



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 18 007

Examensarbete 30 hp
Februari 2018

Arseniks löslighet i grundvatten- akviferen i Hjärtevad

Utvärdering med geokemisk modellering

Martina Fastlund

REFERAT

Arseniks löslighet i grundvattenakviferen i Hältevad - utvärdering med geokemisk modellering

Martina Fastlund

Spridningen av arsenik i mark- och grundvatten är ett globalt problem, och spridningen i naturen sker genom både naturlig och antropogen inverkan. Historiskt har den antropogena spridningen skett från ett flertal olika industriella sektorer till exempel träimpregneringsindustrin. I Sverige har de flesta av de cirka 85 000 förorenade markområdena kontaminerats av industriverksamheter. Arsenik har inom Sverige spridits via bland annat träbehandling där impregneringsmedlet koppar, krom och arsenik (CCA) använts. Arsenik är en toxisk metalloid som i mark- och grundvatten kan uppträda som de oorganiska föreningarna arsenit $\text{As}[\text{III}]$ och arsenat $\text{As}[\text{V}]$. Mobiliseringen av arsenikföreningarna i markvattnet påverkas av föreningarnas oxidationstillstånd och de kemiska förhållandena i marken. Arsenat adsorberas starkt till järn- och aluminiumhydroxider. Arsenit anses vara mest toxisk, mobil och löslig av de två föreningarna.

På en tidigare impregneringsanläggning i Hältevad, Småland har arsenik börjat spridas i mark- och grundvatten trots tidigare genomförd sanering. Höga koncentrationer arsenik har uppmätts inom området på den tidigare anläggningen. Hypoteser kring spridningen av arsenik är att föroreningar under grundvattenytan som lämnats kvar efter saneringen kan ha mobiliserats till följd av ändrade redoxförhållanden. Denna rapport syftar till att undersöka hur arseniks mobilisering och adsorptionsförmåga i Hältevad påverkas av pH och redoxförhållanden. Detta gjordes genom lakteter och geokemisk modellering i Visual MINTEQ. Jordprover samlades in under utförd jordprovtagning hösten 2017. Totalt samlades jordprover in från sju olika provpunkter tagna på olika djup. Lakteter utfördes på både torkade och naturfuktiga prover. Oxalatextraherbar arsenik användes tillsammans med uppmätta lösta koncentrationer av kat- och anjoner som indata i Visual MINTEQ. För att simulera hur arsenit, arsenat och totalhalten arsenik mobiliserades och adsorberades i jordmaterial varierades pH, redoxpotential och järnhydroxiden ferrihydrits specifika yta. Modellen visade att arseniks mobilisering och adsorption styrs av pH, redoxförhållanden och av ferrihydrits specifika yta. Arsenat adsorberades i större utsträckning mellan pH 4,5 och 6,5 medan arsenit adsorberades vid pH-värden större än pH 7. Slutsatsen är att arseniks mobilisering och adsorption påverkas av pH, men sannolikt är redoxförhållandena och ferrihydritens specifika yta mer betydelsefulla för mobiliseringen och adsorptionen. För att kunna säkerställa att sambanden som ses i rapporten är verifierbara behöver bland annat fler modellsimuleringar genomföras. Rapporten visar att arsenik med största sannolikhet började mobiliseras i Hältevad på grund av ändrade redoxförhållanden.

Nyckelord: Arsenik, Arsenit $\text{As}[\text{III}]$, Arsenat $\text{As}[\text{V}]$, Adsorption, Ferrihydrit, K_d -värden, Lakteter, Mobilisering, Oxiderande förhållanden, pH, Redoxpotential, Reducerande förhållanden

*Institutionen för Mark och Miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet, Lennart Hjelm's väg 9,
SE-750 07 Uppsala
ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

Arsenic solubility in the groundwater aquifer in Hjärtevad - An evaluation with geochemical modeling

Martina Fastlund

Excessive concentrations of arsenic in soil- and groundwater constitute a global issue. The spread of arsenic is due to both natural and anthropogenic effects in the environment. Historically, the anthropogenic emissions have originated from several different industrial sectors e.g. wood impregnation. In Sweden, there are approximately 85 000 contaminated sites. Most of them are contaminated due to industrial activities. The emissions of arsenic in Sweden are mainly due to the wood impregnating agent CCA (copper, chromium and arsenic). Arsenic is a toxic metalloid that predominantly occurs as the inorganic compounds arsenite As[III] and arsenate As[V] in soil and groundwater. The mobilization of the arsenic compounds in soil water is affected by the redox conditions and by other conditions in the field, e.g. pH. Arsenate adsorbs stronger to iron- and aluminum hydroxides. Arsenite is the most toxic, mobile and soluble of the two compounds.

In a previously remediated impregnation plant in Hjärtevad, Småland, arsenic has started to spread in the soil and groundwater. High dissolved concentrations of arsenic have been measured in the area. A hypothesis about the recent mobilization of arsenic is that pollutants below the groundwater table which were left behind after remediation started to dissolve due to changed redox conditions. This report aims to evaluate how the mobilization and adsorption of arsenic in Hjärtevad is effected by pH and redox potential. This was addressed by leaching tests and geochemical modeling in Visual MINTEQ. Soil samples were collected during autumn 2017. Soil samples from seven different sampling points, taken from different depths were collected. Leaching tests were carried out for both dry and humid soil samples. Oxalate extractable arsenic was used together with measured dissolved concentrations of cat- and anions as input in Visual MINTEQ. The input data were used to evaluate the mobilization and adsorption of arsenite, arsenate and total arsenic due to pH, redox potential and the specific surface area of ferrihydrite. The modeling showed that the mobilization and adsorption of arsenic is dependent on pH, redox potential and reactive surfaces in the soil solution. Arsenate was adsorbed more strongly between pH 4.5 and 6.5 while arsenite was adsorbed at pH values greater than 7. The conclusion is that the mobilization and adsorption of arsenic were affected to some extent by the pH value. However the redox potential and the specific surface area of ferrihydrite were more influential. To verify the trends seen in the report, additional modeling is required. The report shows that most likely, arsenic started to mobilize in Hjärtevad due to the changed redox conditions.

Keywords: Arsenic, Arsenite As[III], Arsenate As[V], Adsorption, Ferrihydrite, K_d values, Leaching tests, Mobilization, Oxidized conditions, pH, Redox potential, Reduced conditions

Department of Soil and Environment, Swedish Agricultural University, Lennart Hjelmss väg 9, SE-750 07 Uppsala
ISSN 1401-5765

FÖRORD

Detta är ett examensarbete motsvarande 30 hp inom civilingenjörsprogrammet i Miljö- och vattenteknik på Uppsala universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet. Handledare har varit Charlotta Tiberg vid avdelning renare mark på Statens Geotekniska Institut, SGI. Ämnesgranskare har varit Jon Petter Gustafsson vid institutionen för mark och miljö, SLU. Examinator har varit Fritjof Fagerlund vid institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet.

Examensarbetet utfördes inom projektet "Hjältevad etapp 2: riskbedömning" som utfördes i samarbete med Statens Geotekniska Institut och SWECO Environment AB Malmö. Projektet syftar till att kartlägga spridningen av arsenik inom området på en tidigare impregneringsanläggning i Hjältevad, Småland.

Under arbetet har ett flertal personer varit till stor hjälp. Jag vill rikta ett särskilt stort tack till Dan Berggren Kleja vid institutionen för mark och miljö, SLU som gjorde det möjligt att delta i projektet. För alla värdefulla diskussioner och kommentarer under projektets gång. Ett stort tack riktas även till Peter Englov från SWECO Malmö som gjorde det möjligt att få delta i jordprovtagning. För tillhandahållningen av material från nuvarande och tidigare undersökningar, men också för kommentarerna till rapporten och lånet av bilderna (figurer 5-9) samt tabell 1. Dessutom riktas ett tack till Pär Hallgren från SWECO Malmö för tillhandahållning av lakttesternas resultat och för lånet av indata till figur 10. Tack riktas även till Åsa Löv vid institutionen för mark och miljö, SLU för alla tips kring simuleringarna i Visual MINTEQ och det laborativa arbetet.

Jag vill även rikta ett stort tack till min handledare Charlotta Tiberg för all rådgivning och stöttning under hela arbetet genom alla värdefulla kommentarer på rapporten och för hjälpen med simuleringarna i Visual MINTEQ. Stort tack till min ämnesgranskare Jon Petter Gustafsson för hans värdefulla expertis inom området och all hjälp med Visual MINTEQ.

Jag vill tacka min familj och vänner för all stöttning under den här tiden, utan er hade det aldrig gått.

Martina Fastlund
Uppsala, januari 2018

Copyright © Martina Fastlund och Institutionen för Mark och Miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet.

UPTEC W 18 007, ISSN 1401-5765.

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet, Uppsala, 2018

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Arseniks löslighet i grundvattenakviferen i Hjaltevad - utvärdering med geokemisk modellering

Martina Fastlund

Spridningen av arsenik i mark och grundvatten är ett globalt problem. Arseniks förekomst i miljön hotar både människor, djur och vegetation. Spridningen av arsenik sker via mänsklig och naturlig inverkan i miljön. Arsenik har historiskt spridits via industrier, och inom träindustrin har arsenik använts för behandlingen av trä. I Sverige finns det ungefär 85 000 förorenade områden, de flesta är belägna på tidigare eller nuvarande industriområden. Spridningen av arsenik har i Sverige främst förekommit genom behandling av trä. Sveriges riksdag beslutade år 2005 att införa 16 miljökvalitetsmål, ett av dem var en "Giftfri miljö". Användningen av impregneringsmedel innehållande arsenik har sedan år 2007 minskat i Sverige, dock finns det fortfarande områden som är förorenade av ämnet. Ett exempel är en tidigare impregneringsanläggning i Hjaltevad, Småland.

Impregneringsanläggningen i Hjaltevad sanerades år 1997 via urschaktning och externt omhändertagande där de förorenade jordmassorna tvättades för att få bort arsenik. Projektet bedömdes som lyckat då arsenikkoncentrationerna minskade i området. Vid en kontroll av grundvattnet år 2011 upptäcktes det åter höga koncentrationer löst arsenik. I miljön förekommer arsenik i två olika oxidationstillstånd, arsenit $\text{As}[\text{III}]$ och arsenat $\text{As}[\text{V}]$. Arseniks spridning i grundvattnet är idag osäker, liksom arseniks fastläggningsförmåga i marken. En hypotes som finns angående spridningen av arsenik är att föroreningar som lämnats kvar efter saneringen under grundvattenytan började mobilisera på grund av de låga redoxförhållandena i grundvattenzonen. Under hösten år 2017 genomfördes en jordprovtagning för att kartlägga arseniks spridning i marken.

Syftet med projektet var att undersöka i vilken grad pH och redoxpotential påverkar arseniks löslighet och fastläggningsförmåga i Hjaltevad. Lakteter, så kallade skakförsök, utfördes på både torkade och naturfuktiga prover vid åtta respektive sex olika pH-värden som justerades inom pH-intervallet 4,5-8. I laktesten tillsatts olika koncentrationer av syra och bas för att uppnå önskade pH-värden inom pH-intervallet 4,5-8. Laktesterna skakades i 5 ½ dygn för att få jämviktsförhållanden, därefter centrifugerades proverna innan pH mättes. Laktesterna med naturfuktiga prover bubblades med kvävgas för att få bort så mycket syrgas som möjligt ur suspensionen. Laktesterna genomfördes för att få fram hur stor mängd arsenik som fanns lösligt i laktestlösningen vid de olika pH-värdena. Resultaten från laktesterna och jordkaraktäriseringen användes som indata i ett geokemiskt jämviktsprogram för att simulera hur arsenit, arsenat och arseniks löslighet i marken påverkades utifrån varierande pH-värden och redoxpotentialer. Lösligheten simulerades genom att undersöka i vilken mån arsenik fastläggs till järnhydroxiden ferrihydrit. K_d -värden beräknades fram för både laktester och fältförhållanden, detta för att kunna jämföra arseniks fastläggningsförmåga i marken.

Enligt laktesternas resultat ökade arseniks löslighet med ökande pH-värden. K_d -värden för arsenik i lakteserna visade att arseniks fastläggning i marken påverkades av fördelningen av arseniks koncentration i fast och löst fas. Vid pH-värden högre än pH 5 minskade K_d -värdena för laktesterna. Att K_d -värdena minskade beror på att arseniks fastläggning i jorden minskar vid stigande pH. Liten adsorption ger litet K_d -värde. Modellsimuleringarna av redoxförhållandenas betydelse för arseniks

fastläggningsförmåga visade att arsenits löslighet var som störst under pH 6,5 medan arsenat hade låg löslighet vid dessa pH-värden. Vid pH-värden över 6,5 ökade lösligheten för arsenat, medan lösligheten för arsenit minskade till följd av att mer arsenit fastläggs till ferrihydrits ytor. Simuleringarna visade att när oxiderande förhållanden råder kommer fastläggningsförmågan att vara som störst för arsenat vid låga pH-värden, då fastläggningen till ferrihydrit var starkast. Vid redoxpotentialer över +100 mV utgjordes den lösta koncentrationen arsenik av arsenat, enligt den använda modellen. Vid redoxpotentialer under +100 mV utgjordes koncentrationen löst arsenik istället av arsenit.

För att kunna säkerställa hur arseniks fastläggning påverkas av redoxförhållanden behöver fler simuleringar genomföras och modellen utvecklas. Dessutom bör lakteter under reducerande förhållanden genomföras i en kontrollerad miljö, det vill säga i en så kallad handskebox som är en tät försluten låda med två handskar där prover som är till exempel luft- och vattenkänsliga kan hanteras, för att på så vis kunna göra en säkrare jämförelse av arseniks mobilisering och adsorption under oxiderande och reducerande förhållanden. Utifrån modellens och laktesternas resultat är det sannolikt förändrade redoxförhållanden som är den huvudsakliga orsaken till arseniks mobilisering i Hjärtevad.

BEGREPP

Aerob markmiljö	Syrerika markförhållanden
Affinitet	Interaktion mellan grundämne eller kemiska föreningar
Alkaliska förhållanden	Basiska förhållanden i marken
Anaerob markmiljö	Syrefattiga markförhållanden
CCA	Träimpregneringsmedel innehållande koppar-, krom och arsenik (<i>eng.</i> chromium, copper, arsenate)
DOC	Löst organiskt material (<i>eng.</i> Dissolved Organic Carbon)
Dynamisk gr.v. provtag.	Målinriktad grundvattenprovtagning där mätningar utförs och utvärderas i realtid
Eluat	Lösning som erhålls från utförda lakteter
Ferrih-CDM	Sorptionsmodell för Ferrihydrit (järnhydroxider) i Visual MINTEQ
L/S-kvot	Kvoten mellan mängden vätska och mängden jord (<i>eng.</i> liquid to soil-ratio)
OEC	Oxalatextraherbara ämnen
TOC	Totalt organiskt kol (<i>eng.</i> Total Organic Carbon)
SONIC borrning	Borrning där nedträngningen av borrhuvudet åstadkoms genom rotation och vibration med högfrekventa ljud, vilket minskar friktionen
SOM	Fast organiskt material (<i>eng.</i> Solid Organic Matter)
Speciering	Bestämning av ett kemiskt ämnes förekomst i jord eller vatten
SHM	Stockholm Humic Model, sorptionsmodellen för humusämnen i Visual MINTEQ

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1 INLEDNING	1
1.1 SYFTE, MÅL OCH FRÅGESTÄLLNING	2
1.2 AVGRÄNSNING	2
1.3 LITTERATURSTUDIE	2
2 TEORI	3
2.1 FYSIKALISKA PROCESSER.....	3
2.1.1 Transport i löst fas	3
2.1.2 Marktextur	4
2.2 KEMISKA PROCESSER	5
2.2.1 Adsorption	5
2.2.2 Utfällning	7
2.2.3 Redoxprocesser	7
2.3 ARSENIK	8
2.3.1 Arsenit och arsenat i mark.....	9
2.3.2 Arsenit och arsenat i grundvatten	11
3 UNDERSÖKT OMRÅDE	11
3.1 OMRÅDESBESKRIVNING	11
3.2 GEOLOGISKA OCH HYDROLOGISKA FÖRHÅLLANDEN.....	12
3.3 HISTORIK	13
4 MATERIAL OCH METOD	16
4.1 JORDPROVTAGNING	16
4.1.1 Oxalatextraktion av jordprover	19
4.2 LAKTESTER.....	19
4.2.1 Förtester	19
4.2.3 Naturfuktiga prover	21
4.3 K _s -VÄRDEN	22
4.4 GEOKEMISK MODELLERING.....	24
4.4.1 Modelluppsättning och indata	25
5 RESULTAT	27
5.1 LAKTESTER.....	27
5.2 K _s -VÄRDEN	29
5.3 GEOKEMISK MODELLERING.....	31
6 DISKUSSION	36
7 SLUTSATS	40
8 REFERENSER	41
BILAGOR.....	48
BILAGA A - JORDPROVPUNKTER	48
BILAGA B - TITRERKURVA FÖR RECEPT AV LAKTESTER	49
BILAGA C - TILLSATTA KONCENTRATIONER I FÖRTESTER	50
BILAGA D - RECEPT FÖR pH-BEROENDE SKAKFÖRSÖK	51
BILAGA E - SONIC BORRNING.....	54
BILAGA F - BERÄKNING AV K _s -VÄRDEN	55
BILAGA G - INDATA I VISUAL MINTEQ	66

1 INLEDNING

Halter av arsenik (As) i mark-, grund- och dricksvatten har under lång tid varit ett betydande miljöproblem som hotar både människor, djur och vegetation (Deschamps m.fl., 2003; Goh & Lim, 2004). Arseniks spridning i naturen sker genom både naturlig och antropogen inverkan. Den naturliga förekomsten av arsenik i mark- och grundvatten sker genom naturlig utlakning i berggrunden och sediment (Jain & Ali, 2000), medan den antropogena spridningen av arsenik historiskt skett via ett flertal olika industrier som läkemedels- och träindustrin (Mandal & Suzuki, 2002). Arsenik har inom träindustrin främst använts i träimpregneringsmedel (Kemikalieinspektionen, 2011), ett vanligt impregneringsmedel är koppar, krom och arsenik (CCA) (Dobran & Zagury, 2006).

Sverige har idag cirka 85 000 markområden registrerade som konstaterat eller potentiellt förorenade. De förorenade markområdena utgörs främst av tidigare industriers verksamheter (Naturvårdsverket, 2017a). Behandlingar med träimpregnering har resulterat i spridning av föroreningar i mark och vatten genom dropp, spill och olyckor (SGI, 2017a), CCA började användas som träimpregneringsmedel i Sverige i början av 1950-talet. Spridningen av koppar, krom och arsenik har främst skett genom läckage från impregneringstankar och spill, och alla de områden utsatta för arsenikspill via CCA klassas som förorenade. Föroreningsklassningen innebär att områden, mark, grundvatten eller sediment, förorenats så pass att halterna av ämnet överskrider de lokala eller regionala bakgrundshalterna i området (Carlbom, 2003). Sveriges riksdag beslutade år 2005 att införa 16 stycken miljökvalitetsmål. Ett av målen är en Giftfri miljö (Naturvårdsverket, 2017b). Målet anger att "Miljön skall vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden". Enligt miljökvalitetsmålet ska halter av ämnen naturligt förekommande i miljö vara nära bakgrundshalten, medan naturfrämmande ämnens halter ska vara nära noll (SOU 2000:52). Sedan år 2007 har användningen av impregneringsmedel innehållande arsenik nästan försvunnit i Sverige (Kemikalieinspektionen, 2011), dock finns det fortfarande områden i Sverige som är kontaminerade av ämnet. Ett exempel är en tidigare impregneringsanläggning i Hjärtevad där träimpregneringsmedlet CCA använts (SWECO, 2012).

Impregneringsanläggningen i Hjärtevad sanerades år 1997 genom urschaktning och externt omhändertagande där jordmassorna tvättades för att få bort arsenik. Provtagningar utfördes år 1997–2011, och vid en grundvattenprovtagning år 2011 upptäcktes ökande koncentrationer av arsenik i ett kontrollrör. En dynamisk grundvattenprovtagning utfördes under år 2017, där höga arsenikkoncentrationer uppmättes i grundvattnet. Högst koncentration uppmättes i provpunkt 1705, där arsenikkoncentrationen var 2200 µg/l (SWECO, 2012; SWECO, 2017b). Gränsvärdet för arsenik i dricksvatten är 10 µg/l (Livsmedelsverket, 2014). Arsenikplymens utbredning i mark- och grundvattenzonen inom den tidigare anläggningens område är idag osäker, även arseniks adsorptionsförmåga i marken är oklar. I marken förekommer arsenik som oxyanjoner med två olika oxidationstal, As[III] (arsenit) och As[V] (arsenat). Arsenit är mer mobil och toxisk än arsenat (Deschamps m.fl., 2003). En hypotes som finns angående den nya spridningen av arsenik efter den tidigare utförda saneringen i Hjärtevad är att föroreningar som lämnats kvar efter saneringen under grundvattenytan kan ha mobiliserats på grund av den låga redoxpotentialen i grundvattenzonen.

1.1 SYFTE, MÅL OCH FRÅGESTÄLLNING

Detta examensarbetet syftar till att få förståelse för hur arsenik mobiliseras samt hur mobiliseringen påverkas av pH och redoxpotential (Eh) i jordmaterial. Undersökningen utfördes inom området på en tidigare impregneringsanläggning i Hjaltevad, Småland. På den tidigare impregneringsanläggningens område har det upptäckts en ökning av arsenik i grundvattnet trots tidigare sanering. För att få förståelse för vad som medfört att arsenik börjat mobiliseras igen genomfördes lakteter. En geokemisk modell sattes upp i programvaran Visual MINTEQ enligt CD-MUSIC modellen Ferrih-CDM. Modellen sattes upp för varje provpunkts uppmätta koncentrationer av katjoner (natrium Na^+ , kalium Ca^{2+} , kalcium K^+) och anjoner (nitrat NO_3^- , fosfatfosfor $\text{P}(\text{PO}_4)^{3-}$), pH-värden i lakteterna eluat och för de uppmätta totalkoncentrationerna arsenik och mangan Mn^{2+} från oxalatextraherbara jordkaraktäriseringen. Modellen Ferrih-CDM användes för att simulera adsorptionsförmågan för arsenikföreningarna arsenit, arsenat och den totala koncentrationen arsenik i marklösningen för varje provpunkt. I modellen undersöktes det hur en ändring av pH och redoxförhållanden på undersökningsplatsen skulle påverka utlakningen av arsenik i marklösningen. K_d -värden beräknades för lakteter med torkade prover och för koncentrationer uppmätta i fält. Målet med examenarbetet är att lakteterna tillsammans med simuleringarna ska ge en större förståelse kring mobiliseringen av arsenik i jorden samt kunna tjäna som underlag till framtida riskbedömning för spridningen inom/från området och åtgärder för att minska dem. För att nå målet till ökad förståelse av arseniks mobilisering i jordmaterial, framförallt inom det undersökta området i Hjaltevad, undersöktes följande frågeställningar.

I: Hur påverkar varierande pH och redoxpotential arseniks fastläggning i området?

II: Vilka mekanismer styr lösligheten?

1.2 AVGRÄNSNING

Examensarbetet har avgränsats till att enbart undersöka arseniks adsorption och mobilisering i grundvattenmagasinet inom området på den tidigare impregneringsanläggningen i Hjaltevad. På området förekommer utöver arsenik även förhöjda koncentrationer av andra föroreningar som koppar, krom och zink (SWECO, 2014). Studien kommer inte att ta hänsyn till dessa föroreningar.

Lakteterna utfördes på jord från de djup där arsenikkoncentrationerna i grundvattnet är som högst. Urvalet baserades på en dynamisk grundvattenprovtagning som utfördes strax innan jordprovtagningen. Lakteterna genomfördes på torkade prover under oxiderande laborieförhållanden för alla prover inom intervallet pH 4,5–8. Dessutom utfördes lakteter under reducerande förhållanden på naturfuktiga prover från två provpunkter. Syftet med försöken var att förhindra att arsenik i proverna oxiderades under laktförsöken, detta för att bättre efterlikna förhållanden i fält. Motivet till upplägget är att det är komplicerat och kräver specialutrustning för att kontrollera redoxförhållanden på laboratoriet. Istället användes simuleringen i programvaran Visual MINTEQ för att simulera fram arseniks adsorption under olika oxiderande och reducerande förhållanden.

1.3 LITTERATURSTUDIE

För att kunna få en förståelse för arsenikslöslighet i marken utfördes initialt en litteraturstudie kring fysikaliska och kemiska processer som påverkar arseniks förekomstformer i mark- och grundvatten, kring lakteter och laktetest SS EN-14429, kring geokemisk modellering samt programvaran Visual MINTEQ 3.1. Informationen om fysikaliska och kemiska processer användes till att erhålla större kännedom kring arseniks

löslighet i marken utifrån faktorer som exempelvis förändring av pH, redoxpotential, K_d -värden och adsorption.

Syftet med studien var att kunna använda informationen kring arseniks adsorption och löslighet vid analys av laktesterna, beräknade K_d -värden och simuleringarna i Visual MINTEQ.

2 TEORI

Denna studie syftar till att undersöka arseniks mobilisering och fastläggning i Hjärtevad. För att kunna besvara frågeställningarna följer därför ett allmänt teoriavsnitt om hur föroreningars spridning i markmiljö påverkas av markens fysikaliska och kemiska processer. Ett separat avsnitt kommer att behandla hur arseniks adsorption påverkas av pH, redoxpotential och oxidationstillstånd i både mark och grundvatten.

2.1 FYSIKALISKA PROCESSER

Spridningen av föroreningar i marken påverkas av fysikaliska processer som växelverkan mellan olika fasta material samt marktexturens genomsläpplighet av mark- och grundvatten (Elert m.fl., 2006).

2.1.1 Transport i löst fas

Mark- och grundvattnets transport genom jorden påverkar lösta ämnens transport, och det lösta ämnets koncentration och speciering kommer under transporten att ändras på grund av långsamma kemiska reaktioner med omgivningen i jorden. Vatten fungerar som ett bra lösningsmedel på grund av vattenmolekylens vätebindningar. Vattenmolekylen består av en negativt laddad syreatom och två positivt laddade väteatomer. Vattenmolekylens atomer bildar en likbent triangel där syret är placerat i toppen med en vinkel på 105 grader (Grip & Rodhe, 1985). Vinkeln på 105 grader mellan väteatomerna gör att vattenmolekylen blir polär (Gustafsson m.fl., 2008). Den ojämna laddningsfördelningen och vattenmolekylens konfiguration gör molekylen till en dipol (Grip & Rodhe, 1985; Gustafsson m.fl., 2008). Vattenmolekylens dipolegenskaper gör att två vattenmolekyler kan attrahera varandra. Det är vattenmolekylernas attraktion som ger upphov till vätebindningarna (Grip & Rodhe, 1985). Vätebindningar gör också att vattenmolekylerna kan adsorbera till fasta ytor (Berggren Kleja m.fl., 2006). Vattenmolekylernas adsorption till jordpartiklarna påverkas av elektrostatiska krafter mellan jordpartiklarnas laddade ytor och vattenmolekylens dipoler (Grip & Rodhe, 1985).

Vattenpartiklarnas transport genom grundvattenmagasinet tar olika lång tid (Gripe & Rodhe, 1985). Att transporten av föroreningar i grundvattenmagasinet skiljer sig åt kan bero på fördröjningseffekter (Larsson, 2009). Fördröjningseffekten påverkas dels av hur effektiv sorptionen till jordpartiklarna i grundvattenmagasinet är (Elert, 2006) och dels via kemiska förändringar av föroreningen (Berggren Kleja m.fl., 2006). Vattenpartiklarnas hastighet påverkas även av storleken på porerna och porernas uppbyggnad i jordlagret. Mark- och grundvattnets strömning styrs av tryck- och gravitationskrafter. Då mark- och grundvattnet rör sig från högre till lägre hydraulisk potential (Gripe & Rodhe, 1985).

Vattnets hydrauliska konduktivitet påverkas av mättade och omättade zoner i jorden. Till exempel om mättade förhållanden råder i jorden kommer den hydrauliska konduktiviteten att öka snabbt med porstorleken. Minskar porernas vatteninnehåll minskar den hydrauliska konduktiviteten. Mark- och grundvattnets flöde påverkas också av omättad

och mättad jord. I omättad jord flödar vattnet vertikalt uppåt eller nedåt i jordlagren. Medan i mättade jordar flödar vattnet horisontellt (Grip & Rodhe, 1985). I mättade jordar sker transporten av föreningar med grundvattenströmmen (Berggren Kleja m.fl., 2006). Transporten av arsenik i marken påverkas av ämnets affinitet det vill säga dess förmåga att adsorbera till reaktiva ytor i både jorden och porvattnet (Dijkstra m.fl., 2004). Föroreningens, till exempel arseniks, mobilitet styrs av ämnets fördelning mellan lösta och fasta fasen (Dijkstra m.fl., 2009).

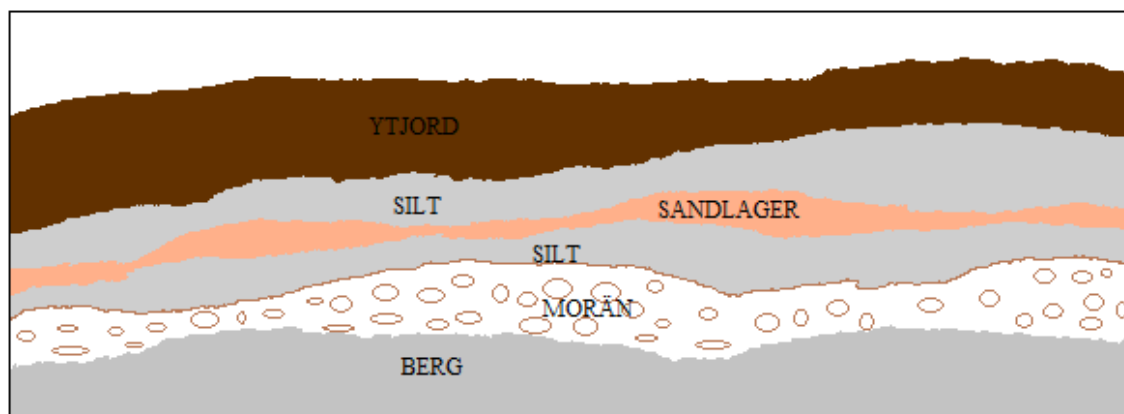
Kolloider

Kolloider är partiklar som suspenderas mellan vattenlösningarna i mark- och grundvatten. De är viktiga för transporten av föroreningar, speciellt om föroreningarna har låg löslighet i ren vattenfas (Berggren Kleja m.fl., 2006). Kolloiders storlek varierar mellan 1 nm till 1 μm (Jonsson & Wall, 2017). Kolloider är ofta laddade, och de består vanligen av lermineraler, organiskt material och/eller metallhydroxider (Berggren Kleja m.fl., 2006). Laddningarna är olika på mineraler, järn (Fe)- och aluminium (Al)-oxider samt humusämnen. Kolloider fungerar som jonbytare i marken, vilket innebär att jonens egenskaper och partikelyta påverkar jonens absorptionsförmåga via jonbyte eller ytkomplex till partikelytan. I marklösningen kommer de utbytbara jonerna att befinna sig intill partikelytan, vilket gör att jonen adsorberas svagt. Partikelytornas laddningar påverkar adsorptionen för an- och katjoner (Eriksson m.fl., 2011).

Kolloider kan bildas via utfällningar av metalloxider eller hydroxider, det sker när syrerikt mark- eller grundvatten blandas med reducerat lakvatten. Flera tungmetaller, katjonsmetaller, som normalt får minskad rörlighet i marken vid adsorption till fast organiskt material får istället ökad rörlighet på grund av att det fasta organiska materialets vattenlöslighet påverkar tungmetallernas löslighet. När metalljonerna adsorberas till löst organiskt material (DOC) ökar tungmetallernas löslighet (Berggren Kleja m.fl., 2006). Det sker genom att tungmetallernas attraktion till fasta ytor i marken minskar vid adsorption till rörligt organiskt material eller kolloider (Gustafsson m.fl., 2007). Förekomsten av DOC i marklösningen resulterar i en ökning av tungmetallernas rörlighet, ökningen är beroende av hur starkt de adsorberas till DOC och DOC:s egna rörlighet. Storleken på tungmetallernas utlakning i närvaro av DOC under olika markförhållanden är dock oklar (Berggren Kleja m.fl., 2006).

2.1.2 Marktextur

Markens genomsläpplighet, uppsugnings- och vattenhållande förmåga påverkas av jordlagrens kornstorlek. Vattnets genomsläpplighet påverkas av kornens storlek och hur tätt packade kornen är i jordlagret. Ett generellt antagande är att ju mindre kornstorlek desto sämre genomsläpplighet av vatten (SGI, 2017b). I marken kommer transporten av föroreningarna att påverkas av jordens heterogenitet och det lösta ämnets adsorption (Gustafsson m.fl., 2007). Jordens heterogenitet påverkas av variationer i markstrukturen som till exempel olika fraktioner och partikelstorlekar, mineralogiska skillnader inom och mellan jordpartiklar. Dessutom kommer större variationer i markstrukturen (skiktade jordar) att resultera i olika genomsläpplighet till exempel har sand/grus större genomsläpplighet än lera/silt (Gustafsson m.fl., 2007). I figur 1 visas en schematisk beskrivning av olika heterogeniteter som kan förekomma i mark.



Figur 1 Konceptuella skiss av olika heterogeniteter i marken, återskapad efter Gustafsson m.fl. (2007).

Siltjordar består av små korn, är starkt vattenhållande och har snabb uppsugning av vatten. Sand har en hög vattengenomsläpplighet. Lera har stor förmåga att behålla vatten och låg genomsläpplighet. Morän som består av en sammansättning av olika kornfraktioner har en varierande genomsläpplighet (SGI, 2017b).

2.2 KEMISKA PROCESSER

De viktigaste kemiska fastläggningsmekanismerna för metaller är adsorption och utfällning. Dessa mekanismer påverkar hur stor andel av metallerna som löses upp i markvatten. Redoxkänsliga ämnen i marken påverkar transporthastigheten, utfällning och adsorption (Berggren Kleja m.fl., 2006).

2.2.1 Adsorption

Adsorption innebär att ett löst ämne fastnar på en partikelyta i marken (Gustafsson m.fl., 2008). Under processen råder jämviktsförhållande mellan den lösta koncentrationen av ämnet och den mängd som fastnat på ytan (Berggren Kleja m.fl., 2006). Adsorption sker genom olika mekanismer, dessa är jonbyte, ytkomplexbildning och adsorption till partikelytor (Gustafsson m.fl., 2007). Nedan följer en förklaring av dessa olika mekanismer.

Jonbyte

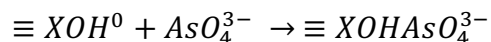
Jonbyte uppstår när en lös jon attraheras elektrostatiskt till en laddad partikelyta. Vid den elektrostatiske adsorptionen behåller jonen sitt skal av vattenmolekyler, vilket gör att jonen befinner sig relativt långt ifrån ytan. En konsekvens av jonbyten är att de elektrostatiske adsorberade jonerna lättare byts ut av konkurrerande joner. Då partikelytan är negativt laddad kommer katjonbyten att vara gynnsamt (Gustafsson m.fl., 2007).

Ytkomplex

Ytkomplexbildning sker genom reaktioner mellan metalljoner i marklösningen och ytfunktionella grupper (Komárek et al, 2013). Lösta joner bildar komplex med reaktiva ytgrupper på partikelytorna (Gustafsson m.fl., 2007). Om ytan och jonen är olika laddade underlättas ytkomplexbildningen, medan lika laddning mellan ytan och jonen försvårar komplexbildningen. Katjoner bildar komplex med syret i hydroxylgrupper (-OH) på partikelytor och till karboxylgrupper (-COOH) i humusämnen (Berggren Kleja m.fl., 2006). Anjoner bildar komplex på oxidtytor med järn (Fe) och aluminium (Al), och anjonerna adsorberar starkt till metalljonen (Gustafsson m.fl., 2007). En ytkomplexreaktion kan ske enligt följande steg:

- 1) $\equiv XOH_2^+ \rightarrow \equiv XOH^0 + H^+$
- 2) $\equiv XOH^0 \rightarrow \equiv XO^- + H^+$

För en arsenik reaktion kan följande kat-och anjoners adsorption ske.



(Komárek m.fl., 2013)

Partikelyta

Storleken på partiklars specifika yta påverkar adsorptionsförmågan i marken. Partikelytor som har hög specifik yta är lermineraler (skiktisilikater), oxidtytor och humusämnen, dessa partiklar har hög adsorptionsförmåga. Grövre partiklar som har mindre yta får en lägre adsorptionsförmåga (Gustafsson m.fl., 2007).

Oxider och hydroxider

Oxider och hydroxider adsorberar till metaller främst via ytkomplexbildning. Ytladdningarna på oxid och hydroxider är starkt pH-beroende, vilket gör att oxider och hydroxidors adsorption är beroende av pH (Gustafsson m.fl., 2007). Al^{3+} - och Fe^{3+} -(hydr)oxider är svårslösliga föreningar. I marklösningen kommer oxid- och hydroxidjonernas pH-beroende att påverka huruvida OH-grupperna tar upp eller avger protoner (H^+) på partikelytan, och processen bestämmer om laddningen blir positiv eller negativ. Al^{3+} löses upp vid pH 4,5–5, medan Fe-oxiden löses upp vid pH lägre än 3 under oxiderande förhållanden. Under reducerande förhållanden reduceras Fe^{3+} till Fe^{2+} , vilket ger en ökning av Fe-koncentrationen i lösningen (Eriksson m.fl., 2011). Fe- och Al-(hydr)oxider dominerar anjoners reaktiva ytor i den fasta fasen och därmed blir adsorptionen högre vid låga pH-värden, då ytan till största del består av positiva laddningar (Dijkstra m.fl., 2009). Minskas Fe-hydroxidernas reaktiva yta minskas adsorptionen, detta gäller även vid förändringar av pH (Dale m.fl., 2015). Fe-hydroxidors yta är avgörande för hur stor mängd lösliga metaller som kan adsorberas (Stegemeier m.fl., 2014).

Organiskt material

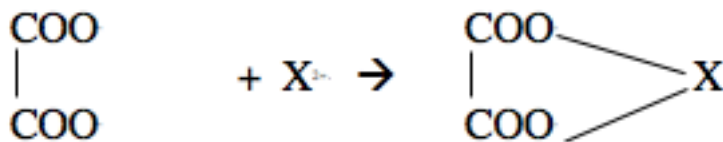
Metaller adsorberar till organiskt material, till exempel humusämnen. Det sker genom komplexbildning via dels karboxyl- eller fenolgrupper i humusämnena och dels genom jonbyten då det organiska materialet är negativt laddat. Metallkatjonerna attraheras till det organiska materialet på grund av den negativa laddningen. Då ytladdningen för organiskt material är pH-beroende blir ytladdningen mer negativ vid höga pH-värden (Gustafsson m.fl., 2007).

pH

Joners adsorption i marken påverkas av pH (Gustafsson m.fl., 2007), då partiklarnas laddning som är variabel är pH-beroende (Eriksson m.fl., 2011). Vid olika pH-värden är den elektrostatiske attraktionen mellan ytan och jonen olika stor. Anjonerna adsorberas starkast vid lågt pH, då oxidernas ytgrupper är mer positivt laddade. Katjonerna adsorberas starkast vid högt pH genom att humusämnen och oxider är mer negativt laddade (Gustafsson m.fl., 2007). Metaller adsorption påverkas av konkurrens från andra ämnen i mark- och grundvattnet. Al och Fe kommer i svagt sura till sura förhållanden (pH <6–6,5) att konkurrera med andra katjoner om adsorption till det organiska materialet. Konkurrens mellan ämnena påverkas av hur starka komplexen som bildas med det organiska materialets karboxyl- och fenolgrupper är, till exempel kommer kalcium

Ca^{2+} vid höga pH-värden att konkurrera om sorptionsplatser till det organiska materialet (Gustafsson m.fl., 2007).

Figur 2 illustrerar ytkomplexbildning med två syremolekyler i två karboxylgrupper ($-\text{COOH}$) och en okänd jon (X^{2+}). Den okända jonen adsorberar till syret i karboxylgruppen.



Figur 2 Illustration av ytkomplex med syremolekyler i två karboxylgrupper. X anger en okänd jon, återskapad efter Berggren Kleja m.fl. (2006).

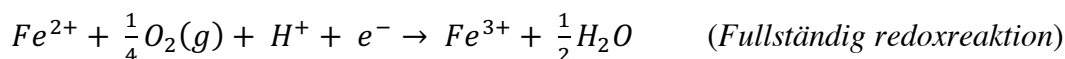
2.2.2 Utfällning

Utfällning sker när ett ämne i vattenlöslig fas faller ut och bildar en fast fas (Jonasson m.fl., 2007). Utfällningar i markvatten inträffar när koncentrationen joner förekommer i tillräckligt höga mängder (Berggren Kleja m.fl., 2006), och utfällningarna styrs av metallens löslighet i vätskefasen. Om redoxförhållandena eller vattenfasens kemiska sammansättning ändras kan utfällningar innehållande tungmetaller till exempel arsenik bildas (Nordbäck m.fl., 2004). Fe-hydroxiden är en vanlig utfällning, den bildas när Fe^{2+} oxideras till Fe^{3+} och faller ut. Utfällningar förekommer även som medutfällning, det inträffar när ett ämne faller ut samtidigt med andra ämnen. Ett exempel på medutfällning är när metalljoner fälls ut samtidigt som Fe-oxider och adsorberas på den utfällda oxidens yta (Jonasson m.fl., 2007).

Sulfider, karbonater, oxider/hydroxider och sulfat samt fosfat är vanliga utfällningsgrupper (Gustafsson m.fl., 2007). Om syre kommer in i materialet kan sulfider falla ut, och sulfiders förmåga att falla ut med metaller är beroende av metallens löslighet (Berggren Kleja m.fl., 2006). Två metaller som inte faller ut med sulfider är arsenik och krom (Cr) (Gustafsson m.fl., 2007). Om det förekommer höga koncentrationer av fria karbonatjoner vid pH högre än pH 7 faller karbonater ut. Vid pH lägre än pH 7 övergår karbonater till bikarbonat och kolsyra. Förekommer det höga koncentrationer av hydroxidjoner och höga pH-värden kommer oxider/hydroxider att fällas ut. I markvatten kommer koncentrationen sulfat och fosfat att avgöra om det sker en utfällning innehållande sulfat och fosfat (Berggren Kleja m.fl., 2006).

2.2.3 Redoxprocesser

Redoxreaktion är en kemisk process där det sker en överföring av elektroner mellan de ämnen som deltar i reaktionen där oxidationen är elektronavgivande och reduktionen elektronupptagande (Sposito, 1989). I följande exempel visas en redoxreaktion där järn (Fe) oxiderar från Fe^{2+} till Fe^{3+} .



Redoxreaktionen uppdelad i två steg, det vill säga oxidation och reduktion.





Redoxreaktioner sker naturligt i marken med ämnen som till exempel syre (O), kol (C), kväve (N), svavel (S), mangan (Mn) och järn (Fe) (Berggren Kleja m.fl., 2006). De viktigaste elementen för redoxreaktioner i förorenade jordar är arsenik (As), selen (Se), krom (Cr), kvicksilver (Hg) och bly (Pb) (Sposito, 1989). När en redoxreaktion förekommer i förorenad mark ändras redoxstatusen hos de ämnen som deltar i reaktionen. Redoxstatusen påverkar, framförallt redoxkänsliga, ämnens frigörelse och transport i marken (Berggren Kleja m.fl., 2006). Vid en oxidation kommer en produktion av protoner (H^+) vanligen att resultera i en pH-sänkning, och i en reduktion kommer konsumtion av H^+ -joner att ge en pH-ökning. Till exempel när Fe-oxider reduceras stiger pH till följd av H^+ -jonskonsumtionen (Branzén m.fl., 2013). För att veta drivkraften bakom reaktionerna i marken mäts redoxpotential. En hög redoxpotential (Eh) tyder på att ämnet förekommer i oxiderad form, låg potential indikerar reducerande förhållanden. Vilka värden som definieras som hög och låg redoxpotential beror på markförhållandena i det område som undersöks (Berggren Kleja m.fl., 2006). När redoxpotentialen mäts är det svårt att få tillförlitliga värden, och osäkerheten kan bero på följande:

- Ämnenas koncentration är för låg
- Redoxparen inte är i jämvikt vid mätningen
- Reaktionerna är långsamma, vilket inträffar när flera elektroner är involverade
- Marken är heterogen, vilket gör att redoxpotentialen varierar utifrån provtagningsplats
- "blandpotential" uppmäts, vilket inträffar när flera redoxreaktioner pågår samtidigt

För att få en pålitlig potential krävs det att ett redoxpar i systemet är dominerade (Berggren Kleja m.fl., 2006). Mätinstrumenten som används är känsliga för syre och utfällningar. I syrerika miljöer mäter elektroden på syret som finns i överskott och i reducerande miljöer påverkas elektroden av utfällningar. För att få en uppskattning av redoxpotentialen kan data från kemiska analyser användas, och Fe-analyser är effektiva för att avslöja vilken miljö som råder i marken. Hög Fe-koncentrationer i grundvattnet tyder på reducerande förhållanden (Berggren Kleja m.fl., 2006).

2.3 ARSENIK

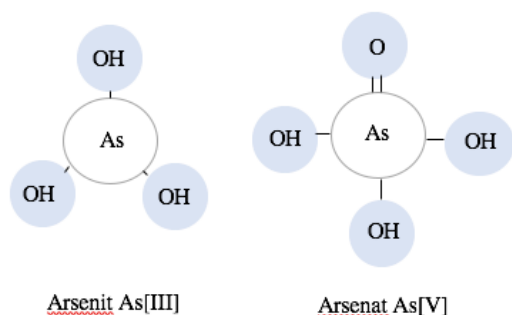
Arsenik är en toxisk metalloid (Wang & Mulligan, 2006), vars mobilitet, biotillgänglighet och toxicitet i marken påverkas av jordens partiklar, pH, anjoners närvaro och uppehållstiden (Violante & Pigna, 2002). Mobiliseringen och biotillgängligheten påverkas av oxidationstillståndet och markens kemiska förhållanden (Martin m.fl., 2014). Arsenik förekommer i fyra oxidationstillstånd: As[-III], As[0], As[III] och As[V] (Goh & Lim, 2004), vanligaste oxidationstillstånden är anjonerna trivalent arsenit As[III] och pentavalent arsenat As[V] (WHO, 2012). Trivalent arsenit är den arsenikförening som är mest toxisk, mobil och löslig (Jain & Ali, 2000). Att arsenit är löslikt än arsenat beror på att arsenit har sämre adsorptionsförmåga (Deschamps m.fl., 2003).

Arsenikföreningar delas upp i tre olika grupper med olika egenskaper och toxicitet. Dessa är oorganiska arsenikföreningar (arsenit, $H_3AsO_3/H_2AsO_3^-$, arsenat, $H_2AsO_4^-/HAsO_4^{2-}$), organiska arsenikföreningar (arsanilsyra, monometylarsenik MMAA, dimetylarsenik

DMMA) och arsingas AsH_3 (Wang & Mulligan, 2006; WHO, 2012). Oorganiska arsenikföreningar är mer toxisk och mobil än organiska (Jain & Ali, 2000). Arsenikföreningarna arsenit och arsenat kan uppträda i oorganisk form i marklösningen (Goh & Lim, 2004) som H_2AsO_3^- , HAsO_3^{2-} , H_3AsO_3 respektive H_3AsO_4 , H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-} (Wang & Mulligan, 2006). De negativt laddade arsenikföreningarna kallas oxyanjoner (Sadiq, 1997).

2.3.1 Arsenit och arsenat i mark

Arsenit är pyramidformad, formen beror på det stereokemiskt ensamma aktiva elektronparet på arsenit. Anjonen arsenat är tetrahederformad. Figur 3 visar illustrationer av hur arsenikföreningarna arsenit och arsenat är uppbyggda (Wang & Mulligan, 2006).



Figur 3 Illustration av arsenit As[III] och arsenat As[V] i sina syraformer, återskapad från Wang & Mulligan (2006).

pH och redoxpotential

Arseniks löslighet påverkas av förhållandet mellan pH och redoxpotential (Masschelyn m.fl., 1991). De oorganiska arsenikföreningar arsenit och arsenat påverkas av hur deras valenstillstånd förändras utifrån pH och redoxpotential i marken (Smith m.fl., 1998). Markförhållandena påverkar arsenit och arsenats kemiska- och/eller mikrobiella oxidation eller reduktion (Mandel & Suzuki, 2002; Smith m.fl., 1998). Den mikrobiella aktiviteten påverkar markens redoxförhållanden (Dobran & Zagary, 2006). Vid mikrobiell mineralisering av organiskt material fungerar arsenat som en elektronacceptor, vilket gör att arsenat reduceras till arsenit. Reduktionen av arsenat inträffar på grund av att det uppstår en konkurrens om Fe^{3+} som slutgiltig elektronacceptor vid den mikrobiella respirationen (Masscheleyn m.fl., 1991).

Arsenit och arsenats mobilisering i marken är beroende av samspelet mellan pH, redoxpotential och adsorptionsförmågan. Arsenikföreningarna mobiliseras i högre grad vid låga redoxpotentialer och alkaliskt pH. Vid en redoxpotential mellan 0 mV till -250 mV förekommer arsenit i högre grad (Bissen & Frimmel, 2003). I oxiderande miljöer med en redoxpotential högre än 200 mV och pH 5–8 kan arsenat förekomma (Wang & Mulligan, 2006). Om arsenit och arsenat förekommer samtidigt i ett oxiderat tillstånd är oxidationsprocessen arsenit till arsenat kinetiskt långsam (Wang & Mulligan, 2006). Adsorptionsreaktionernas kinetik påverkas av markens pH och adsorptionsytor, exempelvis förväntas reaktionen ske snabbare vid låga pH-värden och långsammare vid högt pH, detta beror på att kinetikreaktionen i adsorptionen är koncentrationsberoende (Sadiq, 1997).

Adsorption

Arsenat- och arsenitföreningar som är adsorberade till Fe- och Mn-(hydr)oxider kommer under reducerade förhållanden att mobiliseras på grund av att hydroxider blir instabila

under reduktionen från Fe^{3+} till Fe^{2+} respektive Mn^{3+} till Mn^{2+} (Bissen & Frimmel, 2003). Under oxiderande förhållanden adsorberar arsenat starkt till Fe- och Mn- (hydr)-oxider, organiskt material (Mandel & Suzuki, 2002) och Al-hydroxider, medan arsenit adsorberar till Fe-oxider under oxiderande förhållanden. Hur stor mängd av arsenit och arsenat som adsorberas beror på koncentrationen Fe-(hydr)oxider samt Al-hydroxider (Bissen & Frimmel, 2003), men även Fe-(hydr)oxidens partikelstorlek påverkar adsorptionsförmågan (Mayo m.fl., 2007). Arsenit och arsenats adsorptionskapacitet påverkas av affinitetsskillnader mellan ämnena, till exempel reagerar arsenit enbart med Fe-tytor medan arsenat även reagerar med Al- och kalcit-tytor (Martin m.fl., 2014). Arsenat adsorberas effektivare till Fe-oxiden ferrihydrit vid pH 5-6, medan arsenit adsorberar runt pH 7-8. Skillnaderna mellan arsenit och arsenats adsorptionsförmåga till ferrihydrit beror bland annat på L/S-kvoten, föreningsformen, mineralernas partikelyta och konkurrens om sorptionsplatserna (Dixit & Hering, 2003). Till exempel adsorberar arsenat i högre grad till finmaterial såsom silt, medan arsenit adsorberar till grövre material (Martin m.fl., 2014).

Arsenit och arsenats mobilitet kontrolleras av adsorptionsreaktionerna (Wang & Mulligan, 2006). Arsenikföreningarnas mobilitet påverkas av hur väl de adsorberar till de reaktiva ytorna på Fe- och Al-hydroxider. Sorptionen är som störst vid låga pH-värden på grund av att ytorna är positivt laddade och lägst vid höga pH då ytorna är negativt laddade (Dijkstra m.fl., 2009). Generellt minskar antalet negativt laddade ytplatser vid minskande pH (Wang & Mulligan, 2006). Arsenat har under oxiderande förhållanden sorptionsmaximum runt pH 4-7 (Goh & Lim, 2004), vid ökande pH minskar adsorptionsförmågan. Arsenit har motsatta förhållanden (Deschamps m.fl., 2003) och under oxiderande förhållanden ökar arsenits sorptionsförmåga runt pH 7 (Goh & Lim, 2004).

Ytkomplexbildning

Arsenat och arsenit bildar ytkomplex med Fe-, Al-, Mn- och Ti-oxider. Ytkomplexen som bildas med Fe- och Al-oxiderna skapar starka innersfärskomplex för båda arsenikföreningarna (Bhattacharya m.fl., 2007). Arsenat bildar både innersfär- och yttersfärskomplex på hydroxydytor (Martin m.fl., 2014), starkast är innersfärskomplexen med Fe- och Al-hydroxider (Tiberg m.fl., 2016). Att innersfärskomplexen är starkare och stabilare beror på att de har ett större inslag av kovalenta bindningar, medan yttersfärskomplexen har elektrostatiska bindningar (Komárek m.fl., 2013). Arsenat adsorberas främst till amorf $\text{Al}(\text{OH})_3$, α - Al_2O_3 , ferrihydrit och hematit vid pH 3-5, medan arsenit adsorberar till goethit, kaolinit, illit, montmorillonit och amorfa Al-(hydr)oxider mellan pH 3,5 och 8,5 (Wang & Mulligan, 2006).

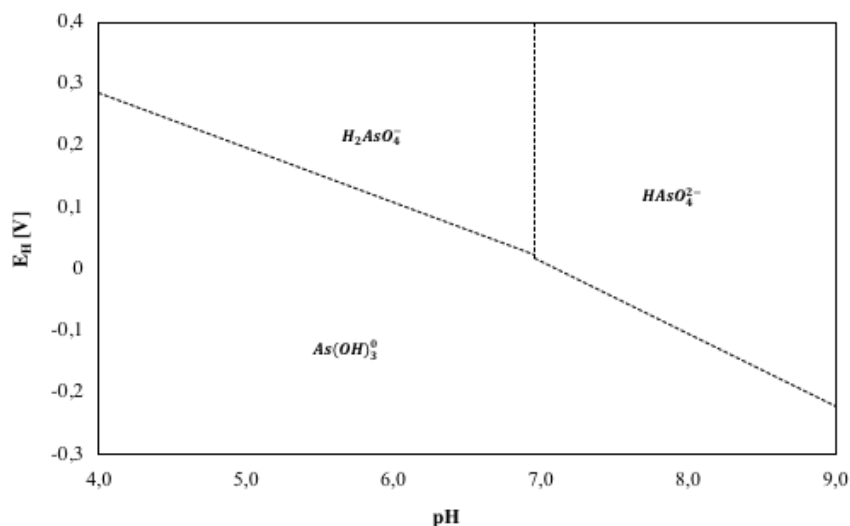
Arsenit och arsenats adsorption till ytors OH-grupper sker via ligandbyten, vilket innebär att arsenat eller arsenit byter plats med oxidytans OH-grupper. Arsenat bildar vid pH 6-8 komplex med ferrihydrit (Wang & Mulligan, 2006). Arsenats komplexbildning påverkas av de tillgängliga adsorptionsytorna som förekommer i marken (Violante & Pigna, 2002). Arsenikföreningarnas adsorption är beroende av ytornas laddningar, om den negativa laddningen ökar kommer mineralpartikelns isoelektriska punkt (*Point of zero charge*) att skifta mot ett lägre pH. Förändringen gör att adsorptionen hämmas (Martin m.fl., 2014). Förekommer det andra oxyanjoner, till exempel fosfor i marken konkurrerar fosfor med arsenat om sorptionsplatserna. Arsenats adsorption ökar till följd av elektrostatiska interaktioner med markens katjoner. Om jorden har tillräckligt hög andel

organiskt material, konkurrerar det organiska materialet med Fe- och Al-hydroxiderna om sorptionsplatserna (Tiberg m.fl., 2016).

2.3.2 Arsenit och arsenat i grundvatten

Arsenat förekommer som H_2AsO_4^- och HAsO_4^{2-} i akvatiska aeroba miljöer (Oremland & Stoltz, 2003), där H_2AsO_4^- främst förekommer under oxiderande förhållanden vid pH lägre än 6,5 (Smedley & Kinniburgh, 2002). Arsenat mobiliseras även vid höga pH-värden (Dixit & Hering, 2003). Arsenit förekommer främst som oladdad oxyanjon H_2AsO_3^- under reducerande förhållanden vid pH lägre än 9,3 (Smedley & Kinniburgh, 2002). Arsenit adsorberar svagare och till färre mineraler i anoxiska miljöer, vilket gör att arsenit blir mobil. Arsenikföreningarnas löslighet påverkas av antalet valenselektroner i föreningarna (Oremland & Stoltz, 2003). Arsenits och arsenats valenstillstånd påverkar föreningarnas adsorption (Jain & Ali, 2000). Arsenik mobiliseras i grundvattnet omkring pH 6,5–8,5 under både oxiderande och reducerande förhållanden (Smedley & Kinniburgh, 2002). Arsenit och arsenats mobilisering påverkas av hur väl de adsorberar till Fe- och Al-hydroxiderna i grundvattnet. Arsenikföreningarnas adsorption är beroende av partikelytorna, där mikroporer begränsar adsorptionen medan makroporer ökar adsorptionen (Kumar m.fl., 2016). Järns mobilisering i grundvattnet påverkas av förhållandet mellan redoxpotentialen och pH, då oxidationshastigheten av Fe^{2+} är beroende av bland annat pH. Fe^{2+} kinetik påverkar bildandet av Fe^{3+} då Fe-reaktionen påverkas av tillgången av H^+ -joner i vattenlösningen (Krishnamurti m.fl., 1991).

Eh-pH-diagrammet (Figur 4) visar arsenit och arsenats fördelning då reducerande och oxiderande förhållanden råder vid 25 °C. Arsenat innefattar H_2AsO_4^- samt HAsO_4^{2-} och arsenit innefattar $\text{As}(\text{OH})_3$ i Eh-pH-diagrammet. Arsenat övergår till arsenit i större utsträckning vid redoxpotentialer lägre än 0,1 V (Pöllä, u.å.).

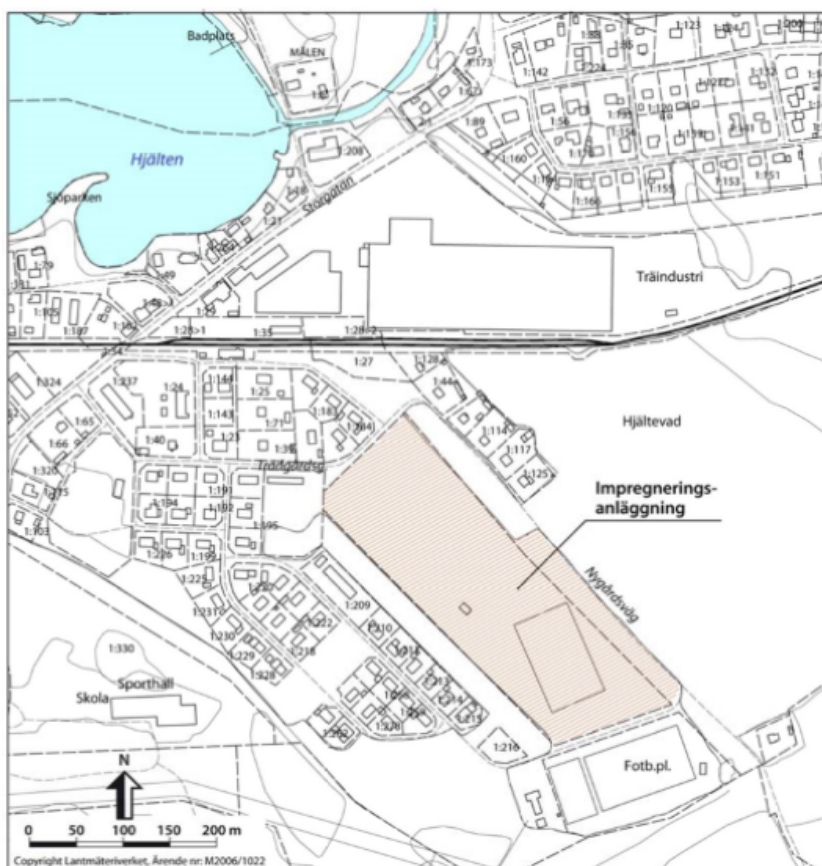


Figur 4 Eh-pH-diagram över specieringen av arsenik. De olika fälten anger vid vilka E_h - och pH-förhållanden respektive arsenikförening som kan förväntas förekomma (Pöllä, u.å., med tillstånd).

3 UNDERSÖKT OMRÅDE

3.1 OMRÅDESBESKRIVNING

Den tidigare träimpregneringsanläggningen i Hjaltevad utgör en yta på cirka 5,3 hektar, anläggningens område är omgivet av villabebyggelse inne i småländska Hjaltevads samhälle (Figur 5) (SWECO, 2012).



Figur 5 Översiktskarta över Hjaltevad (SWECO, 2012, med tillstånd).

Impregneringsanläggningen hade anlagts på en isälvsavlagring som var relativt plan, markytan var belägen cirka 168 meter över havet. I samband med sanering år 1997 anlades en rygghöjd med ett krön på 5–7 meter över den tidigare markytan. I kullen placerades tvättad jord och lättare förorenad jord (SWECO, 2012).

3.2 GEOLOGISKA OCH HYDROLOGISKA FÖRHÅLLANDEN

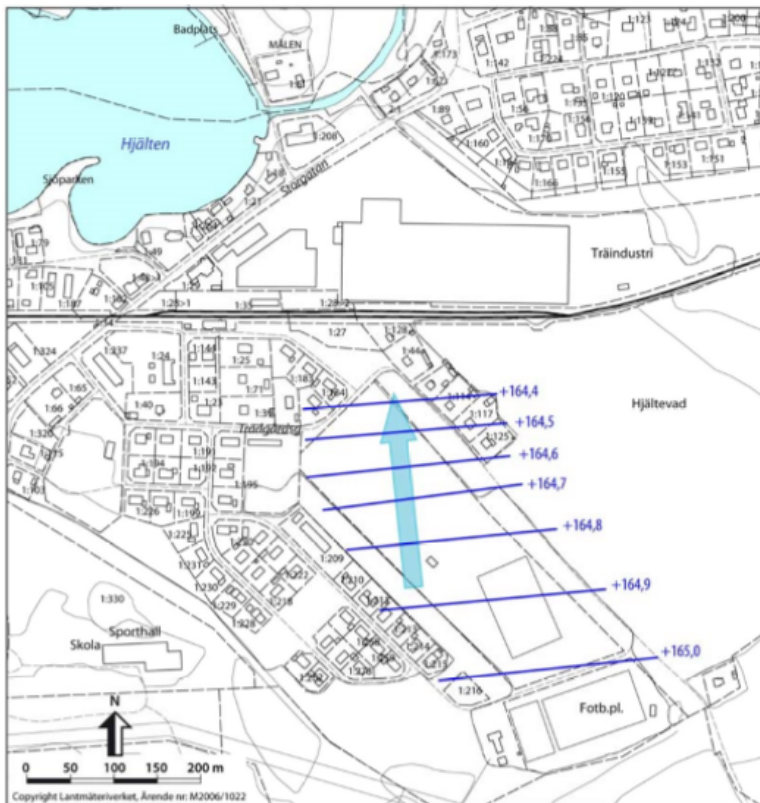
Jordlagren i området är minst 25 meter. Lagren består av isälvs- och issjömaterial vars yta domineras av grovsand. Under markytan skiftar jordens beskaffenhet ner till 15–20 meters djup, där kornstorleken avtar med djupet (SWECO, 2012). Tabell 1 visar vilken jordart som dominerar på olika djup i området, tabellen är framtagen av SWECO.

Tabell 1 Jordlagerföljden som generellt gäller i området. Jordlagerföljden är indelad i övre och undre skiktgränser under markytan [m].

Övre skiktgräns [m]	Undre skiktgräns [m]	Dominerande jordart
0	4–6	Mellansandig grovsand
4–6	6–10	Finsandig grovsand
6–10	8–12	Mellansandig finsand
8–12	10–15	Siltig finsand
10–15	cirka 25	Finsandig silt

(SWECO, 2012, med tillstånd)

Grundvattenytan i området är belägen cirka 3 meter under markytan, och i jordlagren är grundvattenflödet riktat norrut (Figur 6).



Figur 6 Grundvattennivåer samt flödesriktning som är riktad norrut, höjddatan är angivet i koordinatsystem RH70 (SWECO, 2012, med tillstånd).

Flödesbilden i området har bestämts utifrån nivåmätningar genomförda i mitten av 80-talet, och bedöms fortfarande vara giltig, enligt SWECO (2012). Grundvattenmagasinet dräneras genom Brusaån som är belägen nedströms från utloppet till sjön Hjälten i Hjaltevad. Avståndet från anläggningen ned till Brusaån är uppmätt till cirka 350 meter. Transmissiviteten, ett mått på grundvattenmagasinets genomsläpplighet, är bestämd till $2,1 \cdot 10^{-3}$ m/s. Vattenavgivningstalet, ett mått på grundvattenmagasinets förmåga att magasinera vatten, är satt till cirka 20 %. Värdena bestämdes utifrån en provpumpning som genomfördes i en brunn placerad mitt i den tidigare anläggningens område. Flödet i grundvattenmagasinet beräknades fram till 106 m³/år per breddmeter av den vattenförande sektionen och det totala grundvattenflödet till 16 000 m³/år (SWECO, 2012). Grundvattnet är svagt surt med pH 6–7 och har låg bufferingskapacitet (VBB VIAK, 1996). Under åren 2016–2017 har nya data samlats in angående de geologiska och hydrologiska förhållandena i området, datat är under utvärdering men den generella bilden över området förväntas inte ändras.

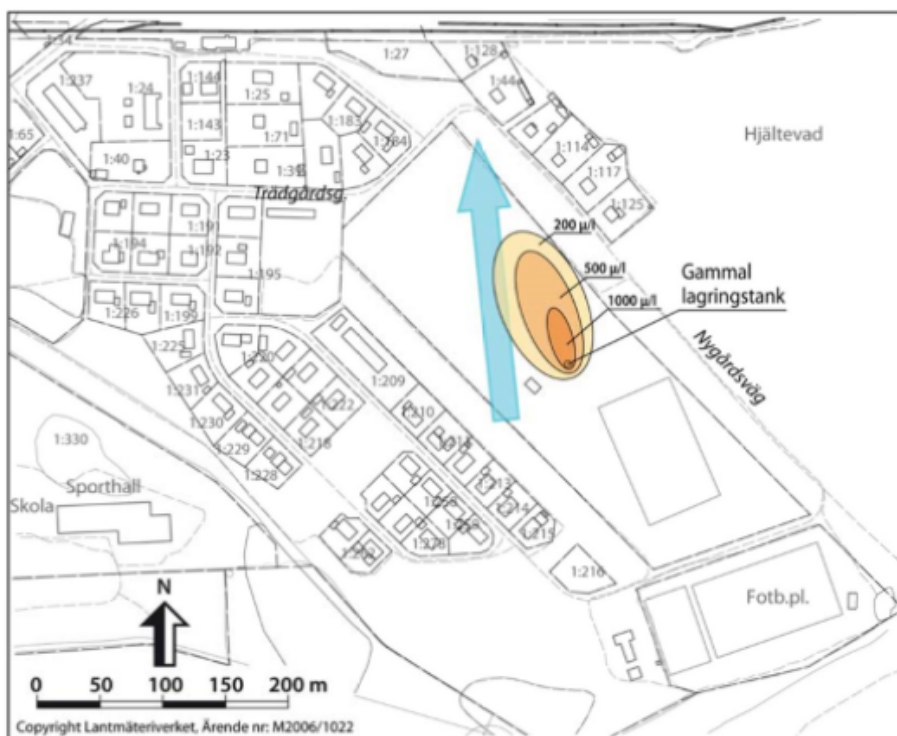
3.3 HISTORIK

Impregneringsanläggningen i Hjaltevad anlades år 1949 av dåvarande Televerket med uppgift att förse verket med impregnerade telefonstolpar och kabelvirke. Processen byggde på tryckimpregnering med vattenlösliga krombaserade saltmedel, främst CCA (koppar, krom och arsenik). År 1967 upptäcktes det att den underjordiska ståltanken där impregneringsvätska lagrats hade sprungit läck, och stora mängder hade läckt ut i grundvattenmagasinet. Det förorenade grundvattnet samlades upp genom saneringspumpning (SWECO, 2012).

Impregneringsverksamheten fortgick till år 1985. Mellan år 1982 fram till mitten av 1990-talet genomfördes ett antal undersökningar på området för att klargöra

föroreningssituationen. Undersökningarna visade förekomst av föroreningssrester innehållande arsenik, koppar, krom och zink i det ytliga jordlagret. De ytliga föroreningarna var bundna till jordpartiklar inom området närmast impregneringsplatsen och inom upplaget där impregnerat trä hade lagts upp. Föroreningarna härstammade från spill och dropp via hantering av CCA-medlet. Det visade sig också att det fanns betydande mängder föroreningar kvar i grundvattenmagasinet vid och nedströms den tidigare tankens placering (VBB VIAK, 1996; SWECO, 2012).

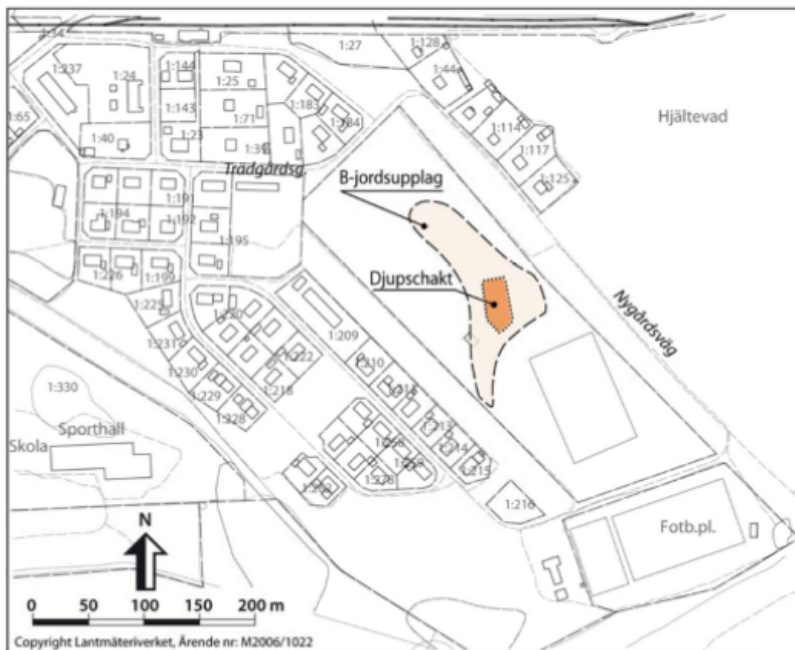
Arsenikhalterna i de övre jordlagren beräknades uppgå till cirka 3 ton innan saneringen. Merparten av föroreningen under grundvattenytan var belägen inom ett område med storleken 600–700 m². Inom området bedömdes mängden arsenik uppgå till cirka 1–1,5 ton under grundvattenytan. Tio meter under markytan (cirka 7 meter under grundvattenytan), i de finkornigare jordlagren bedömdes arsenikkoncentrationen vara låg. Arsenikkoncentrationerna i området varierade i både djupled och sidled. Högst uppmätta arsenikkoncentrationer fanns i grundvattnets föroreningssplym och nedströms tanken. I grundvattnet närmast tanken var arsenikkoncentrationerna >1000 µg/l. Figur 7 visar arsenikkoncentrationerna och spridningen i grundvattnet runt år 1990 (SWECO, 2012). Föroreningens utspridning i grundvattenzonen varierade mellan djupen.



Figur 7 Spridningen samt koncentrationerna av arsenik i grundvattnet 1990 (SWECO, 2012, med tillstånd).

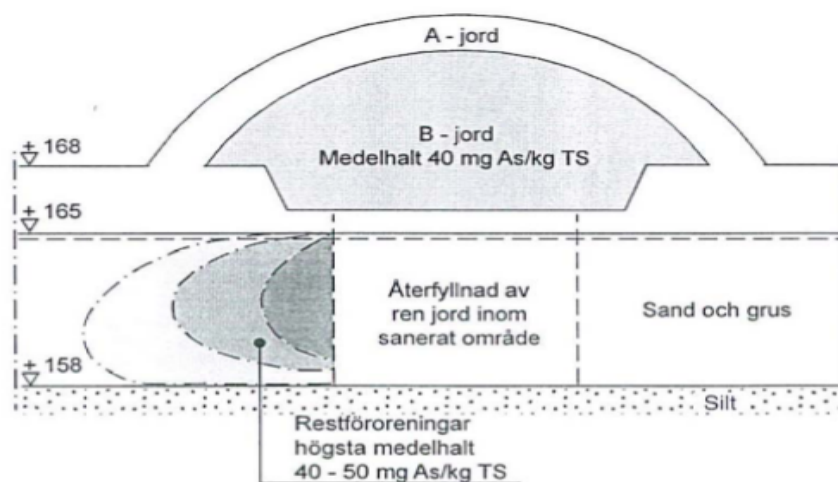
I de övre delarna av grundvattenmagasinet, cirka 2 meter under grundvattenytan, förekom inga eller låga koncentrationer av löst järn (Fe^{2+}) istället förekom höga nitratkoncentrationer (NO_3^-). Omvända förhållanden rådde i lagren under 2 meter. Enligt bedömningen som gjordes av SWECO (2012) skulle det kunna ge en indikation om att syre förekom i grundvattenmagasinet övre delar. SWECO (2012) antog att omsättningen av nybildat syrerikare grundvatten skedde i de övre delarna av grundvattenmagasinet, som bestod av grovkornigare fraktioner. Senare utredningar har påvisat att de övre delarna av grundvattenmagasinet där oxidationen av Fe inträffat har haft låga arsenikkoncentrationer (SWECO, 2012).

Sanering av grundvattnet genom pumpning påbörjades år 1985, och slutsaneringen genomfördes år 1997 med jordtvätt. Den förorenade ytjorden schaktades upp och de mer förorenade massorna behandlades i en mobil jordtvättsanläggning på området. Ungefär 6000 m³ förorenad jord schaktades upp under grundvattenytan (Figur 8). Urschaktning skedde inom tätspons installerad på cirka 800 m² stort område. Sponten placerades så att den omslöt det område där arsenikkoncentrationerna i grundvattenytan överskreds med 1000 µg/l. Urschaktningen begränsades ner till cirka 7 meter under grundvattenytan, då det fanns indikationer på minskade föroreningskoncentrationer under detta djup. Jorden som schaktades upp från grundvattenmagasinet behandlades också genom jordtvätt (SWEKO, 2012). Syftet med jordtvätten var att reducera arsenikhalterna ned till 40 mg/kg TS (VBB VIAK, 1996).



Figur 8 Översiktskarta över placeringen av B-jorden och djupschaktområdet som innehöll störst andel föroreningshalter (SWEKO, 2012, med tillstånd).

Totalt behandlades 26 600 ton jord och cirka 4600 kg arsenik avlägsnades från området. Den mängd arsenik som fördes bort beräknas utgöra två tredjedelar av den totala mängden arsenik på området (SWEKO, 2012). Länsstyrelsen hade gett tillstånd om att jord med lägre arsenikhalter än 40 mg/kg TS kunde lämnas kvar. Detta mot villkoret att ytjorden, 0–1 m under markytan, inte hade högre arsenikhalter än 15 mg/kg TS. Schaktgropen fick inte återfyllas med jord som innehöll högre arsenikhalter än de naturligt förekommande halterna i omgivningen (SWEKO, 2012). Vid återfyllnad av djupschakten hämtades jord från anläggningens norra delar, det vill säga i den del där ingen impregnering genomförts och där det översta ytskiktet i jordlagret ansågs vara opåverkad av tidigare verksamhet. Återfyllnaden kompletterades med massor från grustag i Hjältevadstrakten. Påverkade jordmassor s.k. B-jord (tvättad jord och lättare förorenad jord) ansamlades i höjdryggen på området och täcktes med 0,3 m tjockt lager krossad betong från rivningsavfall, som var tänkt att fungera som ett grävskydd. Överst lades ett 1 meter lager så kallad A-jord med låga arsenikhalter, 0–15 mg/kg TS (SWEKO, 2012). Utformningen av höjdryggen visas i figur 9.



Figur 9 Utformning av rygghöjden på området samt återfyllnaden av jordmaterial (SWECO, 2012, med tillstånd).

Efter utförd sanering beräknades B-jorden i höjdryggen innehålla cirka 1,4 ton arsenik i halter mellan 15 och 40 mg/kg TS. I grundvattenmagasinet nedströms från djupschaktet bedömdes arsenikhalterna underskrida 40–50 mg/kg TS. Föroreningskoncentrationen i området varierade efter jordlagrens heterogenitet, därför kunde inte exakta koncentrationer av föroreningsresterna bedömas i detalj. Ett efterkontrollprogram upprättades efter utförd sanering för att kontrollera bland annat arsenikkoncentrationerna i grundvattnet. Kontrollen genomfördes inledningsvis fyra gånger om året. Ett par år efter saneringen började arsenikkoncentrationerna i en av kontrollbrunnarna (Tb8) att öka. År 2011 uppmärksammades problemet och fördjupande undersökningar inleddes (SWECO, 2012).

Vid utvärderingen av kontrollprovtagningen framfördes olika teorier kring spridningen av arsenik. En teori var att förändringar uppstod i samband med återfyllnaden av djupschaktet det vill säga att det uppstod geokemiska förändringar (pH- eller redoxpotential förändringar) som orsakade arseniks utlakning. En annan teori kring arseniks mobilisering var att föroreningsrester i finmaterialet hade sedimenterats och hamnat på botten av djupschaktet (SWECO, 2012).

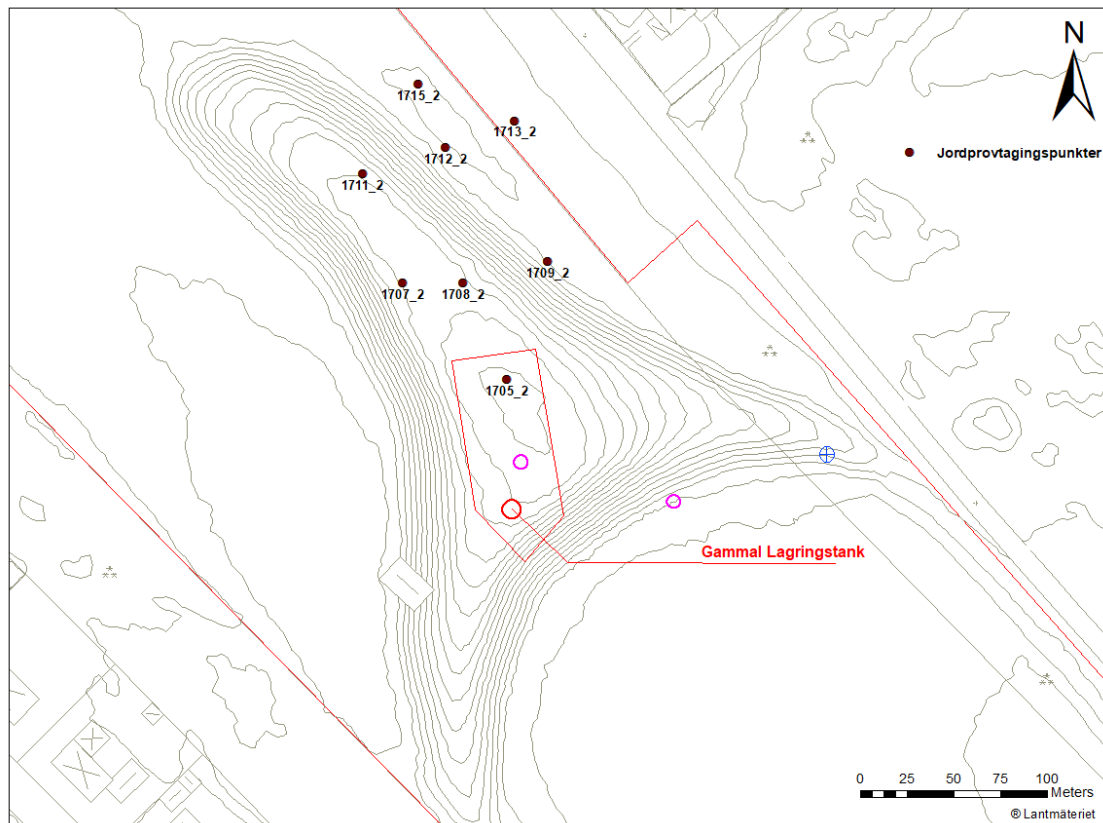
4 MATERIAL OCH METOD

Lösligheten hos arsenik i jordprover från det förorenade området i Hjärtevad undersöktes genom laktester, så kallade skakförsök där jord blandas med vatten och skakas under 5 ½ dygn vid olika pH-värden. Jordlösningarna bereddes för att täcka ett ungefärligt pH-intervall mellan pH 4,5–8 då dessa pH-intervall vanligen förekommer i mark. För att undersöka arseniks adsorptionsförmåga i aktuella jordprover genomfördes simuleringar i ett geokemiskt jämviktsprogram i programvaran Visual MINTEQ. Arsenikens löslighet och adsorption simulerades med adsorptionsmodellen Ferrih-CDM. Modellen användes för att utvärdera hur arsenik adsorberades i jordpunkterna utifrån varierade pH-värden och redoxpotentialer. Genomförandet av laktesterna utfördes i samarbetet med Elin Pöllä, då mängden prover som hanterades var stor.

4.1 JORDPROVTAGNING

Provtagningspunkterna i utförd jordprovtagning bestämdes av SWECO Environment AB Malmö, SGI, Statens Geotekniska Institut, och Institutionen för Naturgeografi vid Stockholms Universitet. Jordprovpunkternas läge bestämdes utifrån resultatet från den tidigare utförda dynamiska grundvattenprovtagningen (SWECO, 2017a). Provpunkterna

är utplacerade på områdets rygghöjd, inom och nedströms källområdet. Provpunkt 1705_2 är belägen i källområdet, det vill säga området där tanken spruckit läck. Provpunkterna 1707_2 och 1708_2 är placerade nedströms källområdet. Resterande provpunkter är belägna nedanför rygghöjden (Figur 10). Provpunkterna vara placerade cirka 0,5 meter från provpunkterna i den tidigare dynamiska grundvattenprovtagningen.



Figur 10 Översiktskarta för jordprovtagningens provpunkter och placeringen av den gamla lagringstanken, koordinatsystem SWEREF 15 00 & RH 00 (SWEKO, 2017, med tillstånd).

Jordprover togs på varje meter i respektive provpunkt för att analysera metaller, till exempel totalhalt arsenik och TOC (totalt organiskt kol), vid varannan meter togs prover ut för OEC (oxalatextraherbara ämnen). Utifrån arsenikkoncentrationerna i grundvattnet bestämdes det hur djupt ner i varje provpunkt provtagningen skulle ske. Vid de djup där högst arsenikkoncentrationer uppmätts i den dynamiska grundvattenprovtagningen installerades filter för grundvattenprovtagning (SWEKO, 2017a). I de djup där filtren placerades togs de jordprover som analyserats i detta arbete.

Jordprovtagningen utfördes som kärnprovtagning med så kallad SONIC borrhörning där neddrivning av borrhören sker med rotation och vibration, se bilaga E för beskrivning av borrhörmetod. Jordproven fångades upp i en 1,5 m lång provtagare och efter upptagning pressades jorden ned i en öppen ränna genom vattentryck (Figur 11) (SWEKO, 2017a & 2017b).



Figur 11 Borrskenor som jordprover från specifika djup togs ut med (vänster bild). Jordprovet pressades ut ur borrkärnan med hjälp av vattentryck (höger bild).

Jordprovet i borrskenan delades upp efter bestämda provtagningsdjup, se specifika provtagningsdjup i tabell 9 bilaga A. Jordkärnorna undersöktes utifrån textur och färg. Gruslager innehållande stenar >2mm avlägsnades innan prover togs. För att minimera risken för att syre skulle komma in i provet togs prover för reducerande lakteter direkt från kolven. Yttersta skiktet på borrkärnan skrapades bort innan provet togs ut. Proven togs ut i den övre delen av borrkärnan. För till exempel provpunkt 1713_2 på djup 7,4–8,4 m innebar detta att provet togs i borrkärnan inom intervallet 7,4–7,6 m. Proven placerades i täta glasburkar. Därefter samlades 1 meter av borrkärnans jordlager upp i hinkar uppmärksatta med provpunkt och djup. Jorden homogeniserades med en batteridrivna cementblandare. Hinkarna och cementblandaren borstades av mellan varje provpunkts olika provtagningsdjup. Resterande 0,5 meter av borrkärnan samlades upp i hink för att sparas till nästkommande borrkärna, för att få totalt 1 meter jord. Efter homogeniseringen togs prover ut för respektive analyser i specifika provtagningskärl. Antalet prover per djup varierade efter tillgången på utvunnet jordmaterial. Proverna som togs ut efter homogenisering användes för lakteter under oxiderande förhållanden, medan prover som togs ut direkt i kolven användes för lakteter under reducerande förhållanden.

Provtagningen utfördes i den mättade zonen, då SONIC borrar är lämplig att använda vid provtagning under grundvattenytan (SWECO, 2017a). Under borrarngen uppstod problem med att komma ner på alla djup i provpunkter 1705_2, 1707_2 och 1708_2. Borrarngen beslutades att stoppas helt i provpunkt 1707_2 på djup 11,6–12,9 m, då borrarngen inte kunde röra sig nedåt i den hårt packade sanden. Borrarngen återupptogs i provpunkterna 1705_2 och 1708_2 efter stopp på 15 meter. Borrarngen flyttades ungefär 1–3 meter för att prova om det gick att borra ner till givna djup. Borrarngen fick avbrytas även i de nya punkterna, och det beslutades att genomföra borrarngen med foderrör vid ett senare tillfälle. Foderrören användes för att förhindra att stora jordmaterial föll ner på borrarngen. Beslutet att inte avsluta borrarngen för provpunkterna 1705_2 och 1708_2 baserades på resultatet av uppmätta arsenikkoncentrationer i den dynamiska grundvattenprovtagningen. Provpunkterna 1705_2 och 1708_2 hade uppmätta arsenikkoncentrationer på 2200 µg/l respektive 1700 µg/l, medan provpunkt 1707_2 hade lägre koncentrationer och bedömdes därför inte ha lika hög prioritet.

4.1.1 Oxalatextraktion av jordprover

Jordproverna skickades till ALS Scandinavian AB för oxalatextraherbar jordkaraktäriseringsanalys. De uppmätta oxalatextraherbara koncentrationerna av arsenik, Fe, Al och Mn användes som indata i simuleringarna. Extraktioner utfördes för att uppskatta potentiell mängd lakbar Fe-, Al- och arsenikkoncentrationer, och för att få fram dem användes oxalat. Oxalatextraktioner löser upp lågkristallina utfällningar av Fe och Al (McKeague & Day, 1966). Oxalatextraktionerna ger en uppfattning om de reaktiva Fe- och Al-ytorna i proven. I extraktionen antas mindre kristallina Fe-faser bestå av ferrihydrit och reaktiva Al-ytor antas bestå av bland annat komplexbundet Al (Gustafsson, 2002). Oxalatextraktionerna utfördes med 0,2 M ammoniumoxalat ($(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4 \times \text{H}_2\text{O}$) blandat med 0,2 M oxalsyra ($\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4 \times 2\text{H}_2\text{O}$) så att pH=3,0. Suspensionen skakades under 4 timmar, därefter centrifugerades och filtrerades suspensionen innan ICP-SFMS (SWECO, 2017b).

4.2 LAKTESTER

Lakteser är en metod som används för att studera förorenat fast materials lakegenskaper i vatten och för att bedöma föroreningens fastläggningssegenskaper (Fanger m.fl., 2006). I denna studie undersöktes arseniks löslighet i torkade och naturfuktiga prover genom laktester. Laktesternas resultat användes för att simulera utlakningsscenario genom geokemisk modellering. pH-beroende laktester används vid analys av förorenade jordar för att förutsäga lakbarheten av materialet vid varierande pH-värden (SGI, 2017c).

4.2.1 Förtester

Förtester genomfördes för att bestämma den initiala tillsättningen av syra HNO_3 (salpetersyra) och bas NaOH (natriumhydroxid) för att täcka pH-intervallet pH 4,5–8. Tre gram torkad jord och varierande koncentrationerna av syra och bas, enligt tabell 10 bilaga C, tillsattes i 40 ml centrifugrör av polypropylen. Proven skakades i en vändskakapparat under 48 timmar. Därefter centrifugerades proverna i 2500 rpm under 20 minuter. pH mättes direkt i eluatet. Utifrån förtestens resultat gjordes en titrerkurva, se figur 20 bilaga B. Tillsatta koncentrationer HNO_3 och NaOH avlästes mot pH för att skapa ett recept till laktesterna där pH ökade med 0,5 pH-enheter per provrör inom pH-intervallet 4,5–8.

Förtesterna och laktesterna för torkade och naturfuktiga prover utfördes enligt lakteststandarden SS EN-14429. För både förtester och laktester med torkade prover torkades jorden i ett 40 °C torkrum under 5–7 dagar för att avlägsna porvattnet i jorden, och därefter siktades jorden genom en 2 mm sikt. Samtliga mätkolvar, bägare, centrifugrör under förtester och laktester syradiskades med 1 % HNO_3 (salpetersyra) under minst 1 dygn. Efter syrabadsbehandlingen sköljdes materialet med 3 volymer avjonat vatten och lufttorkades i torkskåp innan användning. Vågar kalibrerades enligt respektive vågs viktsats. Automatpipetterna kalibrerades genom vägning av MilliQ-vatten innan användning. pH-mätare (pHM93 reference pH meter) kalibrerades mot buffertlösning 4 och 7 samt en 0,001 M HNO_3 -lösningen.

4.2.2 Torkade prover

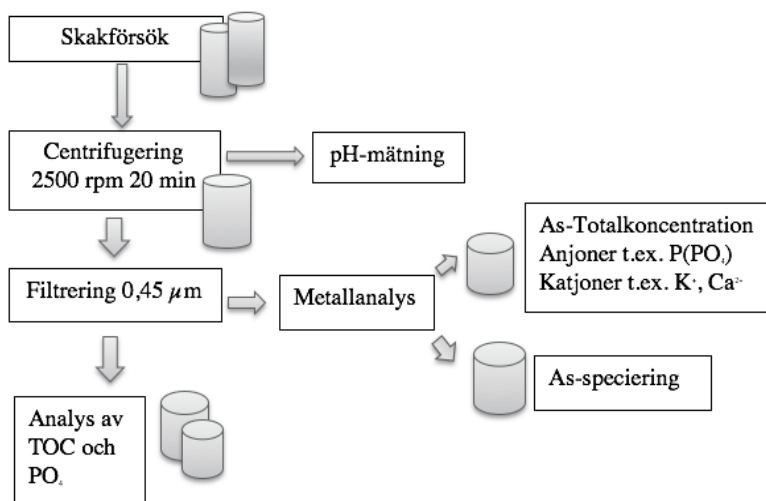
Arseniks löslighet undersöktes i sju provpunkter, i tabell 2 visas respektive provpunkt och djup.

Tabell 2 Provpunkterna med respektive djup [m] som användes i lakteter (torkade prover).

Provpunkt	Djup [m]
1705_2	15,9-16,9
1708_2	14,9-15,9
1709_2	9,4-10,4
1711_2	18,9-19,9
1712_2	8,8-9,8
1713_2	7,4-8,4
1715_2	8,8-9,8

Skakförsöken utfördes på jordprover med en fixerad L/S- kvoten à 10 l/kg, där L/S-kvoten (eng. "liquid to solid ratio") beskriver förhållandet mellan lösningens volym och jordprovets massa i eluatet (SSI, 2015). Suspensionen innehöll de koncentrationer av HNO_3 - eller NaOH som bestämts i förtesterna för att uppnå önskat pH. Varje provpunkt och djup studerades vid 10 olika pH-värden, varav 2 pH-värden representerade nollproven. Nollproven bestod av två replikat, som inte innehöll någon tillsats av HNO_3 eller NaOH . Proven bestod av 80 ml MilliQ-vatten och 20 ml av bakgrundselektrolyten NaNO_3 . Nollproven i varje provpunkt genomfördes för att kontrollera om pH-värdena under oxiderande förhållanden hamnade i närheten av pH-värdena uppmätta under den dynamiska grundvattenprovtagningen.

pH i proven justerades genom tillsats av HNO_3 eller NaOH enligt recept, se bilaga D, för att skapa ett intervall mellan pH 4,5 till 8 där pH ökade med 0,5 pH-enheter mellan varje provrör. HNO_3 gav en pH-sänkning och NaOH fungerade som pH-höjande. Blankprov genomfördes på NaNO_3 och HNO_3 för att kontrollera eventuella kontamination. Blankprov utfördes ej för NaOH . 10 gram torkad jord vägdes upp i 110 ml centrifugrör av polypropylen. Jonstyrkan justerades genom att 20 ml 50 mM NaNO_3 tillsattes, vilket gav en slutgiltig bakgrundselektrolyt med koncentration 0,01 M NaNO_3 . Provlösningarna jämnviktades (skakades) i vändskakapparat under cirka 5 ½ dygn. Över skakapparaterna placerades kartonger för att förhindra ljusinsläpp i provrören, för att få liknande förhållanden som i marken. I figur 12 illustreras flödesschemat för tillvägagångssättet av lakteter med torkade prover.



Figur 12 Flödesschema för lösningarna som genomgått skakförsök med torkade prover.

Proverna centrifugerades vid 2500 rpm i 21°C under 20 minuter eller 40 minuter. Antalet minuter proverna centrifugerades varierades, eftersom prover med tillsatt NaOH var mörkt grumliga för några provpunkter. Därför testades en längre centrifugerings tid med samma varvtal på resterande prover. Ingen skillnad på grumligheten kunde dock ses. pH mättes i cirka 10 ml volymprov från varje provrörs eluat. Eluatet för varje provpunkt pipetterades över till nya centrifugrör för att undvika att jorden löstes upp eller att utfällningar i eluatet skedde under pH-mätningen eller filtreringen av eluatet. De uppmätta pH-värdena i laktesterna hamnade relativt nära de önskade pH-värdena (Tabell 3).

Tabell 3 Uppmätta pH-värden från eluatet för laktester med torkade prover för respektive provpunkt. Kursiva värden anger nollproven i varje provpunkts mätserie. pH-värdena inom parenteser anger de önskade pH-värdena inom pH-intervallet 4,5-8.

Provrör	1705_2 15,9-16,9 [m]	1708_2 14,9-15,9 [m]	1709_2 9,4-10,4 [m]	1711_2 18,9-19,9 [m]	1712_2 8,8-9,8 [m]	1713_2 7,4-8,4 [m]	1715_2 8,8-9,8 [m]
1	4,4 (4,5)	4,5 (4,5)	4,5 (4,5)	5,7 (4,5)	5,1 (4,5)	4,6 (4,5)	4,9 (4,5)
2	4,8 (5)	5,0 (5)	5,0 (5)	5,8 (5)	5,2 (5)	5,1 (5)	5,1 (5)
3	5,8 (5,5)	5,7 (5,5)	5,1 (5,5)	6,0 (5,5)	5,9 (5,5)	5,4 (5,5)	5,1 (5,5)
4	5,9 (6)	6,2 (6)	5,7 (6)	5,9 (6)	6,3 (6)	5,6 (6)	5,7 (6)
5	6,3 (6,5)	6,5 (6,5)	6,2 (6,5)	6,4 (6,5)	6,6 (6,1)	5,9 (6,5)	6,0 (6,3)
6	6,6 (6,7)	6,7 (7)	6,3 (6,3)	7,2 (7)	6,6 (6,1)	6,4 (7)	6,1 (6,3)
7	6,6 (6,7)	7,1 (7,5)	6,3 (6,3)	7,7 (7,5)	7,7 (6,5)	6,4 (7)	6,4 (6,5)
8	6,9 (7)	7,2 (7,5)	6,6 (7)	7,9 (8)	9,5 (7)	7,1 (7,5)	7,0 (7)
9	7,5 (7,5)	8,1 (8)	7,0 (7,5)	8,7 (8,6)	9,6 (7,5)	9,2 (8)	7,6 (7,5)
10	8,1 (8)		7,6 (8)	8,8 (8,6)	9,9 (8)		9,6 (8)

Eluatet i varje provrör filtrerades med 0,45 μm membranfilter (PALL Life Science Acrodisc® Supor®) placerad på spruta. Eluatet överfördes till provkärl för analys av metall det vill säga As-totalkoncentration och As-speciering, TOC och PO₄. Provkärlen för analys av As-totalkoncentration och As-speciering innehöll eluat å 30 ml i vardera kärl. Provkärlen för TOC och PO₄ innehöll eluat å 50-60 ml i ett gemensamt kärl. Vid analys för As-specieringen filtrerades eluatet genom As-specieringsfilter (Arsenic Speciation Cartridge) (Metalsoft Center, 2017) som filtrerade bort arsenat. Detta för att förhindra reduktion till arsenit. Antalet As-specieringsfilter varierade utifrån uppmätt arsenikkoncentration i den dynamiska grundvattenprovtagningen. För de provpunkter där arsenikkoncentrationen i grundvattnet hade uppmäts till koncentrationer mellan 500-5000 $\mu\text{g/l}$ placerades två As-specieringsfilter i följd med ett 0,45 μm membranfilter. Provkärlen skickades till ALS Scandinavia AB för analys. Resultaten för laktesterna (torkade och naturfuktiga prover) återfinns i SWECO:s delrapport C – Jordprovtagning och provtagning i grundvattenrör (2017b).

4.2.3 Naturfuktiga prover

Laktester med naturfuktiga prover utfördes för att undersöka arseniks löslighet under reducerande förhållanden. I provpunkterna 1708_2, djup 12,9-13,9 meter, och 1711_2, djup 18,9-19,9 meter, togs prover direkt ur borrhäls kolv för att få ett ostört prov. I provpunkt 1708_2 togs jordprovet inte från samma djup som för laktester med torkade prover, då det inte fanns tillräckligt med material för att ta ut ett ostört prov från samma djup som för laktesterna med torkade prover. Skakförsöken utfördes på prover med L/S-kvot 10 l/kg. Den naturfuktiga jorden innehöll en vattenhalt på 85 procent till skillnad från den torkade jorden. Mängden jord som vägdes upp för reducerande laktester justerades med en faktor på 0,15. Justering utfördes genom att multiplicera den torkade jordens vikt å 10 gram med 0,15 vilket gav en ny vikt på 11,5 gram. Detta utfördes för att

uppnå samma L/S-kvot som under laktesterna med torkade prover. Provpunkterna studerades vid sex olika pH-värden med två replikat av varje pH. Ett pH-värde representerade det naturliga pH-värdet. De resterande fem utvalda pH-värdena justerades till samma pH-värden som för laktesterna med torkade prover. De utvalda pH-värdena valdes efter skillnaderna mellan önskade och uppmätta pH-värden i laktester för torkade prover. Justeringen av pH skedde enligt samma recept som för laktester med torkade prover, se bilaga D.

Tillvägagångssättet för laktester med naturfuktiga prover var detsamma som för torkade prover, förutom att suspensionen bubblades med kvävgas under 2 minuter innan jämnviktningen för att i möjligaste mån undvika oxidation av prover på grund av syre i luft och tillsatslösningar. Runt centrifugrörens lock virades parafilm för att förhindra att syre trängde in under skakningen. Ytterligare en skillnad mellan laktesterna var att bara fyra provrör behandlades åt gången för att minimera inträngning av syre i suspensionerna i väntan på filtrering och analys. Uppmätta pH-värden hamnade relativt nära de önskade pH-värdena (Tabell 4).

Tabell 4 Uppmätta pH-värden för provpunkterna 1708_2 och 1711_2. Kursiva värden anger nollproven för provpunkternas mätserier. Värden inom parantes anger önskade pH-värden. Provrör 6 för provpunkt 1708_2 replikat är markerat med streck, det anger att inget pH-värde uppmättes i det provet på grund av för lite eluat.

Provrörs- ordning	1708_2:1 12,9-13,9 [m]	1708_2:2 12,9-13,9 [m]	1711_2:1 18,9-19,9 [m]	1711_2:2 18,9-19,9 [m]
1	4,7 (4,5)	4,6 (4,5)	4,3 (4,5)	4,8 (4,5)
2	5,4 (5,5)	5,3 (5,5)	5,0 (5,5)	5,2 (5,5)
3	5,8 (6)	5,9 (6)	5,3 (6,5)	5,4 (6,5)
4	6,4 (7)	6,6 (7)	7,2 (7)	7,4 (7)
5	6,9 (7,5)	7,0 (7,5)	8,0 (8)	8,0 (8)
6	7,7 (8)	-	8,4 (8,6)	8,2 (8,6)

Eluaten från de naturfuktiga provernas laktest skickades också i väg för analys av metaller, TOC och PO_4 hos ALS Scandinavia AB. Provkärnen surgjordes innan de skickades för att minimera metallsorption till provkärnens väggar. I provkärnen för analys av TOC tillsatts 0,25 ml 1 M HCL till 25 ml eluat, och för PO_4 tillsattes 0,25 ml 1 M H_2SO_4 till 50 ml eluat. I provkärnen för metallanalys tillsatts 0,30 ml HNO_3 till 30 ml eluat.

4.3 K_d -VÄRDEN

K_d -värdet beskriver ett ämnes förmåga att adsorbera i marken (Gustafsson m.fl., 2007). K_d -värdet påverkas av markens pH och organiskt material (Elert m.fl., 2006). I denna studie användes K_d -värden för att kunna jämföra beräknade värden efter mätningar i fält mot laktesternas. När K_d -värden, enligt Naturvårdsverket (NV) riktvärdesmodell, beräknas för mark har K_d -värdena bestämts så att de inte kan underskatta metallers rörlighet och spridning till markens omgivning (Naturvårdsverket, 2009). Enligt NVs riktvärdesmodell används K_d -värden för att uppskatta utlakningen från förorenade jordar och på så vis kunna bedöma spridningsrisken till yt- och grundvatten. Ett högt K_d -värden indikerar stark adsorption i marken det vill säga att utlakningen är låg (Gustafsson m.fl., 2007). Definitionen av K_d -värden är förhållandet mellan halten av ett ämne i fast fas och koncentrationen i lösningen (Fanger m.fl., 2006), det vill säga förhållandet mellan totalhalten av föroreningen ($n_{i, \text{total}}$) och den lösta totalkoncentrationen i mark- och grundvatten (c_i) (Gustafsson m.fl., 2007). Totalkoncentration i den lösta fasen är

koncentrationen som mäts upp i lakttesternas eluat efter utförd filtrering eller centrifugering (Fanger m.fl., 2006). Denna definition kommer att användas i denna studie för att bestämma K_d , och värdena beräknas enligt ekvation 1.

$$K_d \left[\frac{l}{kg} \right] = \frac{n_{i,total}}{c_i} = \frac{\text{totalhalten av ämnet i fast fas} \left[\frac{mg}{kg TS} \right]}{\text{totalkoncentrationen av ämnet i löst fas} \left[\frac{mg}{l} \right]} \quad (1)$$

K_d -värdet beskriver jämviktsförhållandet, den antas vara linjär mellan den fasta fasen och lösta fasens koncentrationer. Om snabb, reversibel och linjärt samband mellan faserna råder kan K_d -värdena betraktas som giltiga för de förhållanden som studeras (Fanger m.fl., 2006). K_d -värdet är endast giltigt för den aktuella förening som är i kontakt med en fast fas under givna kemiska förhållanden, ändras dessa krävs det att K_d revideras (Elert m.fl., 2006). Uppdelningen mellan jord (fasta fasen) och lösning (lösta fasen) kan vara svår att uppskatta för K_d -värden beräknade efter lakttester, då det inte går att vara säker på att den fastlagda mängden representerar den adsorberade mängden. Eftersom den adsorberade mängden kan innehålla andra mer eller mindre svårslösliga faser (Gustafsson m.fl., 2007). En annan orsak till att uppdelningen är svår att uppskatta kan vara utspädningseffekter i och med att volymen vatten är större i lakttesterna än i jorden och att uppehållstiden är längre i jorden än i lakttesterna. För att ta hänsyn till utspädningseffekten från lakttesterna kan K_d beräknas vid olika L/S-kvoter, efter uppmätta koncentrationer i mark- och grundvatten eller genom att hänsyn tas till porvattnet i den fasta fasen (Elert m.fl., 2006). Riktvärdet, K_d , för arsenik i jord är 300 l As/kg, vilket är baserat på 83 prover. Antalet prover har bedömts vara tillräckliga för att kunna ge ett tillförlitligt uppskattat K_d -värde (Naturvårdsverket, 2011).

I denna studie beräknades K_d för varje provpunkt för lakttester med torkade prover. Totalhalten arsenik i fast fas var uppmätt arsenik från oxalatextraktioner och totalhalten i jordanalyser. Totalkoncentrationen av arsenik i löst fas var uppmätt arsenikkoncentration från lakttestens eluat. För de K_d -värden som beräknats utifrån mätningar i fält var totalhalten arsenik i fast fas den analyserade halten arsenik från jordprovtagningen, och löst fas var totalkoncentrationen den uppmätta arsenikkoncentrationen från grundvattenprovtagningen. Totalkoncentrationen i lösta fasen kom från samma plats som jordens totalhalt i fast fas. Totalt beräknades tre K_d -värden (ekvation 2, 3, 4). Ekvation 2 har beräknats enligt NV:s riktvärdesmodell (ekvation 1). I ekvation 3 har totalhalten arsenik korrigerats för porvattnet. Ekvation 4 har beräknats efter totalhalten arsenik uppmätt i oxalatextraktionen, arsenikhalten i fasta fasen har korrigerats för porvattnet.

$$K_{d,A} \left[\frac{l}{kg} \right] = \frac{\text{totalhalten As fast fas} \left[\frac{mg}{kg TS} \right]}{\text{totalkoncentrationen As i eluatet} \left[\frac{mg}{l} \right]} \quad (2)$$

$$K_{d,B} \left[\frac{l}{kg} \right] = \frac{\text{totalhalt As fast fas-porvattnet} \left[\frac{mg}{kg TS} \right]}{\text{totalkoncentrationen i As i eluatet} \left[\frac{mg}{l} \right]} \quad (3)$$

$$K_{d,C} \left[\frac{l}{kg} \right] = \frac{\text{oxalatextraherbar halt As fast fas-porvattnet} \left[\frac{mg}{kg TS} \right]}{\text{totalkoncentrationen As i eluatet} \left[\frac{mg}{l} \right]} \quad (4)$$

4.4 GEOKEMISK MODELLERING

Visual MINTEQ är ett geokemiskt jämviktsprogram som används vid beräkningar av metallers speciering, löslighetsjämvikter och sorption i mark, grund- och ytvatten (Gustafsson, 2013). I denna studie användes Visual MINTEQ version 3.1. Programvaran tillhandahålls av Kungliga Tekniska Högskolan för gratis nedladdning. Visual MINTEQ används i denna studie för att simulera arsenat och arsenit adsorption genom att variera pH och redoxpotential utifrån data från utförda laktester med torkade prover.

För att beskriva arseniks fastläggningsförmåga kan adsorptionsmodeller användas, en typ av adsorptionsmodell är ytkomplexmodeller. Det finns två typer av ytkomplexmodeller, och skillnaden mellan modellerna är att den ena beskriver metallers adsorption till oxidtytor och att den andra modellen beskriver adsorption till organiskt material i markens fasta fas (Berggren Kleja m.fl., 2006). Programvaran Visual MINTEQ innehåller ett antal modeller som beskriver joners adsorption till oxid- och hydroxidtytor (Gustafsson, 2013).

För att beskriva arseniks komplexbindning till (hydr-)oxider användes den så kallade CD-MUSIC-modellen (Hiemstra & van Riemsdijk, 1996). CD-MUSIC modellen tar hänsyn till laddningsfördelningen i ytkomplexens struktur. Tiberg m.fl. (2013) presenterade ett sätt att använda CD-MUSIC-modellen för ferrihydrit, vilken används i denna studie. Det finns ingen modell framtagen för att beskriva adsorptionen till Al-hydroxiden $\text{Al}(\text{OH})_3$. Därför används CD-MUSIC-modellen för ferrihydrit även för att beskriva arseniks adsorption till Al-hydroxid. I enighet med Tiberg m.fl. (2016) antogs det att Al-hydroxid uppförde sig som ferrihydrit. I modellen har ferrihydrit givits en specifik ytareal på 650 m^2/g (Tiberg m.fl., 2016). Fe- och Al-hydroxider är effektiva som reaktiva tytor, och kan adsorbera både till arsenit och arsenat (Groenenberg & Lofts, 2014).

Katjoners adsorption till organiskt material kan beskrivas genom modellerna Model V och VI (Tipping & Hurley, 1992; Tipping, 1998), WHAM (Tipping, 1994), NICA-Donnan (Benedetti m.fl., 1996) eller SHM (Gustafsson, 2001). I denna studie användes Stockholm Humic Model (SHM) för att modellera ytkomplexbildning av organiskt material. SHM är en utvecklad variant av WHAM, skillnaden mellan dem är att den elektrostatiska undermodellen skiljer sig åt (Gustafsson, 2001). SHM-modellen är baserad på en 1-pK Basic Stern modell och jämviktsuttrycket:



K, är jämviktskonstanten som även innehåller en elektrostatisk korrektionsterm och R representerar humusmolekylen (Gustafsson m.fl., 2007). Humusämnena (R) antas ha åtta typer av bindningsplatser. Hälften av bindningsplatserna representeras av karboxylgrupper och hälften av fenolgrupper, med olika syraegenskaper. Karboxylgrupperna har starkare syror än fenolgrupperna (Gustafsson, 2001). Storleksordningen mellan karboxylgrupperna och fenolgrupperna påverkas av humusämnena (det vill säga om det är en humussyra (HA) eller fulvosyra (FA)) (Gustafsson m.fl., 2007). I SHM-modellen kan metalljonerna antingen binda som monodentat- eller bidentatkomplex, det innebär att metallen binder till en eller två ytladdningar på humusämnena (Gustafsson, 2001).

SOM- modellen används för att beskriva fördelningen av ett ämne mellan löst och fast fas, vanligen antas det att löst organiskt material (DOM) i markvattnet består av 100 % fulvosyror (FA). Fast organiskt material (SOM) antas bestå av 50 % fulvosyror (FA) och

50 % humussyror (HA) (Tiberg m.fl., 2013; Tiberg m.fl., 2016). I modellen antas halten aktivt organiskt material (OM), som ingår i SOM, bestå av fulvo-eller humussyror som deltar i modellens adsorptionsreaktioner (Lofts m.fl., 2001). SOM har i det här arbetet antagits bestå av 50 % aktivt organiskt kol. SOM beräknades genom att multiplicera totalhalten organiskt material (TOC) med 2 för varje provpunkt. Aktivt SOM beräknades genom att multiplicera SOM med 50 %, vilket gör att SOM=TOC. Totalhalten organiskt material (TOC) har uppskattats från analysen som ALS utfört av laktestens eluat. Halten löst organiskt kol (DOC) i modellen är halten uppmätt DOC från laktestens eluat.

4.4.1 Modelluppsättning och indata

Vid den geokemiska modelleringen i Visual MINTEQ användes ett antal modellsammansättningar i CD-MUSIC-modellen. Simuleringar utfördes enbart på laktester med torkade prover för att undersöka arsenats, arsenits och arseniks adsorption. Laktester med naturfuktiga prover valdes att inte simuleras, då försöken att hålla reducerande förhållanden bedömdes som misslyckade.

FA antas i SOM (SHM) vara både lös (dissolved) och fast (solid). HA antas vara fast (solid). Indatan för FA (solid) och HA (solid) varierade med varje provpunkts pH. Samtliga indata i modellen simulerades med temperaturen 22 °C, pH sattes som fixerat för varje provpunkts första uppmätta pH-värde. pH varierades sedan under simuleringen. Lufttrycket sattes till 1 atm (partialtryck för koldioxid är 0,00038 atm). I modellen angavs Ferrihydrit (Ferrihydrit (aged)) och Al-hydroxid ($\text{Al}(\text{OH})_3$ (soil)) som "oändliga" fasta faser (infinite solid phase). Det innebär att när det fasta ämnet (fasen) förekommer i tillräckligt stor mängd löser ämnet inte upp sig fullständigt under simuleringen. Utfällningen av Fe^{3+} och Al^{3+} från ferrihydrit och $\text{Al}(\text{OH})_3$ reglerades efter varje provpunkts pH. Arsenikföreningarna adsorberades på ytan av Fe^{3+} och Al^{3+} . Utfällning skedde när mättnadsindex (SA) var ≥ 0 .

Koncentrationerna av katjonerna K^+ , Ca^{2+} , Na^+ och anjonerna $\text{P}(\text{PO}_4)$, NO_3^- som angavs i modellen var analyserade koncentrationer från laktesterna. Både katjonerna och anjonerna hade bestämts efter filtreringen med 0,45 μm membra filtret (PALL Life Science Acrodisc® Supror®). Katjonerna K^+ , Ca^{2+} , $\text{P}(\text{PO}_4)$ angavs som fixerade lösta koncentrationer (total dissolved***). Arsenat och arsenit antogs vara den totala arsenikkoncentrationen från respektive provpunkts oxalatextraherbara koncentration, och därför kunde adsorptionen till Fe- och Al-hydroxider undersökas utifrån total löslighet (total dissolved) och total adsorption (total sorbed). Koncentrationen för Mn^{2+} bestämdes också efter varje provpunkts oxalatextraherbara koncentration. I modellen angav arsenit som H_3AsO_3 och arsenat som AsO_4^{3-} .

Fe-(hydr)oxidernas bidrag till CD-MUSIC-modellen Ferrih-CDM baserades på analysresultatet för Fe från oxalatextraktionen men omräknat till jord genom användande av vätskeförhållandet som rådde under skakförsöken och med hjälp av ferrihydrits molekylvikt 89 g/mol (Tiberg m.fl., 2013). Al-hydroxidernas bidrag till modellen baserades också på analysresultaten för Al från oxalatextraktionen men omräknat till jord genom användande av vätskeförhållandet som rådde under skakförsöken och med hjälp av $\text{Al}(\text{OH})_3$ s molekylvikt 78 g/mol. Fe- och Al-hydroxiderna simulerades separat för att undersöka vilken av oxiderna som gav störst påverkan på arsenats löslighet och adsorption i marklösningen. Det visade sig att båda oxiderna påverkade ungefär lika mycket, därav användes en total fast koncentration (solid concentration) där både Fe- och Al-hydroxidernas bidrag beaktades. Valet att använda både Al^{3+} - och Fe^{3+} -hydroxider

baserades på att de är svårlösliga föreningar som påverkas av marklösningens pH. Jonerna kommer antingen att ta upp eller avge protoner. Fe-hydroxiden har lägre löslighet än Al-hydroxid, vilket gör att Fe-hydroxiden inte löses upp förrän under pH 3 (Eriksson m.fl., 2011). Därav borde en total fast koncentration ge ett tillförlitligare resultat på hur mycket ferrihydrit som adsorberar till arsenat och arsenit. Den fasta koncentrationen var ett fixerat värde i varje provpunkts körning, koncentrationen bestämdes efter oxalatextraherbara värdena från jordprovtagningen. För provpunkterna 1705_2 och 1712_2 justerades även den fasta koncentrationen genom att successivt minska ferrihydrits specifika yta med 10 % från 100 till 10 % av den ursprungliga, detta för att kunna jämföra hur arsenit och arsenat mobiliserades i marklösningen vid olika reaktiva ytor. Provpunkterna 1705_2 och 1712_2 valdes då 1705_2 hade högst uppmätta arsenikkoncentrationer i grundvattnet. Provpunkt 1712_2 hade högst uppmätta arsenikkoncentrationer i lakttesternas eluat (torkade prover).

Den geokemiskt aktiva fraktionen arsenik som bestämts vid oxalatextraktionen, omräknades till den för jord genom användande av vätskeförhållande som rådde under lakttesterna, användes som indata för arsenat och arsenit. Varje provpunkt hade ett unikt arsenikvärde som indata i modellen. Koncentrationerna Na^+ och NO_3^- beräknades genom att addera halterna NaOH , NaNO_3 och HNO_3 från lakttesterna. Na^+ och NO_3^- användes som indata för tillsatta koncentrationer vid respektive uppmätt pH-värde i lakttesten. Koncentrationerna för $\text{P}(\text{PO}_4)$, Ca^{2+} och K^+ som angavs i modellen hämtades från de analyserade koncentrationerna i $<0,45 \mu\text{m}$ -fraktion från lakttestens eluat. Koncentrationen DOC hämtades från den analyserade koncentrationen $<0,45 \mu\text{m}$ -fraktionen från lakttesten, och varierade därmed med pH. Koncentrationen TOC i modellen hämtades från de analyserade koncentrationerna i den vanliga jordkaraktäriseringen, TOC varierade med varje provpunkts djup.

Redoxpotentialen som användes hade uppmätts vid grundvattenprovtagningen vid ett specifikt pH. Den uppmätta redoxpotentialen antogs gälla för alla uppmätta pH-värden i lakttesterna under simuleringarna. Redoxparet som valdes i Visual MINTEQ vara $\text{H}_3\text{AsO}_3/\text{AsO}_4^-$. Ferrihydrit och $\text{Al}(\text{OH})_3$ valdes som "ändlig" fast fas (finite solids), den fasta fasen kommer att vara tillgänglig under simuleringen men kan lösas upp beroende på marklösningens förhållande. Ferrihydrit och $\text{Al}(\text{OH})_3$ ändliga fast fas koncentration varierade efter varje provpunkt. Koncentrationerna beräknades fram efter uppmätta halter Fe och Al i de oxalatextraherbara jordkaraktäriseringar, dessa dividerades med Fe och Al molvikt à 55,847 g/mol respektive 26,982 g/mol. Den ändliga fasta fasen angavs i enhet mol/l. Under simuleringen reglerade Visual MINTEQ den ändliga fast fasens koncentration. En sammanställning av komponenterna inkluderade i modellen visas i tabell 5. I bilaga G tabell 32-38 visas fullständig indata för varje provpunkt.

Tabell 5 Sammanställning av indata

Komponent	Enhet	Källa
pH	-	Uppmätt i laktest
Redoxpotential	mV	Grundvattenprovtagning
Na ⁺	mM	Tillsatt NaOH och NaNO ₃ laktester
NO ₃ ⁻	mM	Tillsatt HNO ₃ och NaNO ₃ laktester
Ca ²⁺	mg/l	Laktest, uppmätt koncentration vid varje pH
K ⁺	mg/l	Laktest, uppmätt koncentration vid varje pH
Mn ²⁺	mg/l	Oxalatextraktion
P(PO ₄)	mg/l	Laktest, uppmätt koncentration vid varje pH
Ferrihydrit	mg/l	Infinite solid phase (Finite solid phase) beräknat från oxalatextraktion, Visual MINTEQ beräknar koncentration i lösning
Al(OH) ₃	mg/l	Infinite solid phase (Finite solid phase), Visual MINTEQ beräknar koncentration i lösning
As[V] / AsO ₄	mg/l	Oxalatextraktion
As[III]/H ₂ AsO ₄	mg/l	Oxalatextraktion
DOC	mg/l	Laktest, uppmätt koncentration vid varje pH
DOM		Kvoten DOM/DOC sattes till 2, DOM antogs bestå av 100 % FA
SOM	g/l	SOM bestod av 50 % TOC
FA & HA	g/l	FA och HA bestod till 50% vardera av aktivt SOM

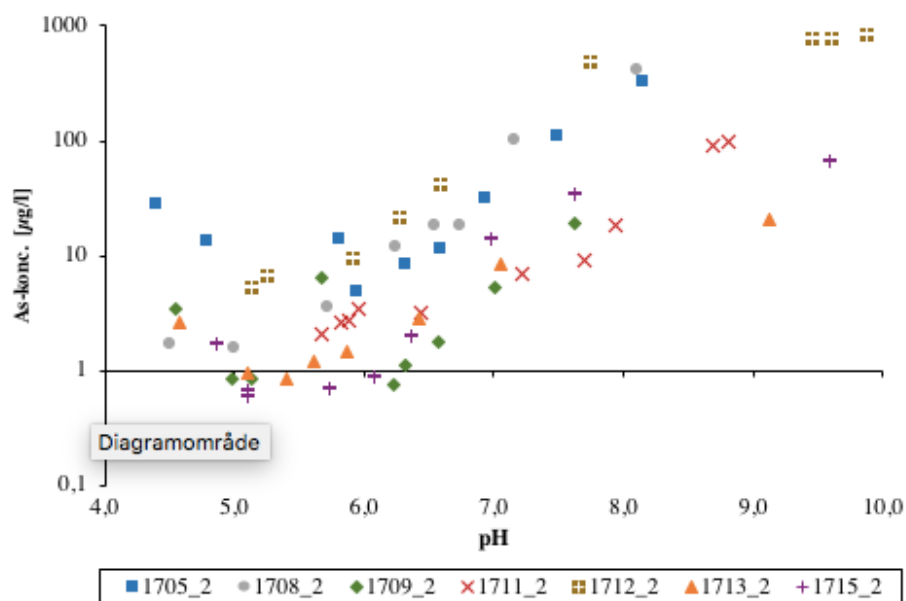
De simulerade arsenit- och arsenatkoncentrationerna översattes till en justerad lakvattenkoncentration. Detta för att kunna jämföra simulerad arsenikkoncentration med grundvattnets koncentration. Den justerade lakvattenkoncentrationen gav en uppskattning av vad koncentrationen arsenik hade varit i lakvattnet om förhållandena i lakvattnet hade varit reducerande. Den justerade lakvattenkoncentrationen beräknades enligt ekvation 6.

$$\text{Justerad lakvattenkonc.} = \text{As.konc. i lakvatten} \times \frac{\text{simulerad konc.As[III]}}{\text{simulerad konc.As[V]}} \quad (6)$$

5 RESULTAT

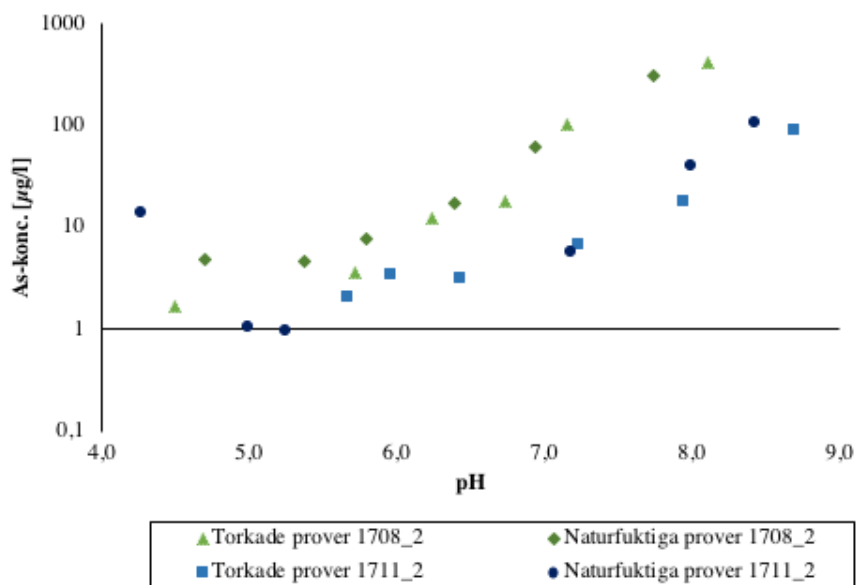
5.1 LAKTESTER

Provpunkterna 1705_2, 1708_2 och 1712_2 hade de högst uppmätta värdena löst arsenik (Figur 13). Dessa provpunkter hade även de högsta uppmätta oxalatextraherbara arsenikkoncentrationerna (Tabell 6). Löst arsenik ökade generellt med stigande pH, men några värden avviker. Avvikelserna beror troligen på inhomogen arsenikfördelning i proverna. Generellt hade prover med lägre uppmätta arsenikkoncentrationer i laktesterna lägre oxalatextraherbar koncentration arsenik. Vid pH lägre än pH 6 blev arsenikkoncentrationerna lägre, men när pH ökade steg koncentrationen löst arsenik i proverna. För provpunkt 1712_2 ökade de lösta arsenikkoncentrationerna kraftigt mellan pH 6,6 och 7,7 det tyder på att arsenik adsorberar sämre vid högre pH.



Figur 13 Jämförelse av arsenikkoncentrationerna uppmätta i laktesternas (torkade prover) eluat.

Vid jämförelse av laktesterna med naturfuktiga och torkade prover för provpunkterna 1708_2 och 1712_2 (Figur 14) följde de uppmätta arsenikkoncentrationerna varandra väl. Koncentrationen i naturfuktiga prover var marginellt högre. Att koncentrationerna för proverna följde varandra väl tyder på att de haft liknande redoxförhållanden och att de skiftande förbehandlingarna påverkade oxidationen/reduktionen mindre än vad som hade förväntats.



Figur 14 Jämförelse av arsenikkoncentrationerna uppmätta provpunkterna 1708_2 och 1712_2 eluat i laktester med torkade och naturfuktiga prover.

Procentandelen arsenit (Tabell 6) varierade mellan provpunkternas nollprov (prov utan tillsats av HNO_3/NaOH). Högst andel arsenit hade provpunkt 1713_2. Arsenitkoncentrationen i 1713_2 eluat (torkat prov) utgjorde ungefär hälften av arsenikkoncentrationen. Provpunkten hade även högst uppmätt Fe-koncentration. Lägst arsenitkoncentration hade provpunkt 1708_2. Provpunkten hade även lägst uppmätt

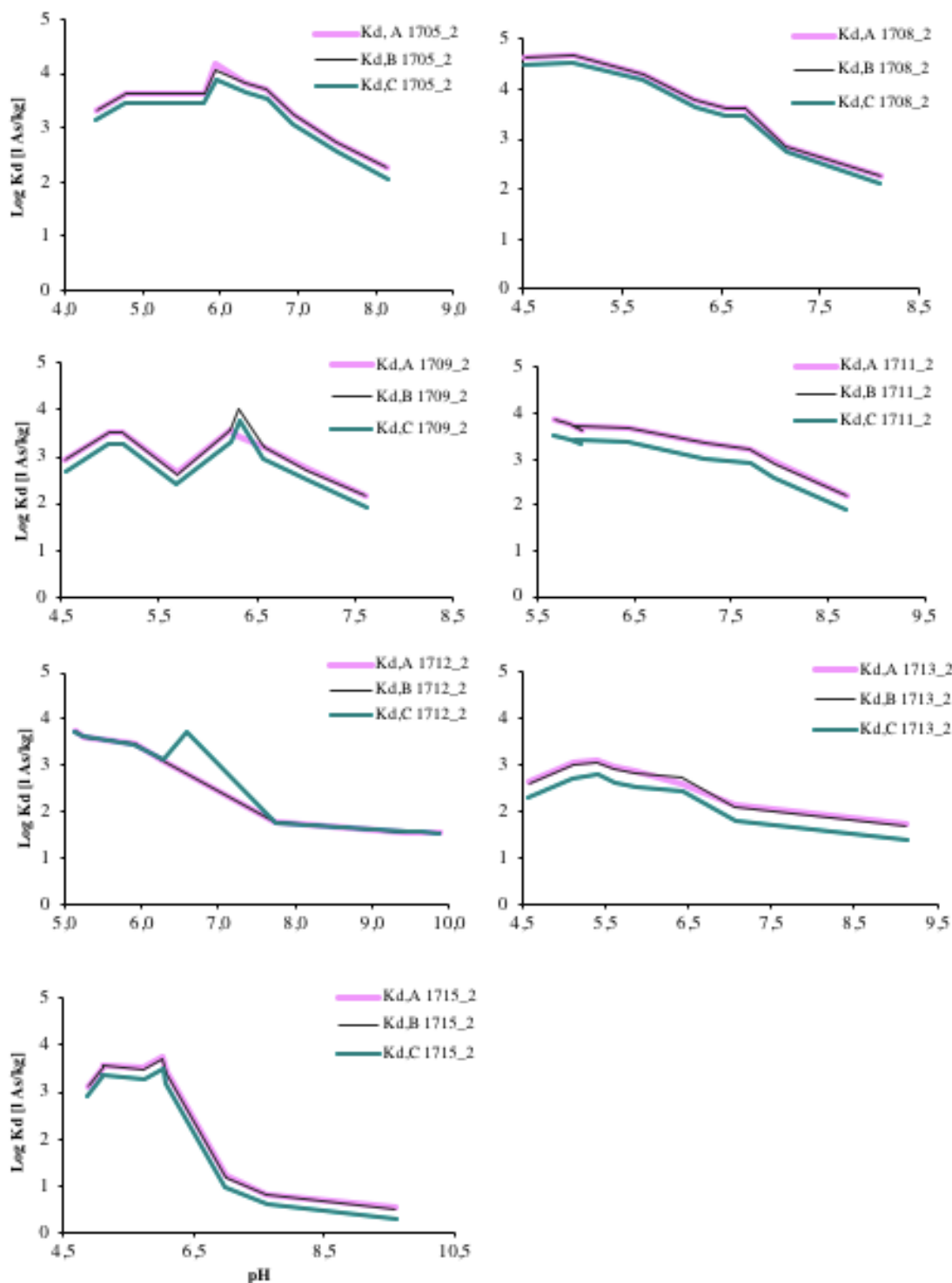
koncentration Fe. Vid jämförelse mellan uppmätta arsenikkoncentrationer i jordkaraktäriseringen (Tabell 6) hade oxalatextraktionerna lägre arsenikkoncentrationer jämfört med uppmätt totalkoncentration arsenik.

Tabell 6 Jämförelse av uppmätt koncentration arsenik, arsenit och Fe i laktesternas nollprov (torkade prover) och uppmätta arsenikkoncentrationer i jordkaraktäriseringen från ALS. Procentandelen arsenit beräknades efter laktesternas arsenik- och arsenitkoncentrationer. LT= laktester, JP = Jordprovtagning.

Prov-punkt	Djup [m]	pH	Total As-konc. [$\mu\text{g/l}$] LT	Total As [III]-konc. [$\mu\text{g/l}$] LT	Totalhalt As [mg/kgTS] JP	Oxalatextra-herbar As-halt [mg/kgTS] JP	Andel As[III] % LT	Fe-konc. [mg/l] LT
1705_2	15,9-16,9	6,6	11,7	0,57	58,7	38,6	4,80	0,0125
1708_2	14,9-15,9	7,2	102	3,93	74,5	55,2	3,90	0,0055
1709_2	9,4-10,4	6,3	1,10	0,26	2,80	1,60	23,9	0,0301
1711_2	18,9-19,9	8,7	91,1	13,3	15,2	7,36	14,6	0,0147
1712_2	8,8-9,8	6,6	41,5	5,30	28,6	28,5	12,8	0,0260
1713_2	7,4-8,4	6,4	2,87	1,79	0,97	0,50	62,4	0,2220
1715_2	8,8-9,8	6,1	0,88	0,42	2,20	1,37	48,3	0,0132

5.2 K_d -VÄRDEN

K_d -värdena A, B och C (Figur 15) följde varandra väl. Vid jämförelse av $K_{d,A}$ och $K_{d,B}$ var skillnaden mellan dem marginell, det berodde på att korrigeringen av porvattnet i fasta fasen i $K_{d,B}$ inte var så stor. Att skillnaden mellan $K_{d,A}$ och $K_{d,C}$ blev större beror på att halten i fasta fasen skiljde sig åt i dessa beräkningar. I $K_{d,C}$ användes totalhalten oxalatextraherbar arsenik i fast fas, den oxalatextraherbara arsenikhalten är lägre än totalhalten arsenik som användes i $K_{d,A}$. Generellt minskade K_d -värden (Figur 15) vid stigande pH. Beräknade av K_d -värden redovisas i bilaga F tabell 11-31.



Figur 15 Jämförelse av K_d -värden A, B och C. $K_{d,A}$ anger värdet beräknat efter Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. $K_{d,B}$ anger att totalhalten arsenik i fasta fasen har korrigerats för porvattnet i laktesterna. $K_{d,C}$ anger att oxalatrextraherbara arsenikhalten har korrigerats efter porvattnet i laktesterna.

Vid jämförelse av uppmätta arsenikkoncentrationer i laktesternas nollprov (torkade prover) och grundvattenprovtagningen (Tabell 7) skilde sig arsenikkoncentrationerna markant åt trots att pH-värdena var relativt nära varandra. Att arsenikkoncentrationerna skilde sig åt kan bero på att laktesternas arsenikkoncentrationer mättes upp under

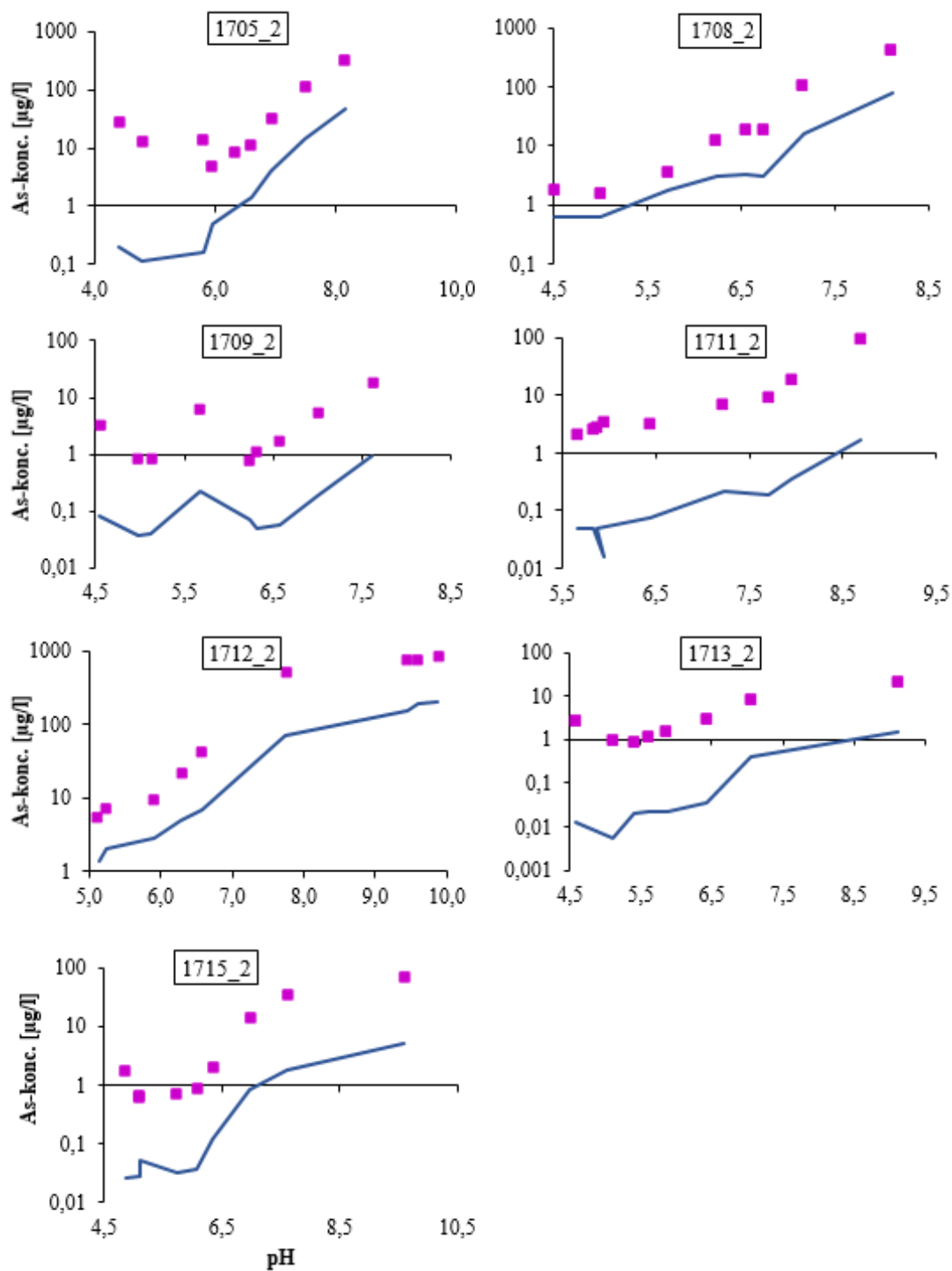
oxiderande förhållande och grundvattnets koncentrationer under reducerande. K_d -värden för arsenik i laktesterna var därmed högre än K_d -värden i grundvattnet (Tabell 7).

Tabell 7 Jämförelse av arsenikkoncentrationer, pH, K_d -värden i laktesters nollprov (torkade prover) och grundvattnet. K_d -värdena beräknades enligt Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. K_d -värden för grundvattnet beräknades enligt ekvation 1 och för laktesterna enligt ekvation 2. För både grundvattnets och laktesternas K_d -värden användes totalhalterna i fast fas och i löst fas användes uppmätt arsenikkoncentrationer i grundvattnet respektive i laktesternas eluat. För grundvattnet anges även redoxpotential. I laktesternas eluat har ingen redoxpotential uppmätts. Laktest=laktest med torkade prover. Grundvatten=grundvattenprovtagning.

Provtagning	Provpunkt	Djup [m]	Total As- konc. [µg/l]	pH	Redox [mV]	K_d [l As/kg]	Log K_d [l As/kg]
Laktest	1705_2	15,9-16,9	11,7	6,6		5026	3,7
Grundvatten	1705_2	16,2-17,2	812	5,7	+107	73	1,9
Laktest	1708_2	14,9-15,9	102	7,2		731	2,9
Grundvatten	1708_2	14,7-15,7	1450	6,8	-10	52	1,7
Laktest	1709_2	9,4-10,4	1,10	6,3		2636	3,4
Grundvatten	1709_2	9,8-10,8	321	6,5	-94	9	1,0
Laktest	1711_2	18,9-19,9	91,1	8,7		168	2,2
Grundvatten	1711_2	18,6-19,6	234	7,3	-129	64	1,8
Laktest	1712_2	8,8-9,8	41,5	6,6		692	2,8
Grundvatten	1712_2	9,4-10,4	803	6,5	-7	36	1,6
Laktest	1713_2	7,4-8,4	2,87	6,4		373	2,6
Grundvatten	1713_2	7,7-8,7	643	6,2	-16	1,7	0,2
Laktest	1715_2	8,8-9,8	0,88	6,1		2626	3,4
Grundvatten	1715_2	9,2-10,2	718	6,8	-110	3,2	0,5

5.3 GEOKEMISK MODELLERING

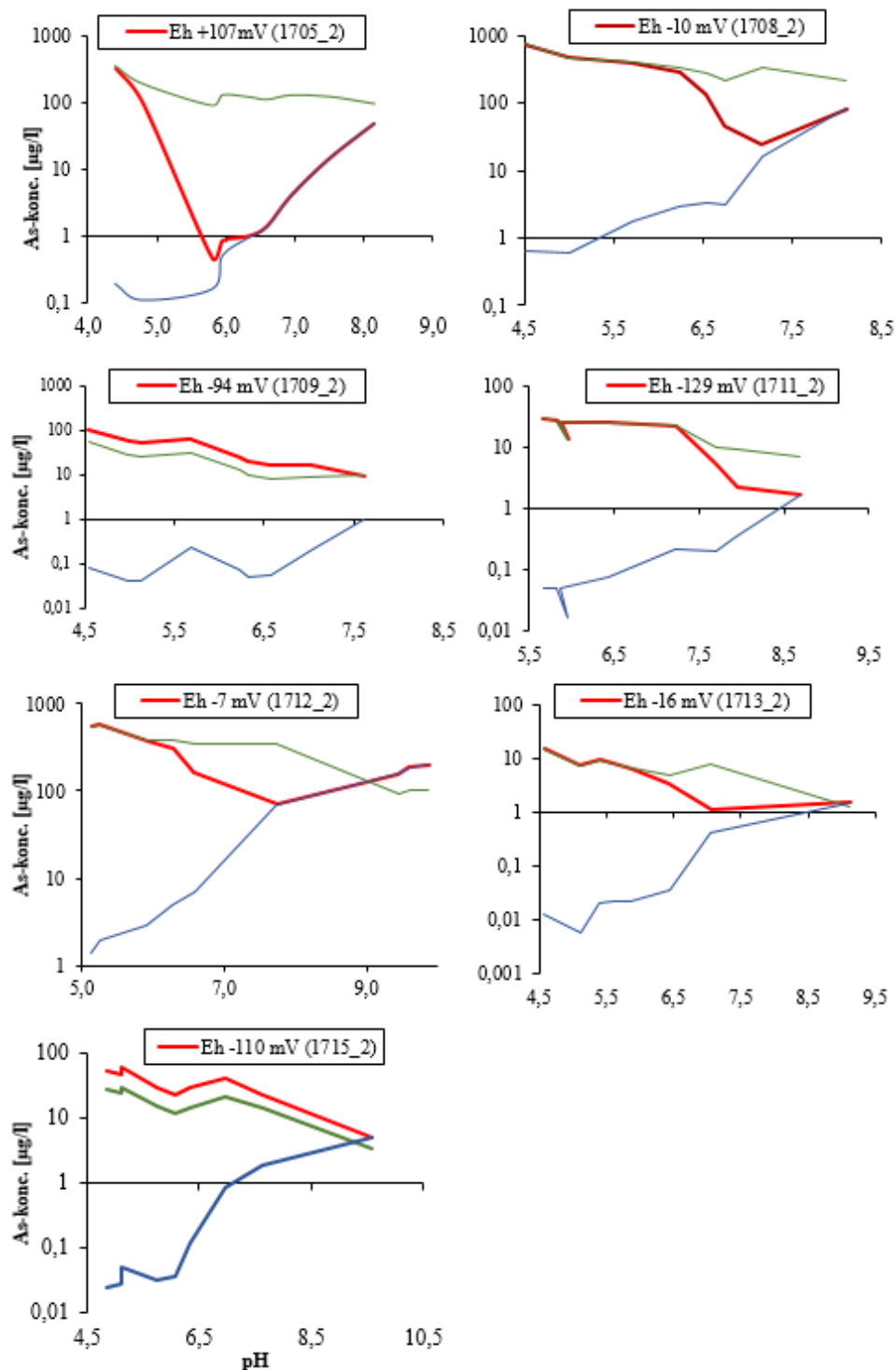
Den simulerade arsenatkoncentrationen följde den uppmätta arsenikkoncentrationen i eluatet (torkade prover) relativt väl (Figur 16), men den simulerade arsenatkoncentrationen underskattar koncentrationen i lösningen. Att den uppmätta arsenikkoncentrationen och simulerade arsenatkoncentrationen följde varandra väl tyder på att oxiderande förhållanden råder i proverna och arsenik främst förekommer som arsenat.



Figur 16 Jämförelse mellan simulerad arsenatkonzentration och uppmätt arsenikkonzentration i laktesterna (torkade prover). Lila fyrkant anger uppmätta arsenikkonzentrationer i eluatet. Simulerade arsenatkonzentration anges av blå linje.

Simuleringar med arsenit och redoxpar $\text{As[V]}/\text{As[III]}$ utfördes för att få en principiell bild av hur redoxpotentialen påverkar arseniks löslighet (Figur 17). I simuleringarna för redoxpar $\text{As[V]}/\text{As[III]}$ användes samma redoxpotential för alla pH-värden i respektive provpunkt. Den simulerade arsenikkonzentrationen efter fältredoxpotential, det vill säga uppmätt redoxpotential i grundvattnet, följde generellt den simulerade arsenitkoncentrationen (Figur 17). Det tyder på att under reducerande förhållanden

förekommer arsenik i högre grad som arsenit. Simuleringen av arsenikkoncentrationen för provpunkt 1705_2 följde i högre utsträckning den simulerade arsenatkoncentrationen, det tyder på att vid redoxpotentialen större än +100 mV förekommer arsenik i högre grad som arsenat under reducerande förhållanden. Fördelningen av arsenat och arsenit vid de olika redoxpotentialerna (Figur 17) påverkas av pH, vilket stämmer med teori i Eh-pH-diagrammet (Figur 4).



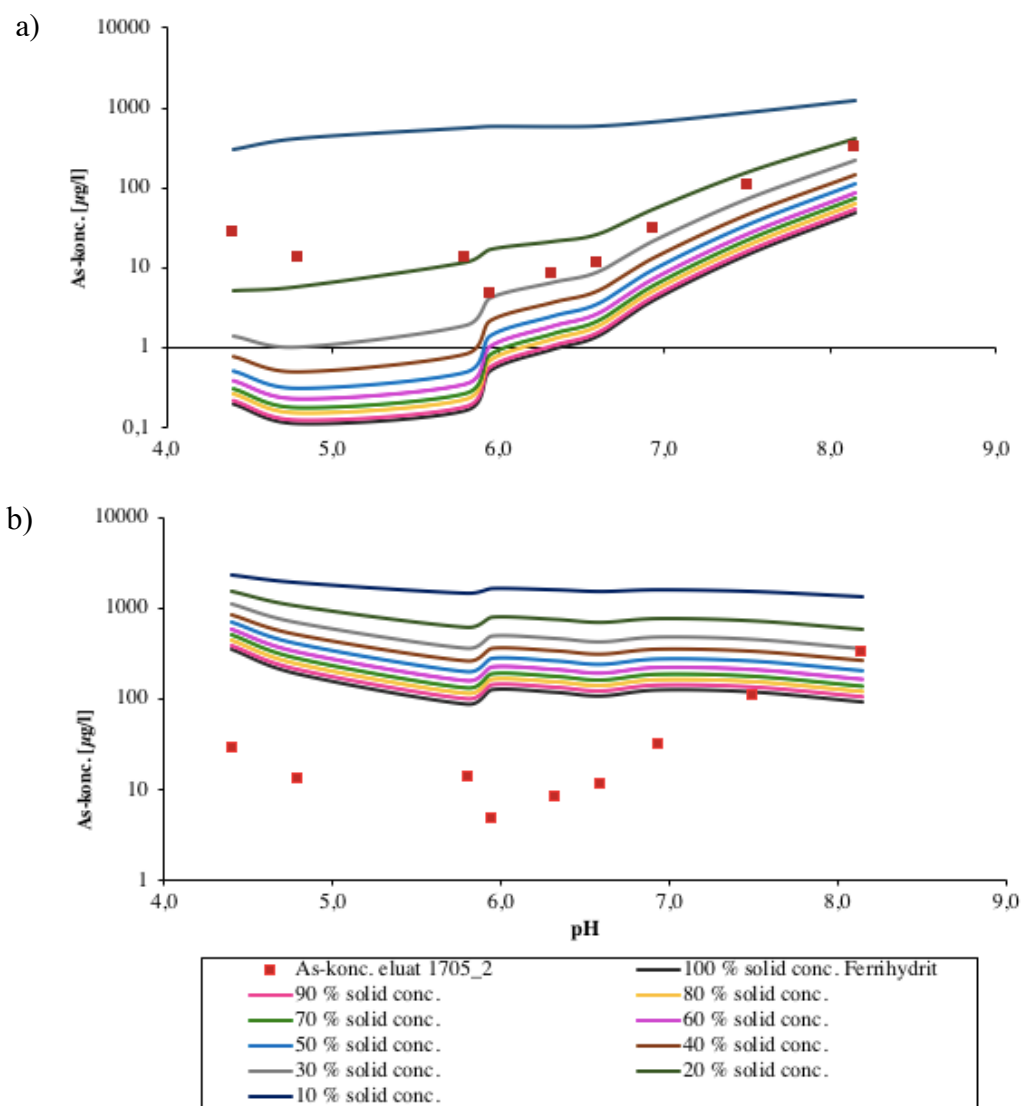
Figur 17 Jämförelse av hur de tre simulerade arsenikkoncentrationerna varierar i löslighet vid ändrade pH-värden och redoxpotentialer. Simulerad arsenitkoncentration anges av grön linje. Blå linje anger den simulerade arsenatkoncentrationen. Röd linje anger simulerad arsenikkoncentration efter fältredoxpotential, det vill säga uppmätt redoxpotential i grundvattnet.

Vid jämförelse av den justerade lakvattenkoncentrationen och grundvattnets arsenikkoncentration är den justerade lakvattenkoncentrationen ibland högre, ibland lägre än grundvattnets (Tabell 8). En högre justerad lakvattenkoncentration visar att oxiderande förhållanden råder. En högre arsenikkoncentration i grundvattnet kan bero på att arsenitkoncentrationen är högre under reducerande förhållanden då Fe-hydroxiderna delvis kan ha lösts upp.

Tabell 8 Jämförelse av justerad lakvattenkoncentration och uppmätt arsenikkoncentration i grundvattnet.

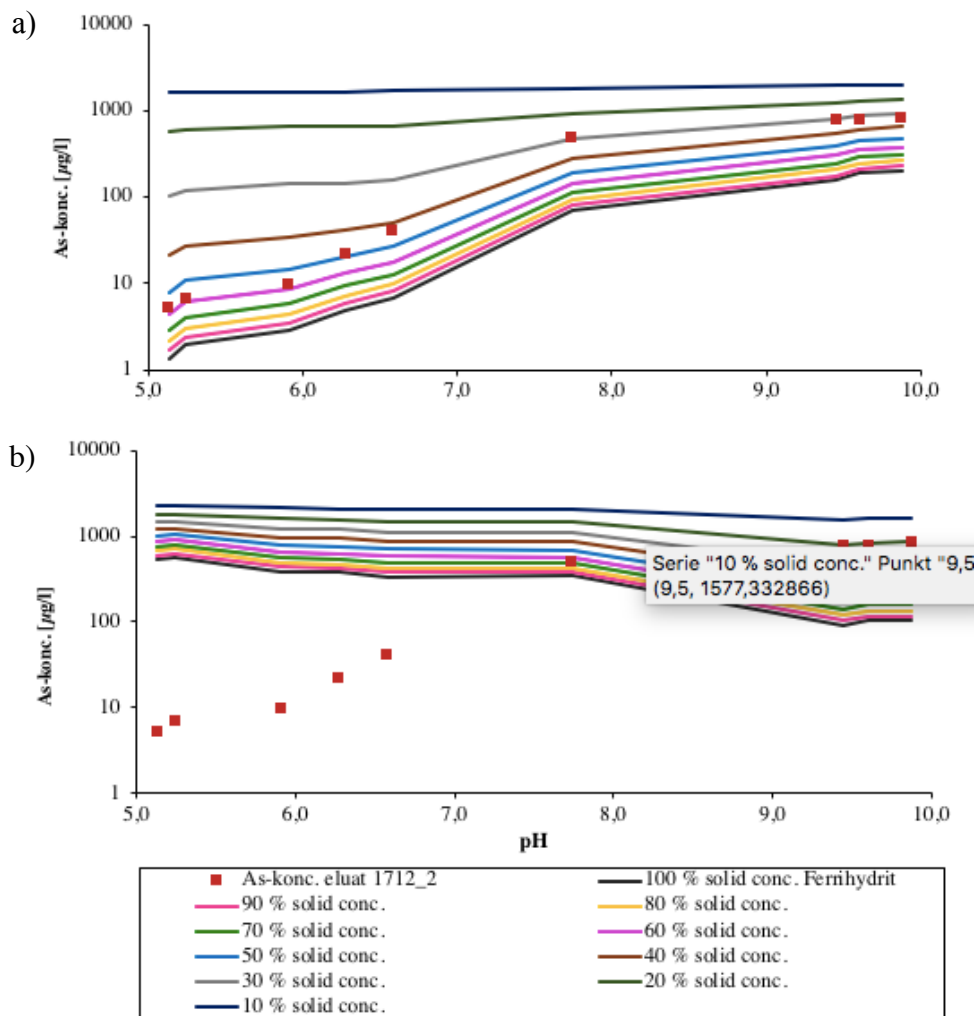
	Provpunkt	Djup [m]	As-koncentration [µg/l]	pH	Redox [mV]
Justerad	1705_2	15,9-16,9	1242	5,9	
Grundvatten	1705_2	16,2-17,2	812	5,7	+107
Justerad	1708_2	14,9-15,9	1259	6,7	
Grundvatten	1708_2	14,7-15,7	1450	6,8	-10
Justerad	1709_2	9,4-10,4	248	6,6	
Grundvatten	1709_2	9,8-10,8	321	6,5	-94
Justerad	1711_2	18,9-19,9	748	7,2	
Grundvatten	1711_2	18,6-19,6	234	7,3	-129
Justerad	1712_2	8,8-9,8	1674	6,3	
Grundvatten	1712_2	9,4-10,4	803	6,5	-7
Justerad	1713_2	7,4-8,4	428	5,9	
Grundvatten	1713_2	7,7-8,7	643	6,2	-16
Justerad	1715_2	8,8-9,8	353	7	
Grundvatten	1715_2	9,2-10,2	718	6,8	-110

För provpunkterna 1705_2 och 1712_2 testades det att successivt minska den specifika ytan genom att sänka ferrihydrits koncentration ner till 10 % av den ursprungliga (Figur 18 & 19). En successiv sänkning av den specifika ytan för provpunkt 1705_2 (Figur 18) visade att arsenit och arsenats löslighet ökade marginellt mellan 10 och 50 % av den ursprungliga ytan, därefter ökade lösligheten i högre grad. Vid jämförelse av de simulerade arsenit- och arsenatkoncentrationer gav en successiv sänkning av den specifika ytan marginella koncentrations ökningar av arsenit. Arsenats löslighet ökade istället vid en minskning av den specifika ytan. Den simulerade arsenatkoncentrationen närmade sig den uppmätta arsenikkoncentrationen i eluaten vid en successiv minskning av ferrihydrits koncentration. Den simulerade arsenitkoncentrationen hamnade istället över den uppmätta arsenikkoncentrationen. Vid en successiv minskning av ferrihydrits koncentration ökade koncentrationen arsenit. Att arsenitkoncentrationerna blev högre än uppmätta arsenikkoncentrationer visade att oxiderande förhållanden rådde och arsenik förekom i första hand som arsenat.



Figur 18 Jämförelse av hur simulerade (a) arsenat- och (b) arsenitkoncentration påverkades av en successiv minskning av ferrihydrits specifika yta för 1705_2. En minskning av ferrihydrits koncentration gav upphov till en minskad specifik yta. De simulerade koncentrationerna jämförs med uppmätta arsenikkoncentrationer i lakttesternas eluat (torkade prover). De röda fyrkanterna visar uppmätta arsenikkoncentrationer och strecken visar de olika koncentrations sänkningarna.

En successiv sänkning av den specifika ytan för provpunkt 1712_2 (Figur 19) visade liknande koncentrations ökningarna som i figur 18. En sänkning av den ursprungliga specifika ytan med 30-60 % för simulerad arsenatkoncentration gav en relativt bra anpassning till uppmätta arsenikkoncentrationen. En sänkning av den ursprungliga specifika ytan med 10-20% gav en arsenatkoncentration som var högre än den uppmätta arsenikkoncentrationen. Den simulerade arsenitkoncentrationen hamnade vid en sänkning av den specifika ytan generellt sett över den uppmätta arsenikkoncentrationen.



Figur 19 Jämförelse av hur simulerad (a) arsenat- och (b) arsenitkoncentration påverkades av en minskad specifik yta för 1712_2. En minskad koncentration ferrihydrit resulterade i minskad specifik yta. De simulerade koncentrationerna jämförs med uppmätta arsenikkoncentrationer i laktesterns eluat (torkade prover). De röda fyrkanterna visar uppmätta arsenikkoncentrationer och strecken visar de olika koncentrationers sänkningarna.

6 DISKUSSION

Redoxpotential

Arseniks mobilisering i marklösningen styrs av redoxpotentialen, fördelningen mellan arsenit och arsenat i mark styrs av vilken redoxpotential som förekommer. Redoxpotentialens påverkan av arsenit och arsenats löslighet blir tydligt när arseniks löslighet simuleras med fältredoxpotentialen (Figur 17). Att arseniks mobilisering påverkas av redoxpotentialen stämmer överens med Berggren Kleja m.fl. (2006) som menar att arsenik mobiliseras på grund av skiftande redoxpotentialer då arsenik är ett redoxkänsligt ämne.

Den simulerade arsenikkoncentrationen för pH uppmätta i laktester följde generellt simulerad arsenitkoncentration vid redoxpotentialer under +100 mV, medan redoxpotential på +107 mV visade på att arsenik främst förekommer som arsenat under reducerande förhållanden. Att arsenat i högre grad förekommer vid höga redoxpotentialer jämfört med låga redoxpotentialer stämmer överens med Bissen & Frimmel (2003) forskning. Enligt Bissen & Frimmel (2003) mobiliseras arsenit i större utsträckning vid låga (0 till -250 mV) redoxpotentialer, och jämförs Bissen & Frimmels teori med Eh-pH-

diagrammet (Figur 4) stämmer den simulerade fältredoxpotential överens med hur arsenat och arsenit mobiliseras. Det är tydligt att när redoxpotential är lägre än +100 mV kommer mer arsenit att förekomma i grundvattnet under reducerande förhållanden jämfört med om redoxpotentialen är över 100 mV.

Om arsenit förekommer i högre grad i grundvattnet borde den justerade lakvattenkoncentrationen och grundvattnets arsenikkoncentration vara ungefär lika (Tabell 8). Vid jämförelse av dessa koncentrationer var den justerade lakvattenkoncentrationen generellt högre eller lägre än grundvattnets. Dock var pH i grundvattnet och lakvattnet inte exakt lika, men det är troligen inte huvudanledningen till att koncentrationerna skiljer. Utan det är mer sannolikt att redoxförhållandena har större påverkan. Redoxförhållandena i grundvattnet varierar mellan +107 mV och -129 mV medan den justerade lakvattenkoncentrationen har beräknats för att uppskatta koncentrationer under reducerande förhållanden.

För provpunkt 1705_2 var den justerade lakvattenkoncentrationen högre än grundvattnets. Oxiderande förhållanden råder och därav borde arsenat förekomma i högre utsträckning. Att arsenats mekanism sorption är starkare under oxiderande förhållanden stämmer med Mandel & Suzuki (2002) forskning. Om reducerande förhållanden förekommer i grundvattnet kommer arsenikkoncentrationen att vara högre än den ”justerade” koncentrationen. Det kan bero på att Fe-hydroxiderna börjat lösas upp under reducerande förhållanden vilket gör att arsenik frigörs. Provpunkterna 1713_2 och 1715_2 hade högre arsenikkoncentration i grundvattnet (Tabell 8), det kan bero på att CD-MUSIC-modellen inte tar hänsyn till att Fe-hydroxiden löses upp vid reducerande förhållanden. Därav blir koncentrationen arsenik högre i grundvattnet på grund av att mer arsenit går ut i lösningen. Detta bör även gälla för provpunkterna 1708_2 och 1709_2. En annan skillnad är uppehållstiderna, i den justerade lakvattenkoncentrationen är det jämvikt, men det är inte säkert att det är jämvikt i alla provpunkter i fält i Hjärtevad. Enligt Violante & Pigna (2002) påverkar uppehållstiden i marken arseniks mobilitet.

Provpunkt 1711_2 hade mer än dubbelt så höga arsenikkoncentrationer i den justerade lakvattenkoncentration jämfört med grundvattnet, och att den är så pass mycket högre stämmer inte överens med hur arsenikkoncentrationen förvänta mobiliseras i ett reducerat system med låg redoxpotential. Istället skulle det kunna tyda på att någon annan mekanism till exempel utfällning som påverkar koncentrationen arsenik. Alternativt att det är andra processer iblandade som påverkar att arsenikkoncentrationen blir lägre i grundvattnet jämfört med justerade lakvattenkoncentrationen. För provpunkt 1712_2 var den justerade lakvattenkoncentrationen nästan dubbelt så stor som grundvattnets arsenikkoncentration, det tyder på att det kan vara fördröjningseffekter i markvattnet som påverkar skillnaderna mellan koncentrationerna. Fördröjningseffekten uppstår när det sker en fördröjning av reduktionen i markvattnet, då arsenat som är adsorberat till oxiderna tar längre tid att reduceras till arsenit (Berggren Kleja m.fl., 2006; Elert, 2006).

pH

Arseniks adsorptionsförmåga påverkas delvis av pH, men i större utsträckning av antalet sorptionsplatser i jorden. Vid jämförelse av den simulerade arsenatkoncentrationen och den uppmätta arsenikkoncentrationen i eluatet (Figur 16) följde den simulerade arsenatkoncentrationen den uppmätta arsenikkoncentrationen väl, vilket stämmer med att under oxiderande förhållanden kommer arsenik främst att förekomma som arsenat. Dessutom kommer mekanismen adsorption för arsenat att vara relativt stor vid pH-värden

mellan 4,5- 6,5. Att arsenat verkar ha sitt sorptionsmaximum mellan dessa pH-värden, stämmer överens med Goh & Lim (2004) som menar att arsenats sorptionsmaximum är omkring pH 4-7. Att arsenatkoncentrationen successivt ökar med stigande pH beror på att ferrihydritens ytladdning är pH-beroende. Enligt Dijkstra m.fl. (2009) är ytan mer negativ vid höga pH-värden och mer positiv vid låga pH-värden. Ytladdningarnas påverkan på adsorptionsförmågan blir tydlig då den simulerade arsenatkoncentrationen och uppmätta arsenikkoncentrationen (Figur 16) successivt ökar vid ökande pH-värden. Jämförs istället den simulerade arsenatkoncentrationen med simulerad arsenitkoncentration (Figur 17) minskade koncentrationen arsenit när pH ökade. Det stämmer överens Goh & Lim (2004) som menar med att arsenits adsorptionsförmåga successivt ökar runt pH 7.

Hydroxider

I simuleringarna (Figur 17) påverkades andelen löst arsenit och arsenat av ferrihydrits specifika yta. Vid en successiv sänkning av den ursprungliga ytan med 10 % (Figur 18 & 19) ökade de simulerade lösta arsenikkoncentrationerna. Enligt Dale m.fl. (2015) och Stegemeier m.fl. (2014) påverkar mekanismen Fe-hydroxidens specifika ytan arseniks adsorptionsförmågan. Arseniks mobilisering i simuleringarna (Figur 18 & 19) påverkades till viss del av pH, men det är snarare samspelet mellan pH och Fe-hydroxidens specifika yta som styr arseniks adsorptionsförmåga i den simulerade marklösningen. Enligt Dale m.fl. (2015) är det samspelet mellan pH och Fe-hydroxidens yta som påverkar adsorptionsförmågan. Dock är det enligt Gustafsson m.fl. (2007) ytladdningarna på Fe-hydroxiden som påverkas av pH. De simulerade arsenatkoncentrationerna (Figur 18 & 19) var generellt högre vid höga pH-värden det vill säga att adsorptionsförmågan var låg, detta beror på att ytladdningarna blir mer negativa vid höga pH-värden vilket resulterar i att arsenat inte kan adsorbera till Fe-hydroxiden.

Koncentrationen Fe påverkade arsenik och arsenits mobilisering i laktesterna (Tabell 6). I provpunkt 1713_2 motsvarade den uppmätta arsenitkoncentrationen ungefär hälften av uppmätta arsenikkoncentration och Fe-koncentrationen var den högst uppmätta av alla provpunkterna. Att Fe-koncentrationen var hög tyder på att järnet reducerats, vilket innebär mer Fe^{2+} i lösningen. Enligt Brantzén m.fl. (2013) är det reduktionen av Fe-oxider och Fe-hydroxider som gör att mer Fe^{2+} förekommer i löslig form. Provpunkt 1708_2 hade både lägst arsenitkoncentration och Fe-koncentration jämfört med de andra provpunkterna. Vid jämförelse av andel arsenit i procent mellan provpunkterna hade generellt de provpunkter med högst andel arsenit även höga Fe-koncentrationer, vilket tyder på att ju högre koncentration löst Fe desto mer arsenik och arsenit förekommer i lösningen. Jämförs istället uppmätta arsenikkoncentrationer i jorden (Tabell 6) var den totalhalten arsenik generellt nästan dubbelt så hög som oxalatextraherbara halten arsenik för alla provpunkter förutom provpunkt 1712_2. Skillnaden mellan jordkaraktäriseringarnas arsenikhalter för provpunkt 1712_2 var marginell, vad den skillnaden beror på är svårt att säga. För de andra provpunkterna beror antagligen skillnaden mellan jordkaraktäriseringarna på att arsenik i totalhalten tar hänsyn till den lösta arsenikkoncentrationen i porvattnet, men även att det förekommer en del arsenik som är så hårt adsorberat i materialet att det inte kommer ut med oxalatextraktionen och därav blir oxalatextraherbara halterna lägre.

K_d-värden

Vid jämförelse av K_d-värdena för laktesterna var K_{d,A} och K_{d,B} generellt högre än K_{d,C} (Figur 15), skillnaderna mellan K_d-värden kan förklaras av att olika arsenikhalter användes i den

fasta fasen. För $K_{d,c}$ användes oxalatextraherbara arsenikhalter medan för $K_{d,A}$ och $K_{d,B}$ användes totalhalten arsenik. Jämförs K_d -värden efter mätningar i fält med lakttesternas (Tabell 7) är det tydligt att fördelningen mellan fasta och lösta fasen påverkar storleken på K_d -värdet. Att fördelningen mellan faserna styr K_d -värdet stämmer överens med Fanger m.fl. (2006) som menar att K_d -värdet definieras av förhållandet mellan faserna.

K_d -värdena för lakttesterna var generellt lägre än för K_d -värdena efter mätningar i fält, vilket beror på koncentrationsskillnader i lösta fasen. Då arsenikkoncentrationen i elutaget var lägre än grundvattnets koncentration. Att K_d -värdena för lakttesterna blev högre än för mätningar i fält tyder på att oxiderande förhållanden råder. Under reducerande förhållanden bör istället K_d -värdet bli lägre då en högre arsenikkoncentration förekommer i lösningen. Då grundvattnets arsenikkoncentrationer var högre än lakttesternas (Tabell 7) bör det tyda på att under reducerande förhållanden är utlakningen av arsenik högre jämfört med arseniks utlakning under oxiderande förhållanden. Jämförs K_d -värden A, B, C (Figur 15) är det tydligt att när oxiderande förhållanden råder och pH ökar kommer K_d -värdena att successivt minska till följd av mekanismen sorption minskade i jorden. Jämförs arseniks riktvärdet på 300 l/kg (Naturvårdsverket, 2011) med K_d -värdena för arsenikkoncentrationer i lakttesterna och efter mätningar i fält var lakttesternas K_d -värden högre än riktvärdet medan K_d -värdena efter mätningar i fält var lägre. Enligt Gustafsson m.fl. (2007) indikerar ett högt K_d -värde ofta låg utlakning det vill säga hög adsorptionsförmåga medan ett lågt K_d -värde indikerar hög utlakning. I Hältevad råder reducerande förhållanden med neutralt pH, vilket borde göra att arsenik frigöras i större utsträckning, därav blir K_d -värdet lågt. Jämförs K_d -värden efter mätning i fält och för arsenikkoncentrationer i lakttesterna är det tydligt att redoxpotentialen påverkar fördelningen mellan arsenik i jorden och därmed även K_d -värdets storlek. Att dra för starka slutsatser av K_d -värden efter mätningar i fält och för arsenikkoncentrationer i lakttesternas resultat kan ge missvisande bedömningar av arseniks spridning i området. Istället bör K_d -värdena för arsenikkoncentrationer i lakttesterna ses som representativa för hur arseniks fastläggning och mobilisering kan se ut när oxiderande förhållanden råder i jorden vid respektive provpunkts pH.

Simuleringar

De simulerade arsenit- och arsenatkoncentrationernas resultat stämde överens med hur arsenit och arsenat antas mobiliseras under oxiderande förhållanden det vill säga att arsenat mobiliseras i högre grad vid pH-värden över 7 och arsenit vid pH lägre än 7. Simuleringarnas resultat stämde överens med både Goh & Lim (2004) forskning som visat att arsenats mekanism sorption minskar vid ökande pH och Deschamps m.fl. (2003) forskning som visat att arsenits mekanism sorption minskar vid minskande pH.

Simuleringarna med fältredoxpotentialen visade att beroende på vilken redoxpotential samt vilka pH-värden som råder under reducerande förhållanden påverkades mobilisering av arsenit och arsenat olika. Detta stämde överens med Masscheleyn m.fl. (1997) forskning som visat att samspelet mellan redoxpotentialen och pH påverkar arseniks mobilisering och adsorptionsförmåga. Dock visade det sig att den justerade lakvattenkoncentrationen som togs fram efter simulerade fältredoxpotential var antingen högre eller lägre än grundvattnets. Att det skiljde sig mellan arsenikkoncentrationerna kan beror på att upplösningen av Fe-hydroxider inte kommer med i modellen men även att det bara användes ett redoxpar i simuleringen. Medan det i Hältevad antagligen är fler redoxpar som påverkar arseniks mobilisering i grundvattnet. För att få fram ett resultat som stämmer bättre överens med grundvattnets arsenikkoncentrationer borde den

simulerade fältredoxpotentialmodellen utvecklas. Modellen skulle kunna utvecklas genom att fler redoxpar används, men även simuleringar med redoxparet $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ skulle kunna undersökas mer, då försök att simulera redoxparet $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ gjordes utan lyckade resultat. Det skulle därför vara intressant att undersöka möjligheten att få Fe att fungera i modellen. Vidare skulle fler simuleringar med fältredoxpotentialer vara önskvärt, detta för att kunna se tydligare samband mellan hur olika pH-värden och den uppmätta redoxpotentialen i Hjärtevad påverkar arseniks mobilisering. Det vore även intressant att försöka mäta redoxpotentialen laborativt, för att se vilken redoxpotential som råder vid respektive pH under reducerande förhållanden. Detta är dock svårt att genomföra då risken är stor att syre kommer ned i lösningen och påverkar förhållandena.

Simuleringarna för ferrihydrits specifika yta visade att arsenik mobiliseras i större utsträckning vid minskad specifik yta. Simuleringarnas resultat stämde överens med Dale m.fl. (2015) forskning som påvisat att vid en minskad specifik yta mobiliseras arsenik i högre grad. Att den simulerade arsenatkoncentrationen ökade i större utsträckning vid minskad specifik yta jämfört med simulerad arsenitkoncentration stämde inte överens med Bissen & Frimmel (2003) forskning som påvisat att arsenits adsorberar starkt till Fe-hydroxiden. Att arsenit inte mobiliserades i samma utsträckning kan bero på att ferrihydrit-modellen innehöll både Fe- och Al-hydroxider. Enligt Martin m.fl. (2014) forskning adsorberar arsenit svagt Al-hydroxiden. Att arsenit mobiliseras i lägre grad kan bero på att arsenit inte konkurrerar med Al-hydroxiden om sorptionsplatser på ferrihydrit, därav kommer inte en succesiv minskning av koncentration ferrihydrit att påverka arsenits mekanism sorption. För att få en större förändring av löst koncentration arsenit borde kanske bara Fe-hydroxider förekomma i modellen.

7 SLUTSATS

Arseniks mobilisering och fastläggning i Hjärtevad styrs av pH, redoxpotential och storleken på Fe- och Al-hydroxidens specifika yta. Från simulering och lakteter kan slutsatsen dras att arseniks fastläggning i Hjärtevad framförallt påverkas av:

- Redoxpotentialens negativa eller positiva värde
- Mängden Fe- och Al-hydroxider i marken
- Samspelet mellan pH och redoxpotential
- Vilken arsenikförening som förekommer i marklösningen
- Storleken på K_d kan ge indikationer hur fastläggningen ser ut i respektive provpunkt vid ett specifikt pH

Arseniks löslighet styrs enligt simuleringarna av koncentrationen Fe- och Al-hydroxider i marklösningen. Dock bör modellen utvecklas så att fler simuleringar kan genomföras för att kunna säkerställa arseniks mobilisering och fastläggning i Hjärtevad. Därtill bör lakteter under reducerande förhållande utföras i en kontrollerad miljö det vill säga i en glovebox (handskebox) för att kunna göra en säkrare jämförelse av arseniks mobilisering och adsorption under oxiderande och reducerande förhållanden. Slutsatsen som kan dras av simuleringarnas och lakteternas resultat är att arsenik sannolikt började mobiliseras i Hjärtevad till följd av ändrade redoxförhållanden.

8 REFERENSER

Benedetti, M.F., Van Riemsdijk, W.H., Kinniburgh, D.G., Koopal, L.K., Milne, C.J., Pinheiro, J.P. & Filius, J. (1996). Metal Ion Binding by Humic Acid: Application of the NICA-Donnan Model. *Environmental Science of Technology*, vol. 30, no. 5, ss. 1687–1698. DOI: 10.1021/es950695h

Berggren Kleja, D., Elert, M., Gustafsson, J.P., Jarvis, N. & Norrström, A.C. (2006). *Hållbar Sanering: Metallers mobilitet i mark*. Bromma: Naturvårdsverket (Naturvårdsverket rapport, 5536). Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5536-4.pdf> [2017-09-07]

Bhattacharya, P. & Gustafsson, J.P. (2007). Geochemical modeling of arsenic adsorption to oxide surfaces. I: Bhattacharya, P. m.fl. (red), *Arsenic in soil and groundwater environment*, vol. 9, *Biogeochemical interactions, health effects and remediation*. Elsevier Science, ss. 159-206.

Bissen, M. & Frimmel, F.H. (2003). Arsenic – a review, Part I: Occurrence, Toxicity, Speciation, Mobility. *Clean Soil Air Water*, vol. 31, no. 1. DOI: 10.1002/ahch.200390025

Branzén, H., Vestin, J. & Berggren Kleja, D. (2013). *Utvärdering av grundvattenprovtagning för pH- och redoxkänsliga ämnen*. Linköping: Statens Geotekniska Institut (SGI rapport, 5). Tillgänglig: <http://www.swedgeo.se/globalassets/publikationer/sgi-publikation/sgi-p5.pdf> [2017-12-13]

Carlbom, C.J. (2003). *Förorenade områden - Träimpregneringsbranschen: En inventering av potentiellt förorenade områden i Stockholms län*. Stockholm: Länsstyrelsen Stockholms län (Länsstyrelse rapport 2003:08). Tillgänglig: <http://www.ebhportalen.se/Sv/Inventeringsrapporter/Tr%C3%A4impregnerare%20i%20Stockholms%20l%C3%A4n%202003.pdf> [2017-10-03]

Dale, J.G., Stegemeier, J.P. & Kim, C.S. (2015). Aggregation of nanoscale iron oxyhydroxides and corresponding effects on metal uptake, retention, and speciation: I. Ionic-strength and pH. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 48, ss. 100-112. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gca.2014.08.029>

Deschamps, E., Ciminelli, V.S.T., Weidler, P.G. & Ramos, A.Y. (2003). Arsenic sorption onto soils enriched in Mn and Fe minerals. *Clays and Clay Minerals*, vol. 51, no. 2, ss. 197-204. DOI: 10.1346/CCMN.2003.0510210

Dijkstra, S., Meeussen, C.L. & Comans, R.N.J. (2004). Leaching of heavy metals from contaminated soils: An experimental and modeling study. *Environmental Science & Technology*, vol. 38, no. 16, ss. 4390-4395. DOI: 10.1021/es049885v

Dijkstra, J.J., Meeussen, J.C.L. & Comans, R.N.J. (2009). Evaluation of generic multisurface sorption model for inorganic soil contaminants. *Environmental Science & Technology*, vol. 43, no. 16, ss. 6196-6201. DOI: 10.1021/es900555g

Dixit, S. & Hering, J.G. (2003). Comparison of As [V] and As [III] sorption onto iron oxide minerals: implications for arsenic mobility. *Environmental Science & Technology*, vol. 37, no 18, ss. 4182-4189. DOI: 10.1021/es030309t

Dobran, S. & Zagury, G.J. (2006). Arsenic speciation and mobilization in CCA-contaminated soils: Influence of organic matter content. *Science of the Total Environment*, vol. 364, no. 1-3, ss. 239-250.
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.06.006>

Eijkelkamp SonicSampDrill (2017). *How does Sonic Drilling works*. Tillgänglig: <http://www.sonicsampdrill.com/sonic-drilling/how-does-sonic-drilling-work.htm>
[2017-10-09]

Elert, M. (2006). *Hållbar sanering: Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling - fas 1*. Bromma: Naturvårdsverket. (Naturvårdsverket rapport, 5540).
Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5540-2.pdf>
[2018-01-30]

Elert, M., Fanger, G., Höglund, L.O., Jones, C., Suér, P., Wadstein, E., Bjerre-Hansen, J. & Groen, C. (2006). *Hållbar Sanering: Laktester för riskbedömning av förorenade områden - huvudrapport och underlagsrapport 1a*. Bromma: Naturvårdsverket. (Naturvårdsverket rapport, 5535).
Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5535-6.pdf>
[2017-09-07]

Eriksson, J., Dahlin, S., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2011). *Marklära*. 1. uppl. Lund: Studentlitteratur.

Fanger, G., Elert, M., Höglund, L.O. & Jones, C. (2006). *Hållbar sanering: Laktester för riskbedömning av förorenade områden - underlagsrapport 3*. Bromma: Naturvårdsverket (Naturvårdsverket rapport, 5558).
Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5558-5.pdf>
[2017-09-22]

Goh, K.H. & Lim, T.T. (2004). Geochemistry of inorganic arsenic and selenium in a tropical soil: effect of reaction time, pH, and competitive anions on arsenic and selenium adsorption. *Chemosphere*, vol. 55, no. 6, ss. 849-859.
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.11.041>

Grip, H. & Rodhe, A. (1985). *Vattnets väg från regn till bäck*. 4:e uppl. Stockholm: Hallgren & Fallgren Studieförlag AB.

Groenenberg, J.E & Lofts, S. (2014). Surface complexation modeling, The use of assemblage models to describe trace elements partitioning, speciation, and fate: A review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 33, no. 10, ss. 2181-2196.
DOI: 10.1002/etc.2642

Gustafsson, J.P. (2001). Modeling the acid-base properties and metal complexation of humic substances with the Stockholm Humic Model. *Journal of Colloid and Interface Science*, vol. 244, no. 1, ss. 102-112. DOI: <https://doi.org/10.1006/jcis.2001.7871>

Gustafsson, J.P. (2002). *Oxalate-extractable Fe, Al, Si, P - Method description*. Stockholm: Kungliga Tekniska Högskolan.

Gustafsson, J.P., Berggren Kleja, D., Elert, M. & Jarvis, N. (2007). *Hållbar sanering: Modeller för spridning metaller från mark till vatten*. Bromma: Naturvårdsverket (Naturvårdsverket rapport, 5741).

Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5741-3.pdf> [2017-09-11]

Gustafsson, J.P., Jacks, G., Simonsson, M. & Nilsson, I. (2008). *Mark- och vatttenkemi-Teori*. Stockholm: Institutionen för mark- och vattenteknik. Kungliga Tekniska Högskolan.

Gustafsson, J.P. (2013). *Visual MINTEQ ver. 3.1*. Tillgänglig: <http://vminteq.lwr.kth.se> [2017-10-02]

Hiemsta, T. & van Riemsdijk, W.H. (1996). A surface structural approach to ion adsorption: the charge distribution (CD). *Journal of Colloid and Interface Science*, vol. 179, no. 2, ss. 488-508. DOI: <https://doi.org/10.1006/jcis.1996.0242>

Jain, C.K. & Ali, I. (2000). Arsenic: occurrence, toxicity and speciation techniques. *Water Research*, vol. 34, no.17, ss. 4304-4312.

DOI: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00182-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00182-2)

Jonasson, S., van Brömssen, M., Gunnemyr, L. & Lindstrand, O. (2007). *Modeller för transport och spridning av föroreningar fas 2*. Bromma: Naturvårdsverket (Naturvårdsverket rapport, 5692). Tillgänglig:

<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5692-1.pdf?pid=3301>

[2017-10-16]

Jonsson, N. & Wall, S. (2017). *Kolloider*. Tillgänglig:

<http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/kolloid> [2017-10-11]

Kemikalieinspektionen (2011). *Arsenik*. Tillgänglig:

<http://www3.kemi.se/sv/Innehall/Statistik/Kortstatistik/Kortstatistik-over-amnen-och-amnesgrupper/Arsenik/> [2017-09-13]

Krishnamurti, G.S.R & Huang, P.M. (1991). Influence of citrate on the kinetics of Fe(II) oxidation and the formation of iron oxyhydroxides. *Clays and Clay Minerals*, vol. 39, no. 1, ss. 28-34. DOI: 10.1346/CCMN.1991.0390104

Komárek, M., Vaněk, A. & Ettler, V. (2013). Chemical stabilization of metals and arsenic in contaminated soils using oxides: - A review. *Environmental Pollution*, vol. 172, ss. 9-22. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.07.045>

Kumar, P.S., Flores, R.Q., Sjöstedt, C. & Önnby, L. (2016). Arsenic adsorption by iron-aluminum hydroxide coated onto macroporous supports: Insight from X-ray adsorption spectroscopy and comparison with granular ferric hydroxide. *Journal of Hazardous Material*, vol. 302, ss. 166-174. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.09.065>

Larsson, L. (2009). *Naturlig självrening av klorerade alifater – vägledning*. Linköping: Statens Geotekniska Institut (SGI rapport, Varia 601). Tillgänglig: <http://www.swedgeo.se/globalassets/publikationer/varia/pdf/sgi-v601.pdf> [2018-01-30]

Livsmedelsverket (2014). *Vägledning till Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten*. Uppsala: Livsmedelsverket. Tillgänglig: <https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/produktion-handel-kontroll/vagledningar-kontrollhandbocker/vagledning-dricksvatten.pdf> [2017-12-16]

Lofts, S., Simon, B.E., Tipping, E. & Woolf, C. (2001). Modeling the solid-solution partitioning of organic matter in European forests soils. *European Journal of Soil Science*, vol. 52, no. 2, ss. 215-226. DOI: 10.1046/j.1365-2389.2001.00367.x

Mandel, B.K. & Suzuki, K.T. (2002). Arsenic round the world: A review. *Talent*, vol. 58, ss. 201-235. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0039-9140\(02\)00268-0](https://doi.org/10.1016/S0039-9140(02)00268-0)

Martin, M., Violante, A., Ajmone-Marsan, F. & Barberis, E. (2014). Surface interactions of arsenite and arsenate on soil colloids. *Soil Science Society of American Journal*, vol. 78, ss. 157-170. DOI: 10.2136/sssaj2013.04.0133

Masscheleyn, P.H., Delaune, R.D. & Patrick Jr., W.H. (1991). Effect of redoxpotential and pH on arsenic speciation and solubility in a contaminated soil. *Environmental Science Technology*, vol. 25, no 8, ss.1414-1419. DOI: 10.1021/es00020a008

Mayo, J.T., Yavuz, C., Yean, S., Cong, L., Shipley, H., Yu, W., Falkner, J., Kan, A., Tomson, M. & Colvin, V.L. (2007). The effect of nanocrystalline magnetite size on arsenic removal. *Science and Technology of Advanced Materials*, vol. 8, no. 1-2 ss. 71-75. DOI: 10.1016/j.stam.2006.10.005

McKeague, J.A. & Day, J.H. (1966). Dithionite- and oxalextractable Fe and Al as aids in differentiating various classes of soils. *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 46, no. 1, ss. 13-22. DOI: <http://doi.org/10.4141/cjss66-003>

MetalSoft Center (2017). *Arsenic Speciation Procedure with Disposable Cartridge*. Tillgänglig: <http://metalssoftcenter.com/new-products/arsenic-speciation-cartridge> [2018-01-12]

Naturvårdsverket (2009). *Riktvärden för förorenad mark - modellbeskrivning och vägledning 3*. Bromma: Naturvårdsverket. (Naturvårdsverket rapport, 5976). Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5976-7.pdf?pid=3574> [2017-09-22]

Naturvårdsverket (2011). *Datablad för arsenik*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/fororenade-omraden/arsenik.pdf> [2018-01-13]

Naturvårdsverket (2017a). *De flesta förorenade områdena är kända*. Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Mark/Fororenade-omraden/> [2017-11-18]

Naturvårdsverket (2017b). *Miljökvalitetsmålen*. Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/> [2017-10-03]

Nordbäck, J., Wahlström, M. & Jensen Laerke, D. (2004). *Användning av extraktionstester för undersökning av metaller i förorenad jord*. Linköping: Statens Geotekniska Institut (SGI-rapport, Varia 545).
Tillgänglig: <http://www.swedgeo.se/globalassets/publikationer/varia/pdf/sgi-v545.pdf> [2017-10-12]

Oremland, R.S. & Stoltz, J.F. (2003). The Ecology of Arsenic. *Science*, vol. 300, no. 5621, ss. 939-944. DOI: 10.1126/science.1081903

Pöllä, E. (u.å). *Nuvarande utbredning och framtida spridningsrisker av arsenik i grundvattenakviferen i Hjältevad*. Opublicerat manuskript.

Sadiq, M. (1997). Arsenic chemistry in soils: An overview of thermodynamic predictions of field observations. *Water, air and soil pollution*, vol. 93, no. 1-4, ss. 117-136.
DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1022135909197>

Smedley, P.L. & Kinniburgh, D.G. (2002). A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, vol.17, no. 5, s.517-568.
DOI: [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00018-5](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00018-5)

Smith, E., Naidu, R. & Alston, M.A. (1998). Arsenic in the soil environment a review. *Advances in agronomy*, vol. 64, ss. 149-195. DOI: 10.1016/S0065-2113(08)60504-0

SONIC Drill Corporation (2017). *How SONIC works*. Tillgänglig: https://www.sonic-drill.com/HOW_SONIC_WORKS.html [2017-09-25]

Statens Offentliga Utredningar (2000). *Framtidens miljö - Allas vårt ansvar*. Stockholm: Miljödepartementet (Statens offentliga utredningar 2000:52). Tillgänglig: <http://www.regeringen.se/49bbb3/contentassets/faeedead72ae4bb9a59d085bda05ec31/svensk-sammanfattning> [2017-10-03]

Sposito, G. (1989). *Electrochemical Phenomena*. I: Sposito, G. (red), *The chemistry of Soils*. New York: Oxford University Press, ss. 106-126.

Statens Geotekniska Institut (2017a). *Förorenade områden och efterbehandling*. Tillgänglig: <http://www.swedgeo.se/sv/kunskapscentrum/om-geoteknik-och-miljogeoteknik/geoteknik-och-markmiljo/fororenade-omraden/> [2017-11-18]

Statens Geotekniska Institut (2017b). *Jordarter*. Tillgänglig: <http://www.swedgeo.se/sv/kunskapscentrum/om-geoteknik-och-miljogeoteknik/geoteknik-och-markmiljo/jordmateriallara/lera-och-kvicklara/> [2017-09-15]

Statens Geotekniska Institut (2017c). *Miljölaboratoriet SGI -en beskrivning av våra laboratorietester*. Tillgänglig:
<http://www.swedgeo.se/globalassets/publikationer/ovrigt/pdf/sgi-miljolab.pdf>
[2017-09-13]

Stegemeier, J.P., Reinsch, C.J., Lentini, J.G., Dale, J.G. & Kim, C.S. (2014). Aggregation of nanoscale iron hydroxides and corresponding effects in metal uptake, retention, and speciation: II. Temperature and time. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 148, ss. 113-129. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gca.2014.08.031>

SWECO (2012). *TeliaSonera Sverige Net Fastigheter AB. F.d. impregneringsanläggning i Hjärtevad: Redovisning av utförd grundvattenkontroll, utvärdering och bedömning av framkomna resultat samt förslag rörande fortsatt kontroll*. Malmö: SWECO Environment AB (SWECO rapport: 2012-04-12).

SWECO (2014). *Telia Net Fastigheter AB. F.d. Impregneringsanläggning i Hjärtevad: Grundvattenutredning*. Malmö: SWECO Environment AB (SWECO rapport: 2014-09-24)

SWECO (2017a). *Telia Net Fastigheter AB. Miljöutredning Etapp 1: Förslag till handlingsplan för etapp 2*. Malmö: SWECO Environment AB (SWECO rapport: 2017-05-16).

SWECO (2017b). *Telia Net Fastigheter AB. Miljöutredning Etapp 2 Brömsebo 1:121 och 1:325, Eksjö kommun, Rapport över undersökningar utförda vid den f.d. impregneringsanläggningen i Hjärtevad, Delrapport C – Jordprovtagning och provtagning i grundvattenrör*. SWECO Environment AB (SWECO rapport: 2017-12-22).

Swedish Standard Institute (2015). *Characterization of waste-Leaching behavior test-Influences of pH on leaching with initial acid/base addition. Svensk standard SS-EN 14 429:2015*. 1 uppl. Stockholm: SSI.

Tiberg, C., Sjöstedt, C., Persson, I., Gustafsson, J.P. (2013). Phosphate effects on copper (II) and lead (II) sorption to ferrihydrite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 120, ss. 140-157. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gca.2013.06.012>

Tiberg, C., Kumpiene, J., Gustafsson, J.P., Marsz, A., Persson, I., Mench, M. & Berggren Kleja, D. (2016). Immobilization of Cu and As in two contaminated soil with zero-valent iron: Long-term performance and mechanisms. *Applied Geochemistry*, vol. 16, ss. 144-152. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.02.009>

Tipping, E. & Hurley, M.A. (1992). A unifying model of cation binding by humic substances. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 56, no. 10, ss. 3627-3641. DOI: [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(92\)90158-F](https://doi.org/10.1016/0016-7037(92)90158-F)

Tipping, E. (1994). WHAM: A chemical equilibrium model and computer code for waters, sediments, and soils incorporating a discrete site/elementrostatic model of ion-binding by humic substances. *Computers and Geosciences*, vol. 20, no. 6, ss. 973-1023. DOI: [https://doi.org/10.1016/0098-3004\(94\)90038-8](https://doi.org/10.1016/0098-3004(94)90038-8)

Tipping, E. (1998). Humic Ion-Binding Model VI: An Improved Description of the Interactions of Protons and Metal Ions with Humic Substances. *Aquatic Geochemistry*, vol. 4, no. 1, ss. 3-47. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1009627214459>

VBB VIAK (1996). *Fastighetsaktiebolaget Telaris Hjärtevad: Efterbehandlingsåtgärder vid impregneringsanläggningen i Hjärtevad, Eksjö kommun: Teknisk beskrivning samt miljökonsekvensbeskrivning*. Malmö: VBB VIAK AB södra regionen.

Violante, A. & Pigna, M. (2002). Division S-2 - Soil Chemistry: Competitive sorption of arsenate and phosphate on different clay minerals and soils. *Soil Science Society of American Journal*, vol. 66, no. 6 ss. 1788-1796. DOI: 10.2136/sssaj2002.1788

Wang, S. & Mulligan, C. N. (2006). Effect of natural organic matter on arsenic release from soils and sediments into groundwater. *Environmental Geochemistry and Health*, vol. 28, no. 3, ss. 197-214. DOI: 10.1007/s10653-005-9032-y

World Health Organization (2012). *Arsenic and arsenic compounds*. Lyon: International Agency for Research on Cancer (IARC- Monographs rapport volume 100C).

Tillgänglig: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100C/mono100C-6.pdf>
[2017-11-20]

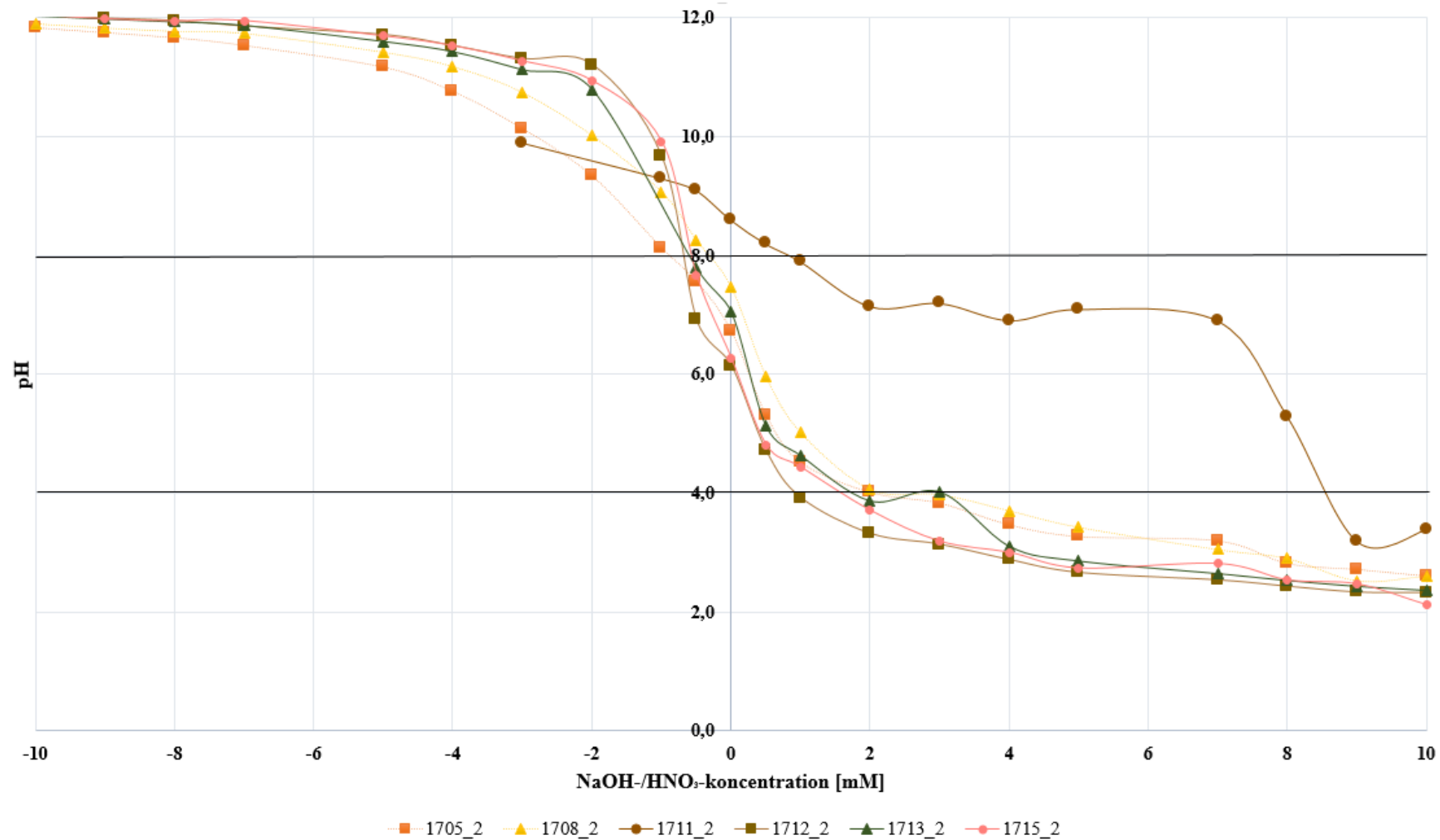
BILAGOR

BILAGA A - JORDPROVPUNKTER

Tabell 9 Jordprovtagningens provpunkter med djup [m] respektive arsenikkoncentrationer [$\mu\text{g/l}$] i grundvattnet. Kursiva och fetmarkerade siffror anger de djup där lakttesterna togs ut, siffrorna som är fetmarkerade anger uppmätt arsenikkoncentrationer i den dynamiska grundvattenprovtagningen (SWEKO, 2017b).

På höjd, i sanerat område 1705 [m]	As- konc. grv [$\mu\text{g/l}$]	På höjd 1707 [m]	As- konc. grv [$\mu\text{g/l}$]	På höjd 1708 [m]	As- konc. grv [$\mu\text{g/l}$]	Nedan höjden 1709 [m]	As- konc. grv [$\mu\text{g/l}$]	På höjd 1711 [m]	As- konc. grv [$\mu\text{g/l}$]	Nedan höjd 1712 [m]	As- konc. grv [$\mu\text{g/l}$]	Nedan höjd 1713 [m]	As- konc. grv [$\mu\text{g/l}$]	Nedan höjd 1715 [m]	As- konc. grv [$\mu\text{g/l}$]
9,9-10,9		9,0-9,9		8,9-9,9		4,5-5,4		9,9-9,9		3,0-3,9		4,5-5,4		3,8-4,8	
10,9-11,9		9,9-10,9		9,9-10,9		5,4-6,4		9,9-10,9		3,9-4,9		5,4-6,4		4,8-5,8	
11,9-12,9		10,9-11,9		10,9-11,9		6,4-7,4		10,9-11,9		4,9-5,9		6,4-7,4		5,8-6,8	
12,9-13,4		11,9-12,9		11,9-12,9		7,4-8,4		11,9-12,9		5,9-6,9		7,4-8,4	597	6,8-7,8	
13,4-14,9		12,9-13,4	Ca. 11	12,9-13,9	1070	8,4-9,4		13,9-14,9		6,9-7,3		8,4-9,4		7,8-8,8	
15,9-16,9	2200	STOPP		13,9-14,9		9,4-10,4	513	14,9-15,9		7,3-8,3		9,4-10,4		8,8-9,8	311
				14,9-15,9	1060	10,4-11,4		15,9-16,9		8,3-8,8		10,4-11,4		9,8-10,8	
						11,4-12,4		16,9-17,9		8,8-9,8	341	11,4-12,4		10,8-11,8	
								17,9-18,9		9,8-10,3				11,8-12,8	
								18,9-19,9	348	10,3-11,3				12,8-13,8	
								19,9-20,9		11,4-11,9					
								20,9-21,9		11,9-12,9					
										12,9-13,9					
										13,9-14,9					

BILAGA B - TITRERKURVA FÖR RECEPT AV LAKTESTER



Figur 20 Titreringskurva från förtesten som visar tillsatt koncentration NaOH/HNO₃ och pH för respektive provpunkt. Titreringskurvan användes för att ta fram recept till laktesterna. De svarta horisontella strecken markerade det pH- intervall där tillsatta koncentrationer lästes av mot respektive pH.

BILAGA C - TILLSATTA KONCENTRATIONER I FÖRTESTER

Tillsatta volymer och koncentrationer HNO_3 och NaOH som användes under förtesterna för att få fram hur koncentrationerna fungerade som pH-justerande. 19 ml MilliQ-vatten, 10 ml NaNO_2 och 1 ml HNO_3/NaOH tillsatts i 40 ml centrifugrör innehållande 2 gram jord.

Tillsatt lösning

HNO_3 1 M

NaOH 1 M

NaNO_2 30 mM

Tabell 10 Tillsatta volymer/koncentrationer HNO_3 och NaOH i förtesten.

Koncentration [mol/l]	Volym att blanda [l]	Stamlösning [mol/l]	Volym av stamlösning [l]	Volym av stamlösning [ml]	Tillsatt koncentration [mol/kg jord]
1	1				
0,015	0,05	1	0,0008	0,75	0,38
0,03	0,05	1	0,0015	1,50	0,75
0,06	0,05	1	0,0030	3,00	1,50
0,09	0,05	1	0,0045	4,50	2,25
0,12	0,05	1	0,0060	6,00	3,00
0,15	0,05	1	0,0075	7,50	3,75
0,21	0,05	1	0,0105	10,5	5,25
0,24	0,50	1	0,1200	120	60,0
0,27	0,05	1	0,0135	13,5	6,75
0,30	0,05	1	0,0150	15,0	7,50

BILAGA D - RECEPT FÖR pH-BEROENDE SKAKFÖRSÖK

Recept för pH-beroende skakförsök med torra jordprover

För proven med ”naturligt” pH gjordes två replikat för varje pH.

Tillsatta lösningar

50 mM NaNO₃

50 mM HNO₃

50 mM NaOH

Jordprov 1705_2 15,9-16,9 m, 10 g torkad jord

- | | |
|--|-------------------------|
| 1. 78 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 2 ml HNO ₃ | Mål pH: 4,5 |
| 2. 78,6 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 1,4 ml HNO ₃ | Mål pH: 5 |
| 3. 79,2 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,8 ml HNO ₃ | Mål pH: 5,5 |
| 4. 79,5 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,5 ml HNO ₃ | Mål pH: 6 |
| 5. 79,8 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,2 ml HNO ₃ | Mål pH: 6,5 |
| 6. 80 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0 ml HNO ₃ /NaOH | Mål pH: ”Naturligt” 6,7 |
| 7. 79,6 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,4 ml NaOH | Mål pH: 7 |
| 8. 79 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 1 ml NaOH | Mål pH: 7,5 |
| 9. 78,4 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 1,6 ml NaOH | Mål pH: 8 |

Jordprov 1708_2 14,9-15,9 m, 10 g torkad jord

- | | |
|--|-------------------------|
| 1. 76,8 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 3,2 ml HNO ₃ | Mål pH: 4,5 |
| 2. 78 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 2 ml HNO ₃ | Mål pH: 5 |
| 3. 78,5 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 1,5 ml HNO ₃ | Mål pH: 5,5 |
| 4. 79,1 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,9 ml HNO ₃ | Mål pH: 6 |
| 5. 79,4 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,6 ml HNO ₃ | Mål pH: 6,5 |
| 6. 79,6 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,4 ml HNO ₃ | Mål pH: 7 |
| 7. 80 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0 ml HNO ₃ /NaOH | Mål pH: ”Naturligt” 7,5 |
| 8. 79,4 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,6 ml NaOH | Mål pH: 8 |

Jordprov 1709_2 9,4-10,4 m, 10 g torkad jord

- | | |
|--|-------------------------|
| 1. 77,2 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 2,8 ml HNO ₃ | Mål pH: 4,5 |
| 2. 78,4 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 1,6 ml HNO ₃ | Mål pH: 5 |
| 3. 78,9 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 1,1 ml HNO ₃ | Mål pH: 5,5 |
| 4. 79,5 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,5 ml HNO ₃ | Mål pH: 6 |
| 5. 79,9 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,1 ml HNO ₃ | Mål pH: 6,5 |
| 6. 79,8 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,2 ml NaOH | Mål pH: 6,5 |
| 7. 80 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0 ml HNO ₃ /NaOH | Mål pH: ”Naturligt” 6,7 |
| 8. 79,8 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,2 ml NaOH | Mål pH: 7 |
| 9. 79,6 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,4 ml NaOH | Mål pH: 7,5 |
| 10. 79,2 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,8 ml NaOH | Mål pH: 8 |

Jordprov 1711_2 18,9-19,9 m, 10 g torkad jord

1. 63,4 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 16,6 ml HNO ₃	Mål pH: 4,5
2. 63,6 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 16,4 ml HNO ₃	Mål pH: 5
3. 64,2 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 15,8 ml HNO ₃	Mål pH: 5,5
4. 64,6 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 15,4 ml HNO ₃	Mål pH: 6
5. 65,4 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 14,6 ml HNO ₃	Mål pH: 6,5
6. 73 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 7 ml HNO ₃	Mål pH: 7
7. 77 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 3 ml HNO ₃	Mål pH: 7,5
8. 78,2 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 1,8 ml HNO ₃	Mål pH: 8
9. 80 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0 ml HNO ₃ /NaOH	Mål pH: "Naturligt" 8,6

Jordprov 1712_2 8,8-9,8 m, 10 g torkad jord

1. 78,8 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 1,2 ml HNO ₃	Mål pH: 4,5
2. 79,2 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,8 ml HNO ₃	Mål pH: 5
3. 79,6 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,4 ml HNO ₃	Mål pH: 5,5
4. 79,8 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,2 ml HNO ₃	Mål pH: 6
5. 80 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0 ml HNO ₃ /NaOH	Mål pH: "Naturligt" 6,1
6. 79,5 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,5 ml NaOH	Mål pH: 6,5
7. 79 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 1 ml NaOH	Mål pH: 7
8. 78,8 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 1,2 ml NaOH	Mål pH: 7,5
9. 78,6 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 1,4 ml NaOH	Mål pH: 8

Jordprov 1713_2 7,4-8,4 m, 10 g torkad jord

1. 77,6 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 2,4 ml HNO ₃	Mål pH: 4,5
2. 78,8 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 1,2 ml HNO ₃	Mål pH: 5
3. 79,2 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,8 ml HNO ₃	Mål pH: 5,5
4. 79,4 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,6 ml HNO ₃	Mål pH: 6
5. 79,6 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,4 ml HNO ₃	Mål pH: 6,5
6. 80 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0 ml HNO ₃ /NaOH	Mål pH: "Naturligt" 7
7. 79,4 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,6 ml NaOH	Mål pH: 7,5
8. 78,8 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 1,2 ml NaOH	Mål pH: 8

Jordprov 1715_2 8,8-9,8 m, 10 g torkad jord

1. 78,2 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 1,8 ml HNO ₃	Mål pH: 4,5
2. 79,2 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,8 ml HNO ₃	Mål pH: 5
3. 79,4 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,6 ml HNO ₃	Mål pH: 5,5
4. 79,6 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,4 ml HNO ₃	Mål pH: 6
5. 80 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0 ml HNO ₃ /NaOH	Mål pH: "Naturligt" 6,3
6. 79,8 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,2 ml NaOH	Mål pH: 6,5
7. 79,5 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,5 ml NaOH	Mål pH: 7
8. 79,2 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,8 ml NaOH	Mål pH: 7,5
9. 78,8 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 1,2 ml NaOH	Mål pH: 8

Recept för pH-beroende skakförsök med naturfuktiga jordprover

För alla prover genomfördes två replikat för varje pH.

Tillsatta lösningar

50 mM NaNO₃

50 mM HNO₃

50 mm NaOH

Jordprov 1708_2 12,9-13,9 m, 10 g torkad jord

- | | |
|--|-------------------------|
| 1. 76,8 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 3,2 ml HNO ₃ | Mål pH: 4,5 |
| 2. 78,5 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 1,5 ml HNO ₃ | Mål pH: 5,5 |
| 3. 79,1 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,9 ml HNO ₃ | Mål pH: 6 |
| 4. 79,6 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,4 ml HNO ₃ | Mål pH: 7 |
| 5. 80 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0 ml HNO ₃ /NaOH | Mål pH: "Naturligt" 7,5 |
| 6. 79,4 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0,6 ml NaOH | Mål pH: 8 |

Jordprov 1711_2 18,9-19,9 m, 10 g torkad jord

- | | |
|--|-------------------------|
| 1. 63,4 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 16,6 ml HNO ₃ | Mål pH: 4,5 |
| 2. 64,2 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 15,8 ml HNO ₃ | Mål pH: 5,5 |
| 3. 65,4 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 14,6 ml HNO ₃ | Mål pH: 6,5 |
| 4. 73 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 7 ml HNO ₃ | Mål pH: 7 |
| 5. 78,2 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 1,8 ml HNO ₃ | Mål pH: 8 |
| 6. 80 ml H ₂ O, 20 ml NaNO ₃ , 0 ml HNO ₃ /NaOH | Mål pH: "Naturligt" 8,6 |

BILAGA E - SONIC BORRNING

SONIC borrning innebär att högfrekventa ljud används för att skapa vibrationer i marken. Vibrationerna kommer tillsammans med rotationsrörelse i borrens spets att driva ned röret i marken. Vibrationerna gör att jordpartiklarna i röret fluidiseras (SONIC Drill Corporation, 2017), vilket gör att borröret kan röra sig upp och ned i jordmaterialet. Då jorden genom vibrationerna förlorar strukturen, kan borren fortsätta tränga ned igenom jordmaterialet och ta upp jordprover (Eijkelkamp SonicSampDrill, 2017).



Figur 21 SONIC bormaskinen som användes vid provtagning.

BILAGA F - BERÄKNING AV K_a -VÄRDEN

K_{aA} -värden beräknade efter totalhalten arsenik i fast fas

Tabell 11 Provpunkt 1705_2, djup 15,9-16,9 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	- Total halt As fast fas [mg/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	K_a [l/kg]	Log K_a
1705_2	1	4,4	58,8	0,0287	0,78	0,0004	2049	3,3
1705_2	2	4,8	58,8	0,0134	0,78	0,0002	4388	3,6
1705_2	3	5,8	58,8	0,0138	0,78	0,0002	4261	3,6
1705_2	4	5,9	58,8	0,0049	0,78	0,0001	15172	4,2
1705_2	5	6,3	58,8	0,0085	0,78	0,0001	6885	3,8
1705_2	6	6,6	58,8	0,0117	0,78	0,0002	5026	3,7
1705_2	7	6,9	58,8	0,0323	0,78	0,0004	1820	3,3
1705_2	8	7,5	58,8	0,1090	0,78	0,0015	539	2,4
1705_2	9	8,1	58,8	0,3310	0,78	0,0044	178	2,3

Tabell 12 Provpunkt 1708_2, djup 14,9-15,9 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	- Total halt As fast fas [mg/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	K_a [l/kg]	Log K_a
1708_2	1	4,5	74,6	0,0017	1,00	0,00002	43121	4,6
1708_2	2	5,0	74,6	0,0016	1,00	0,00002	46335	4,7
1708_2	3	5,7	74,6	0,0036	1,00	0,00005	20495	4,3
1708_2	4	6,2	74,6	0,0122	1,00	0,00016	6115	3,8
1708_2	5	6,5	74,6	0,0186	1,00	0,00025	4011	3,6
1708_2	6	6,7	74,6	0,0185	1,00	0,00025	4032	3,6
1708_2	7	7,2	74,6	0,1020	1,00	0,00136	731	2,9
1708_2	8	8,1	74,6	0,4130	1,00	0,00551	181	2,3

Tabell 13 Provpunkt 1709_2, djup 9,4-10,4 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	-	Total halt As fast fas [mg/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	K _a [l/kg]	Log K _a
1709_2	1	4,5		2,90	0,0034	0,04	4,6E-05	850	2,9
1709_2	2	5,0		2,90	0,0008	0,04	1,1E-05	3465	3,5
1709_2	3	5,1		2,90	0,0008	0,04	1,1E-05	3436	3,5
1709_2	4	5,7		2,90	0,0064	0,04	8,6E-05	451	2,7
1709_2	5	6,2		2,90	0,0008	0,04	1,0E-05	3846	3,6
1709_2	6	6,3		2,90	0,0011	0,04	1,5E-05	2636	3,4
1709_2	7	6,6		2,90	0,0018	0,04	2,3E-05	1657	3,2
1709_2	8	7,0		2,90	0,0053	0,04	7,0E-05	549	2,7
1709_2	9	7,6		2,90	0,0190	0,04	2,5E-04	153	2,2

Tabell 14 Provpunkt 1711_2, djup 18,9-19,9 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	-	Total halt As fast fas [mg/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	K _a [l/kg]	Log K _a
1711_2	1	5,7		15,3	0,0021	0,20	2,8E-05	7251,2	3,86
1711_2	2	5,8		15,3	0,0027	0,20	3,5E-05	5773,6	3,76
1711_2	3	6,0		15,3	0,0035	0,20	4,6E-05	4422,0	3,65
1711_2	4	5,9		15,3	0,0027	0,20	3,6E-05	5645,8	3,75
1711_2	5	6,4		15,3	0,0032	0,20	4,2E-05	4857,1	3,69
1711_2	6	7,2		15,3	0,0061	0,20	9,3E-05	2188,8	3,34
1711_2	7	7,7		15,3	0,0092	0,20	1,2E-04	1657,6	3,22
1711_2	8	7,9		15,3	0,0183	0,20	2,4E-04	836,1	2,92
1711_2	9	8,7		15,3	0,0911	0,20	1,2E-03	167,9	2,23

Tabell 15 Provpunkt 1712_2, djup 8,8-9,8 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	-	Total halt As fast fas [mg/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	K _a [l/kg]	Log K _a
1712_2	1	5,1		28,7	0,0053	0,38	7,0E-05	5446	3,7
1712_2	2	5,2		28,7	0,0068	0,38	9,1E-05	4208	3,6
1712_2	3	5,9		28,7	0,0096	0,38	1,3E-04	2990	3,5
1712_2	4	6,3		28,7	0,0219	0,38	2,9E-04	1311	3,1
1712_2	5	6,6		28,7	0,0415	0,38	5,5E-04	692	2,8
1712_2	6	7,7		28,7	0,4900	0,38	5,5E-04	59	1,8
1712_2	7	9,5		28,7	0,7770	0,38	1,0E-02	37	1,6
1712_2	8	9,6		28,7	0,7800	0,38	1,0E-02	38	1,6
1712_2	9	9,9		28,7	0,8400	0,38	1,1E-02	34	1,5

Tabell 16 Provpunkt 1713_2, djup 7,4-8,4 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	-	Total halt As fast fas [mg/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	K _a [l/kg]	Log K _a
1713_2	1	4,6		1,07	0,0026	0,01	3,5E-05	413	2,6
1713_2	2	5,1		1,07	0,0001	0,01	1,3E-05	1108	3,0
1713_2	3	5,4		1,07	0,0009	0,01	1,1E-05	1250	3,1
1713_2	4	5,6		1,07	0,0012	0,01	1,6E-05	899	3,0
1713_2	5	5,9		1,07	0,0015	0,01	2,0E-05	728	2,9
1713_2	6	6,4		1,07	0,0029	0,01	3,8E-05	373	2,6
1713_2	7	7,1		1,07	0,0084	0,01	1,1E-04	128	2,1
1713_2	8	9,1		1,07	0,0209	0,01	2,8E-04	51	1,7

Tabell 17 Provpunkt 1715_2, djup 8,8-9,8 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	-	Total halt As fast fas [mg/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	K _a [l/kg]	Log K _a
1715_2	1	4,9		2,30	0,0017	0,03	2,3E-05	1353	3,1
1715_2	2	5,1		2,30	0,0007	0,03	8,9E-06	3438	3,5
1715_2	3	5,1		2,30	0,0006	0,03	8,0E-06	3821	3,6
1715_2	4	5,7		2,30	0,0007	0,03	9,5E-06	3221	3,5
1715_2	5	6,0		2,30	0,0004	0,03	5,6E-06	5437	3,7
1715_2	6	6,1		2,30	0,0009	0,03	1,2E-05	2626	3,4
1715_2	7	7,0		2,30	0,1420	0,03	1,9E-03	16	1,2
1715_2	8	7,6		2,30	0,3500	0,03	4,7E-03	6,6	0,8
1715_2	9	9,6		2,30	0,6640	0,03	8,9E-03	3,5	0,5

K_{a,B}-värden beräknade efter att totalhalten arsenik som korrigering för porvattnet i fast fas

Tabell 18 Provpunkt 1705_2, djup 15,9-16,9 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	-	Total halt As fast fas [mg/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	K _a [l/kg]	Log K _a
1705_2	1	4,4		58,7	0,0287	0,78	0,00038	2045	3,3
1705_2	2	4,8		58,7	0,0134	0,78	0,00018	4381	3,6
1705_2	3	5,8		58,7	0,0138	0,78	0,00018	4254	3,6
1705_2	4	5,9		58,7	0,0049	0,78	0,00005	15147	4,2
1705_2	5	6,3		58,7	0,0085	0,78	0,00011	6874	3,8
1705_2	6	6,6		58,7	0,0006	0,78	0,00001	103527	5,0
1705_2	7	6,9		58,7	0,0323	0,78	0,00043	1817	3,3
1705_2	8	7,5		58,7	0,1090	0,78	0,00145	539	2,7
1705_2	9	8,1		58,7	0,3310	0,78	0,00442	177	2,2

Tabell 19 Provpunkt 1708_2, djup 14,9-15,9 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	-	Total halt As fast fas [mg/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	K _a [l/kg]	Log K _a
1708_2	1	4,5		74,5	0,0017	1,00	0,000023	43064	4,6
1708_2	2	5,0		74,5	0,0016	1,00	0,000021	46273	4,7
1708_2	3	5,7		74,5	0,0036	1,00	0,000049	20467	4,3
1708_2	4	6,2		74,5	0,0122	1,00	0,000163	6107	3,8
1708_2	5	6,5		74,5	0,0186	1,00	0,000248	4005	3,6
1708_2	6	6,7		74,5	0,0185	1,00	0,000247	4027	3,6
1708_2	7	7,2		74,5	0,1020	1,00	0,001361	730	2,9
1708_2	8	8,1		74,5	0,4130	1,00	0,005512	180	2,3

Tabell 20 Provpunkt 1709_2, djup 9,4-10,4 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	-	Total halt As fast fas [mg/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	K _a [l/kg]	Log K _a
1709_2	1	4,5		2,8	0,0034	0,04	4,6E-05	821	2,9
1709_2	2	5,0		2,8	0,0008	0,04	1,1E-05	3345	3,5
1709_2	3	5,1		2,8	0,0008	0,04	1,1E-05	3318	3,5
1709_2	4	5,7		2,8	0,0064	0,04	8,6E-05	436	2,6
1709_2	5	6,2		2,8	0,0008	0,04	1,0E-05	3714	3,6
1709_2	6	6,3		2,8	0,0003	0,04	3,5E-06	10646	4,0
1709_2	7	6,6		2,8	0,0018	0,04	2,3E-05	1600	3,2
1709_2	8	7,0		2,8	0,0053	0,04	7,0E-05	530	2,7
1709_2	9	7,6		2,8	0,0190	0,04	2,5E-04	147	2,2

Tabell 21 Provpunkt 1711_2, djup 18,9-19,9 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	-	Total halt As fast fas [mg/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	K _a [l/kg]	Log K _a
1711_2	1	5,7		15,2	0,0021	0,20	2,8E-05	7204	3,9
1711_2	2	5,8		15,2	0,0027	0,20	3,5E-05	5736	3,8
1711_2	3	6,0		15,2	0,0035	0,20	4,6E-05	4393	3,6
1711_2	4	5,9		15,2	0,0027	0,20	3,6E-05	5609	3,7
1711_2	5	6,4		15,2	0,0032	0,20	4,2E-05	4825	3,7
1711_2	6	7,2		15,2	0,0061	0,20	9,3E-05	2175	3,3
1711_2	7	7,7		15,2	0,0092	0,20	1,2E-04	1647	3,2
1711_2	8	7,9		15,2	0,0183	0,20	2,4E-04	831	2,9
1711_2	9	8,7		15,2	0,0911	0,20	1,2E-03	167	2,2

Tabell 22 Provpunkt 1712_2, djup 8,8-9,8 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	-	Total halt As fast fas [mg/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	K _a [l/kg]	Log K _a
1712_2	1	5,1		28,6	0,0053	0,38	7,0E-05	5427	3,7
1712_2	2	5,2		28,6	0,0068	0,38	9,1E-05	4194	3,6
1712_2	3	5,9		28,6	0,0096	0,38	1,3E-04	2979	3,5
1712_2	4	6,3		28,6	0,0219	0,38	2,9E-04	1306	3,1
1712_2	5	6,6		28,6	0,0053	0,38	7,1E-05	5396	3,7
1712_2	6	7,7		28,6	0,4900	0,38	6,5E-03	58	1,8
1712_2	7	9,5		28,6	0,7770	0,38	1,0E-02	37	1,6
1712_2	8	9,6		28,6	0,7800	0,38	1,0E-02	37	1,6
1712_2	9	9,9		28,6	0,8400	0,38	1,1E-02	34	1,5

Tabell 23 Provpunkt 1713_2, djup 7,4-8,4 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	-	Total halt As fast fas [mg/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	K _a [l/kg]	Log K _a
1713_2	1	4,6		0,97	0,0026	0,01	3,5E-05	375	2,6
1713_2	2	5,1		0,97	0,0001	0,01	1,3E-05	1004	3,0
1713_2	3	5,4		0,97	0,0009	0,01	1,1E-05	1133	3,1
1713_2	4	5,6		0,97	0,0012	0,01	1,6E-05	815	2,9
1713_2	5	5,9		0,97	0,0015	0,01	2,0E-05	660	2,8
1713_2	6	6,4		0,97	0,0018	0,01	2,4E-05	542	2,7
1713_2	7	7,1		0,97	0,0084	0,01	1,1E-04	116	2,1
1713_2	8	9,1		0,97	0,0209	0,01	2,8E-04	46	1,7

Tabell 24 Provpunkt 1715_2, djup 8,8-9,8 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	-	Total halt As fast fas [mg/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kg TS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	K _a [l/kg]	Log K _a
1715_2	1	4,9		2,2	0,0017	0,03	2,3E-05	1294	3,1
1715_2	2	5,1		2,2	0,0007	0,03	8,9E-06	3289	3,5
1715_2	3	5,1		2,2	0,0006	0,03	8,0E-06	3655	3,6
1715_2	4	5,7		2,2	0,0007	0,03	9,5E-06	3081	3,5
1715_2	5	6,0		2,2	0,0004	0,03	5,6E-06	5201	3,7
1715_2	6	6,1		2,2	0,0009	0,03	1,2E-05	2511	3,4
1715_2	7	7,0		2,2	0,1420	0,03	1,9E-03	16	1,2
1715_2	8	7,6		2,2	0,3500	0,03	4,7E-03	6,3	0,8
1715_2	9	9,6		2,2	0,6640	0,03	8,9E-03	3,3	0,5

K_{dc} -värden beräknade efter att oxalatextraherbara arsenikhalter som korrigerats för porvattnet i fast fas

Tabell 25 Provpunkt 1705_2, djup 15,9-16,9 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH - uppmätt	Total halt As fast fas [mg/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	Total halt As [mol/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mol/l]	K_d [l/kg]	Log K_d
1705_2	1	4,4	38,6	0,0287	0,52	0,00038	0,0005	3,8E-07	1345	3,1
1705_2	2	4,8	38,6	0,0134	0,52	0,00018	0,0005	1,8E-07	2881	3,5
1705_2	3	5,8	38,6	0,0138	0,52	0,00018	0,0005	1,8E-07	2797	3,4
1705_2	4	5,9	38,6	0,0049	0,52	0,00005	0,0005	5,2E-08	9960	4,0
1705_2	5	6,3	38,6	0,0085	0,52	0,00011	0,0005	1,1E-07	4520	3,7
1705_2	6	6,6	38,6	0,0006	0,52	0,00001	0,0005	7,6E-09	68078	4,8
1705_2	7	6,9	38,6	0,0323	0,52	0,00043	0,0005	4,3E-07	1195	3,1
1705_2	8	7,5	38,6	0,1090	0,52	0,00145	0,0005	1,5E-06	354	2,5
1705_2	9	8,1	38,6	0,3310	0,52	0,00442	0,0005	4,4E-06	117	2,1

Tabell 26 Provpunkt 1708_2, djup 14,9-15,9 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH - uppmätt	Total halt As fast fas [mg/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	Total halt As fast fas [mol/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mol/l]	K_d [l/kg]	Log K_d
1708_2	1	4,5	55,2	0,00173	0,74	2,31E-05	0,00074	2,3E-08	31908	4,5
1708_2	2	5,0	55,2	0,00161	0,74	2,15E-05	0,00074	2,1E-08	34286	4,5
1708_2	3	5,7	55,2	0,00364	0,74	4,86E-05	0,00074	4,9E-08	15165	4,2
1708_2	4	6,2	55,2	0,0122	0,74	1,63E-04	0,00074	1,6E-07	4525	3,7
1708_2	5	6,5	55,2	0,0186	0,74	2,48E-04	0,00074	2,5E-07	2968	3,5
1708_2	6	6,7	55,2	0,0185	0,74	2,47E-04	0,00074	2,5E-07	2984	3,5
1708_2	7	7,2	55,2	0,1020	0,74	1,36E-03	0,00074	1,4E-06	541	2,7
1708_2	8	8,1	55,2	0,41300	0,74	5,51E-03	0,00074	5,5E-06	134	2,1

Tabell 27 Provpunkt 1709_2, djup 9,4-10,4 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	-	Total halt As fast fas [mg/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	Total halt As fast fas [mol/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mol/l]	K _a [l/kg]	Log K _a
1709_2	1	4,5		1,6	0,0034	0,02	4,6E-05	2,1E-05	4,6E-08	469	2,7
1709_2	2	5,0		1,6	0,0008	0,02	1,1E-05	2,1E-05	1,1E-08	1912	3,3
1709_2	3	5,1		1,6	0,0008	0,02	1,1E-05	2,1E-05	1,1E-08	1896	3,3
1709_2	4	5,7		1,6	0,0064	0,02	8,6E-05	2,1E-05	8,6E-08	249	2,4
1709_2	5	6,2		1,6	0,0008	0,02	1,0E-05	2,1E-05	1,0E-08	2122	3,3
1709_2	6	6,3		1,6	0,0003	0,02	3,5E-06	2,1E-05	3,5E-09	6084	3,8
1709_2	7	6,6		1,6	0,0018	0,02	2,3E-05	2,1E-05	2,3E-08	914	3,0
1709_2	8	7,0		1,6	0,0053	0,02	7,0E-05	2,1E-05	7,0E-08	303	2,5
1709_2	9	7,6		1,6	0,019	0,02	2,5E-04	2,1E-05	2,5E-07	84	1,9

Tabell 28 Provpunkt 1711_2, djup 18,9-19,9 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	-	Total halt As fast fas [mg/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	Total halt As fast fas [mol/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mol/l]	K _a [l/kg]	Log K _a
1711_2	1	5,7		7,36	0,0021	0,01	2,8E-05	9,8E-05	2,8E-08	3488	3,5
1711_2	2	5,8		7,36	0,0027	0,01	3,5E-05	9,8E-05	3,5E-08	2777	3,4
1711_2	3	6,0		7,36	0,0035	0,01	4,6E-05	9,8E-05	4,6E-08	2127	3,3
1711_2	4	5,9		7,36	0,0027	0,01	3,6E-05	9,8E-05	3,6E-08	2716	3,4
1711_2	5	6,4		7,36	0,0032	0,01	4,2E-05	9,8E-05	4,2E-08	2337	3,4
1711_2	6	7,2		7,36	0,0061	0,01	9,3E-05	9,8E-05	9,3E-08	1053	3,0
1711_2	7	7,7		7,36	0,0092	0,01	1,2E-04	9,8E-05	1,2E-07	797	2,9
1711_2	8	7,9		7,36	0,0183	0,01	2,4E-04	9,8E-05	2,4E-07	402	2,6
1711_2	9	8,7		7,36	0,0911	0,01	1,2E-03	9,8E-05	1,2E-06	81	1,9

Tabell 29 Provpunkt 1712_2, djup 8,8-9,8 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	-	Total halt As fast fas [mg/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	Total halt As fast fas [mol/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mol/l]	K _a [l/kg]	Log K _a
1712_2	1	5,1		28,5	0,0053	0,38	7,0E-05	0,0004	7,0E-08	5408	3,7
1712_2	2	5,2		28,5	0,0068	0,38	9,1E-05	0,0004	9,1E-08	4179	3,6
1712_2	3	5,9		28,5	0,0096	0,38	1,3E-04	0,0004	1,3E-07	2969	3,5
1712_2	4	6,3		28,5	0,0219	0,38	2,9E-04	0,0004	2,9E-07	1301	3,1
1712_2	5	6,6		28,5	0,0053	0,38	7,1E-05	0,0004	7,1E-08	5377	3,7
1712_2	6	7,7		28,5	0,4900	0,38	6,5E-03	0,0004	6,5E-06	58	1,8
1712_2	7	9,5		28,5	0,7770	0,38	1,0E-02	0,0004	1,0E-05	37	1,6
1712_2	8	9,6		28,5	0,7800	0,38	1,0E-02	0,0004	1,0E-05	37	1,6
1712_2	9	9,9		28,5	0,8400	0,38	1,1E-02	0,0004	1,1E-05	34	1,5

Tabell 30 Provpunkt 1713_2, djup 7,4-8,4 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	-	Total halt As fast fas [mg/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	Total halt As fast fas [mol/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mol/l]	K _a [l/kg]	Log K _a
1713_2	1	4,6		0,5	0,0026	0,01	3,5E-05	6,7E-06	3,5E-08	193	2,3
1713_2	2	5,1		0,5	0,0001	0,01	1,3E-05	6,7E-06	1,3E-08	518	2,7
1713_2	3	5,4		0,5	0,0009	0,01	1,1E-05	6,7E-06	1,1E-08	584	2,8
1713_2	4	5,6		0,5	0,0012	0,01	1,6E-05	6,7E-06	1,6E-08	420	2,6
1713_2	5	5,9		0,5	0,0015	0,01	2,0E-05	6,7E-06	2,0E-08	340	2,5
1713_2	6	6,4		0,5	0,0018	0,01	2,4E-05	6,7E-06	2,4E-08	279	2,4
1713_2	7	7,1		0,5	0,0084	0,01	1,1E-04	6,7E-06	1,1E-07	60	1,8
1713_2	8	9,1		0,5	0,0209	0,01	2,8E-04	6,7E-06	2,8E-07	24	1,4

Tabell 31 Provpunkt 1715_2, djup 8,8-9,8 [m].

Provpunkt	Provrörsnummer	pH uppmätt	- Total halt As fast fas [mg/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mg/l]	Total halt As fast fas [mmol/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mmol/l]	Total halt As fast fas [mol/kgTS]	Tot konc. As lös fas [mol/l]	K _d [l/kg]	Log K _d
1715_2	1	4,9	1,37	0,0017	0,02	2,3E-05	1,8E-05	2,3E-08	806	2,9
1715_2	2	5,1	1,37	0,0007	0,02	8,9E-06	1,8E-05	8,9E-09	2048	3,3
1715_2	3	5,1	1,37	0,0006	0,02	8,0E-06	1,8E-05	8,0E-09	2276	3,4
1715_2	4	5,7	1,37	0,0007	0,02	9,5E-06	1,8E-05	9,5E-09	1919	3,3
1715_2	5	6,0	1,37	0,0004	0,02	5,6E-06	1,8E-05	5,6E-09	3239	3,5
1715_2	6	6,1	1,37	0,0009	0,02	1,2E-05	1,8E-05	1,2E-08	1564	3,2
1715_2	7	7,0	1,37	0,1420	0,02	1,9E-03	1,8E-05	1,9E-06	9,6	1,0
1715_2	8	7,6	1,37	0,3500	0,02	4,7E-03	1,8E-05	4,7E-06	3,9	0,6
1715_2	9	9,6	1,37	0,6640	0,02	8,9E-03	1,8E-05	8,9E-06	2,1	0,3

BILAGA G - INDATA I VISUAL MINTEQ

Tabeller 32-38 visar vilka indata som användes för respektive provpunkt under simuleringarna, beteckningarna oxa innebär oxalatextraherbara koncentrationer, pH-fixerat innebär att koncentrationerna uppmätts vid varje provpunkts specifika pH i laktesterna.

Tabell 32 Indata för 1705_2, djup 15,9-16,9 [m].

pH	Na+ [mol/l] Tillsatt NaOH	NO3 [mol/l] Tillsatt HNO3	As [mg/l] oxa	Ca2+ [mg/l] pH- fixerat, skaktest	K [mg/l] pH-fixed, skaktest	Mn2+ [mg/l] oxa	P(PO4) [mg/l] pH-fixerat, skaktest	DOC [mg/l] pH-fixerat, skaktest	Redox [mV]	Solid con. [g/l]	HA [g/l]	FA [g/l]
4,4	0,01	0,01	3,87	9,59	3,76	2,73	0,002	1,25	-107	0,3097	0,2	0,2
4,8	0,01	0,01	3,87	8,10	3,71	2,73	0,0005	1,11	-107	0,3097	0,2	0,2
5,8	0,01	0,01	3,87	6,27	3,27	2,73	0,0005	1,52	-107	0,3097	0,2	0,2
5,9	0,01	0,01	3,87	4,91	3,04	2,73	0,002	1,71	-107	0,3097	0,2	0,2
6,3	0,01	0,01	3,87	3,95	2,97	2,73	0,004	2,40	-107	0,3097	0,2	0,2
6,6	0,01	0,01	3,87	3,11	2,98	2,73	0,006	3,24	-107	0,3097	0,2	0,2
6,9	0,01	0,01	3,87	2,02	2,73	2,73	0,02	4,89	-107	0,3097	0,2	0,2
7,5	0,01	0,01	3,87	1,22	2,40	2,73	0,081	8,13	-107	0,3097	0,2	0,2
8,1	0,01	0,01	3,87	0,93	2,31	2,73	0,3	11,6	-107	0,3097	0,2	0,2

Tabell 33 Indata för 1708_2, djup 14,9-15,9 [m].

pH	Na+ [mol/l] Tillsatt NaOH	NO3 [mol/l] Tillsatt HNO3	As [mg/l] oxa	Ca2+ [mg/l] pH-fixerat, skaktest	K [mg/l] pH-fixed, skaktest	Mn2+ [mg/l] oxa	P(PO4) [mg/l] pH-fixerat, skaktest	DOC [mg/l] pH- fixerat, skaktest	Redox [mV]	Solid con. [g/l]	HA [g/l]	FA [g/l]
4,5	0,01	0,01	5,33	14,6	5,66	4,78	0,002	0,51	-10	0,2153	0,05	0,05
5,0	0,01	0,01	5,33	12,7	5,55	4,78	0,001	0,25	-10	0,2153	0,05	0,05
5,7	0,01	0,01	5,33	10,2	5,65	4,78	0,003	0,25	-10	0,2153	0,05	0,05
6,2	0,01	0,01	5,33	6,89	4,52	4,78	0,006	0,25	-10	0,2153	0,05	0,05
6,5	0,01	0,01	5,33	5,85	4,03	4,78	0,007	0,25	-10	0,2153	0,05	0,05
6,7	0,01	0,01	5,33	4,94	3,73	4,78	0,006	0,25	-10	0,2153	0,05	0,05
7,2	0,01	0,01	5,33	3,09	3,46	4,78	0,046	0,74	-10	0,2153	0,05	0,05
8,1	0,01	0,01	5,33	1,30	2,88	4,78	0,240	1,79	-10	0,2153	0,05	0,05

Tabell 34 Indata för 1709_2, djup 9,4-10,4 [m].

pH	Na+ [mol/l] Tillsatt NaOH	NO3 [mol/l] Tillsatt HNO3	As [mg/l] oxa	Ca2+ [mg/l] pH-fixerat, skaktest	K [mg/l] pH-fixed, skaktest	Mn2+ [mg/l] oxa	P(PO4) [mg/l] pH-fixerat, skaktest	DOC [mg/l] pH-fixerat, skaktest	Redox [mV]	Solid con. [g/l]	HA [g/l]	FA [g/l]
4,5	0,01	0,01	0,17	15,9	3,10	1,15	0,007	0,60	-94	0,115	0,05	0,05
5,0	0,01	0,01	0,17	11,5	2,59	1,15	0,002	0,50	-94	0,115	0,05	0,05
5,1	0,01	0,01	0,17	10,6	2,53	1,15	0,002	0,25	-94	0,115	0,05	0,05
5,7	0,01	0,01	0,17	2,23	1,74	1,15	0,012	2,47	-94	0,115	0,05	0,05
6,2	0,01	0,01	0,17	5,13	2,10	1,15	0,003	1,00	-94	0,115	0,05	0,05
6,3	0,01	0,01	0,17	4,30	1,99	1,15	0,002	1,28	-94	0,115	0,05	0,05
6,6	0,01	0,01	0,17	3,41	1,83	1,15	0,002	1,37	-94	0,115	0,05	0,05
7,0	0,01	0,01	0,17	2,36	1,81	1,15	0,008	2,73	-94	0,115	0,05	0,05
7,6	0,01	0,01	0,17	1,85	1,95	1,15	0,05	4,31	-94	0,115	0,05	0,05

Tabell 35 Indata för 1711_2, djup 18,9-19,9 [m].

pH	Na+ [mol/l] Tillsatt NaOH	NO3 [mol/l] Tillsatt HNO3	As [mg/l] oxa	Ca2+ [mg/l] pH-fixerat, skaktest	K [mg/l] pH-fixed, skaktest	Mn2+ [mg/l] oxa	P(PO4) [mg/l] pH-fixerat, skaktest	DOC [mg/l] pH-fixerat, skaktest	Redox [mV]	Solid con. [g/l]	HA [g/l]	FA [g/l]
5,7	0,01	0,01	0,746	189	4,02	1,57	0,002	0,66	-129	0,3258	0,05	0,05
5,8	0,01	0,01	0,746	189	3,95	1,57	0,002	0,76	-129	0,3258	0,05	0,05
6,0	0,01	0,01	0,746	186	3,88	1,57	0,0005	0,56	-129	0,3258	0,05	0,05
5,9	0,01	0,01	0,746	182	3,78	1,57	0,002	0,73	-129	0,3258	0,05	0,05
6,4	0,01	0,01	0,746	187	3,86	1,57	0,004	0,81	-129	0,3258	0,05	0,05
7,2	0,01	0,01	0,746	120	3,35	1,57	0,014	1,07	-129	0,3258	0,05	0,05
7,7	0,01	0,01	0,746	65,6	2,87	1,57	0,01	1,24	-129	0,3258	0,05	0,05
7,9	0,01	0,01	0,746	47,3	2,76	1,57	0,018	1,30	-129	0,3258	0,05	0,05
8,7	0,01	0,01	0,746	14,2	2,04	1,57	0,081	2,04	-129	0,3258	0,05	0,05

Tabell 36 Indata för 1712_2, djup 8,8-9,8 [m].

pH	Na+ [mol/l] Tillsatt NaOH	NO3 [mol/l] Tillsatt HNO3	As [mg/l] oxa	Ca2+ [mg/l] pH-fixerat, skaktest	K [mg/l] pH-fixed, skaktest	Mn2+ [mg/l] oxa	P(PO4) [mg/l] pH-fixerat, skaktest	DOC [mg/l] pH-fixerat, skaktest	Redox [mV]	Solid con. [g/l]	HA [g/l]	FA [g/l]
5,1	0,01	0,01	2,86	7,97	3,04	1,55	0,002	0,75	-7	0,1033	0,05	0,05
5,2	0,01	0,01	2,86	6,15	2,67	1,55	0,003	0,25	-7	0,1033	0,05	0,05
5,9	0,01	0,01	2,86	4,11	2,54	1,55	0,004	0,75	-7	0,1033	0,05	0,05
6,3	0,01	0,01	2,86	3,55	2,62	1,55	0,008	0,25	-7	0,1033	0,05	0,05
6,6	0,01	0,01	2,86	2,73	2,29	1,55	0,012	0,64	-7	0,1033	0,05	0,05
7,7	0,01	0,01	2,86	1,70	2,00	1,55	0,19	1,53	-7	0,1033	0,05	0,05
9,5	0,01	0,01	2,86	1,16	2,13	1,55	0,37	1,98	-7	0,1033	0,05	0,05
9,6	0,01	0,01	2,86	1,17	2,18	1,55	0,47	2,35	-7	0,1033	0,05	0,05
9,9	0,01	0,01	2,86	1,03	2,15	1,55	0,46	2,42	-7	0,1033	0,05	0,05

Tabell 37 Indata för 1713_2, djup 7,4-8,4 [m].

pH	Na+ [mol/l] Tillsatt NaOH	NO3 [mol/l] Tillsatt HNO3	As [mg/l] oxa	Ca2+ [mg/l] pH-fixerat, skaktest	K [mg/l] pH-fixed, skaktest	Mn2+ [mg/l] oxa	P(PO4) [mg/l] pH-fixerat, skaktest	DOC [mg/l] pH-fixerat, skaktest	Redox [mV]	Solid con. [g/l]	HA [g/l]	FA [g/l]
4,6	0,01	0,01	0,06	12,8	2,61	5,04	0,002	0,59	-16	0,0839	0,05	0,05
5,1	0,01	0,01	0,06	8,05	2,14	5,04	0,0005	0,25	-16	0,0839	0,05	0,05
5,4	0,01	0,01	0,06	6,03	1,94	5,04	0,002	0,25	-16	0,0839	0,05	0,05
5,6	0,01	0,01	0,06	5,12	1,91	5,04	0,002	0,66	-16	0,0839	0,05	0,05
5,9	0,01	0,01	0,06	4,27	1,82	5,04	0,002	0,50	-16	0,0839	0,05	0,05
6,4	0,01	0,01	0,06	2,77	1,68	5,04	0,003	0,72	-16	0,0839	0,05	0,05
7,1	0,01	0,01	0,06	1,55	1,67	5,04	0,049	2,57	-16	0,0839	0,05	0,05
9,1	0,01	0,01	0,06	1,01	1,75	5,04	0,14	5,30	-16	0,0839	0,05	0,05

Tabell 38 Indata för 1715_2, djup 8,8-9,8 [m].

pH	Na+ [mol/l] Tillsatt NaOH	NO3 [mol/l] Tillsatt HNO3	As [mg/l] oxa	Ca2+ [mg/l] pH- fixerat, skaktest	K [mg/l] pH-fixed, skaktest	Mn2+ [mg/l] oxa	P(PO4) [mg/l] pH- fixerat, skaktest	DOC [mg/l] pH- fixerat, skaktest	Redox [mV]	Solid con. [g/l]	HA [g/l]	FA [g/l]
4,9	0,01	0,01	0,147	10,8	2,45	0,914	0,001	0,82	-110	0,0778	0,05	0,05
5,1	0,01	0,01	0,147	7,05	1,92	0,914	0,001	0,54	-110	0,0778	0,05	0,05
5,1	0,01	0,01	0,147	5,99	1,67	0,914	0,002	0,25	-110	0,0778	0,05	0,05
5,7	0,01	0,01	0,147	4,27	1,71	0,914	0,001	0,25	-110	0,0778	0,05	0,05
6,1	0,01	0,01	0,147	3,08	1,38	0,914	0,001	0,25	-110	0,0778	0,05	0,05
6,4	0,01	0,01	0,147	2,67	1,38	0,914	0,004	0,58	-110	0,0778	0,05	0,05
7,0	0,01	0,01	0,147	2,1	1,50	0,914	0,039	1,64	-110	0,0778	0,05	0,05
7,6	0,01	0,01	0,147	1,62	1,41	0,914	0,083	2,55	-110	0,0778	0,05	0,05
9,6	0,01	0,01	0,147	0,989	1,41	0,914	0,18	4,35	-110	0,0778	0,05	0,05