



Undersökning av parametrar som kan öka mobiliteten av arsenik i grundvatten efter jordtvätt i Gudarp.

Erica Dahlqvist

Student

Examensarbete i geovetenskap 15 hp
Avseende kandidatexamen
Rapporten godkänd: 20171030
Handledare: Johan Rydberg och Nadja Lundgren

Förord

Jag vill börja med att tacka mina handledare, Nadja Lundgren från Tyréns AB och Johan Rydberg från Umeå Universitet för all deras hjälp under arbetes gång med värdefulla kommentarer och reflektioner. Jag vill också tacka Nina Nilsson som gav mig chansen att utföra mitt examensarbete på kandidatnivå på Tyréns AB. Jag vill även passa på att tacka Jessica Åberg från Tyréns AB som varit ett stort stöd under provtagningen i fält.

Investigation of parameters that can increase the mobility of arsenic in groundwater after soil washing in Gudarp.

Erica Dahlqvist

Abstract

After soil washing in the former wood preservation industry, the concentration of As (arsenic) have increased in the groundwater. The purpose of this study was to investigate different parameters that could increase the mobility of As in the groundwater. The impact the soil wash has on the soil and its effect on mobility will also be considered. This study will also show how As, Cu and Cr changes over time, however, the focus will be on As when the soil washing have been controlled by the As concentration. Soil and groundwater samples have been collected. Through filtration Fe (iron), Al (aluminium) and TOC (Total organic carbon) together with As have been analysed to determine a possible relation. Redox potential and As speciation have also been analysed. As occur probably dissolved in the groundwater or together with DOC (Dissolved organic carbon). No link between colloids and complexes with Fe and Al together with As was found through filtration. Redox potential has no impact since the water was well oxygenated and As occurred as As(V). As and Cu follow the same time trend, while different for Cr. It is clear that the concentration of As increased in the groundwater after soil washing and that soil excavating have not the same problem with increased levels. The ground structure is changed and the clay mineral with adsorption surface is removed with soil washing. This could explain the increase of As in the groundwater.

Key words: CCA, mobility, groundwater, soil washing, filtration

Innehållsförteckning

1 Inledning	1
2 Bakgrund	2
2.1 Områdesbeskrivning.....	2
2.2 Impregneringsverksamhet.....	2
2.3 Innan efterbehandling.....	2
2.4 Efterbehandling.....	3
2.5 Syfte och frågeställningar	4
2.6 Avgränsningar.....	5
3 Material och metod	5
3.1 Jordprovtagning	6
3.2 Installation av grundvattenrör	7
3.3 Vattenprovtagning.....	7
3.4 Hantering av data	7
4 Resultat	8
4.1 Jordprover.....	8
4.2 Grundvatten	10
5 Diskussion	13
5.1 Jordprover.....	13
5.2 Grundvatten	14
5.2.1 Jämförelse med referensvärde	14
5.2.2 Bedömning av redoxpotential, Fe och As-specifiering	14
5.2.3 Filtrering av As, Fe, Al och TOC.....	15
5.2.4 Tidsserier.....	15
5.3 Efterbehandlingens inverkan.....	16
5.3.1 Markstruktur.....	16
5.3.2 Jämförelse jordtvätt och schaktning	16
5.4 Vidare undersökningar	17
6 Slutsatser	17
7 Referenser	18
Bilagor	
Bilaga 1. Jordprover analyserad med XRF	
Bilaga 2. Jordprover analyserad med ICP-MS	
Bilaga 3. Grundvattenprover	

Bilaga 4. Replikatanalys

1 Inledning

Arsenik (As) är ett grundämne som finns naturligt i berggrund och jord. I Sverige är halterna av As i jordlager och berggrund relativt låga, 90% av moränen har As-halter lägre än 12,1 mg kg⁻¹ och sjösediment 7,4 mg kg⁻¹ (Naturvårdsverket, 2009b). Höga As-halter förekommer i sulfidrika bergarter, äldre sedimentära berggrunder och en del skiffrar och då kan även As-halten i grundvattnet vara förhöjda (SGU, 2017). Västerbotten har stora andelar sulfidrikmalms där höga As-halter förekommer och i Östergötland och Västra Götaland och Skåne finns det sedimentära bergarter där As kan förekomma i högre halter (Naturvårdsverket, 2009b). I grundvattnet är medianvärdet för As nationellt 0,12 µg L⁻¹ men vid Norrlandskusten finns halter över 8 µg L⁻¹ uppmätta (SGU 2013). Atmosfärisk deposition av As ökade drastiskt då eldning av kol började på 1850-talet, övergången till att elda med olja har gjort att utsläppen av As till atmosfären har minskat (Shotyk et al. 1996). I mossor i Sverige hittar vi As-halter på 0,065 mg kg⁻¹ som är kopplat till atmosfärisk deposition (Harmens et al. 2010). Användning av As har förekommit i legeringar, elektronik, uppstoppade djur och i vissa länder som bekämpningsmedel (Karolinska institutet 2015). I Sverige har även As förekommit inom träimpregnering.

As är giftigt och kan ge akuta och kroniska hälsoeffekter vid exponering (IARC, uå). Långtidsexponering av dricksvatten som innehåller As kan öka risken för cancer i lungor, lever och hud (IARC, uå, Smith et al. 1998). Intag av As kan också ge njur- och blodsjukdomar samt orsaka diabetes (Meliker et al. 2007, Smith och Steinmaus 2009). Intag av As-haltigt ris har visat ha samma toxiska effekter som kontaminerat dricksvatten och intaget bör därför begränsas (Munera-Picazo et al. 2015). Framförallt barn och foster är extra känsliga mot As och tidig exponering av As ökar risken för dödlighet i tidig ålder (Smith och Steinmaus 2009). Om halter över bakgrundshalter påvisas kan en bedömning göras om risk. Man jämför då halter på området mot halter som inte bedöms medföra risk. Om det finns en risk för människa och miljö görs en riskbedömning och baserat på den sätts riktvärden generellt eller mer platsspecifikt om förorenad mark med hjälp av Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Naturvårdsverket, 2009a). Riktvärde för As-halter för känslig markanvändning (KM) ligger på 10 mg kg⁻¹ medan mindre känslig markanvändning (MKM) är på 25 mg kg⁻¹. KM innebär att marken kan användas till bostad, skolor och jordbruk och båda barn och vuxna ska kunna vistas där under längre tid. MKM är till för begränsad användning och lämpas för t.ex. industri, kontor och handel (Naturvårdsverket, 2009b). WHO (World health organization) har satt ett riktvärde på dricksvatten för As på 10 µg L⁻¹ (WHO 2016) vilket Livsmedelsverket (2017) också har satt som riktlinjer för otjänligt dricksvatten.

Impregneringsindustrin började i slutet på 1850-talet i Sverige, där kreosot var det vanligaste medlet man använde. Kreosot är en sorts tjära som är tillverkat av antingen trätjära eller stenkoltjära. Vid andra världskriget övergick man från kreosot till Boliden industrisalt (BIS) (Länsstyrelsen Halland, uå). BIS innehöll As, koppar (Cu) och zink (Zn) (Jacks och Bhattacharya 1998). År 1955 förändrades impregneringsindustrin och CCA-medel (Krom, koppar, arsenik) ersatte BIS. När man impregnerar trä doppar man träet i CCA-medel och utsätter det sedan för vakuum. Man impregnerar träet för att skydda det från bakterier, svampar och insekter. CCA-medlet förhindrar även från en del fysiska skador (Naturvårdsverket 1998). Impregnerat trä används utomhus där konstruktioner ska hålla länge och tåla väder och vind, som t.ex. bryggor, järnvägsslipar och trall.

Det finns dock risker med impregnerat trä såsom förorenad mark samt yt- och grundvatten genom lakning. Där det funnits konstruktioner av impregnerat trä har det ofta detekterats As i de översta jordlagren och ackumulering av As i jorden (Townsend et al. 2003, Andersen et al. 1996). As har en hög mobilitet i jord och rör sig fortare än krom (Cr) och Cu (Kim et al. 2007). Störst mobilitet hittas i sandiga jordar medan As rör sig långsammare i leriga jordar (Dagan, Bitton och Townsend 2006), vilket beror på att As binder till finare fraktioner som silt och lera på grund av deras större specifika yta (Bhattacharya et al. 2002). Störst utlakning av As, Cr och

Cu från jord förekommer vid nederbörd, dock avtar koncentrationen av Cu och Cr vid fortsatt nederbörd, medan motsatt effekt gäller för As. Vid större mängder nederbörd så ökar upplösningen av As. Detta kan förklaras att Cu och Cr är starkare bunden till jorden än As, då As ofta förekommer som anjon och Cu och Cr som katjon (Andersen et al. 1996). As kan förekomma i olika former och As(V) dominerar vid syrerika förhållanden i jord, grundvatten och lakvatten medan höga halter av As(III) bara förekommer vid syrefattigare förhållanden i grundvattnet (Johansson et al. 2009, Kumpiene et al. 2009). As(III) och As(V) kan förekomma samtidigt då As reduceras och oxideras långsamt (Johansson 2008). Anjoner och katjoner kan bilda inner- och yttersfärskomplex genom att binda till markpartiklar. Innersfärskomplex skapar starka bindningar direkt på markpartikelns yta medan yttersfärskomplex ger svagare bindningar. Både As(V) och As(III) kan tillsammans med järn (Fe) eller aluminium (Al) bilda starka innersfärskomplex (Bhattacharya et al. 2007). Fe och Al förekommer ofta i komplex och kolloider i större storlekar som man kan se i filtersteg 0,45 och 0,2 μm (Bhattacharya et al. 2007, Soliman et al. 2009, Hadley et al. 2013). En del kolloider kan förekomma i storlek under 0,2 μm (Guo, Zhang och Zhang 2011). As kan förutom att binda till Al och Fe även binda till löst organiskt kol (DOC).

2 Bakgrund

2.1 Områdesbeskrivning

I Gudarp, Tranemo, har en impregneringsverksamhet funnits under perioden 1944-1991 (Sweco 2007). Verksamheten drevs av Södra Skogsägarna (tidigare Skogsägarnas industri AB). Sedan 2009 är området en återvinningscentral och ägs av Tranemo kommun och definieras idag som industrimark. Till stor del är området asfalterat men en del är delvis täckt med betongplatta. En viss nivåskillnad (2-3 m) finns på området som är 21000 m^2 stort. Marken sluttar västerut ned mot ett madområde och Musån. Musån ansluter till ån Assman och mynnar ut i Tranemosjön. En kommunal grundvattentäkt finns vid ån Assman, 400 m nedströms den f.d. impregneringsanläggningen i riktningen nordnordväst ligger täktens skyddsgräns. Avståndet från den f.d. impregneringsanläggningen till täkten är ca 700 m (DGE 2002). Jordarterna runt Gudarp består av en mäktig isälvslagring av sand och en del grusinlagringar. Gnejs-berggrund finns på 8-9 meters djup och grundvattnet förekommer strax ovanför. Grundvattnet har bedömts att flöda i riktningen västnordväst (DGE 2003).

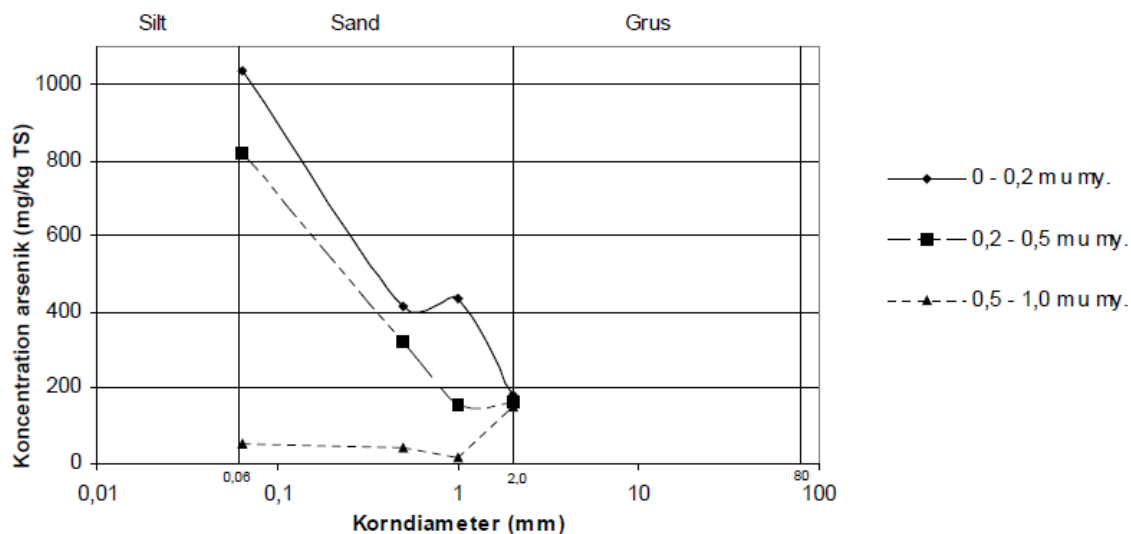
2.2 Impregneringsverksamhet

Impregneringsverksamheten påbörjades 1944, då användes BIS som impregneringsmedel (DGE 2003). Från mitten på 1950-talet så byttes impregneringsmedlet till K33 som användes tills verksamheten lades ner 1991 (DGE 2002). K33 är en form av CCA-medel som består av 14,8 % koppar(II)oxid (CuO), 26,6% kromtrioxid (CrO_3) och 34,0% arsenikpentoxid (As_2O_5) och 24,6 % vatten (Jack och Bhattacharya 1998 och Bhattacharya et al. 2002). Verksamheten har haft virkesupplag vid norra delen av området och impregneringen har skett vid södra delen av området (figur 3).

2.3 Innan efterbehandling

Innan efterbehandlingen utfördes undersökningar på platsen av konsultfirman DGE (Dansk Geo-servEx a/s). Vid undersökningen analyserades jordprover och grundvatten. Jordanalyser visade As-halter över 2400 mg kg^{-1} med ett medelvärde på 119 mg kg^{-1} . Information om hur många prover och lägsta As-halter saknas. Tidigare undersökningar av konsultfirman VIAK hittade As-halter mellan 18 mg kg^{-1} och 2600 mg kg^{-1} (DGE 2002). Cu översteg 2600 mg kg^{-1} och Cr 902 mg kg^{-1} medan medelvärdet låg på 35 respektive 17 mg kg^{-1} (DGE 2003). I grundvattnet upptäcktes arsenikhalter på 2100 $\mu\text{g L}^{-1}$ ofiltrerat prov, och 1900 $\mu\text{g L}^{-1}$ filtrerat prov med 0,45 μm filter. Cr låg på 100 μL^{-1} vid samma provpunkt ofiltrerat och Cu mättes halter på mindre än 20 μL^{-1} . Spår av klorerade lösningsmedel och organiska ämnen hittades inte vid undersökningen (DGE 2002). Undersökningen visade att As-halterna var högre i

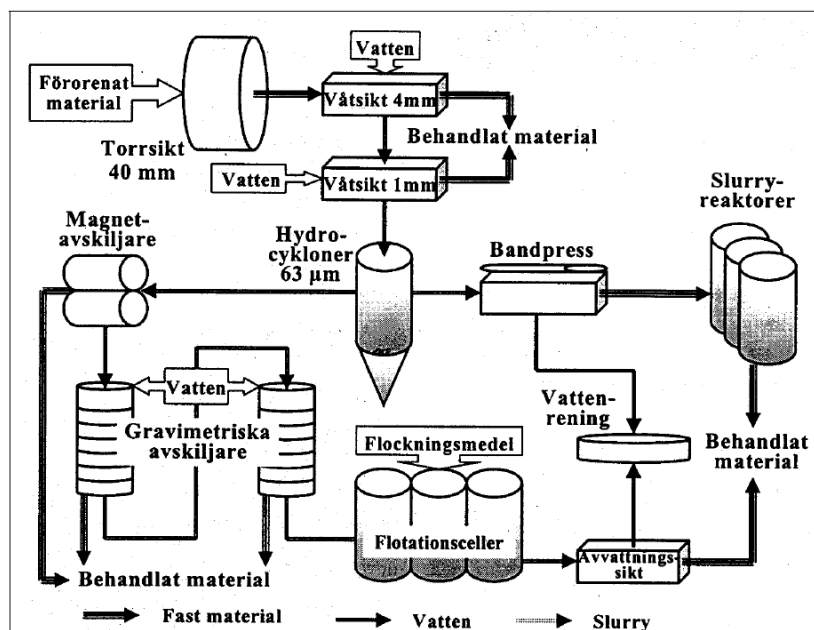
finkornigare fraktioner och att föroeningen minskade med djupet (figur 1), dock så undersöktes inte jorden djupare än 2 m.



Figur 1. Innehållet av arsenik i olika kornfraktioner för olika djup (DGE 2002). Djup uppmätt från m u my (meter under markytan). Halter uppmätt i mg kg⁻¹.

2.4 Efterbehandling

DGE bedömde att jordtvätt var en lämplig metod för efterbehandling (DGE 2002). Vid jordtvätt användes en torr- och våtseparation av olika kornstorlekar eftersom, föroeningar ofta sitter bundna till finare fraktioner (Sweco 2009). Vid schaktning sorterades stenar och block bort vid torrskiktning. Utsortering av trämaterial och plast fick ske för hand. Materialet våtskiktades där grusfraktioner sorterades bort och organiskt material omhändertogs. Sand och finare material separerades i en cyklon och material mindre än 0,63 mm behandlades med kemisk fällning. För att immobilisera As blandades reaktivt Fe in för att sedan frakta massor till extern deponi. Hur processen över en jordtvätt går till visas i figur 2.



Figur 2. Principskiss för jordtvätt, processflöde enligt GHM/Arcadis Heidemij (Naturvårdsverket (1999)).

Inför efterbehandlingen klassades jorden utifrån uppmätta As-koncentrationer med en XRF (X-ray fluorescence). Klass A, med As-halter mindre än 40 mg kg⁻¹, låg under det plastspecifika riktvärdet, se tabell 1 (Sweco 2009). As-halter mellan 40–300 mg kg⁻¹ klassades som klass B.

Klass B:s högre As-halter är gränsen för vad jordtvätten klarar av för att nå halter under 80 mg kg⁻¹. Åtgärds målet för att återfylla behandlad jord låg på halter mindre än 80 mg kg⁻¹. Dock är de halterna baserade på torrsubstans, XRF visar den totala halten. Innan projektet startade delades klass B in i två klasser, klass B1 och B2. Klass B1 omfattade As-halter 40–80 mg kg⁻¹ och var inom återfyllningskraven innan en jordtvätt och kunde efter jordtvätt återfyllas utan analys. Klass B2 omfattade As-halter 80–300 mg kg⁻¹ och behövde analyseras innan återfyllnad så halterna låg under 80 mg kg⁻¹. Klass C omfattade så pass höga halter As att efterbehandling inte var ett alternativ utan massorna fick fraktas direkt till extern deponi. Cu och Cr förekom i lägre halter så därför har As-föreningen styrkt efterbehandlingen. Krav för åtgärd för Cu och Cr var 380 respektive 460 mg kg⁻¹.

Tabell 1. Klassificering av arsenikhaltig jord vid Gudarp impregneringsanläggning innan efterbehandling (Sweco 2009).

Klass	Arsenikhalt (mg/kg TS)	Behandling	Krav för återfyllnad
A	<40	Inget	Jord godkänd för återfyllning/kvarlämnad inom fastigheterna utan föregående behandling.
B1	40-80	Jordtvättning (Åtgärdskrav 80 mg/kg TS)	Klass B1. Jord, som efter behandling är godkänd för återfyllnad utan föregående analys.
B2	80-300		Klass B2. Jord, som efter behandling är godkänd för återfyllnad om åtgärdskravet styrkts genom analys.
C	>300	Immobilisering och extern deponering	Ingen återfyllnad inom fastigheterna.

Totalt schaktades 54000 ton jord på den f.d. impregneringsfastigheten (Sweco, 2009). 46000 ton jord behandlades med jordtvätt på plats och 8000 ton transporterades till extern deponi. Utöver de 54000 ton jord så omhändertogs 13000 ton avfall i form av träflis, sågspån blandat med jord och allt transporterades till deponi där 1 ton As fanns i avfallet (ibid). Ca 2 ton As separerades från jorden och 3,3 ton deponerades direkt utan jordtvätt. Totalt beräknas 6-6,5 ton As ha förts bort från området. Jordmassor från klass A återfördes utan sanering samt tvättad jord med halter mindre än 80 mg kg⁻¹ användes för återfyllning på plats. Över ett ton B1 klassad jord återfylldes på plats utan behandling (tabell 1). 2,4 ton As beräknas ligga kvar på området där större delen består av tvättad jord. Problem vid schaktning uppstod vid djupare gropar pga. grundvattenförekomst samt för branta schaktgropar därav så ligger ca 160 ton B2 klassad jord kvar vid ca 9 m djup. 70% av As har reducerats i jorden med efterbehandlingen enligt ovan.

Grundvattenrör var utplacerat västnordväst om saneringsområdet för att se förekomst av As i grundvattnet. Högsta As halterna uppmättes efter påbörjad sanering, då hittades 2800 µg L⁻¹ i ett grundvattenrör (Sweco 2009). Det grundvattenröret finns inte kvar idag men DGE26 och DGE27 har funnits sedan 2005 (figur 3). DGE26 låg på 5 µg L⁻¹ As vid saneringens början och har under perioden 2005-2008 pendlat mellan 5-35 µg L⁻¹. Jämförelsevis så har DGE27 visat högre halter mellan 20-120 µg L⁻¹. En tydlig ökning av As i grundvattnet syns efter påbörjad efterbehandling. Två år efter saneringen börjar halterna sjunka något. Bedömningen har varit att As förekommer löst i vattnet då ingen skillnad har påvisats mellan ofiltrerat och 0,45 µm filter (Sweco 2009).

2.5 Syfte och frågeställningar

Syftet med studien är att undersöka olika parametrar och faktorer som kan orsaka de höjda halterna av As i grundvattnet vid den efterbehandlade impregneringsindustrin i Gudarp.

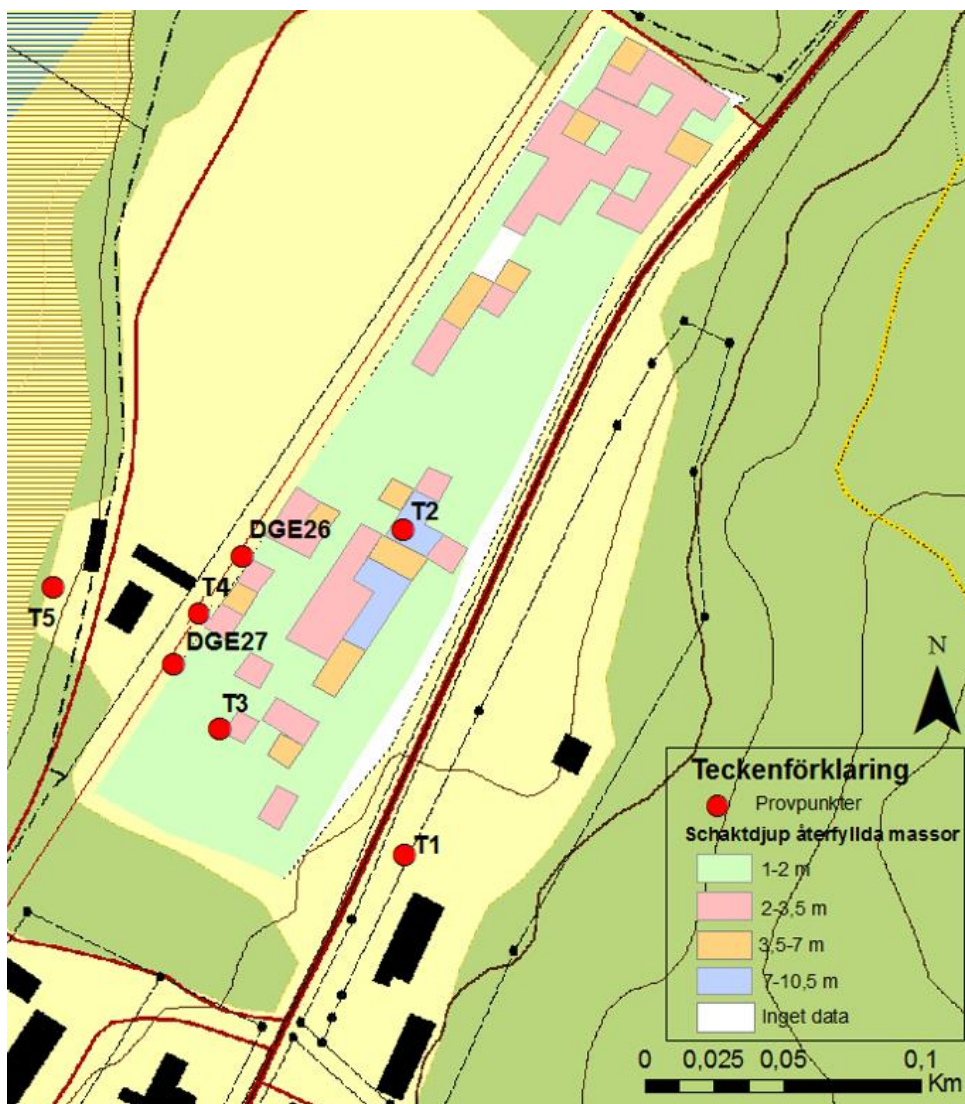
Parametrar som ska undersökas i studien är Fe, Al, TOC och redoxpotential. Resultat från studien ska även besvara hur As förändrats över tid och om Cr och Cu följer samma mönster som As, dock så kommer fokus ligga på As då efterbehandlingen har styrts av höga halter As i mark och grundvattnen. Undersökningarna ska ligga i grund till fortsatta utredningar på området och framtida undersökningar.

2.6 Avgränsningar

Avgränsning till uppströms f.d. impregneringsanläggningen, på området och nedströms området (figur 3). Föroreningarna från sågverksamheten är inte med i provtagningen eller en del i resultatet om än den nämns då den varit verksam på området. Begränsningen ligger till ett fåtal provpunkter samt det data som finns från tidigare efterkontrollprogram på området efter efterbehandlingen. Koppling mellan pH och höga halter As i grundvattnet undersöks inte då tidigare studier av Tyréns AB (2017) har kommit fram till att pH i detta fall inte påverkar halterna då pH har legat relativt stabilt under lång tid.

3 Material och metod

Fem nya grundvattenrör sattes och samtidigt togs jordprover. Punkterna för provtagning är valda utifrån att referenspunkt (T1) uppströms impregneringsområdet och två punkter (T2 och T3) som ligger inom impregneringsområdet. Två punkter nedströms området, ett i nordlig riktning (T4) från befintliga grundvattenröret DGE27 och ett nedströms (T5) för att kunna hitta spridningar av föroreningar i grundvattnet. T4 ska även hjälpa till att bedöma flödesriktningen (figur 3). Jord-och vattenprover har tagits från samma provpunkter. Två gamla grundvattenrör från tidigare efterkontrollprogram (DGE26 och DGE27) har också provtagits, och data från 2005 och framåt finns tillgängliga för de gamla grundvattenrören.



Figur 3. Karta över impregneringsområdet. Provpunkter (röda punkter) för jord och grundvatten T1-T5, DGE26 och DGE27 utsatta. Schaktdjup av återfyllda massor utritat på kartan i färg. Grön 1-2 m, röd 2-2,5, orange 3,5-7 m och blått 7-10,5 m. Vitt visar inget data.

3.1 Jordprovtagning

Jordprover har tagits i punkterna T1, T2, T3 och T5. Provpunkt T4 blev bortprioriterad pga. tidsbrist. För att få upp prover användes sonicborrning och provtagningen kunde ske under grundvattenytan. Borrning pågick tills man kom under grundvattenytan. Vid varje ny provtagning togs ca 2 m ostörd jordprofil upp och en jordartsbestämning utfördes. För varje halvmetr gjordes en XRF-analys två gånger där ett medelvärde räknades ut samt för samma halvmetr togs små jordprover ut var 10 cm som mixades samman till samlingsprov, för eventuell analys i labb. Kalibrering av XRF gjordes vid varje ny provpunkt. Precisionen på XRF testades med replikatanalys (två mätningar av 10 prover). Real St.dev. (Real Standard deviation) var aldrig större än 14% för As, 12% för Cu och Cr samt 10% för Fe (tabell 2).

Tabell 2. Real. St.dev. från XRF replikatanalys för As, Cr, Cu och Fe. Enhet i procent.

Ämne	Real. St.dev.
As	14
Cu	13
Cr	12
Fe	10

Urval av prover som skickades till laboratorium för analys baserades på djup och XRF-resultat. Kriterierna för proverna var; (i) ett ytligt prov, (ii) ett i mitten och (iii) ett vid grundvattenytan men om XRF påvisade höga halter As valdes ytterligare prov. Uppströms och nedström den f.d. impregneringsanläggningen så förväntades inga förhöjda halter samt att dessa punkter inte var så djupa, varför bara två jordprover togs på dessa platser. ALS laboratorium har analyserat jordproverna med ICP-MS metoden (Inductively coupled plasma mass spectrometry). Provet torkades i 50°C och lakades i HNO₃.

Lägsta rapporteringsgräns för As var 0,5 mg kg⁻¹, Cr 0,2 mg kg⁻¹, Cu 0,3 mg kg⁻¹ och Fe 10 mg kg⁻¹ med ICP-MS metoden. Lägsta rapporteringsgräns med XRF var 1-3 mg kg⁻¹ för As, 5-10 mg kg⁻¹ för Cr, 5-7 mg kg⁻¹ för Cu och 10 mg kg⁻¹ för Fe. Observera att labbanalysen ger halter i torrsbstans medan XRF ger för hela provet.

3.2 Installation av grundvattenrör

Vid jordborrningen sattes grundvattenrör i samma provpunkt. Grundvattenrör kunde inte sättas vid T1 då grundvattenytan låg lägre än berggrunden. Vid installationen av grundvattenrören användes PEH-rör 63 mm i diameter med en meters filter i botten och med en slitsbred på 0,3 mm. Vatten strömmar in i hela filterlängden. Sand fylldes runt rören som sedan tätades med bentonit vid markytan för att undvika läckage av dag- och ytvatten. För att skydda grundvattenrören har däcklock installerats på T2 och T3. Renspumpning gjordes efter installationen tills finkornigt material hade försvunnit och vattnet blivit klart. Grundvattenytan uppmättes med ett lod. I T2 ligger grundvattenytan på 8,85 m djup medan filtret ligger på 11,3 m djup, vid T3 ligger grundvattenytan på 6,9 m djup och filtret på 8 m djup och vid T5 ligger grundvattenytan på 3,3 m djup och filtret på 5 m djup. Filterdjupet är angett i ovankant och sträcker sig 1 m djupt. Grundvattenytan låg grundare än vad som framkommit i tidigare underlag vilket försvårade upptäckt av grundvattenytan samt vid borrningen användes vattnet som försvårade det ytterligare, så därav ligger filter djupare än grundvattenytan.

3.3 Vattenprovtagning

Tre veckor efter grundvattenrören installerades togs grundvattenprover. Grundvattenytan lodades innan installation av vattenprovtagare. Grundvattnet pumpades upp och en multiparameter användes för att mäta redoxpotential och pH. När värdena stabiliseras efter ca 1 h togs vattenprover i tre steg, ej filtrerat, filtrerat med 0,45 µm filter och filtrerat med 0,2 µm filter.

3.4 Hantering av data

Man kan välja att hantera lägsta detektionsgräns (LLD) på olika sätt. Hur man väljer kan påverka statistiska analyser och att man kan hitta icke-existerande samband (Helsel 2005, Helsel 2006). Man kan välja att detektionsgränsen som värde, halva detektionsgränsen eller sätta värdet som noll. I det här fallet är det laboratoriets rapporteringsgräns som styr och inte LLD. I denna rapport har halva rapporteringsgränsen valts som värde baserat på tidigare undersökningar hantering av rapporteringsgräns. Figur 8 visar hur As, Cr och Cu förändrats från 2005 till 2017, vilket visar att valet av rapporteringsgräns är irrelevant om man vill påvisa om halterna går upp eller ner. I tidigare undersökningar av Sweco (2009 och 2015) har vissa värden uteslutits pga. analysfel. Dessa är uteslutna från diagrammet då ingen rapporteringsgräns finns angivet.

Spearman rank korrelationstest har gjorts mellan As, Cr och Cu på tidsserierna från DGE26 samt DGE27 med en signifikant nivå på 0,01. Spearman rank korrelationstest valdes då datat inte är normalfördelat. r-värde har räknats ut med korrelationsanalys för att se om korrelationen är positiv eller negativ.

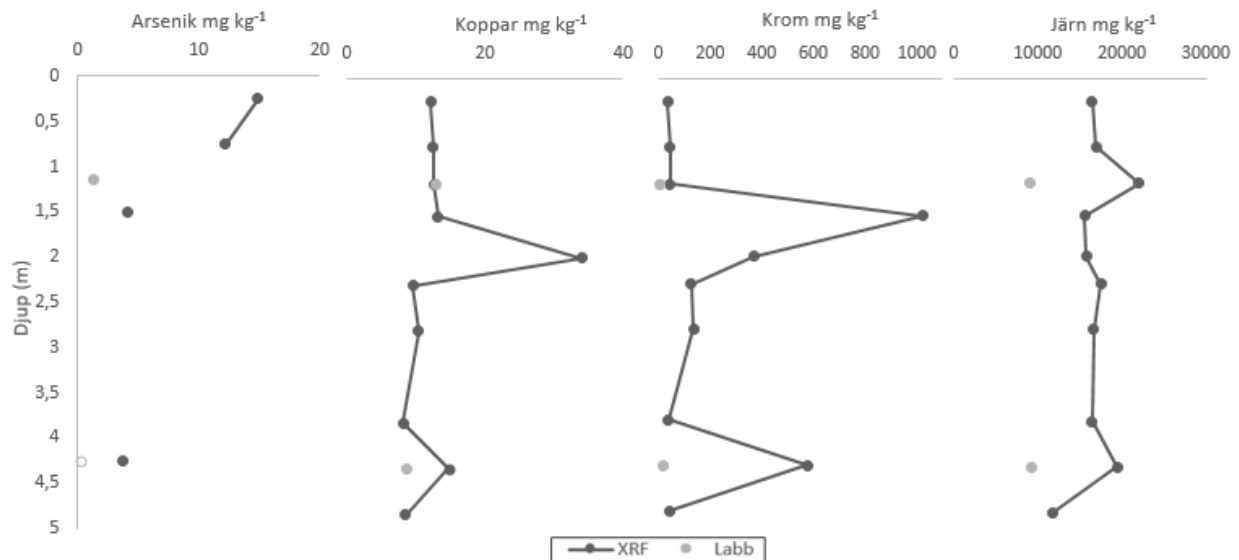
XRF-analysen kan i vissa fall gett högre värde än labb-analysen, framförallt gällande Cr och Fe. Det beror på att laboratorium-analysen mäter det lakningsbara som löses upp av en relativt svag syra (HNO₃) medan XRF ger resultat en total koncentration av ytan den mäter på. Analys

av Cr, As och Fe med XRF kan störas då det ligger nära varandra vilket kan ge missvisande resultat (Hopp et al. 2008). Skillnad mellan laboratorium och XRF kan vara extra tydlig vid mätning av Cr och Fe då det ofta binder till mineralfraktioner. Trots det är XRF en metod som snabbt ger resultat i fält och är tillräckligt tillförlitlig för att göra en bedömning på förorenad jord (Hu et al. 2017). Med XRF kan precisionen av As vara lägre än för Cu (ibid). Precisionen med XRF kan öka med längre analystid (Block et al. 2007) och då är det en tidsfråga i fält hur hög precision man vill ha. Är det en fråga om bedömning i fält om hur man ska hantera förorenade massor som är över eller under KM eller MKM bör en längre analystid väljas och komplettering med att skicka prover till laboratorium.

4 Resultat

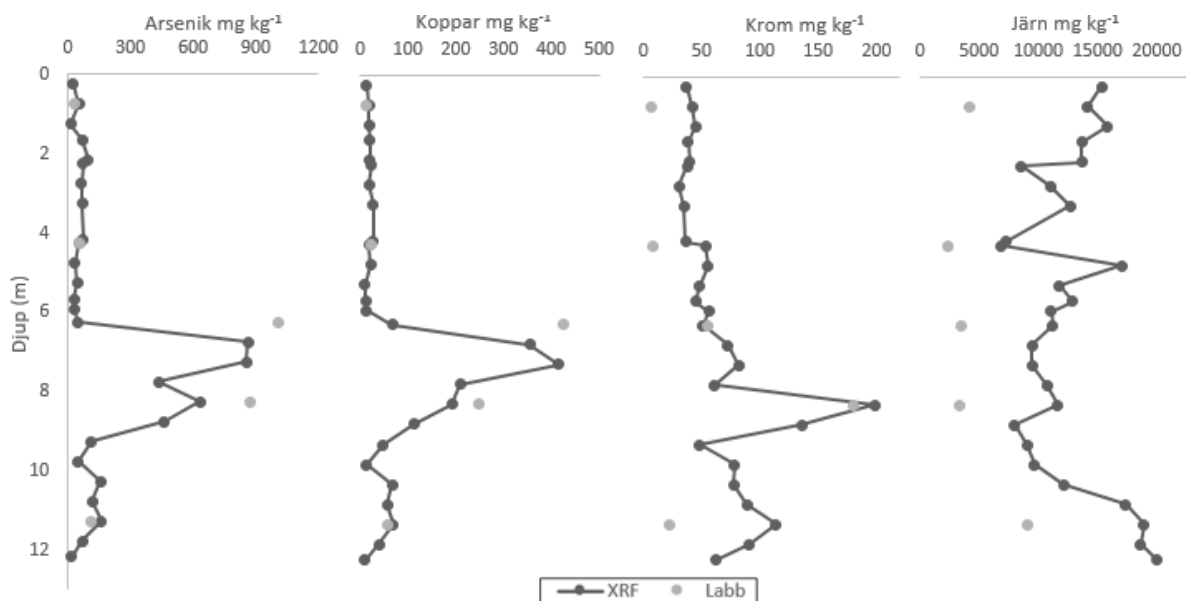
4.1 Jordprover

As hittades ytligt i jorden i T1, se figur 4. XRF-analys visade runt 10-15 mg kg⁻¹ på ca 0,5 m djup. Djupare ned i profilen påvisades låga eller inga halter As i både XRF- och labbanalys. Cu ligger under 20 mg kg⁻¹ i hela jordprofilen förutom på 2 m djup där det steg till 34 mg kg⁻¹. Cr ligger runt 40 mg kg⁻¹ men avviker på 1,5 m där det översteg 1000 mg kg⁻¹. Fe ligger mellan 10000-20000 mg kg⁻¹. Labbanalysen visar lägre Fe-halter.



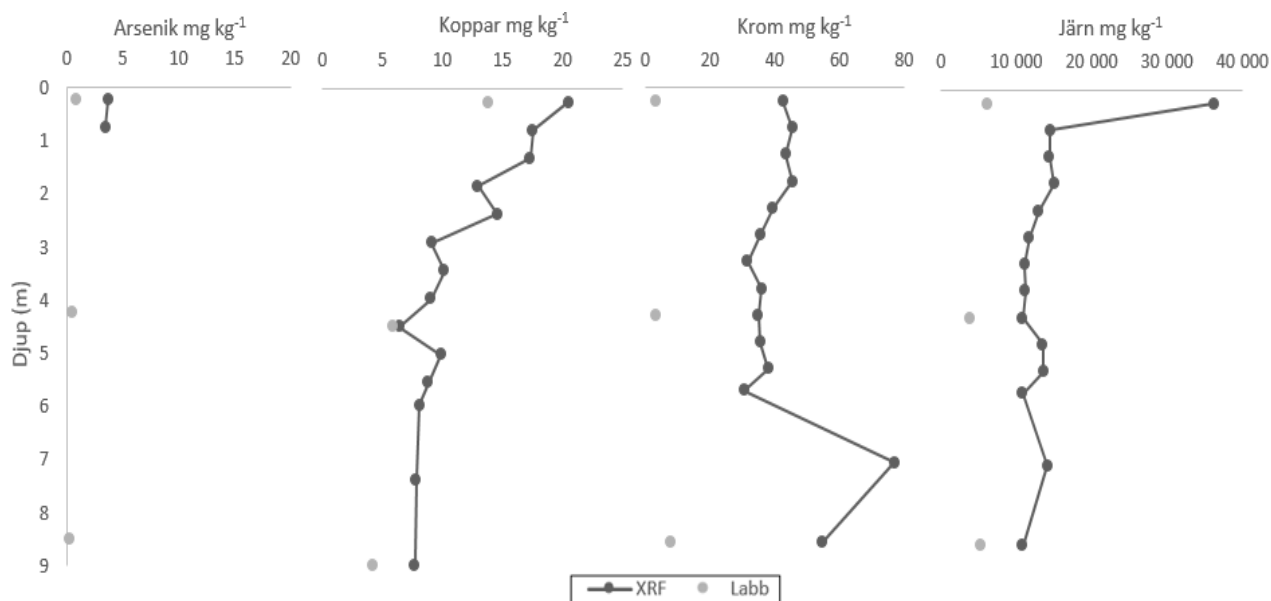
Figur 4. Diagram över halter av arsenik, krom, koppar och järn i djupprofil för provpunkt T1. Data från XRF (mörkgrått) och labb (ljusgrått) mätt i mg kg⁻¹. Ofyllda punkter under rapporteringsgränsen.

As hittas i hela T2:s jordprofil och ligger mellan 20-70 mg kg⁻¹ ned till ett djup av 6 m varefter halterna ökar drastiskt. Kring 7 m djup överstiger halterna 1000 mg kg⁻¹ (figur 5) för att sedan avta med ökat djup. Cu följer samma mönster som As och de högsta halterna återfanns på 7 m djup på över 400 mg kg⁻¹. Cr ökar också med djupet med högsta halt (200 mg kg⁻¹) på 8 m djup. Fe följer inte samma mönster som As, Cu och Cr utan fluktuerar mellan 8000-15000 mg kg⁻¹. Labbanalysen visar generell lägre halter Fe och Cr än XRF.



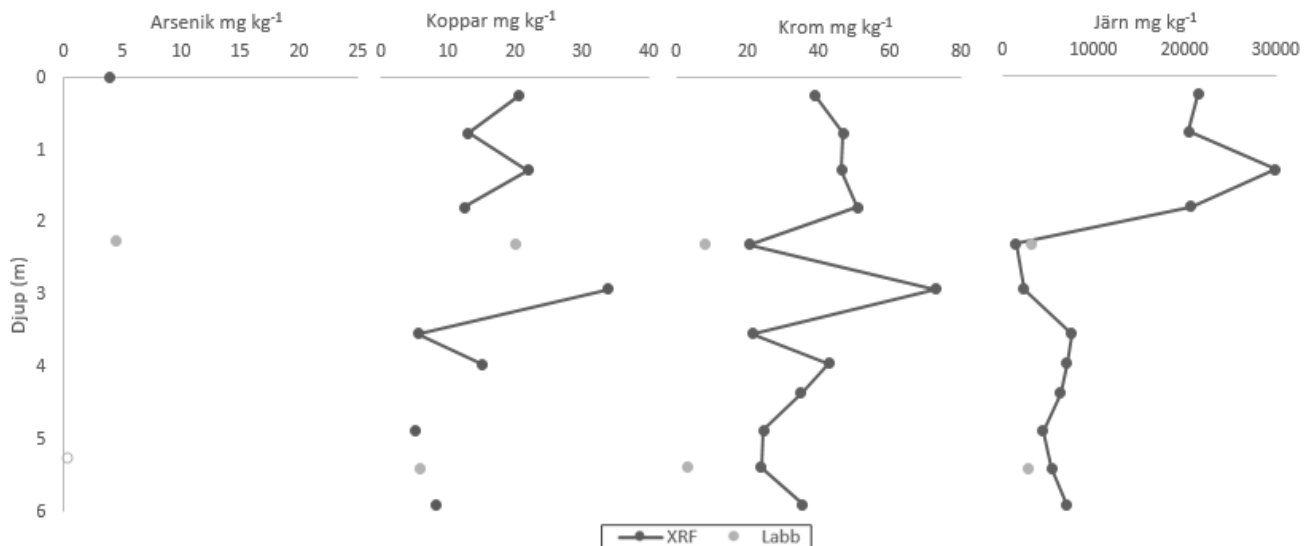
Figur 5. Diagram över halter av arsenik, krom, koppar och järn i djupprofil för provpunkt T2. Data från XRF (mörkgrått) och labb (ljusgrått) mätt i mg kg^{-1} .

As hittades bara i den översta delen av T3 jordprofil och halterna ligger under 5 mg kg^{-1} , labbresultatet visade under rapporteringsgränsen eller strax över (figur 6). Cu förekom i halter lägre än 20 mg kg^{-1} och avtar med djupet. Cr ligger runt 40 mg kg^{-1} men på 7 m ökar det till över 60 mg kg^{-1} . I ytan är Fe strax över 35000 mg kg^{-1} men avtar snabbt $10000\text{-}15000 \text{ mg kg}^{-1}$.



Figur 6. Diagram över halter av arsenik, krom, koppar och järn i djupprofil för provpunkt T3. Data från fält och labb mätt i mg kg^{-1} . Ofyllda punkter under rapporteringsgränsen.

I T5 hittades låga eller inga halter As i jorden (mindre än 5 mg kg^{-1}), se figur 7. Cu pendlar mellan $5\text{-}20 \text{ mg kg}^{-1}$ och Cr pendlar mellan $20\text{-}70 \text{ mg kg}^{-1}$. Fe-halterna ligger högre ytligt och avtar snabbt efter 2 m djup.



Figur 7. Diagram över halter av arsenik, krom, koppar och järn i djupprofil för provpunkt T5. Data från fält och labb mätt i mg kg^{-1} . Ofyllda punkter under rapporteringsgränsen.

4.2 Grundvatten

Inget grundvattenrör kunde sättas på T1 då grundvattenytan låg lägre än berggrunden. Grundvattenröret och filtret sattes lägre ner än grundvattenytan än planerat för både T2, T3 och T5 då ingen tydlig grundvattenförekomst kunde skådas vid jordprovtagningen.

Syrerikt vatten är uppmätt i provpunkt T2, T3, DGE26 och DGE27, redoxpotentialen låg mellan 145–190 mV. I T5 finns inget syrerikt vatten och redoxpotential låg på 12 mV, (tabell 3). pH ligger runt mellan 5,3-5,8.

Tabell 3. Tabellen visar pH och redoxpotential för respektive provpunkt. Redoxpotential mätt i mV.

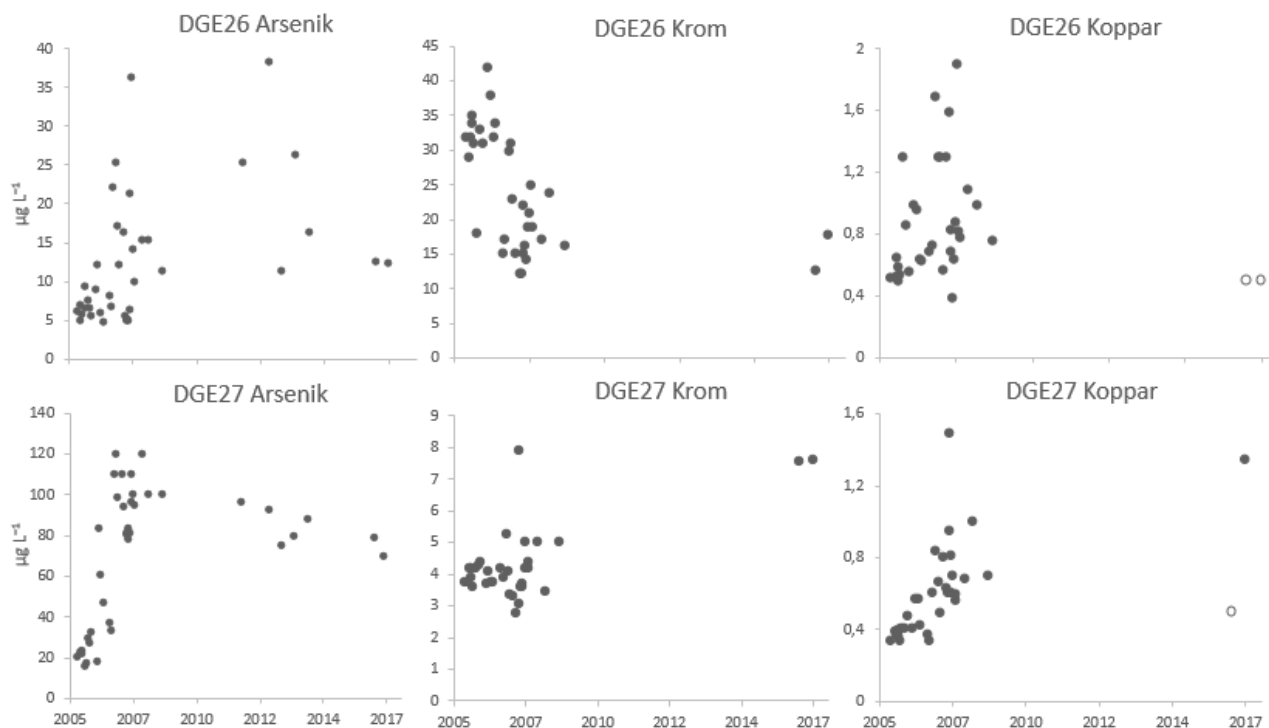
	T2	T3	T5	DGE26	DGE27
pH	5,4	5,3	5,8	5,6	5,7
Redox	189	163	12	175	146

Grundvattnet i DGE27 har de högsta halter As uppmätts på $69 \mu\text{g L}^{-1}$ (tabell 4). DGE26 har en halt på $12 \mu\text{g L}^{-1}$ medan T2 har på $27 \mu\text{g L}^{-1}$. T3 och T5 uppmättes låga halter av As 0,11 respektive $0,71 \mu\text{g L}^{-1}$. Specifikation av As mättes i DGE26 och DGE27, As(III) och As(V). As(III) låg under detektionsgränsen ($<0,1$) medan As(V) låg på $11 \mu\text{g L}^{-1}$ i DGE26 och $52 \mu\text{g L}^{-1}$ i DGE27. För Fe i T2, T3, DGE26 och DGE27 uppmättes koncentrationer under $300 \mu\text{g L}^{-1}$. I T5 uppmättes Fe-halt på $12200 \mu\text{g L}^{-1}$. I T2, T3 och T5 uppmättes Cr i halter under $4 \mu\text{g L}^{-1}$. I DGE26 och DGE27 förekom Cr(VI) till större del av provet, 14 respektive $5,8 \mu\text{g L}^{-1}$. Högst TOC-halt fanns i T5 med $5000 \mu\text{g L}^{-1}$ och högst halter Cu fanns i T2. Skillnad mellan ofiltrerat och filtrerat fanns mellan Fe och Al i alla provpunkter med högst halter Fe i T5 och Al i T2.

Tabell 4. Grundvattenprover för samtliga punkter, mätt i $\mu\text{g L}^{-1}$. Resultatet visar ofiltrerat (Ej F), filtrerat 0,45 μm (F 0,45) och filtrerat 0,20 μm (F 0,20). Röd markerat är halva rapporteringsgränsen.

T2	Ej F	F 0,45	F 0,20
Fe	300	20	20
Al	305	105	102
As	27	25	23
Cr	3,8	2,6	2,5
Cr(VI)	0,2		
Cu	27	28	27
TOC	1960	1810	1880
T3	Ej Fi	F 0,45	F 0,20
Fe	60	20	10
Al	106	72,6	79
As	0,11	0,16	0,08
Cr	3,8	4,1	5,2
Cr(VI)	0,2		
Cu	1,9	1,1	1,3
TOC	1130	1160	1150
T5	Ej Fi	F 0,45	F 0,20
Fe	12200	12500	11500
Al	224	206	180
As	0,71	0,81	0,55
Cr	1,5	1,4	1,3
Cr(VI)	0,2		
Cu	1,3	0,5	0,5
TOC	5000	9500	9300
DGE 26	Ej Fi	F 0,45	F 0,20
Fe	23	2	5
Al	47	20	15
As	12	8,2	10
Cr	18	18	21
Cr(VI)	14		
Cu	1,3	0,5	0,5
TOC	640	700	650
As(III)		0,025	
As(V)		11,4	
DGE 27	Ej Fi	F 0,45	F 0,20
Fe	28	1	5
Al	75	5	5
As	69	56	53
Cr	6,2	7,7	7,2
Cr(VI)	5,8		
Cu	1,3	1,4	0,5
TOC	660	540	250
As(II)		0,025	
As(V)		51,5	

Halten av As i DGE26 och DGE27 har ökat från 2005 till 2008 för att sedan sjunka, undantaget en ökning vid 2012 i DGE26 (figur 8). Högsta As-halterna uppmättes 2012 i DGE26 och var över 40 $\mu\text{g L}^{-1}$. 2006 och 2007 uppmättes de högsta As-halterna i DGE27 på 120 $\mu\text{g L}^{-1}$. Cr i DGE26 har minskat från 2005 från 30 $\mu\text{g L}^{-1}$ till 12 $\mu\text{g L}^{-1}$ medan i DGE27 har halterna ökat från 4 $\mu\text{g L}^{-1}$ till 8 $\mu\text{g L}^{-1}$. Cu har varierat mellan 0,4 $\mu\text{g L}^{-1}$ till 2 $\mu\text{g L}^{-1}$ och det gäller för båda punkterna DGE26 och DGE27. År 2016 och 2017 låg Cu värdena under rapporteringsgränsen (<0,1) förutom i DGE27 där uppmättes halter på 1 $\mu\text{g L}^{-1}$ vid senaste provtagningen. Notera att rapporteringsgränsen är högre än tidigare halter som uppmätts.



Figur 8. Diagram över As, Cr och Cu från 2005 till 2017 i DGE26 och DGE27. Resultat från 2005-2013 kommer från Sweco (2009 och 2015), 2016 från Tyréns (2017). Uppmätta halter anges i $\mu\text{g L}^{-1}$. Ihåliga punkter under rapporteringsgränsen. Notera värdeskillnaden mellan DGE26 och DGE27.

Korrelationen mellan As och Cu samt As och Cr är positiv korrelerad i både DGE26 och DGE27 (tabell 5). Mellan Cr och Cu finns en negativ korrelation i DGE26 och positiv i DGE27. As och Cu är korrelerat då p-värdet ligger under signifikansnivå ($p=0,01$). I DGE26 ligger p-värde på 0,001 mellan As och Cu och i DGE27 ligger värdet på 0. As och Cr samt Cr och Cu är inte korrelerat då p är större än 0,01.

Tabell 5. r- och p-värde från korrelationsanalys mellan As, Cu och Cr i DGE26 respektive DGE27. Signifikansnivå $p=0,01$. Fetstil anger signifikanta värden $p < 0,01$.

	DGE26		DGE27	
	r-värde	p-värde	r-värde	p-värde
As:Cu	0,69	0,001	0,56	0
As:Cr	0,1	0,47	0,14	0,51
Cr:Cu	-0,12	0,61	0,17	0,97

5 Diskussion

5.1 Jordprover

Jorden i T1 innehöll As-halter över 10 mg kg⁻¹ relativt ytligt. Vid jordprovtagningen hittades impregnerat trä i jorden vilket kan vara en förklaring. Cr och Cu ligger generellt lågt i T1 förutom en kraftig ökning av Cr på 1,5 m, vilket troligen är ett analysfel då Cr kan störas av andra ämnen, detta gäller XRF-analys (Hopp et al. 2008). För provpunkt T3 har inga eller väldigt låga halter As hittas. Dock kan det ligga precis under rapporteringsgränsen för analysen. Baserat på figur 3 så schaktades området där T3 ligger aldrig djupare än 2 m. Enligt DGE (2002) så förekom inte föroreningarna så pass djupt på den delen av området, vilket tyder på att T3 ligger under föroreningsnivå. Dock ska det påpekas att 2009 byggdes en återvinningscentral på området så T3 ligger ca 2 lägre ner än schaktdjupet visar vilket också stärker att T3 ligger under föroreningsnivå. I T5 hittades väldigt låga eller inga As-halter (<5 mg kg⁻¹) vilket var väntat då det ligger utanför impregneringsområdet. As påvisades i hela jordprofilen i T2, från 0-6 m djup låg det mellan 25 till 100 mg kg⁻¹ och ökade sen upp till halter över 1000 mg kg⁻¹. As och Cu följer samma mönster, Cu ökar också vid 6 m djup med en topp på 416 mg kg⁻¹ vid 7 m djup. Cr följer inte samma mönster som As och Cu utan toppen kommer senare på 8 m djup med halter på 198 mg kg⁻¹. Det är vanligt att As sitter tillsammans eller adsorberad med Fe-oxid (ferrihydrit) (Erbs et al. 2010 och Jeong et al. 2017). Vid reducerade förhållanden kan Fe-oxiden släppa As och den går i lösning (Erbs et al. 2010). Fe förbättring i jord kan förhindra att As mobiliseras och på så sätt förhindra läckage (Kumpiene et al. 2016). I T2 följer inte As och Fe samma mönster så inget samband mellan dem kan fastställas.

Platsspecifikt återfyllnadskrav för As i tvättad jord vid efterbehandlingen låg under 80 mg kg⁻¹ och obehandlad jord under 40 mg kg⁻¹, för Cu och Cr skulle det ligga på 380 respektive 460 mg kg⁻¹ (Sweco 2009). I T2 ner till 6 m djup håller As-halterna det kravet till stor del men under 6 m djup så ligger halterna 12 gånger högre än återfyllnadskravet. Enligt uppgifter så har man schaktat ned till 10 m djup men fick avbryta pga. rasrisk och grundvattenförekomst och att ca 160 ton B2-klassad jord ska ligga kvar på ca 9 m djup där T2 ligger (Sweco 2009). Det syns tydligt i resultatet (figur 5) att jorden inte har efterbehandlats under 6 m då halterna ökar för både As, Cr och Cu. På kartan över schaktdjupen (figur 3) så ligger T2 där man schaktat som djupast men punkten gränser till där man bara schaktat ned till 5-7 m vilket man kan misstänka stämna med tanke på vad resultatet visar. Enligt Sweco (2009) så har man även lagt tillbaka schaktad jord trots att den skulle efterbehandlats, dessa massor tillhörde klass B2 med halter mellan 80 och 300 mg kg⁻¹. Halterna som återfunnits är dock ca 3 högre än B2 klassen. Hur stor den föroreningsplymen är går inte att fastslå med den provtagningen som gjorts. Föroreningen kan alltså återfinnas lokalt eller över ett större område.

Nationellt så ligger bakgrundshalten för As på 12 mg kg⁻¹ (SGU 2007), bakgrundshalten är då styrande för riktvärdet för KM (känslig markanvändning). Riktvärdet för KM är satt på 10 mg As kg⁻¹ och för MKM (mindre känslig markanvändning) på 25 mg As kg⁻¹ (Naturvårdsverket 2009b) men som nämnt tidigare så valdes ett platsspecifikt riktvärde för återfyllnadskrav då vid jordtvätt man sällan kommer ner i halter under MKM (Sweco 2009). Föroreningarna i jorden har bedömts vara en risk för människor och ekosystem, bedömningen gjordes på att As-halterna skulle ligga över 80 mg kg⁻¹ (Golder Associates, 2016a). I dagens läge är området täckt med asfalt och betongplattor vilket gör att människor och djur inte kan komma i kontakt med den förorenade jorden. Om man jämför Cr- och Cu-halterna med bakgrundshalterna från SGU (2007) så ligger halterna i jord under bakgrundshalterna. Cr och Cu ligger under MKM (150 respektive 200 mg kg⁻¹) i T1, T3 och T5 om man jämför med Naturvårdsverket riktvärden för förorenad mark (2009b).

5.2 Grundvatten

5.2.1 Jämförelse med referensvärde

Grundvattnet i T2, DGE26 och DGE27 hade höga halter As. Högsta halterna förekom i DGE27 medan DGE26 och T2 var något lägre. Hypotesen var att T2 skulle ha högre halter än resultatet visade, då jorden innehöll riktigt höga halter vid grundvattenytan. Grundvattenfiltret i T2 hamnade 3 m lägre ner än grundvattenytan så det kan ha en påverkan då halterna är betydligt lägre i jorden vid 12 m än vid 9 m (figur 5). Grundvattnet i T3 visade väldigt låga halter av As och ligger runt medelvärdet för vatten i jordborrade brunnar i regionen Sydsvenska höglandet ($0,18 \mu\text{g L}^{-1}$) enligt SGU:s bedömningsgrunder för dricksvatten (2013). Att T3 ligger så pass lågt i As-koncentrationer är föga förvånande då låga halter As förekom i jorden men det kan inte utesluta att As kommer uppifrån, men i det här fallet är det inte troligt. T5 ligger något över medelvärdet i jordborrade brunnar. T2, DGE26 och DGE27 överstiger gränsvärdet $10 \mu\text{g L}^{-1}$ som har klassats som hälsofara vid långvarig exponering enligt WHO (2016), men i nuläget används inte grundvattnet till något men det strömmar mot madområdet och Musån. Golder Associates (2016a) har bedömt att As-halterna inte ska utgöra någon risk för närliggande vattenrecipienter men att det lokalt kan ha negativa effekter på ekosystemet varför restriktiv användning av grundvattnet har rekommenderats. Samtliga punkter (T2-DGE27) ligger långt under snittet för Cu i svenska brunnar. Nationellt är medelvärdet av Cu är $67 \mu\text{g L}^{-1}$ och på regional nivå i jordborrade brunnar ligger det en aning lägre (SGU 2013). Halter ligger långt under otjänligt vatten ($>2000 \mu\text{g L}^{-1}$) och ligger inom gruppen mycket låga Cu-halter om man jämför med SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten (2013). För Cr ligger snittet på $0,7 \mu\text{g L}^{-1}$ nationellt och $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ regionalt. DGE26 överstiger det bakgrundsvärde med tre gånger så mycket och i DGE27 ligger halterna runt bakgrundsvärde för Cr i grundvatten. Dock så överstiger inte Cr i någon utan provpunkterna $50 \mu\text{g L}^{-1}$ som indikerar på utsläpp, men enligt SGU (2013) ska vattnet inte användas som dricksvatten då hälsoeffekterna av höga halter Cr inte är kända.

5.2.2 Bedömning av redoxpotential, Fe och As-specifiering

I alla provpunkter förutom T5 förekommer hög redoxpotential vilket innebär förekomst av syrerikt grundvattnen. Vid oxiderande förhållanden ligger Fe på halter under $1500 \mu\text{g L}^{-1}$ (Lyngkilde och Christensen 1992) vilket också har påvisats i de punkterna med hög redoxpotential (T2, T3, DGE26 och DGE27). Låga halter Fe tillsammans med hög redoxpotential visar att mobiliteten av As inte styrs av redoxpotential. I T2 förekommer Fe-halter över $1500 \mu\text{g L}^{-1}$ men då grundvattnet ändå har en hög redoxpotential har Fe troligt ingen påverkan på mobiliteten av As. T5 skiljer sig markant från resten av punkterna, dels med höga halter TOC och Fe samt att grundvattnet har låg redoxpotential. Höga halter TOC förekommer då T5 ligger precis vid madområdet och har 1 m tjockt lager torv i marken. Vid reducerande förhållanden förekommer högre halter löst Fe (Golderberg och Johnston 2000, Wetzell 2001) vilket man tydligt kan se då halterna överstiger $1500 \mu\text{g L}^{-1}$ med god marginal. Trots de höga halter Fe är As låg. Som nämnt tidigare är As i T5 något högre än medelvärdet i regionen vilken kan bero på effekten av de höga halterna av TOC då As binder till organiskt kol (Guo, Zhang och Zhang 2011).

Om grundvattnet hade varit syrefritt hade As förekommit i sin reducerade form As(III) (Johansson et al. 2009, Kumpiene et al. 2009). I DGE26 och DGE27 har As-specifiering analyserats och As förekommer som sin oxiderande form As(V), det betyder att As förekommer i sin ursprungliga oxidationsform sen impregneringen och har inte förändrats i samband med jordtvätten. Cr förekommer även i sin ursprungliga oxidationsform Cr(VI) i DGE26 och DGE27 vilket också visar att grundvattnet är syrerikt och inte heller förändrats sen impregneringen (Geelhoed et al. 2002). Specificeringen av As har inte mätts i T2 och T3 men då grundvattnet är syresatt finns det inget som tyder på att As skulle kunna förekomma i sin reducerade form (Johansson et al. 2009, Kumpiene et al. 2009) När vatten är syrerikt kan As binda till FeOH (järnhydroxid) och FeO(OH) (järnoxhydroxid) (Manning et al. 2002, Leupin och Hug 2005) men då ingen koncentrationsskillnad av As syns i filterstegen kan det

inte vara bundet till FeOH och FeO(OH), mer om filtrering diskuteras i följande kapitel. Vid reducerade förhållanden kan FeO(OH) lösas upp och Fe och As blir mobilt (Golderberg och Johnston 2001, Solaiman et al. 2009), men då grundvattnet är syrerikt är det inte Fe som styr mobiliteten av As.

5.2.3 Filtrering av As, Fe, Al och TOC

Det finns ingen stor och tydlig effekt på As-koncentrationen vid filtreringen. Dock kan man se en liten skillnad i filtreringen i DGE27 (tabell 4) men det kan vara inom felmarginalen för analysen av laboratoriet. Det tyder på att det mesta av As troligt förekommer löst i grundvattnet. Tidigare undersökningar av grundvattnet har inte visat någon skillnad mellan ofiltrerat och 0,45 µm filter (DGE 2003, Sweco 2009, Sweco 2015, Golder Associates 2016a), därför valdes ett 0,2 µm filter för att se om As kunde vara kopplat till mindre komplex och kolloider. Om As hade varit kopplat till Fe- och Al-kolloider hade en tydlig effekt på As-koncentrationerna vid filterstegen funnits (Soliman et al. 2009). As(V) binder gärna till innersfärskomplex tillsammans med amorfa Fe- och Al-oxider (Goldberg och Johnston 2001). Fe och Al förekommer ofta i komplex och kolloider där en tydlig koncentrationsskillnad syns mellan filtrerat och ofiltrerat (Bhattacharya et al. 2007, Soliman et al. 2009, Hadley et al. 2013). I grundvattenproverna ligger Fe 10 gånger lägre i 0,45 µm filterrat än vid ofiltrerat och Al 3 gånger lägre i T2:s grundvatten och i DGE27 finns ännu större skillnad i filterstegen. Inte en lika stor effekt av filterstegen finns på Al i DGE26. Den koncentrationsskillnad som syns på Al och Fe finns inte i As i någon av grundvattenproverna vilket visar att As inte förekommer tillsammans med Fe- och Al-komplex och kolloider. Dock så kan kolloider förekomma i storlekar mindre än 0,2 µm och det har visat sig att As kan vara kopplat till dessa små kolloider (Guo, Zhang och Zhang 2011). As tillsammans med Fe, DOC eller Al är ofta bundna till fraktioner som man kan fånga via ultrafiltrering (filtersteg <0,2 µm). Filtersteg mindre 0,2 µm saknas dock i denna undersökning. Höga halter av Fe och DOC ökar mobiliteten av As i kolloidform i syrefattiga grundvatten som övergår till syrerika grundvatten (Guo, Zhang och Zhang, 2001 och Bauer och Blodau 2009). Ingen större skillnad i filterstegen syns av TOC, vilket visar att förekommer som DOC. As kan bilda komplex tillsammans med DOC (Guo, Zhang och Zhang 2011). Fe kan med As bilda en brygga med organiskt material vilket gör att As är bunden till en organisk kolloid (Ritter et al. 2006). Ultrafiltrering behövs för att fastställa om As och DOC bildar innersfärskomplex tillsammans.

5.2.4 Tidsserier

En ökning av As, Cr och Cu i grundvatten efter påbörjad efterbehandling 2005 kan konstateras i DGE26 och DGE27 (figur 8). Ökningen av As pågår fram till 2008 då den sista efterbehandlingen var avslutad och efter det har As-halterna sakta gått ner för As i DGE26 och DGE27, dock så har halterna fluktuerat i DGE26 mellan 2010 och 2014. En årstidsvariation förekommer också, högsta halterna av As förekommer under vintern och går ner under våren. Den förklaras via utspädningseffekt, under vintern förekommer mindre mängder nederbörd och As blir mer koncentrerad och under våren sommar får man en utspädningseffekt vid ökad mängd nederbörd samt att halter inte hinner nå jämvikt (Andersen et al. 1996). Cr har tydligt gått ner i DGE26 från 2006 men har ökat i DGE27. Cu i DGE26 har gått ner sen 2007, de senaste mätningarna 2016 och 2017 har legat under detektionsgränsen. I DGE27 har Cu-halterna saktat ökat men 2016 låg det under detektionsgränsen. Cu i DGE26 och DGE27 ligger ändå inom gruppen mycket låga halter enligt SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten (2013) om än en tydlig påverkan av efterbehandlingen syns. Ingen tydlig årsvariation finns hos Cr och Cu, men det kan förklaras genom att koncentrationen avtar vid rik nederbörd och att Cr och Cu binder starkare till jorden som katjon (Andersen et al. 1996).

Spearmans korrelationsanalys mellan As, Cu, Cr visade bara signifikanta p-värden mellan As och Cu både i DGE26 och DGE27. Det visar att Cr inte följer samma mönster som As och Cu. Nackdelen är att Cu bara uppmättes under efterbehandlingstiden (2005-2008) och 2016-2017 så ett stort glapp på mätdata saknas, likadant gäller för Cr vilket gör det svårt att göra någon vidare bedömning på hur föroreningarna förändrats. Cr och Cu är mer lika då det gäller

lakbarhet och bindning till jorden så de borde följa samma mönster i grundvattnet också (Andersen et al. 1996), men ingen sådan likhet har påvisats vid undersökningen.

5.3 Efterbehandlings inverkan

5.3.1 Markstruktur

Vid efterbehandling av platsen ändrades markstrukturen på området. Den finkorniga jorden är borttagen vid efterbehandlingen samt att packningsgraden har blivit lösare än ursprungsmaterialet. Ett lösare material och avsaknad av fint material innebär att hydrauliska förutsättningar har förändrats och vattnet kan strömma lättare igenom området (Carlsson och Gustavsson 1984). Snabbare genomströmning innebär också att As lättare kan transporteras ner i systemet. Det är tydligt att vid efterbehandlings start 2005 ökade As, Cu och Cr drastiskt med viss fluktuation för att sedan öka igen vid nästa efterbehandlingsskede 2007 (figur 8). Genom jordtvätten har finmaterial försvunnit och grövre material är lämnat på platsen, det innebär att adsorptionsytorna som As band till förut är borttagna och As kan genom det bli mer mobil, störst mobilitet har då sandiga jordar då finmaterial inte närvarar i dessa jordar (Bhattacharya et al. 2002, Dagan, Bitton och Townsend 2006). Efter schaktning och jordtvätt har As-haltiga massor lagts tillbaka i marken, men man vet också att höga halter As har kvarlämnats då schaktning blev förhindrad av grundvattenförekomst och branta schaktgropar (Sweco 2009). Det betyder att grundvattnet lätt kan mobilisera As då den finns tillgänglig vid grundvattenytan vilket T2 också bekräftar. Den förändrade markstrukturen och hydrauliska konduktiviteten tillsammans med avsaknad av adsorptionsytor kan vara en del av förklaringen till varför As förekommer i högre halter i grundvattnet efter saneringen.

5.3.2 Jämförelse jordtvätt och schaktning

En sak man kan konstatera genom denna undersökning är att As blir mer mobilt vid en jordtvätt vilket gör att man kan ifrågasätta själva metoden. Den är bra i det sättet att stora mängder As avlägsnas från jorden och att man kan återanvända jorden men ett stort problem är att As ökar i grundvattnet. Ett likande scenario finns i den f.d. impregneringsanläggningen i Hjärtevad där As i grundvattnet också har ökat efter en efterbehandling med jordtvätt. Det som skiljer Hjärtevad från Gudarp är att As förekommer som As(III) och att det är syrefria förhållanden i grundvattnet (Tyréns 2017). I vissa grundvattenrör överstiger As-halterna $300 \mu\text{g L}^{-1}$ (Sweco 2012). As har blivit mobilt som grundvattnet i Gudarp. Även i Hjärtevad förekommer As i jorden runt grundvattenytan. Det beräknas att ca 2 ton As finns kvar i jorden. Ett stort problem i Hjärtevad är att As-halterna fortsätter stiga trots 15 år efter avslutad efterbehandling (Sweco 2014). Uppföljning av efterbehandlingsmetoden schaktning har gjorts i f.d. impregnerings-anläggningarna i Ramnäs och Elnaryd. I Ramnäs är det konstaterat att $40\text{-}50 \text{ mg kg}^{-1}$ As finns kvar i jorden men inte i vilka mängder (Golder Associates 2016b). En ökning av As i grundvattnet har även skett här men halterna har inte överstigit $6 \mu\text{g L}^{-1}$ och många grundvattenprover ligger under $1 \mu\text{g L}^{-1}$. I Elnaryd har 10 ton As först till extern deponi och det beräknas ligga $100\text{-}200 \text{ kg As}$ kvar i marken (Kemakta Konsult 2009). Ingen påverkan på grundvattnet har påvisats efter schaktningen.

Det finns flera saker som Gudarp, Hjärtevad, Ramnäs och Elnaryd har gemensamt trots olika efterbehandlingar. Det är att jordmassor har schaktats upp för att sedan läggas tillbaka eller deponeras, markstrukturen har blivit förändrad (genom schaktning) och genom det även den hydrauliska konduktiviteten. Inget direkt samband mellan pH och ökade halter As har inte gått att fastställa enligt Tyréns (2017). Det som gör att Elnaryd inte har så höga halter av As i grundvattnet kan bero på att så pass mycket As är borttagen från jorden. Det framgår tyvärr inte i Ramnäs hur mycket As som kvarlämnats i marken men en liten förändring av As i grundvattnet finns. Den förändringen kan bero på den förändrade markstrukturen och hydrauliska konduktiveten men ökningen av As är inte lika hög som i Gudarp och Hjärtevad, vilken kan tyda på att inte så stora mängder As finns kvar i marken. Vid jordtvätt så tas mycket av finmaterialet bort vilket inte sker i samma utsträckning som vid schaktning, närvarande av finmaterial kan också vara en möjlig förklaring till varför inte schaktade områden inte får lika

stor höjning av As i grundvattnet. Tyréns (2017) har kommit fram till att bristande kunskap finns inom schaktning och jordtvätt och uppföljningar av efterbehandlingar. Oftast sker ingen uppföljning eller så är det tidsbegränsad längre tid vilket gör Gudarp och Hjaltevad unikt med uppföljning på nästan 10 år efter sanering.

5.4 Vidare undersökningar

För att vidare förstå hur As beter sig på området behövs fler undersökningar. Vid T2 behövs fler jordprofiler tas för att se hur stor föroreningsplymen är, åt vilket håll den sträcker sig och hur djupt ned föroreningarna finns. Stora kunskapsluckor finns var de höga föroreningarna är lokaliserade och i vilken omfattning speciellt då det visat sig vara högre halter än väntat kvar i jorden. För att sedan förstå hur grundvattnet flödar genom det förorenade området behövs fler grundvattenrör placeras ut. Med fler grundvattenrör finns möjlighet att tydligare se i vilken riktning grundvattnet rör sig. För att kunna fastställa varför DGE27 har så höga halter av As och varifrån As kommer ifrån behövs minst ett grundvattenrör uppströms DGE27. Då DGE26 och DGE27 skiljer sig så markant i föroreningsnivå så borde minst ett grundvattenrör placeras emellan dessa för att se hur föroreningen sprider sig på lokal nivå och åt vilket håll den rör sig, förslagsvis där T4 var tänkt (figur 3). Även ett grundvattenrör norr om DGE26 rekommenderas för att försöka fånga föroreningarna från T2. Då ingen påvisad effekt av As i T5 kunde hittas så behövs nya rör sättas nedströms DGE26 och DGE27 för att fånga förorenigens riktning. Man bör dock kontrollera T5 i framtiden för att se om eller när As når grundvattnet. Men det går inte utesluta att As kan komma nå T5 inom en framtid. Genom fler rör nedströms kan man se hur och var grundvattnet flödar och hur långt As har rört sig. Osäkerheter finns fortfarande om flödesriktningen. Det är viktigt att få reda på om och när As kan tänkas nå närmaste vattendrag och om det kan i en framtid kan tänkas påverka levande organismer.

Då osäkerheter finns om As binder till komplex eller kolloider kan ultrafiltrering utföras. Ingen tydlig skillnad fanns mellan ofiltrerat och filtrerat 0,45 och 0,2 μm vilket gör det intressant att gå vidare med ultrafiltrering. Som nämnts tidigare i diskussionen finns studier som visar kopplingar mellan DOC och As vilket gör att vidare undersökningar med ultrafiltrering skulle vara givande.

6 Slutsatser

Det har visat sig att högre halter As än väntat förekommer i jorden. Halten av As och Fe i jorden visar inget samband. Denna undersökning har visat att redoxpotential inte har någon påverkan på mobiliteten av As i grundvattnet då det förekommer i sin oxidationsform As(V). Ingen koppling mellan Fe- och Al-kolloider och komplex har kunnat fastställas. As förekommer antingen tillsammans DOC eller i lös form. Ökningen av As i grundvattnet uppkommer efter påbörjad efterbehandling men halterna börjar sakta avta. Förändring av markstruktur och hydraulisk konduktivitet tillsammans med borttagning av finmaterial kan vara en förklaring till varför As har ökat i grundvattnet. Fler uppföljningar över tid och studier behövs på jordtvätt för att fastställa vad som gör As mobilt.

7 Referenser

- Andersen, S., Rasmussen, G., Snilsberg, P., Amundsen, C., och T., Westby, T. 1996. Assessing toxicity and mobilisation of impregnation salts at a contaminated site. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*. 354:676–680.
- Bhattacharyaa, P., Mukherjee, A., Jacks, G., och Nordqvist, S. 2002. Metal contamination at a wood preservation site: characterisation and experimental studies on remediation. *Science of The Total Environment*. 290:165-180.
- Bhattacharyaa, P., Mukherjee, A., Bundshuh, J., Zevenhoven, R., och Loeppert, H. 2007. Arsenic in Soil and Groundwater Environment. Trace Metals and other Contaminants in the Environment. *Elsevier B.V.* 9:159– 206.
- Block, C., Shibata, T., Solo-Gabrielle, H., och Townsend, T. 2007. Use of handheld X-ray fluorescence spectrometry units for identification of arsenic in treated wood. *Environmental Pollution*. 148:627-633.
- Carlsson, L., och Gustavsson, G. 1984. *Provpumpning som geohydrologisk undersökningsmetodik*. Reviderad utgåva av R41:1984. Stockholm, Statens råd för byggnadsforskning.
- Dagan, R., Bitton, G., och Townsend, T. 2006. Metal Transport and Bioavailability in Soil Contaminated with CCA-Treated Wood Leachates. *Journal Soil and Sediment Contamination: An International Journal*. 15:61-72.
- DGE. 2002. *Åtgärdsinriktade undersökningar samt fördjupad riskbedömning på fastighet Gudarp 29:2, Tranemo*.
- DGE. 2003. *Åtgärdsutredning, Tranemo kommun. Gudarp 29:2*.
- Geelhoed, J., Meeussen, J., Hillier, S., Lumsdon, D., Thomas, R., Farmer, J., och Paterson, E. 2002. Identification and geochemical modeling of processes controlling leaching of Cr(VI) and other major elements from chromite ore processing residue. *Geochim. Cosmochim. Acta*. 66:3927-3942.
- Goldberg, S., och Johnston C. 2001. Mechanisms of arsenic adsorption on amorphous oxides evaluated using macroscopic measurements, vibrational spectroscopy, and surface complexation modeling. *Journal of Colloid and Interface Science*. 234:204-216.
- Golder Associates. 2016a. *F.d. träimpregneringsanläggningen i Gudarp, Tranemo Kommun - Granskning av genomförd åtgärd och förslag till program för fortsatt uppföljning*.
- Golder Associates. 2016b. *Omgivningskontroll – Sanering Ramnäs f.d. impregneringsverk*.
- Hadley, K., McBeth, J., Charnock, J., Vaughan, D., Wincott, P., Polya, D., och Lloyd, J. 2013. Effect of iron redoxpotential transformations on arsenic solid-phase associations in an arsenic-rich, ferruginous hydrothermal sediment. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 102:124-142.
- Harmens, H., Norris, D., Steinnes, E., Kubin, E., Piispanen, J., Alber, R., Aleksiyenak, Y, Blum, C., Coskun, M., Dam, M., Temmerman, L., Fernández, J. 2010. Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: Spatial patterns and temporal trends in Europe. *Environmental Pollution*. 158:3144-3156.
- Helsel, D. 2005. Insider Censoring: Distortion of data with nondetects. *Human and Ecological Risk Assessment*. 11:1127-1137.
- Helsel, D. 2006. Fabricating data: How substituting values for nondetects can ruin results, and what can be done about it. *Chemosphere*. 65:2434-2439.
- Hu, B., Chen, S. Hu, J., Xia, F., Xu, J., Li, Y., och Shi, Z. 2017. Application of portable XRF and VNIR sensors for rapid assessment of soil heavy metal pollution. *PLoS ONE* 12(2): e0172438. doi:10.1371/journal.pone.0172438
- Hopp, L., Nico, P., Marcus, M., och Peiffer S. 2008. Arsenic and Chromium Partitioning in a Podzolic Soil Contaminated by Chromated Copper Arsenate. *Environ. Sci. Technol*. 42:6481–6486
- IARC (uå). *Arsenic and arsenic compounds*.
- Jacks, G., och Bhattacharya, P. 1998. Arsenic contamination in the environment due to the use of CCA-wood preservatives. In: Arsenic in Wood Preservatives, Part I. Exemption Substances Project, Swedish National Chemicals Inspectorate. *KEMI Report*. 3:7-75.

- Johansson E. 2008. *Arsenikförorenad mark efter träimpregnering. Fastläggning, spridning och efterbehandling*. Chalmers Tekniska Högskola. Examensarbete 2008:64.
- Johansson, J., Ek, K., Norin, M., och Strömvall, A. 2009. Arsenic contamination after wood impregnation: speciation, sorption and leaching. *Highway and Urban Environment*. 17:287-297.
- Karolinska institutet. 2015. *Arsenik*. <http://ki.se/imm/arsenik> (hämtad 01-03-2017)
- Kemakta Konsult AB. 2009. *Elnaryd marksanering – Slutrapport och erfarenhetsåterföring*.
- Kim, H., Kim, D-J., Koo, J-H., Park, J-P., och Jang, Y-C. 2007. Distribution and mobility of chromium, copper, and arsenic in soils collected near CCA-treated wood structures in Korea. *Science of The Total Environment*. 15:273-281.
- Kumpiene, J., Nordmark, D., Hamberg, R., Carabante, I., Simanavičienė, R., och Aksamitauskas, V. 2016. *Leaching of arsenic, copper and chromium from thermally treated soil*. *Journal of Environmental Management*. 183:460-466.
- Kumpiene, J., Ragnvaldsson, D., Lövergren, L., Tesfalidet, S., Gustavsson, B., Lättström, A., Leffler, P., och Maurice, C. 2009. Impact of water saturation level on arsenic and metal mobility in the Fe-amended soil. *Chemosphere*. 74:206-215.
- Leupin, O., och Hug, S. Oxidation and removal of arsenic (III) from aerated groundwater by filtration through sand and zero-valent iron. *Water Research*. 39:1729-1740.
- Livsmedelsverket. 2017. *Arsenik*. <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/metaller1/arsenik> (hämtad 19-06-2017)
- Lyngklide, J., och Christensen T. 1992. Redoxpotential zones of a landfill leachate pollution plume (Vejen, Danmark). *Journal of Contaminant Hydrology*. 10:273-289.
- Länsstyrelsen Hallands län. Uå. *Inventering av förorenade områden*.
- Manning, B., Hunt, M., Amrhein, C., och Yarmoff J. 2002. Arsenic(III) and Arsenic(V) reactions with zerovalent iron corrosion products. *Environ. Sci. Technol.* 36:5455–5461.
- Meliker, J., Wahl, R., Cameron, L., och Nriagu J. 2007. Arsenic in drinking water and cerebrovascular disease, diabetes mellitus, and kidney disease in Michigan: a standardized mortality ratio analysis. *Environ Health*. 6:4. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-6-4>
- Munera-Picazo, S., Cano-Lamadrid, M., Castaño-Iglesias, M., Burló, F., och Carbonell-Barrachina, À. 2015. Arsenic in your food: potential health hazards from arsenic found in rice. *Nutrition and Dietary Supplements*. 7:1-10.
- Naturvårdsverket 1999. *Lyftkranen – teknikdemonstration för efterbehandling, Naturvårdsverket, Stockholms stad och Miljöteknikdelegationen*.
- Naturvårdsverket. 2009a. *Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*. Rapport 5977. ISBN 978-91-620-5977-4.
- Naturvårdsverket. 2009b. *Riktvärden för förorenad mark. Modell beskrivning och vägledning*. Rapport 5976. ISBN 978-91-620-5976-7.
- Naturvårdsverket. 1998. *Träimpregnering. Branschfaktblad som hjälp vid tillsyn och tillståndsgivning (1998)*. ISBN 91-620-9855-1.
- Ritter, K., Aiken, G., Ranville, J., Bauer, M., Macalady D. 2006. Evidence for the Aquatic Binding of Arsenate by Natural Organic Matter-Suspended Fe(III). *Environ. Sci. Technol.* 40:5380-5387.
- SGU. 2013. *Bedömningsgrunder för grundvatten. SGU-rapport 2013:01*.
- SGU. 2017. *Arsenik i brunnsvatten*. <http://www.sgu.se/grundvatten/brunnar-och-dricksvatten/anlaggning-av-brunn/arsenik-i-brunnsvatten/> (hämtad 27-02-2017)
- Shotyk, W., Cheburkin, A., Appleby, P., Fankhauser, A., och Kramers, J. 1996. Two thousand years of atmospheric arsenic, antimony, and lead deposition recorded in an ombrotrophic peat bog profile, Jura Mountains, Switzerland. *Earth and Planetary Science Letters*. 145:E1–E7.
- Smith, A., Goycolea, M., Haque, R., och Biggs, M. 1998. Marked Increase in Bladder and Lung Cancer Mortality in a Region of Northern Chile Due to Arsenic in Drinking Water. *Am J Epidemiol.* (1998) 147:660-669.
- Smith, A., och Steinmaus C. 2009. Health effects of arsenic and chromium in drinking water: recent human findings. *Ann Rev Public Health*. 30:107–122.

- Soilmann, A., Meharg, A., Gault, A., och Charnock, J. 2009. Arsenic mobilization from iron oxyhydroxides is regulated by organic matter carbon to nitrogen (C:N) ratio. *Environment International*. 35:480-484
- Sweco. 2009. *Gudarp 29:2, Tranemo Kommun. Sanering av förorenad jord vid gamla impregneringsanläggningen.*
- Sweco. 2012. *F.d. impregneringsanläggningen i Hjärtevad. Redovisning av utförd grundvattenkontroll, utvärdering och bedömning av framkomna resultat samt förslag rörande fortsatt kontroll.*
- Sweco. 2014. *Böresbo 1:121, Hjärtevad. Årsrapport.*
- Sweco, 2015. *Effektkontroll Tranemo impregnering. PM samlad bedömning.*
- Townsend, T., Solo-Gabriele, H., Tolaymat, T., Stook, K., och Hosein, N. 2003. Chromium, Copper, and Arsenic Concentrations in Soil Underneath CCA-Treated Wood Structures. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*. 12:779-798. DOI: 10.1080/10588330390254829
- Tyréns. 2017. *Litteraturstudie. Erfarenheter och uppföljning av jordtvätt.*
- Wetzel, R. 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. 3:e upplagan. San Diego, Academic press. ISBN 0-12744760-01
- WHO. 2016. *Arsenic*. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs372/en/> (hämtad 19-06-2017)

Bilagor

Bilaga 1. Jordprover analyserad med XRF

Tabell 1. Bilaga 1. Jordprover från XRF-analys. Mätt i mg kg⁻¹. Varje punkt analyserad två gånger, medelvärde av provresultat för respektive ämne är i tabellen.

T1 XRF	Medelvärde										
djup m	djup m	Cr	As	Zn	Cu	Fe	Mn	Ca	Ba	Zr	Ti
0-0.5	0,25	35	15	39	12	16434	740	5697	259	390	2219
0.5-1.0	0,75	45	12	39	12	16874	540	5752	267	371	1975
1.0-1.3	1,15	46		54	13	21998	610	7757	347	677	3172
1.3-1.8	1,5	1020	4	27	13	15541	451	5036	247	364	1505
1.8-2.0	1,95	368		53	34	15734	442	5934	262	421	2175
2.0-2.5	2,25	126		35	10	17487	469	6492	267	449	2364
2.5-3.0	2,75	136		34	10	16633	479	6542	257	646	2069
3.5-4.0	3,75	39		44	8	16411	473	4258	267	295	2036
4.0-4.5	4,25	575	4	39	15	19403	583	5437	311	435	2588
4.5-5.0	4,75	44		27	8	11829	364	5013	229	343	1782
T2 XRF	Medelvärde										
djup	djup m	Cr	As	Zn	Cu	Fe	Mn	Ca	Ba	Zr	Ti
0-0.5	0,3	37	26	36	14	15299	442	6342	262	256	1834
0,5-1	0,8	42	52	40	18	14159	424	5574	264	270	1953
1-1,5	1,3	45	14	36	18	15788	461	4823	319	303	2004
1,5-1,8	1,7	38	70	51	21	13645	400	5027	318	356	1978
1,8-2,3	2,2	40	97	42	20	13619	409	5746	251	258	1789
2-2,5	2,3	37	74	33	23	8547	261	3463	170	228	788
2,5-3	2,8	31	64	36	18	10981	302	4731	207	247	1145
3-3,5	3,3	35	68	33	28	12688	331	4777	232	247	1386
4-4,3	4,2	37	71	33	27	7196	242	3824	154	253	683
4-4,5	4,3	54	51	19	18	6864	174	4483	176	148	478
4,5-5	4,8	56	34	46	21	17003	435	5674	313	272	1866
5-5,5	5,3	49	43	35	10	11779	285	5435	242	333	1207
5,5-5,8	5,7	45	27	35	12	12895	402	4663	306	212	1377
5,8-6	5,9	56	31	28	14	11063	365	4610	227	202	1078
6-6,5	6,3	51	45	56	68	11191	321	2557	254	240	1252
6,5-7	6,8	73	860	28	354	9465	344	3172	202	177	691
7-7,5	7,3	82	856	28	416	9438	313	2390	191	159	616
7,5-8	7,8	61	434	23	210	10716	430	3456	241	187	838
8-8,5	8,3	199	634	19	193	11591	295	2688	185	204	768
8,5-9	8,8	136	460	26	112	7986	332	2348	195	176	852
9-9,5	9,3	49	114	28	48	9023	261	2460	188	181	781
9,5-10	9,8	78	49	15	14	9664	238	943	131	347	983
10-10,5	10,3	78	156	49	68	12121	453	2394	278	271	2293
10,5-11	10,8	89	116	34	56	17372	521	3055	254	226	19906
11-11,5	11,3	114	159	59	69	18897	632	2637	512	181	3279
11,5-12	11,8	91	67	63	39	18591	531	3585	427	253	2717
12-12,3	12,2	62	16	54	9	20022	644	5090	417	329	3255

T3 XRF djup	Medelvärde djup m	Cr	As	Zn	Cu	Fe	Mn	Ca	Ba	Zr	Ti
0-0,5	0,25	43	4	57	21	36233	687	11947	398	273	3423
0,5-1	0,75	46	3	32	18	14514	552	6277	375	224	2080
1-1,5	1,25	44		30	17	14410	476	5721	346	259	1611
1,5-2	1,75	46		22	13	14991	445	5856	350	204	2038
2-2,5	2,25	40		21	15	13025	553	3814	253	132	1282
2,5-3	2,75	36		23	9	11762	432	5538	264	198	1345
3-3,5	3,25	32		23	10	11119	414	4193	246	187	1265
3,5-4	3,75	36		20	9	11238	365	5040	248	212	1185
4-4,5	4,25	35		21	6	10854	391	5331	221	247	1124
4,5-5	4,75	36		24	10	13486	408	5770	250	347	1538
5-5,5	5,25	38		34	9	13642	393	6091	269	333	2130
5,5-5,8	5,65	31		24	8	10825	332	5543	218	322	1302
6,0-8,0	7	77		22	8	14146	405	4352	295	399	2064
8,0-9,0	8,5	55		28	8	10859	344	4535	287	464	2010
T5 XRF djup	Medelvärde djup m	Cr	As	Zn	Cu	Fe	Mn	Ca	Ba	Zr	Ti
0-0,5	0,25	39	4	43	21	21516	613	7956	338	243	2450
0,5-1	0,75	47		45	13	20418	544	7044	329	279	2313
1-1,5	1,25	47		50	22	29929	608	13013	395	196	2379
1,5-2	1,75	51		58	13	20700	752	6799	417	202	2047
2-2,5	2,25	21		6		1462	55	850	121	19	88
2,5-3,2	2,85	73		15	34	2328	64	1080	200	45	206
3,2-3,7	3,45	21		19	6	7632	221	5373	179	297	1667
3,7-4	3,85	43		19	15	7100	224	4702	213	236	20332
4-4,5	4,25	35		15		6329	160	4577	182	127	776
4,5-5	4,75	25		12	5	4419	125	3722	202	119	594
5-5,5	5,25	24		13		5396	176	4403	209	136	790
5,5-6	5,75	36		16	8	7089	173	5138	207	114	876

Bilaga 2. Jordprover analyserad med ICP-MS

Tabell 1. Bilaga 2. Jordprover mätt i mg kg⁻¹ TS. Rödmarkerat är halva rapporteringsgränsen.

Provpunkt	Djup m	Medeldjup	TS %	GF % av TS	TOC % av TS	As	Cu	Cr	Cr6+	Zn	Al	Fe	Ca	Mn
T1	1-1,3	1,15	86,1	1,8	1	1	13	8	0,15	31	7200	9080	1540	349
T1	4-4,5	4,25	84,5	1	0,6	0,25	9	16	0,15	38	6310	9310	1880	388
T2	0,5-1	0,75	97,5	0,6	0,3	32	13	7	0,15	22	2320	4240	928	198
T2	4-4,5	4,25	85,8	0,4	0,2	55	25	8	1	21	1290	2370	584	76
T2	6,5-7	6,25	85,9	0,4	0,2	1010	425	55	10	27	1860	3530	696	180
T2	8-8,5	8,25	87,9	0,4	0,2	870	248	180	7	19	1820	3290	777	157
T2	11-11,5	11,25	88,2	0,5	0,3	112	56	23	1	55	4270	9040	1890	364
T3	0-0,5	0,25	95,5	0,4	0,2	1	14	3	0,15	21	2910	6240	1880	196
T3	4-4,5	4,25	88,8	0,4	0,2	1	6	3	0,15	15	1820	3780	1170	212
T3	8-9,0	8,5	88,5	0,4	0,2	0,25	4	8	0,15	22	2980	5260	1950	228
T5	2-2,5	2,25	25,8	63,3	36,7	4	20	8	1	36	6400	3100	2970	128
T5	5-5,5	5,25	81	0,4	0,2	0,25	6	3	0,15	14	2180	2800	1250	56

Bilaga 3. Grundvattenprover

Tabell 1. Bilaga 3. Grundvattenprover i ej filtrerat (Ej fi), 0,45 µm filtrerat (F 0,45) och 0,2 filtrerat µm (F 0,2). Mätt i mg L⁻¹ och µg L⁻¹. Rödmarkerat är halva rapporteringsgränsen.

Ämne		T2			T3			T5		
		Ej Fi	F 0,45	F 0,20	Ej Fi	F 0,45	F 0,20	Ej Fi	F 0,45	F 0,20
Ca	mg L-1	5,4	5,3	5,4	6,5	6,3	6,3	14	14	13
Fe	mg L-1	0,30	0,02	0,02	0,06	0,02	0,01	12	13	12
K	mg L-1	1,3	1,3	1,4	1,2	1,2	1,2	7,8	7,6	7,5
Mg	mg L-1	1,5	1,5	1,5	1,1	1,1	1,1	3,3	3,3	3,3
Na	mg L-1	18	18	18	20	20	20	17	17	17
AL	µg L-1	305	105	102	106	73	79	224	206	180
As	µg L-1	27	25	23	0,1	0,2	0,1	0,7	0,8	0,6
Ba	µg L-1	33	34	34	46	47	39	83	81	80
Cd	µg L-1	0,07	0,06	0,025	0,1	0,1	0,1	0,05	0,05	0,07
Co	µg L-1	0,3	0,3	0,2	2,6	2,4	2,6	1,3	1,4	1,1
Cr	µg L-1	3,8	2,6	2,5	3,8	4,1	5,2	1,5	1,4	1,3
Cu	µg L-1	27,2	28,1	27,1	1,9	1,1	1,3	1,3	0,5	0,5
Mn	µg L-1	29	21	21	73	69	80	893	866	740
Ni	µg L-1	1,5	1,0	1,3	2,2	2,2	3,1	1,5	1,4	1,8
Zn	µg L-1	12	12	11	29	26	31	2	2	2
V	µg L-1	0,6	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	4,5	4,5	4,1
Cr6+	µg L-1	0,2			0,2			0,2		
DOC	mg L-1	1,9			1,1			5,1		
TOC	mg L-1	2,0	1,8	1,9	1,1	1,2	1,2	5	9,53	9,3
As(III)	µg L-1									
As(V)	µg L-1									
monometylarsonat	µg L-1									
dimetylarsinat	µg L-1									

Ämne		DGE26			DGE27		
		Ej Fi	F 0,45	F 0,20	Ej Fi	F 0,45	F 0,20
Ca	mg L-1	4,3	4,4	4,4	5,0	4,9	5,0
Fe	mg L-1	0,023	0,002	0,005	0,03	0,001	0,005
K	mg L-1	1,4	1,4	1,4	1,2	1,2	1,2
Mg	mg L-1	0,7	0,7	0,7	0,9	0,9	0,9
Na	mg L-1	7,3	7,3	7,4	2,4	2,4	2,5
AL	µg L-1	47	20	15	75	5	5
As	µg L-1	12	8	10	69	56	53
Ba	µg L-1	25	25	23	18	18	20
Cd	µg L-1	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025
Co	µg L-1	0,1	0,208	0,1	0,1	0,1	0,1
Cr	µg L-1	18,3	17,8	20,8	6,2	7,7	7,2
Cu	µg L-1	1,3	0,5	0,5	1,3	1,4	0,5
Mn	µg L-1	3,31	0,928	1,35	1,8	0,45	0,01
Ni	µg L-1	0,774	1,52	0,3	1,2	0,8	0,9

Ämne		DGE26			DGE27		
		Ej Fi	F 0,45	F 0,20	Ej Fi	F 0,45	F 0,20
V	µg L-1	0,267	0,294	0,429	0,5	0,5	0,5
Cr6+	µg L-1	14			5,8		
DOC	mg L-1	0,67	0,7		0,25	0,5	0,25
TOC	mg L-1	0,64	0,7	0,65	0,7	0,5	0,3
As(III)	µg L-1		0,05			0,1	
As(V)	µg L-1		11,4			51,5	
monometylarsonat	µg L-1		0,1			0,1	
dimetylarsonat	µg L-1		0,05			0,05	

Bilaga 4. Replikatanalys

Tabell 1. Bilaga 4. XRF replikatanalys av två provpunkter. Mätt i mg kg⁻¹.

As 1	As 2	Cu 1	Cu 2	Cr 1	Cr 2	Fe 1	Fe 2
176	143	73	65	83	103	22297	14337
178	215	81	90	91	111	22301	16737
180	217	77	95	86	104	21904	16669
170	223	70	96	82	107	21325	16616
169	215	78	88	87	106	21249	16234
165	229	71	100	85	101	21159	15939
175	237	73	101	85	105	21878	15806
161	197	70	85	78	84	20747	14345
163	185	67	75	83	79	20593	12812
151	185	69	79	77	79	20271	12838



Dept. of Ecology and Environmental Science (EMG)
S-901 87 Umeå, Sweden
Telephone +46 90 786 50 00
Text telephone +46 90 786 59 00
www.umu.se