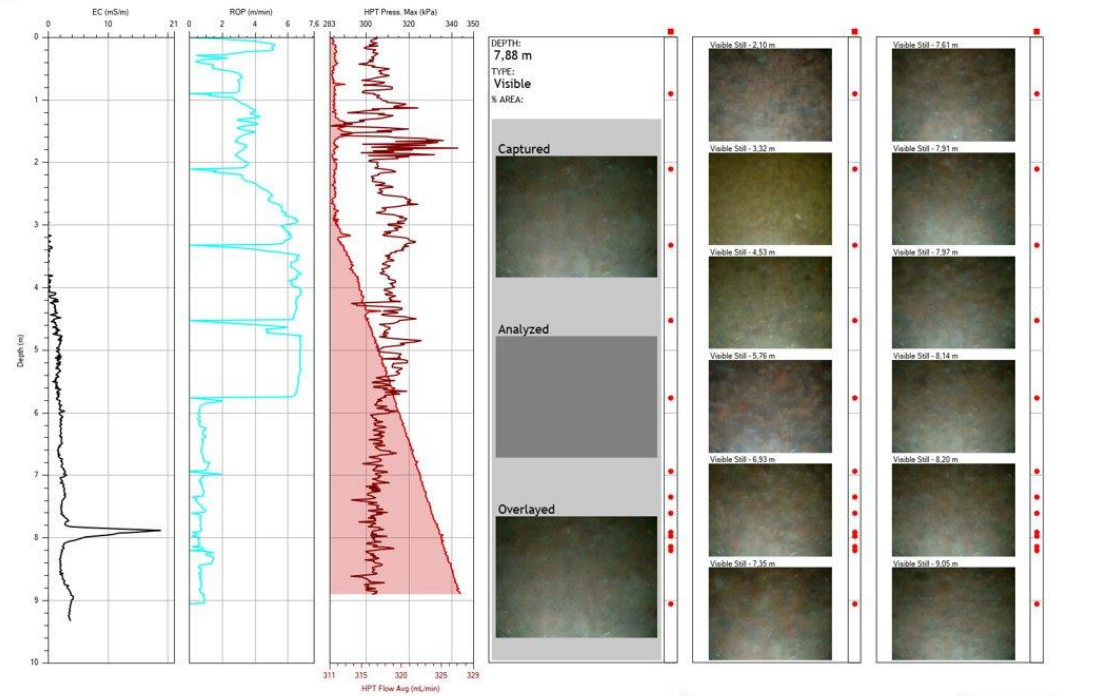
F15 (NV 1,0 m)



NIRAS

Company	NIRAS	Operator	ORLANDO	File	F15_OP_UV_OHP
Project ID	H1Theard	Client	SWECO AB	Date	26-10-2022
				Location	H1Theard_Overige

F16 (NV 1,5 m)



NIRAS

Company	NIRAS	Operator	ORLANDO	File	F16_OP_UV_OHP
Project ID	H1Theard	Client	SWECO AB	Date	26-10-2022
				Location	H1Theard_Overige