



Getabrotorp: Arsenik i ytvatten och sediment vid en upplagsplats

Underlag till riskbedömning

Kristina Svahn

Kristina Svahn

Examensarbete i geovetenskap 30 hp

Avseende magisterexamen

Rapporten godkänd: 26 november 2010

Handledare: Tord Andersson, Agneta Milton



Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap (EMG)
901 87 Umeå, Sweden
Telefon 090-786 50 00
Texttelefon 090-786 59 00
www.umu.se

Getabrotorp: Arsenic contaminated surface waters and sediment near a storage of soil masses
-A basis for risk assessment.

Kristina Svahn

Abstract

A small stream near an area where soil masses of uncertain origins have been laid up was sampled in an effort to investigate origin and distribution of an As contamination discovered at a previous date. Sampling of As was carried out in 18 points in both water and sediment to map the extent and severity of the contamination. Areas sensitive to As were mapped using Geographical Information Systems to create a basis for risk assessment. Levels of As exceeded both Swedish and American guidelines for water as well as sediment with particulate As being the dominating fraction. Although the pollution source cannot be determined with certainty, it is likely that the As originates from masses protruding into the stream, possibly containing wood impregnated with metal preservatives. Sampling points after the outcropping contain the highest levels of As, $<4300 \mu\text{g l}^{-1}$ in the surface water for the total fraction, $<17 \mu\text{g l}^{-1}$ for the dissolved fraction and $<260 \text{ mg kg}^{-1}$ in the sediment. Despite an area of black shale north of the quarry and southbound ice movement during the last Ice Age, low levels of metals and remarkably high levels of As make natural factors an unlikely explanation. In the area, there are several forms of sensitive biotopes as well as areas considered valuable in terms of botany, outdoor life and hydrology. Drinking water wells and groundwater magazines are also located in the proximity. Without knowledge of speciation and resulting bioavailability of the As, impact on ecosystems is difficult to predict.

Key Words: Arsenic, contaminated sediment, contaminated water

Förord

Tack till Tord Andersson på Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap på Umeå universitet och Agneta Milton på Svevia för handledning och stöd under undersökning och rapportskrivande.

Innehållsförteckning

1 Inledning	1
1.1 Efterbehandling av förorenade områden	1
1.2 Riskbedömning av förorenade områden	1
1.3 Getabrotorp	2
1.3.1 Geologi	3
1.3.2 Massupplag på täktområdet	3
1.3.3 Svevias roll på Getabrotorp 1:1	3
1.4 Arsenik i miljön	4
1.5 Jämförvärden för arsenik i ytvatten och sediment	6
 2 Material och metod	 8
2.1 Provtagning och analyser av ytvatten och sediment	8
2.2 GIS-bearbetning av provtagningsdata	9
2.3 Flygbildstolkning	10
2.4 Jämförvärden för arsenik i ytvatten och sediment	11
2.5 Jämförvärden för metaller	12
 3 Resultat	 13
3.1 Vattendragets karaktär	13
3.2 Skyddsvärda områden	14
3.2.1 Värdefulla naturmiljöer	14
3.2.2 Växtlighet och djurliv	14
3.2.3 Grundvatten och brunnar	16
3.3 Arsenik i ytvatten	17
3.4 Arsenik i sediment	19
3.5 Arsenik i bäckvattenväxter	22
3.6 Analyserade metaller	22
 4 Diskussion	 25
4.1 Löst och partikulär arsenik i ytvatten och sediment	25
4.2 Arsenikföroreningens ursprung	26
4.2.1 Naturliga källor	26
4.2.2 Utlakning via grundvatten	27
4.2.3 Impregnerat virke	27
4.2.4 Återmobilisering av arsenik från sedimentet	27
4.3 Påverkan på skyddsvärda objekt	28
4.3.1 Biotillgänglighet	29

4.4 Metaller	30
4.5 Provtagningsmetod	30
4.6 Tillämpning av jämförvärden	30
4.7 Framtida studier	31
4.8 Slutsatser	31
 5 Referenser	 33

1 Inledning

På fastigheten Getabrotorp 1:1 i Hallsbergs kommun, Örebro län, har fram till början av 1980-talet täktverksamhet i Vägverkets regi pågått. Sedan dess har området använts som upplagsplats av ett antal aktörer för förvaring av olika typer av massor. Vid provtagning inom Svevias och Trafikverkets (då Vägverket) gemensamma projekt Förorenade fastigheter upptäcktes 2009 en arsenikförorening i ytvatten och sediment i en mindre bäck strax bredvid den före detta täkten.

Syftet med detta examensarbete är att (för Svevias räkning) kartlägga den arsenikförorening som finns på Getabrotorp 1:1. Detta innebär att utreda vilket ursprung föroreningen har, vilka skyddsvärda objekt som finns i området, hur arsenik är distribuerat i ytvatten och sediment, hur allvarlig föroreningen är och hur den kan påverka skyddsvärda objekt. Även ett underlag till en riskbedömning som utförs av extern konsult ska skapas.

1.1 Efterbehandling av förorenade områden

Sveriges riksdag antog 1999 femton miljö kvalitetsmål (med ett antal olika delmål) för att säkerställa att miljö, natur- och kulturresurser förvaltas på ett långsiktigt hållbart sätt och för att genomföra viktiga miljöåtgärder till år 2020 (Miljömålsportalen 2010 A). Det fjärde av dessa mål heter Giftfri miljö och definieras på följande sätt:

”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.”
(Miljömålsportalen 2010 B)

I Sverige finns idag uppskattningsvis ca 80 000 förorenade områden vilka alla bedömdes vara identifierade 2008 (Naturvårdsverket 2010). Då ett av delmålen i Giftfri miljö säger att en stor del av åtgärderna ska ha genomförts 2010 är inventering och åtgärdande av förorenade områden just nu ett prioriterat arbete på ansvariga myndigheter. Regeringen har därför anslagit flera hundra miljoner kronor för efterbehandling av förorenade områden.

Vid uppkomst av föroreningar under utövande av verksamhet är det enligt svensk lagstiftning (Miljöbalken 1998:808, 2 kap. 8 § samt 10 kap. 1 och 2 §§) den som efter 1 juli 1969 bedriver eller har bedrivit en verksamhet och orsakat en förorening på ett område som sedan är ansvarig för att avhjälpa problemet och efterbehandla om nödvändigt. I fallet med den nedlagda bergtäkten på Getabrotorp 1:1 är det Vägverket (numera en del av Trafikverket) som har varit verksamhetsutövare och därmed har det juridiska ansvaret för uppkomna föroreningar.

1.2 Riskbedömning av förorenade områden

En samlad riskbedömning av en föroreningssituation bedömer farlighet, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar och känslighet/skyddsvärde (Naturvårdsverket 1999 A). Syftet med riskbedömningen är att uppskatta riskerna (definierade som sannolikheten för att något skall inträffa multiplicerat med de konsekvenser som det leder till för människor och miljö), idag och i framtiden, samt vilka åtgärder som behöver vidtas för att undvika oacceptabla

konsekvenser för miljö och människors hälsa (Naturvårdsverket 2009). Naturvårdsverket rekommenderar att föroreningskälla, spridning, skyddsobjekt, föroreningsmängd, förändring över tid och belastning behandlas i riskbedömningen (Naturvårdsverket 2009).

Svenska ytvatten anses generellt skyddsvärda då ett förorenat ytvatten, trots att det inte själv har några uppenbara naturvärden, kan stå i förbindelse med ett annat skyddsvärt vatten (Naturvårdsverket 2009). Målet med riskbedömning för ytvatten och sediment ska vara att den ekologiska funktionen bibehålls och riktvärden, gränsvärden eller miljökvalitetsnormer bör ej överstigas (Naturvårdsverket 2009).

1.3 Getabrotorp

På fastigheten Getabrotorp 1:1 i Hallsbergs kommun i Örebro län ca fyra km väster om Hallsberg och två km öster om Östansjö (ett mindre samhälle) ligger en före detta bergtäkt (figur 1). Sydost om den före detta täkten ligger nu Tälle, en befintlig bergtäkt i Svevias och Skanskas regi. Vägverket har fram till 2003 haft ett nyttjanderättsavtal med Hardemo häradsallmänning som äger fastigheten. När verksamhet på täkten började är oklart, på 1970-talet pågick brytning vilken kan ha startat så tidigt som under 1960-talet (Magnusson m.fl. 2010). På flygbilder från området ses täktområdet tillkomma någon gång mellan 1966 och 1972 (Lantmäteriet 2010 A 66 Fb 088 21, 72 Fb 087 23). Denna täktverksamhet lades troligen ned då Tälle togs i bruk 1983.



Figur 1: Den numera nedlagda bergtäkten på Getabrotorp 1:1 ligger i Hallsbergs kommun, nordväst om en bergtäkt i drift, Tälle, söder om väg 529 från Hallsberg och öster om väg 50 (flygbild Lantmäteriet 2010 B).

Den före detta bergtäkten på Getabrotorp 1:1 har en yta på mellan 25 000 och 30 000 m² och ligger ca 100 m öster om väg 50 och 200 m söder om väg 529 (figur 1). Ca 0,5 km i östlig riktning går också en järnväg.

Bebyggelse i närheten innefattar några mindre gårdar och hus 400-500 m norr och nordost om täkten. Några av de hus som ligger i närheten av täkten kommer eventuellt att inlösas av Svenska Kraftnät under 2010 eftersom en större högspänningsledning ska byggas i området (Svenska Kraftnät 2010).

1.3.1 Geologi

I det aktuella området finns berg i dagen och berg med endast tunt jordtäckte (Fredén 2002). Berggrunden består av urgranit med en ålder av ca 1900 miljoner år (Anders Hallberg och Anna Ladenberger, muntl. 2010). Rakt norrut ligger ett område med kambriska sedimentära bergarter i form av t.ex. alunskifferar, sandsten och kalksten (SGU 2010 A). Isens rörelseriktning i området var under den senaste istiden mot söder (Anders Hallberg och Anna Ladenberger, muntl. 2010).

1.3.2 Massupplag på täktområdet

Platsen har efter att täktverksamheten upphört använts som upplag för massor och överblivet material från diverse verksamhetsutövare, bl. a. Vägverket Produktion och Skanska. I juni 2010 låg ca 5 800 m³ massor, kraftigt bevuxna med sly, gräs och annan vegetation på det före detta täktområdet (fr.o.m. nu benämnd upplagsplatsen) (Wievegg 2010).

Den största mängden massor är av okänt ursprung men vissa muntliga uppgifter gör gällande att schaktmassor från vägentreprenader på både 1980-talet och 2000-talet har körts dit och till viss del fortfarande finns kvar (Magnusson m.fl. 2010). I Åsbro, ca 7 km söder om Getabrotorp ligger en numera nedlagd impregneringsanläggning (Wievegg 2010) där impregnering av timmer med salter av krom, arsenik och koppar samt zink (i form av s.k. Bolidensalt, BIS) förekommit under lång tid (Jernlås och Karlgren 2009). Uppgifter om lagring av timmer på upplagsplatsen på Getabrotorp 1:1 finns och även flis har körts dit och lagrats enligt en anmälan från Vägverket till Hallsbergs kommuns miljö- och teknikförvaltning 1990 (Magnusson m.fl. 2010). Tillstånd erhöles då för lagring av 2000 m³ flis om året även om flisens ursprung och hur länge en ev. lagring pågick är oklart (Magnusson m.fl. 2010).

Mellan 2001 och 2009 har den nya bergtäkten, Tälle, varit i Skanskas regi och de har lagt vägentreprenad- och dikesrensningssmassor i den norra delen av upplagsplatsen (Magnusson m.fl. 2010). Fram till 2008 låg ett upplag med nyfrästa asfaltmassor på området vilka sedermera flyttades till Tälle och återanvändes (Magnusson m.fl. 2010). Troligen har det också förekommit olovlig dumpning av skrot och jordmassor (Magnusson m.fl. 2010).

1.3.3 Svevias roll på Getabrotorp

Den 1 januari 2009 bolagiserades Vägverket Produktion (produktionsdelen i myndigheten Vägverket) och blev Svevia, ett bolag med svenska staten som ägare (Svevia 2010). I och med bolagiseringen övergick existerande miljöåtagande (i praktiken det praktiska ansvaret för eventuell negativ påverkan på miljön) till dåvarande Vägverket (numera Trafikverket). Trafikverket bekostar undersökning och sanering av föroreningar som uppkommit före den 1 januari 2009, d.v.s. "egna" föroreningar, genom projektet Förorenade fastigheter, ett

samarbetsprojekt mellan Trafikverket och Svevia (Vägnet 2009).

Som ett led i bolagiseringen övergick ett antal fastigheter, t.ex. vägstationer och täkter, som tidigare ägts/skötts av Vägverket till Svevia. Dessa fastigheter utreddes med avseende på föroreningssituation av SWECO på uppdrag av Vägverket Produktion i projektet Enviprojekt som initierades 2008. I Enviprojekt ingick nästan 500 fastigheter som utgjordes av t.ex. vägstationer och grus- och bergtäkter. Syftet med projektet var att ta fram underlag för reglering av miljöskulden vid Vägverket Produktions bolagisering och uppskatta kostnaderna för avhjälpandet av ev. miljöskador som uppkommit under Vägverkets tid (Cardell och Rosén 2009).

Upplagsplatsen på fastigheten Getabrotorp 1:1 har undersökts med avseende på föroreningar vid ett antal tillfällen. En översiktlig miljöteknisk markundersökning utfördes av SWECO i december 2009 då sediment och ytvatten provtogs (Magnusson 2010). Provpunkterna låg då ungefär där detta examensarbets provpunkter 001, 006 och 007 är belägna. I både ytvattnet och sedimentet var arsenikhalten i motsvarande punkt 007 (totalhalt i ytvatten) förhöjd (Magnusson 2010). Som ett resultat av dessa fynd beslöts om vidare provtagning och utredning av Getabrotorp (Agneta Milton, muntl. 2010).

I februari 2010 satte SAKAB ut två grundvattenrör vid upplagsplatsen. Analyserna visade att arsenik och samtliga metaller låg under riktvärden från SGU-FS 2008:1 (Wievegg 2010). I samband med att grundvattenrör sattes ut analyserades även det markmaterial som kom upp med borrar med avseende på metaller med hjälp av XRF-instrument som indikerar metallförekomst. Två prover visade spår av krom och ett visade spår av bly (Wievegg 2010). Arsenik eller andra metaller upptäcktes dock ej (Wievegg 2010).

Brunnsvatten från två av de privatägda fastigheter som har borrhade dricksvattenbrunnar och ligger norr om upplagsplatsen har provtagits i början av maj 2010. Provresultaten jämfördes med Livsmedelverkets kriterier för dricksvatten (SLVFS 2001:30) och befanns vara tjänligt som dricksvatten och utan anmärkning (Wievegg 2010).

I slutet av april 2010 grävdes 14 provgropar på 0-1 m i marken på upplagsplatsen och uppgrävt material provtogs sedan med avseende på arsenik och metaller med hjälp av XRF samt kompletterande laboratorieanalyser. Själva marken bedömdes inte vara förorenad då provsvaren jämfördes med Naturvårdverkets riktvärden för förorenad mark (Wievegg 2010). I slutet av maj 2010 provtogs upplagsmassorna på upplagsplatsen. De kunde betraktas som icke förorenade men provtogs inte speciellt djupt (<1 m) varför föroreningar kan komma att påträffas längre ner (Wievegg 2010).

14 september 2010 inlämnade Svevia på uppdrag av Trafikverket saneringsanmälan till Miljö- och teknikförvaltningen på Hallsbergs kommun där man beskriver det planerade arbetet med syfte att sanera och utsortera dumpat avfall, omhändertaga eventuellt förorenade massor som påträffas under arbetets gång samt att fortsätta kontrollerna av området.

1.4 Arsenik i miljön

Arsenik finns i låga halter i de flesta jordar (Bleiwas 2000) i t.ex. mineralet arsenopyrit (Selinus och Lax 2005) vilket dock är relativt ovanligt (Smedley och Kinniburgh 2002).

Faktorer som avgör den naturliga bakgrundshalten av arsenik i ett områdes ytvatten är bl. a. avrinningsområdets klimat, geologi, vegetationstyp, hydrologi och kemiska egenskaper (Löfgren m.fl. 2003). I mindre vattendrag avgör till stor del geologin bakgrundshalten, t.ex. har arsenik i morän och arsenik i bäckvattenväxter liknande spridning i Sverige (Löfgren m.fl. 2003).

Arsenit och arsenat är oorganiska anjoner med oxiderade former av arsenik (oxidationsstal +3 respektive +5) (Gorby 1988, Naturvårdsverket 2006). Även organiska former, MMA (monometylerad arsenik) samt DMA (dimetylerad arsenik) förekommer (Naturvårdsverket 2006). I svenska ytvatten är arsenat den vanligast förekommande formen av arsenik (Wällstedt m.fl. 2010) och de oorganiska arsenikformerna är generellt de vanligaste i vattenkolumn och sediment (Landner 1998, CCME 1999).

Arsenikspeciering påverkas starkt av redoxförhållanden och pH (Landner 1998, Smedley och Kinniburgh 2002). Arsenat, As(V), bildas i sötvatten då pH är nästan neutralt och där vattnet är syresatt (Smedley och Kinniburgh 2002). Arsenat kan sedan reduceras till arsenit, As(III), (biotiskt eller abiotiskt) då redoxpotentialen sjunker, reducerande förhållanden råder och pH är lågt (Landner 1998). Skulle pH höjas igen och vattnet syresättas, oxideras arsenit åter till arsenat (Landner 1998, Naturvårdsverket 2006). Då pH ligger nästan neutralt och förhållandena är starkt reducerande kan arsenik desorberas från både mineraloxider och järn- och manganoxider och mobiliseras (Smedley och Kinniburgh 2002).

Mobilitet såväl som toxicitet skiljer sig mellan olika arsenikformer (Chaillou 2003). Arsenat bildar genom adsorption, då pH understiger 8, starkare ytkomplex med järn- och aluminiumoxider och svagare med manganoxider (Naturvårdsverket 2006). Arsenit binder också, om än svagare, och då vid pH som överstiger 7, till järn- och aluminiumoxider (Naturvårdsverket 2006). MMA och DMA binder båda till järn- och aluminiumoxider, också de avsevärt svagare adsorberat än arsenat (Naturvårdsverket 2006). Arsenat adsorberas starkare till sedimentpartiklar än arsenit (Chaillou 2003).

Arsenikföreningars toxicitet minskar i följande ordning: oorganiska trevärda föreningar (här ingår arsenitföreningar), organiska trevärda föreningar, oorganiska femvärda föreningar (arsenatföreningar), organiska femvärda föreningar och slutligen elementär arsenik (Gorby 1988). Trevärda arsenikföreningar är mer mobila än de femvärda (Löfgren m.fl. 2003). Arsenit och arsenat har en LD₅₀ (lethal dose 50%, halt där 50% av en testad population dör) under 24 timmar på 191,0 respektive 519,4 µmol kg⁻¹ hos dagmaskar, *Lumbricus terrestris* (Li m.fl. 1994).

Arsenikhalter är vanligen högre i sedimentet än i ytvattnet eftersom arsenik anrikas i sedimentet (Naturvårdsverket 1999 B). Arsenikdistributionen och vattenlevande organisms exponering för ämnet bestäms till stor del genom att ytkomplex bestående av arsenik och oxider eller arsenik och hydroxider sedimenterar eller genom att arsenik desorberas och återmobiliseras i vattnet (CCME 1999, Smedley and Kinniburgh 2002).

Även för sediment spelar redoxförhållanden och pH stor roll i mobilisering av arsenik från förorenade sediment och förändringar i dessa förhållanden kan bidra till ökad mobilisering av tidigare sedimenterad arsenik (Seidel 2002, Hering m.fl. 2004). I sedimentets syresatta del adsorberas arsenik till järnoxider samt manganoxider och -hydroxider om än till en

mindre del (Smedley and Kinniburgh 2002). Reducerande förhållanden i sedimentet innebär att arsenat reduceras till arsenit (Nikolaidis et al. 2004) vilket leder till desorption så att arsenik återmobiliseras till vattnet eller sedimentets porvatten (Hering m.fl. 2004). Mobilisering av sedimenterade föroreningar eller metaller kan ske på en rad olika sätt och avgörs ofta av förändringar i omgivande miljö (CCME 1999). Bioturbation, bakteriell bioläkning, mekanisk omrörning, förändringar i pH eller vindförhållanden kan alla leda till återmobilisering av sedimenterad arsenik i vattenkolumnen (Riedel m.fl. 1987, CCME 1999, Seidel 2002, Smedley och Kinniburgh 2002, Hering m.fl. 2004).

1.5 Jämförvärden för arsenik i ytvatten och sediment

Sedan 1999 års "Bedömningsgrunder för vattenkvalitet - Sjöar och vattendrag" från Naturvårdsverket har inga nya svenska jämförvärden för arsenik i ytvatten eller sediment tagits fram. Arsenik ingår inte i de särskilt förorenande ämnena (Naturvårdsverket 2008 A) och är inte heller ett prioriterat miljöfarligt ämne i Vattendirektivet (Naturvårdsverket 2008 B) och inga jämförvärden finns därför i några av Naturvårdsverkets nyare publikationer. Kvar för att värdera en arsenikförorenings allvarlighet i sediment och ytvatten finns Naturvårdsverkets gamla bedömningsgrunder från 1999 samt ett antal utländska jämförvärden.

Bedömningsgrunderna för ytvatten från 1999 (Naturvårdsverket 1999 B) ska inte tolkas som riktvärden utan baserades bl. a. på kanadensiska ytvattenkriterier (Naturvårdsverket 1999 A). Klassindelningen i 1-5 motsvarar för klass 1 inga eller mycket små risker för biologiska effekter, för klass 2 små risker för biologiska effekter, för klass 3 att biologiska effekter kan förekomma i form av främst färre överlevande artindivider, samt för klass 4 och 5 ökande risker för biologiska effekter och att även kort exponering påverkar individers överlevnad (Naturvårdsverket 1999 B). Värdena gäller främst för mindre vattendrag och sjöar (Naturvårdsverket 1999 B). I Naturvårdsverkets rapport 4918 (1999 A) finns också en indelning för tillstånd för förorenat ytvatten där gränsen mellan mindre allvarligt och måttligt allvarligt utgörs av en halt där biologiska effekter kan uppstå.

Det amerikanska Naturvårdsverket (USEPA) presenterade 2009 nya rekommenderade vattenkvalitetskriterier. Kriterierna består av CMC (Criteria Maximum Concentration, maximalt koncentrationskriterium) vilken utgör den högsta halt som ett akvatiskt ekosystem kan utsättas för under en kortare period utan att oacceptabla effekter uppkommer samt CCC (Criterion Continuous Concentration, kontinuerligt koncentrationskriterium) som består av den högsta kroniska koncentration ett akvatiskt system kan utsättas för utan oacceptabla effekter (USEPA 2009). Kriterier finns även för människors hälsa vid konsumtion av endast vattenlevande organismer samt för konsumtion av både vatten och organismer (USEPA 2009). Kriterierna anges främst för jämförelse med totalhalt arsenik men innehåller också instruktioner för att räkna fram ett jämförvärde för löst arsenik.

Jämförelse mellan uppmätt metallhalt och bakgrundshalt, s.k. avvikelse från jämförvärde ger en uppfattning om eventuell påverkan av antropogena källor och allmänt gäller att ju större avvikelsen är från jämförvärdet, desto större är risken för biologiska effekter (Naturvårdsverket 1999 B). Schablonvärdet för bakgrundshalt för arsenik i ytvatten ligger i mindre vattendrag på 0,06 µg l⁻¹ (Naturvårdsverket 2007). Idealt bör bakgrundshalten för jämförelse med förorenade ytvattenprov representeras av ett närliggande opåverkat

vattendrag men då sådana inte finns kan schablonvärdena från Naturvårdsverket användas istället (Naturvårdsverket 2007). Avvikelse från jämförvärde kan även användas för att avgöra om vattendrag är påverkade av en punktkälla (Naturvårdsverket 1999 A).

Tillståndsbedömning av metaller i sediment har en variationsbaserad klassindelning mellan 1 och 5 (Naturvårdsverket 1999 B). Klass 1-3 motsvarar 95 % av värdena uppmätta i svenska sjöars ytsediment och klass 4-5 innehåller sådana halter som sällan förekommer utanför områden med lokal metallbelastning (Naturvårdsverket 1999 B).

Den federala amerikanska myndigheten NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) har utvecklat ett antal riktlinjer för sedimentkvalitet (SQG, Sediment Quality Guidelines) vilka ska utgöra en informell guide för att tolka data från förorenade sediment (NOAA 1999). De två värden som riktlinjerna utgörs av representerar en gräns under vilken negativa effekter på ekosystem inte är sannolika, ERL (Effects Range - Low, effektnivå låg), och en gräns över vilken effekter är mer sannolika, ERM (Effects Range - Median, effektnivå median) (NOAA 1999). Under ERL visade mindre än 10 % av de sammanställda bakomliggande studierna negativa effekter och över ERM visade 60-90 % av de bakomliggande studierna att koncentrationen hade negativa effekter på ekosystemet (NOAA 1999). Mellan ERL och ERM låg andelen negativa effekter på 20-30 % (NOAA 1999).

Då svenska effektbaserade riktvärden för förorenade sediment inte existerar kan istället riktvärden från andra länder användas och avvikelse från jämförvärde bör också tilldelas större betydelse (Naturvårdsverket 1999 A). Bakgrundsvärden för sediment bör bestämmas utifrån lokalspecifika värden och då också provtas på relativt stora djup där man kommer längre bak i tiden (Naturvårdsverket 1999 B). Då sådan provtagning inte har utförts kan ett allmänt bakgrundsvärde för arsenik i sediment i Sverige anges till 8 mg kg⁻¹ TS (Naturvårdsverket 2007).

2 Material och metod

2.1 Provtagning och analyser av ytvatten och sediment

Under eftermiddag/kväll den 28 april och förmiddag den 29 april 2010 provtogs sediment och ytvatten i vattendraget runt upplagsplatsen på Getabrotorp 1:1. Sammanlagt 18 punkter i vattendraget provtogs (figur 2). Ytvatten och sediment analyserades med avseende på alifater, BTEX (bensen, toluen, etylbensen och xylén), PAH (polyaromatiska kolväten) och metaller, där arsenik var av speciellt intresse. På tre utvalda provpunkter (004, 006 samt 007) analyserades även ytterligare parametrar som PCB, pesticider och klorfenoler genom s.k. Enviscreen-tester (Eurofins 2010 A). Nedanstående metodbeskrivning gäller provtagning och analyser av arsenik och till viss del metaller då det är dessa ämnen examensarbetet berör.



Figur 2: Kartan visar vattendragen runt upplagsplatsen på Getabrotorp 1:1 i ljusgrått och de 18 punkter i vattendraget där ytvatten och sediment provtogs den 28 och 29 april 2010 (flygbild Lantmäteriet 2010 B).

För att undvika korskontamination skedde provtagning i ytvatten före provtagning i sediment i varje provtagningspunkt. Provtagningskärlet (50 ml provrör i plast) sänktes ned i vattnet så att öppningen befann sig under ytan. Sedimentprovtagning skedde genom att sediment togs upp med sked och sedan fördes ner i en brun 100 ml glasburk. Vatten

pressades ur sedimentet och dekanterades ur glasbruken. Mellan varje provtagningspunkt sköljdes skeden av efter provtagning i ytvatten och innan provtagning i sediment. Plasthandskar användes under hela provtagningen.

Varje provtagningspunkt samt vattendragens sträckning mättes in med GPS under provtagningens framskridande. Som ett resultat av den stora felmarginalen under inmätningen, 6-7 meter i vissa punkter, p.g.a. tät skog runt vattendragen, mättes provpunkterna även in med differentiell GPS vid ett senare tillfälle.

Alla prover lämnades samma dag som de togs till laboratoriet Eurofins Sverige (certifierade enligt ISO 9001 samt 14001, Eurofins 2010 B) för analys av arsenik och ett antal olika metaller på varje provpunkt och i varje medium (tabell 1). I ytvattnet analyserades samtliga 18 prov för både totalhalt och löst metallhalt där löst halt erhöles genom filtrering av vattenproverna genom 0,45 µm-filter och totalhalt genom syrauppslutning (Eurofins 2010 C).

Tabell 1: Metaller som ingår i det analyspaket från Eurofins som användes i Getabrotorp samt rapporteringsgränserna för halter i de olika medierna (Eurofins 2010 C, Eurofins 2010 D). För de tre punkter där Enviscreen-tester utfördes var rapporteringsgränsen för arsenik något lägre än vad som anges i tabellen nedan (1,8 mg kg⁻¹ TS). Aluminium och kvicksilver analyserades endast i de tre punkter där Enviscreen utfördes (Eurofins 2010 A).

Metall	Rapporteringsgräns ytvatten (µg l ⁻¹)		Rapporteringsgräns sediment (mg kg ⁻¹ TS)
	Uppslutet (totalhalt)	Filtrerat (löst halt)	
Aluminium	0,01	0,001	50
Arsenik	0,5	0,2	0,5
Bly	0,5	0,05	5,0
Kadmium	0,1	0,02	0,1
Kobolt	1	0,2	2,5
Koppar	1	0,2	2,5
Krom	1	0,2	2,5
Kvicksilver	0,001	0,00001	0,05
Nickel	1	0,2	2,5
Vanadin	0,5	0,2	10
Zink	5	1	10

2.2 GIS-bearbetning av provtagningsdata

Material som användes för sammanställning av kartor över skyddsvärda områden och arsenikhalter i sediment och vatten var:

- flygbild från Lantmäteriets karttjänst Digitala Kartbiblioteket (Lantmäteriet 2010 B)
- shapefiler med värdefulla naturmiljöer i Hallsbergs kommun från Skogsstyrelsens karttjänst Skogens pärlor (Skogsstyrelsen 2009 A)
- shapefiler med naturresursintressen i Örebro län från Länsstyrelsernas GIS-distributionswebb (Länsstyrelserna 2008)
- shapefil med grundvattendata från Sveriges geologiska undersökning (SGU 2010 C)

- texttabeller innehållande koordinater och arsenikhalter för sediment respektive ytvatten i varje provtagningspunkt
- texttabell innehållande koordinaterna för inmätta vattendrag

Kartan över provtagningspunkterna skapades genom att texttabellen innehållande koordinater motsvarande varje provtagningspunkt lästes in i ArcGIS 9.3 och en flygbild över området (Lantmäteriet 2010 B) lades till som lager. Funktionen *Define projection* från Toolbox användes för att ge flygbilden SWEREF99 som projektion. Provtagningspunkterna var angivna i koordinatsystemet RT90 varför de först exporterades som ett eget lager genom *Display X Y Data* och *Export*. Sedan användes *Data Management* i Toolbox, *Projections and Transformations – Feature - Project* för att ge punkterna ett nytt koordinatsystem, SWEREF99. Texturor med provtagningspunkternas nummer infogades också i kartan.

Koordinaterna som representerade de inmätta vattendragen lades till på samma sätt och digitaliserades till sammanhängande linjer i en ny shapefil av polylinetyp skapad i ArcCatalog. För att få in de dikade vattendrag som ej mätts in vid platsbesök och som låg vinkelrätt mot huvudvattendraget georektifierades en flygbild där diken syntes tydligt mot en koordinatsatt karta (totalt RMS-fel 2,42). Sedan kunde även diken digitaliseras i ett nytt polylinelager.

Kartan över värdefulla naturmiljöer skapades genom att shapefilen med Skogens pärlor (Skogsstyrelsen 2009 A) samt shapefilen med naturresursintressen (Länsstyrelserna 2008) lades till som lager i ArcMap. Polygoner motsvarande områden av intresse digitaliserades i nya lager av polygontyp för att sedan kunna delas in i olika typer under *Symbolology* för respektive lager.

Med hjälp av information om var dricksvattenbrunnar är belägna från Brunnarsarkivet (SGU 2010 C) och Metrias tjänst Infovisaren (Metria 2010), en typ av fastighetskarta, digitaliserades polygoner för dessa fastigheter i en ny shapefil. Shapefilen med grundvattenförekomster (SGU 2010 B) lästes in som ett lager i ArcMap. En flygbild användes som grund för kartan (Lantmäteriet 2010 B).

En tematisk karta över arsenikhalter i ytvatten och sediment skapades genom att texttabeller innehållande arsenikhalter och koordinatdata samt en flygbild lades till som lager i ArcMap. Under *Symbolology* delades data upp i ett antal klasser baserat på jämförvärden från olika källor. För att kunna jämföra insamlat data med flera olika jämförvärden i samma punkt användes *Multiple Attributes - Quantity by Category* där punkterna gavs olika storlek beroende på placering i jämförelse med amerikanska jämförvärden och olika färg beroende på klasstillhörighet i svenska jämförvärden.

2.3 Flygbildstolkning

Flygbildstolkning utfördes med syfte att upptäcka förändringar över tid i upplagsplatsens närmiljö samt kartlägga vattendragens sträckning i området (Lantmäteriet 2010 A).

Flygbilder som användes var:

- 66 Fb 088 21
- 72 Fb 087 23
- 79 202 01 02

- 804 09591 01
- 853 9F 401 14
- 89 917 02 06
- 97046 D Fb 959 40
- 03520 A 2 1117 01
- 04 802F 12 1026 20

2.4 Jämförvärden för arsenik i ytvatten och sediment

De svenska jämförvärden som valdes ut var för totalhalten arsenik i ytvatten ”Tillstånd metaller i vatten” (Naturvårdsverket 1999 B) samt ”Tillstånd för förorenat ytvatten” (Naturvårdsverket 1999 A) (tabell 2). Som komplement valdes det amerikanska Naturvårdsverkets kriterier för vattenkvalitet vilka innehåller både jämförvärden för totalhalt och möjlighet att beräkna jämförvärde för löst halt (USEPA 2009). Halten löst arsenik är ej beroende av vattnets hårdhet och omvandlingsfaktorn är 1,000 för både CMC och CCC i sötvatten vilket ger följande formler för att beräkna jämförvärden:

$$CMC_{diss} = CMC_{tot} * 1,000 \quad (1)$$

$$CCC_{diss} = CCC_{tot} * 1,000 \quad (2)$$

(USEPA 2009).

Tabell 2: Jämförvärden för totalhalt arsenik i ytvatten från Naturvårdsverken i Sverige respektive USA.

Naturvårdsverket (1999 A) Tillstånd för förorenat ytvatten (µg l ⁻¹)	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt		Mycket allvarligt
	<15	15-45	45-150		>150
Naturvårdsverket (1999 B) Tillstånd metaller i vatten (µg l ⁻¹)	1 Mycket låga halter	2 Låga halter	3 Måttligt höga halter	4 Höga halter	5 Mycket höga halter
	<0,4	0,4-5	5-15	15-75	>75
USEPA (2009) Kriterier för vattenkvalitet, (µg l ⁻¹)	Akvatiska ekosystem, CMC	Akvatiska ekosystem, CCC	Människors hälsa vid konsumtion av		
			vatten+ organismer	endast organismer	
	340	150	0,018	0,14	

För sediment användes Naturvårdsverkets ”Tillstånd metaller i sediment” (tabell 3) (Naturvårdsverket 1999 B) och även den amerikanska myndigheten NOAA:s (National Atmospheric and Oceanic Administration) riktlinjer för sedimentkvalitet (1999).

Tabell 3: Jämförvärden för arsenik i sediment från Naturvårdsverket i Sverige och NOAA i USA.

Naturvårdsverket (1999 B) Tillstånd metaller i sediment (mg kg^{-1} TS)	1 Mycket låga halter	2 Låga halter	3 Måttligt höga halter	4 Höga halter	5 Mycket höga halter
	≤ 5	5-10	10-30	30-150	>150
NOAA (1999) Riktlinjer för sedimentkvalitet, (ppm)	Låg effektnivå, ERL		Median effektnivå, ERM		
	8,2		70,0		

Naturvårdsverkets tabeller för avvikelser från jämförvärden användes för bedömning av antropogen påverkan på sediment (Naturvårdsverket 1999 B). För ytvatten användes även Naturvårdsverkets ”Indelning av avvikelse från jämförvärde” för förorenade små vattendrag i södra Sverige för att urskilja påverkan av punktkälla (Naturvårdsverket 1999 A).

2.5 Jämförvärden för metaller

För provtagna metaller användes Naturvårdsverkets klassindelning för metaller i vatten samt sediment (Naturvårdsverket 1999 B). Värden finns utöver arsenik för koppar, zink, kadmium, bly, krom och nickel och för sediment även för kvicksilver (Naturvårdsverket 1999 B). För två metaller, vanadin och kobolt, har Naturvårdsverkets (2007) uppskattade bakgrundshalter för sediment och för små vattendrag använts.

3 Resultat

3.1 Vattendragets karaktär

Som en följd av täktverksamhet och skogsbruk (flygbilder visar att två olika skogsområden nordost om Getabrotorp har avverkats två gånger vardera mellan 1980 och 2004) är det troligt att vattendragen runt upplagsplatsen inte har bibehållit sin naturliga sträckning och storlek (Lantmäteriet 2010 A: 79 202 01 02, 804 09591 01, 853 9F 401 14, 89 917 02 06, 97046 D Fb 959 40, 04 802F 12 1026 20). Mellan provpunkt 002 och 003 skjuter en mindre mängd massor som ligger på upplagsplatsen ut i bäcken. På en annan plats i vattendraget närmast upplagsplatsen, mellan provpunkt 006 och 007, skjuter en större del massor ut (hädanefter benämnd massutskjut) i bäcken som där ser ut att försvinna in under massorna och sedan komma ut på andra sidan. Starkt orange utfällningar i vattnet noterades då bäcken återkom efter massutskjutet, fr.o.m. provpunkt 007 t.o.m. provpunkt 012 (figur 3). Vid provpunkt 007 var vattnet mycket grunt och slemliknande och i både punkt 007 och 008 var sedimentet speciellt löst och gränsytan mellan vatten och sediment mycket otydlig.



Figur 3: Fotot är taget uppifrån den hög med massor som skjuter ut i bäcken från upplagsplatsen. Vattnet i bäcken som kom ut under massorna till höger och rakt fram var starkt orangefärgat med stor mängd utfällningar.

Mellan provpunkt 012 och 013 tillkom ett nytt vattendrag från sydost som tillförde klart vatten utan orange utfällningar och spädde ut bäckvattnet på dess fortsatta väg nordväst. Skogsavverkningen verkar ha påverkat ytvattnets rörelse i området då flygbilder och platsbesök visar att utdikning av avverkningsområdena har skett och flera kortare grävda

diken går vinkelrätt mot en lång onaturligt rak del av vattendraget, mellan punkterna 013 och 015 (Lantmäteriet 2010 A: 03520 A 2 1117 01).

Vattendragets huvudfåra var grund med endast 10-15 cm vatten på många platser och maximalt 1 m där det var som djupast. Ett mindre våtmarksliknande område fanns nordost om upplagsplatsen och nära vattendraget. Delar av området runt vattendraget och i närheten av skogen på Getabrotorp 1:1 var vattenmättat med grundvattenytan vid marknivån. Vattnet i bäcken var starkt färgat av humusämnen, från mörkt brunt till ljust gult och både vatten och sediment innehåller stor del organiskt material i olika stadier av nedbrytning. Vid provtagning i sediment noterades hela tiden en lukt av ruttna ägg.

Vattendraget rinner norrut från upplagsplatsen och försvinner in under väg 529 genom en trumma. Dess fortsatta väg är okänd, ev. följer det väg 529 till Finnabäcken och vidare till en vattensamling som ligger strax nordväst om korsningen mellan väg 529 och väg 50, Sumpen (ses t.ex. i figur 4) eller också diffunderar det ned i rullstensåsen väster om upplagsplatsen (figur 5).

3.2 Skyddsvärda områden

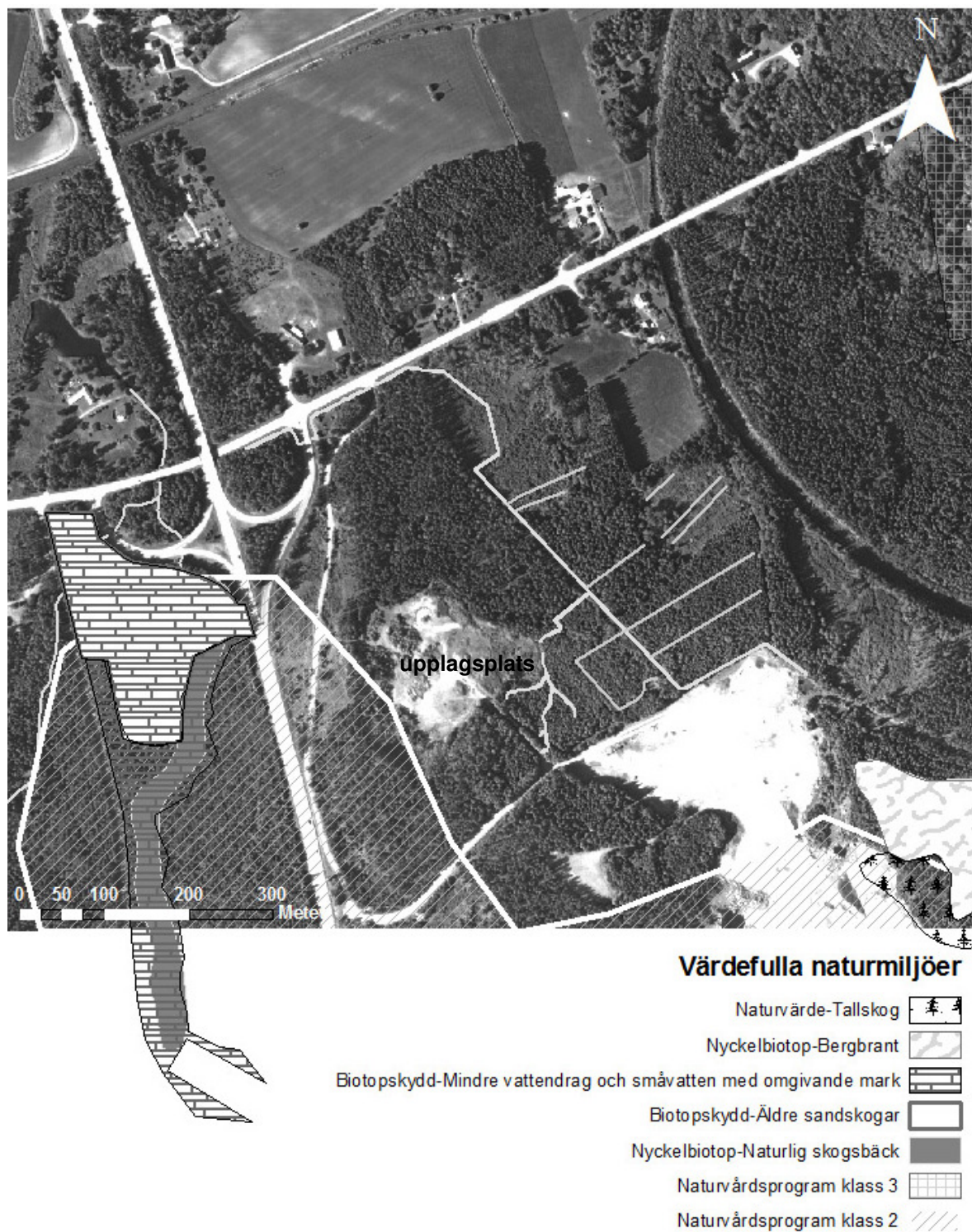
3.2.1 Värdefulla naturmiljöer

Enligt Skogsstyrelsens förteckning över värdefulla miljöer i området runt Getabrotorp utgör Finnabäcken med en area på 1,8 ha, en nyckelbiotop av typen Naturlig skogsbäck (Skogsstyrelsen 2009 B) i Hallsbergs kommun. Finnabäcken går i syd-nordlig sträckning ca 200 m från upplagsplatsen på västra sidan om väg 50, ungefär parallellt med vägen (figur 4). Som nyckelbiotop har Finnabäcken mycket högt naturvärde och utgör en viktig livsmiljö för hotade växt- och djurarter (Skogsstyrelsen 2009 C). Biotopskydd, enligt Miljöbalken 7 kap. 11§ "mindre mark- eller vattenområden som utgör livsmiljö för hotade djur- eller växtarter eller som annars är särskilt skyddsvärda", har också inrättats längs Finnabäcken samt ett område just norr om denna (figur 4). Biotoperna är av typen Äldre sandskog samt Mindre vattendrag och småvatten med omgivande mark (Skogsstyrelsen 2009 D). Nyckelbiotop av typen bergbrant samt ett naturvärdesobjekt i form av tallskog finns sydost om den nya bergtälten, Tälle (Skogsstyrelsen 2009 A). Andra skyddsvärda områden utgörs av ett antal fornminnen, ett torp bestående av husgrund och källargrop (Riksantikvarieämbetet 2010) vid infarten till upplagsplatsen, fossila åkrar vid den nya tälten och på andra sidan järnvägsspåren fler fossila åkrar samt stensättningar från brons-/järnålder (Skogsstyrelsen 2009 A). En rullstensås, Hallsbergsåsen/Hardemoåsen, går igenom området väster om upplagsplatsen (figur 5) (Länsstyrelserna 2008).

Väster om upplagsplatsen finns ett område tillhörande naturvårdsprogram enligt Örebro läns länsstyrelse (figur 4) (Länsstyrelserna 2008). Programmet är klassat som 2 Mycket högt värde baserat på dess botaniska, friluftslivsmässiga, geovetenskapliga och hydrologiska värden (Länsstyrelserna 2008). Längre österut bortanför järnvägens kurva finns ett mindre naturvårdsprogram av klass 3, med högt värde inom botanik, kultur och landskap (Länsstyrelserna 2008).

3.2.2 Växtlighet och djurliv

Växtligheten i området består av löv- och granskog. Vid platsbesök sågs rådjur, änder, bisamrätta och ekorre på själva upplagsplatsen, i skogen runtomkring och vid vattendragen.



Figur 4: Värdefulla naturmiljöer i närheten av upplagsplatsen på Getabrotorp 1:1.

Spår och spillning av andra djur, t.ex. älg och räv som har vistats på själva massorna och i skogen runtomkring noterades samt åtskilliga bohålor (troligen tillhörande smågnagare) både i massorna och i kanten på det vattendrag som går närmast upplagsplatsen, mellan provpunkterna 004 och 006. Grodor och grodägg påträffades i vattendraget allra närmast massutskjutet vid provpunkt 006. Älgjakt förekommer också på markerna runt upplagsplatsen (Länsstyrelserna 2008).

3.2.3 Grundvatten och brunnar

Grundvattenförekomsterna i området består av magasin med uttagsmöjligheter på maximalt 1 l s^{-1} strax söder och väster om fastigheten längs med väg 50 och grundvattnets huvudsakliga rörelseriktning i jordlagret är rakt nordlig längs med vägen (figur 5) (SGU 2010 B).



Brunnar och grundvattenförekomster

Magasinsdelområden, grundvatten

Uttagsmöjligheter

I/s $1 >$ 

I/s 5-25 

Fastighet med dricksvattenbrunn 

Figur 5: Grundvattenmagasin och fastigheter med brunnar i närheten av upplagsplatsen på Getabrotorp 1:1. Fastigheten närmast järnvägens kurva har också en dricksvattenbrunn men kommer att lösas in av Svenska Kraftnät som en följd av kraftledningsbygge (Josefin Kofoed Schröder, muntl. 2010). De stora semitransparenta fälten motsvarar rullstensåsarna i området vilka också har potential för vattenförsörjning.

Öster om Getabrotorp 1:1, bredvid järnvägen finns också ett mindre grundvattenmagasin med uttagsmöjligheter på 5-25 l s⁻¹ (SGU 2010 B). Norr om väg 529 finns ett grundvattenmagasin med uttagsmöjlighet på 5-25 l s⁻¹ samt grundvattenförekomst med uttagsmöjligheter på 1-5 l s⁻¹ (SGU 2010 B).

En rullstensås går igenom området väster om upplagsplatsen (figur 5) (Länsstyrelserna 2008). Sveriges geologiska undersökning som har kartlagt geologiska formationers potential för vattenförsörjning klassar den som 1B2, Grundvattenområden med potentiellt uttag >25 l s⁻¹ samt med "Högt befolkningstryck" (SGU 2004). Rullstensåsen kallas Hallsbergsåsen eller Hardemoåsen beroende på hur långt norrut man befinner sig (Länsstyrelserna 2008).

Ett fåtal brunnar finns på de bebodda fastigheterna norr och nordost om upplagsplatsen, (figur 5) (SGU 2010 C, Wievegg 2010). Fastigheterna som ska inlösas av Svenska Kraftnät är Getabrotorp 1:7 där brunn finns samt på andra sidan järnvägen fastigheterna Älgevad 1:2, 1:4 och 1:5 (Josefin Kofoed Schröder, muntl. 2010). I och med inlösningen kommer en av brunnarna troligen att försvinna då privatbostaden inte kommer att finnas kvar.

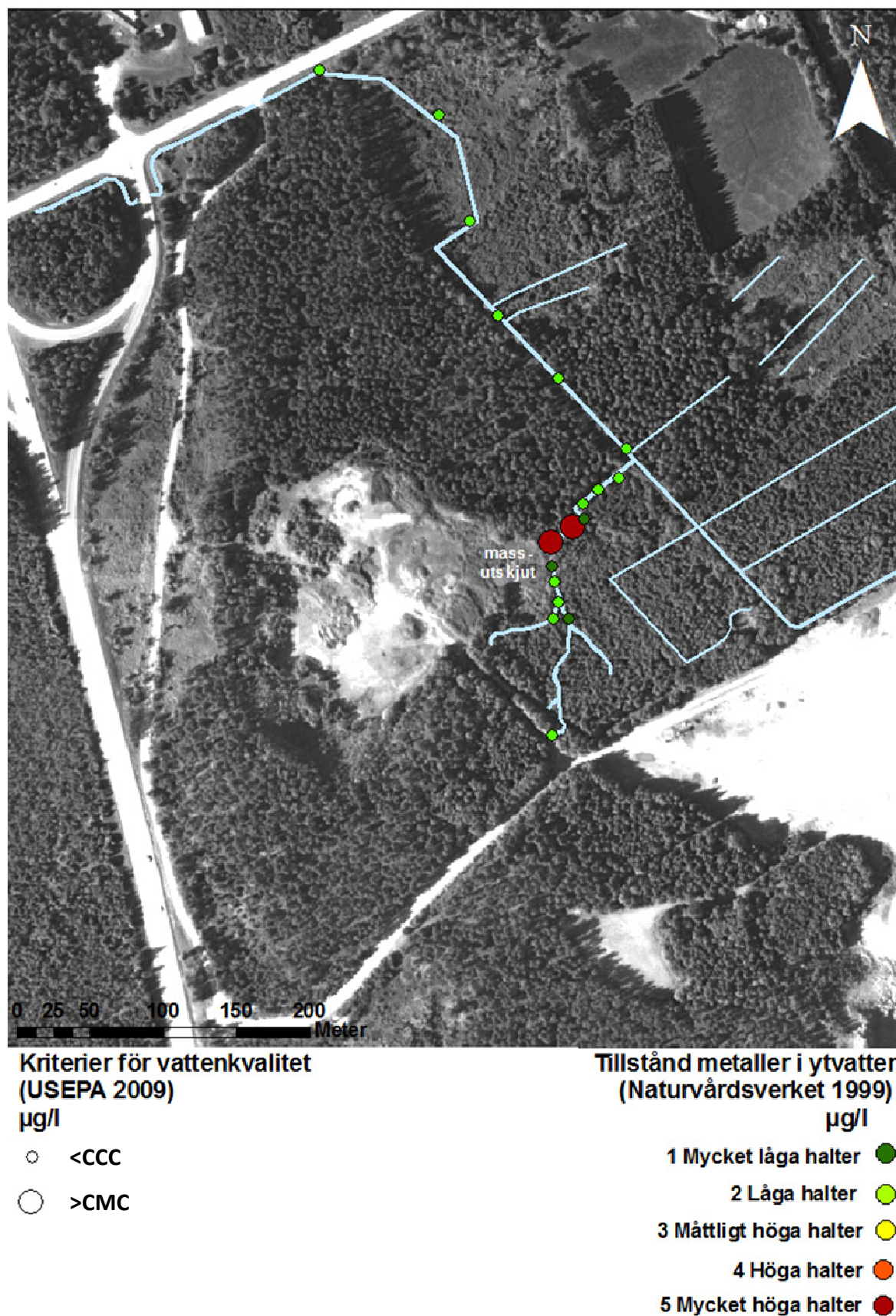
3.3 Arsenik i ytvatten

USEPA:s (2009) formler för beräkning av jämförvärde för löst halt arsenik i ytvatten ger samma värden som för totalhalten arsenik (tabell 2).

Arsenik i ytvattnet visar en fördelning med de högsta halterna i provpunkterna 007 och 008 för både total och löst fraktion (figur 6). För total arsenikhalt innehåller punkt 007 1700 µg l⁻¹ och punkt 008 4300 µg l⁻¹ och för löst halt innehåller punkt 007 och 008 17 respektive 0,93 µg l⁻¹. Avståndet mellan punkt 007 och punkt 008 är ca 20 m längs bäckens sträckning och mellan punkt 008 och punkt 009 ca 11 m. Lägst halter finns i punkt 003 och 009 för både löst och total halt.

Totalhalterna i 007 och 008 hamnar i klass 5 "Mycket höga halter" gällande tillstånd för metaller i vatten (Naturvårdsverket 1999 B) och i kategorin "Mycket allvarligt tillstånd för förorenat ytvatten" enligt Naturvårdsverket (1999 A) för totalhalt arsenik (tabell 4). I samma punkter överstiger halterna också USEPA:s CMC-kriterium för en kortare tids exponering utan oacceptabla effekter på akvatiska ekosystem (USEPA 2009).

Punkt 007 och 008 uppvisade "Mycket stor påverkan av punktkälla" och resterande punkter visade "Trolig påverkan av punktkälla"/"Stor påverkan av punktkälla" (Naturvårdsverket 1999 A).



Figur 6: Geografisk fördelning av arsenikhalter i ytvattnet runt upplagsplatsen. Punkternas storlek uttrycker dess förhållande till USEPA:s (2009) jämförvärden och dess färg uttrycker förhållandet till Naturvårdsverkets (1999 B) jämförvärden. Punkterna med högst halter (007 och 008) är belägna närmast efter de massor som skjuter ut i bäcken.

Tabell 4: Arsenikhalter i ytvattnet samt hur de förhåller sig till jämförvärden från de amerikanska och svenska Naturvårdsverken. Alla halter är angivna i $\mu\text{g l}^{-1}$. I den statistiska bearbetningen har halter under rapporteringsgränsen representerats av rapporteringsgränsen dividerad med två (rader med kursiverade siffror). Fet text används i de punkter där halterna överstiger de högsta kriterierna.

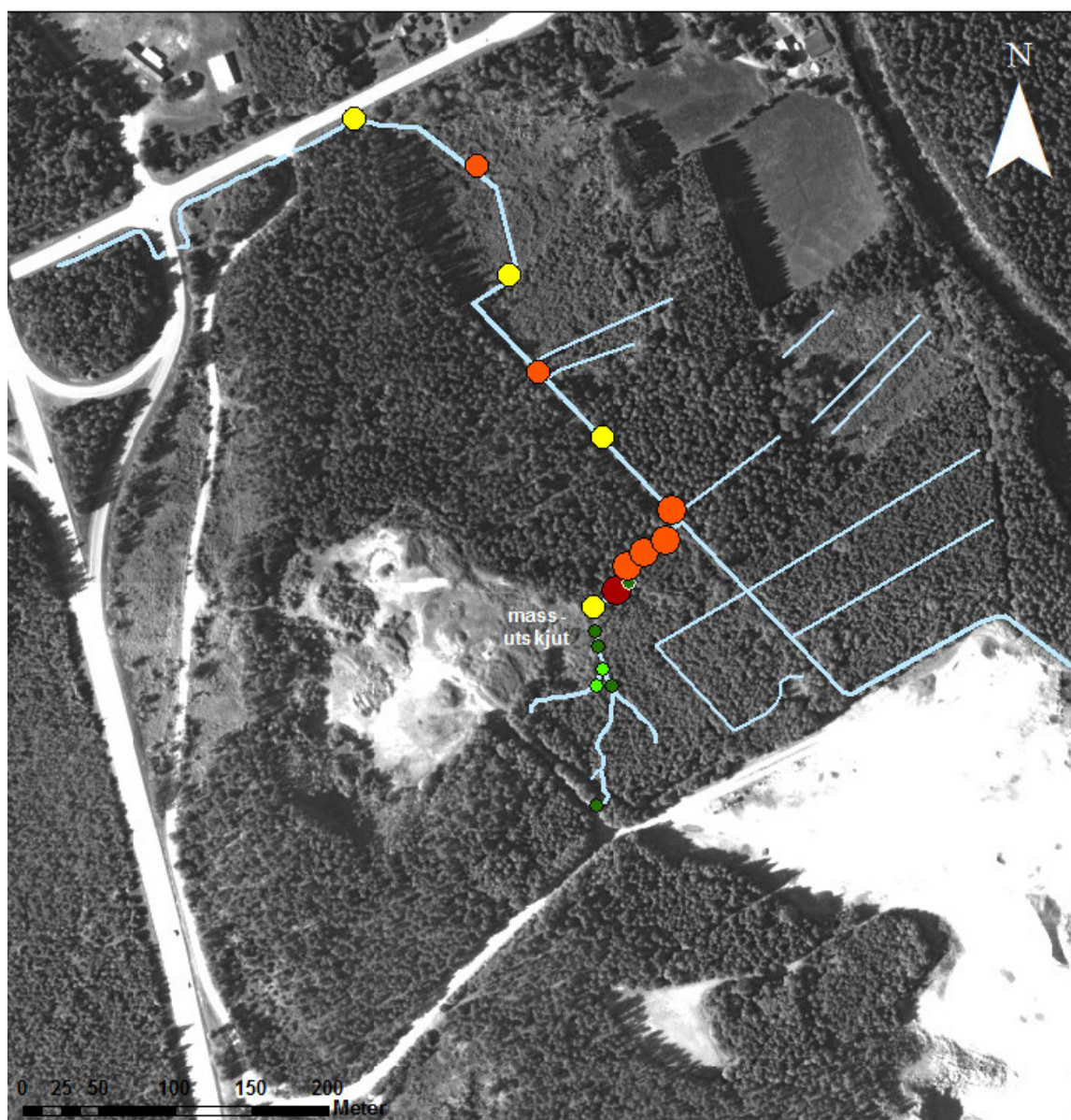
Punkt	Löst As i ytvatten	USEPA (2009) Kriterier för vattenkvalitet	Total As i ytvatten	Naturvårdsverket (1999 B) Tillstånd metaller i vatten	Naturvårdsverket (1999 A) Tillstånd för förorenat ytvatten	USEPA (2009) Kriterier för vattenkvalitet
001	0,2	<CCC	0,5	2 Låga halter	Mindre allvarligt	<CCC
002	0,4	<CCC	4,1	3 Måttligt höga halter	Mindre allvarligt	<CCC
003	0,3	<CCC	0,3	1 Mycket låga halter	Mindre allvarligt	<CCC
004	0,4	<CCC	0,7	2 Låga halter	Mindre allvarligt	<CCC
005	0,4	<CCC	0,6	2 Låga halter	Mindre allvarligt	<CCC
006	0,3	<CCC	0,3	1 Mycket låga halter	Mindre allvarligt	<CCC
007	17	<CCC	1700	5 Mycket höga halter	Mycket allvarligt	>CMC
008	0,9	<CCC	4300	5 Mycket höga halter	Mycket allvarligt	>CMC
009	0,3	<CCC	0,3	1 Mycket låga halter	Mindre allvarligt	<CCC
010	0,5	<CCC	1,3	2 Låga halter	Mindre allvarligt	<CCC
011	0,5	<CCC	2,9	2 Låga halter	Mindre allvarligt	<CCC
012	0,5	<CCC	1,9	2 Låga halter	Mindre allvarligt	<CCC
013	0,5	<CCC	1,4	2 Låga halter	Mindre allvarligt	<CCC
014	0,5	<CCC	0,8	2 Låga halter	Mindre allvarligt	<CCC
015	0,5	<CCC	0,7	2 Låga halter	Mindre allvarligt	<CCC
016	0,5	<CCC	0,7	2 Låga halter	Mindre allvarligt	<CCC
017	0,6	<CCC	1,3	2 Låga halter	Mindre allvarligt	<CCC
018	0,5	<CCC	0,7	2 Låga halter	Mindre allvarligt	<CCC
Medel	1,4	<CCC	330	5 Mycket höga halter	Mycket allvarligt	>CMC
Median	0,5	<CCC	0,8	2 Låga halter	Mindre allvarligt	<CCC
Standardavvikelse	4,0		1200			

Resterande halter ligger genomgående i klass 2 "Låga halter" eller klass 1 "Mycket låga halter" (med ett undantag, punkt 002 som tillhör klass 3 "Måttligt höga halter") (Naturvårdsverket 1999 B) och understiger USEPA:s (2009) CCC-kriterium för kronisk exponering utan oacceptabla effekter på akvatiska ekosystem (tabell 4). För lösta halter arsenik föll alla värden under USEPA:s (2009) lägre kriterium för exponering under en kortare period, CCC (tabell 4).

Medelvärde för löst arsenik är 1,4, medianvärdet 0,5 och standardavvikelsen 4,0 (tabell 4). För totalhalt arsenik är skillnaden mellan värdena större: medelvärde är 330 och medianvärdet 0,8 vilket ger en mycket hög standardavvikelse, 1200 (tabell 4).

3.4 Arsenik i sediment

Arsenik har i sedimentet högst halt i punkt 008, 260 mg kg^{-1} TS, och näst högst i punkt 011, 140 mg kg^{-1} TS. Lägst halter återfinns i punkterna 001-006 och punkt 009 (figur 7).



Riktlinjer för sedimentkvalitet (NOAA 1999)

mg/kg TS

- <ERL
- ERL-ERM
- >ERM

Tillstånd metaller i sediment (Naturvårdsverket 1999)

mg/kg TS

- 1 Mycket låga halter ●
- 2 Låga halter ●
- 3 Måttligt höga halter ●
- 4 Höga halter ●
- 5 Mycket höga halter ●

Figur 7: Geografisk fördelning av arsenikhalter i sedimentet runt upplagsplatsen. Punkternas storlek uttrycker dess förhållande till NOAA:s (1999) jämförvärden och dess färg uttrycker förhållandet till Naturvårdsverkets (1999 B) jämförvärden.

Geografisk fördelning av arsenik i sedimenten visar högst halter efter massorna som skjuter ut i bäcken, speciellt i punkt 008 som ligger ca 25 m bortom massorna längs bäckens sträckning (figur 7).

Halterna i punkt 008 kan enligt Naturvårdsverket (1999 B) definieras som klass 5 ”Mycket höga halter” för metaller i sediment (tabell 5). De överstiger NOAA:s ERM-värde där 60-90% av studerade ekosystem påverkas negativt (NOAA 1999). Även punkt 010-013 överstiger ERM men hamnar i Naturvårdsverkets klass 4 ”Höga halter” (Naturvårdsverket 1999 B, NOAA 1999). Punkt 001-006 hamnar i klass 1 och 2 ”Mycket låga halter”/”Låga halter” och understiger också ERL, den gräns under vilken mindre än 10 % av studerade ekosystem uppvisade negativa effekter (Naturvårdsverket 1999, NOAA 1999). Halterna i punkt 014-018 ligger mellan ERL och ERM där 20-30% av ekosystem uppvisar negativa effekter och tillhör klasserna 3 och 4 ”Måttligt höga halter”/”Höga halter” (Naturvårdsverket 1999, NOAA 1999).

Tabell 5: Arsenikhalter i sedimentet samt hur de förhåller sig till jämförvärden från det svenska Naturvårdsverket och amerikanska NOAA. Alla halter är angivna i mg kg⁻¹ TS. I den statistiska bearbetningen har halter under rapporteringsgränsen representerats av rapporteringsgränsen dividerad med två (rader med kursiverade siffror). Fet text används i de punkter där halterna överstiger de högsta kriterierna.

Provpunkt	As i sediment	Naturvårdsverket (1999 B) Tillstånd metaller i sediment	NOAA (1999) Riktlinjer för sedimentkvalitet
001	0,6	1 Mycket låga halter	<ERL
002	6,2	2 Låga halter	<ERL
003	3,6	1 Mycket låga halter	<ERL
004	6,1	2 Låga halter	<ERL
005	2,5	1 Mycket låga halter	<ERL
006	0,6	1 <i>Mycket låga halter</i>	<ERL
007	18	3 Måttligt höga halter	ERL-ERM
008	260	5 Mycket höga halter	>ERM
009	0,9	1 Mycket låga halter	<ERL
010	85	4 Höga halter	>ERM
011	140	4 Höga halter	>ERM
012	79	4 Höga halter	>ERM
013	82	4 Höga halter	>ERM
014	13	3 Måttligt höga halter	ERL-ERM
015	55	4 Höga halter	ERL-ERM
016	26	3 Måttligt höga halter	ERL-ERM
017	46	4 Höga halter	ERL-ERM
018	29	3 Måttligt höga halter	ERL-ERM
Medel	47	4 Höga halter	ERL-ERM
Median	18	3 Måttligt höga halter	ERL-ERM
Standard-avvikelse	67		

Skillnaden mellan medelvärde och medianvärde i sedimentet är inte lika stor som i ytvattnet: medelvärdet är 47 och medianvärdet 18 (tabell 5). Standardavvikelsen är 67 vilket är högt men inte lika högt som för totalhalt arsenik i ytvatten (tabell 5).

Avvikelse från jämförvärde för arsenik i sedimentet visade ”Ingen avvikelse” för punkt 001-006 samt 009. Punkt 008, 010-013, 015 och 017 visade ”Mycket stor avvikelse” och resterande punkter varierade mellan ”Ingen avvikelse” (009), ”Liten avvikelse” (014), ”Tydlig avvikelse” (007) och ”Stor avvikelse” (016 och 018).

3.5 Arsenik i bäckvattenväxter

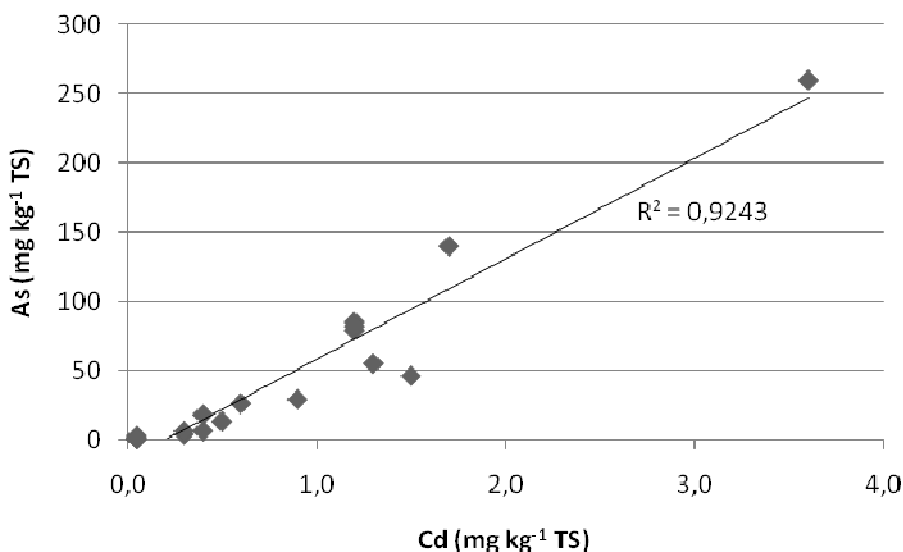
Jordartsdata som visar naturlig arsenikhalt genom att mäta arsenik i bäckvattenväxter, främst näckmossa (*Fontinalis spp.*) och rötter från starr (*Carex spp.*) (Löfgren m.fl. 2003) visar förhöjda arseniknivåer i jordarterna i Hallsbergs kommun (SGU 2010 D). För 88 prov tagna i kommunen var medelvärdet 90 mg kg⁻¹ TS As vilket faller inom den 95:e percentilen för bäckvattenväxter i Sverige (>54,5 mg kg⁻¹ TS) (Selinus och Lax 2005). Det prov som togs närmast Getabrotorp låg ca 0,5 km väster om upplagsplatsen och visade en halt på 30 mg kg⁻¹ TS As vilket faller just inom den 90:e percentilen för svenska bäckvattenväxter (29,6 - 54,5 mg kg⁻¹ TS As) (Selinus och Lax 2005).

3.6 Analyserade metaller

I ytvattnet har flest metaller sin högsta koncentration i provpunkt 007 och 008. Där ligger krom, koppar, bly och zink i klass 4 eller 5 (Naturvårdsverket 1999 B) och vanadin överstiger bakgrundshalten (Naturvårdsverket 2007) (tabell 6). Krom, koppar och bly befinner sig generellt i klass 4 "Höga halter" och resterande metaller lägre (tabell 7). De allra flesta metaller understiger i en majoritet av punkterna rapporteringsgränsen. Vanadin är den metall som finns i högst halter i flest punkter (jämfört med bakgrundshalten i ytvatten).

I sedimentet ligger nästan ingen metall i klass 4 eller 5 (tabell 8) men flest metaller har sin högsta koncentration i provpunkt 015 och 018. Detta gäller metallerna koppar, nickel, bly, vanadin och zink (tabell 8). Enligt Naturvårdsverkets klassindelning Tillstånd metaller i sediment (1999 B) återfinns i sort sett alla metallhalter i Klass 1 "Mycket låga halter" eller Klass 2 "Låga halter" (tabell 9). Vanadin är den metall som finns i högst halter i flest punkter (jämfört med bakgrundshalten i sediment).

Sambandet mellan arsenik- och kadmiumhalterna i sedimentet visar sig vid vara mycket starkt (figur 8). Inga andra metaller i sedimentet har ett så starkt samband.



Figur 8: Sambandet mellan kadmium och arsenik i sedimentet.

Tabell 6: Totalhalt av analyserade metaller och arsenik i ytvattnet i $\mu\text{g l}^{-1}$. Feta siffror anger värden i klass 4 eller överstigande bakgrundshalt och grå bakgrund anger värden i klass 5. Streck betyder att halten låg under rapporteringsgränsen.

	001	002	003	004	005	006	007	008	009	010	011	012	013	014	015	016	017	018
As	0,5	4,1	-	0,7	0,6	-	1700	4300	-	1,3	2,9	1,9	1,4	0,8	0,7	0,7	1,3	0,7
Cd	-	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Co	-	7,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cr	-	2,4	-	-	-	-	21	89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cu	1,5	5,2	-	-	-	1,5	26	200	-	1,1	-	-	-	-	-	-	-	-
Ni	-	1,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pb	0,9	9,3	-	-	-	-	17	53	-	1,4	0,7	-	-	-	-	-	0,6	-
V	2,4	12	0,9	0,6	0,8	-	92	470	0,5	1,8	1,7	1,2	1,2	7,8	1,0	1,0	1,9	0,7
Zn	-	36	-	-	-	-	180	340	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabell 7: Medelhalt och medianhalt av analyserade metaller i ytvatten i $\mu\text{g l}^{-1}$ samt medelvärdenas klassificering enligt Naturvårdsverkets (1999 B) bedömningsgrunder för miljö kvalitet. I tabellen anges även vilka punkter som i klassificeringen tillhör en högre klass än den som medelvärdet tillhör. Punkter där halten låg under rapporteringsgränsen har ej tagits med i beräkningen av medel- eller medianvärde. Bakgrundshalter för vanadin och kobolt kommer från Naturvårdsverket (2007).

Metall	Medelhalt	Medianhalt	Klassinledning för medelvärdet enligt Naturvårdsverket (1999 B) Tillstånd metaller i vatten	Punkter med halter avvikande från medelvärdets klassindelning
Cd	0,25	0,30	Klass 3 Måttligt höga halter	
Co	7,0	7,0	Uppskattad bakgrundshalt för små vattendrag: 0,03 $\mu\text{g l}^{-1}$	En punkt över bakgrundshalt
Cr	37	21	Klass 4 Höga halter	008: klass 5 Mycket höga halter
Cu	34	1,5	Klass 4 Höga halter	008: klass 5 Mycket höga halter
Ni	1,6	1,6	Klass 2 Låga halter	
Pb	12	1,4	Klass 4 Höga halter	008 och 007: klass 5 Mycket höga halter
V	35	1,2	Uppskattad bakgrundshalt för små vattendrag: 0,06 $\mu\text{g l}^{-1}$	17 punkter över bakgrundshalt
Zn	190	180	Klass 4: Höga halter	008: klass 5 Mycket höga halter

Tabell 8: Totalhalt av analyserade metaller och arsenik i sedimentet $\mu\text{g l}^{-1}$. Feta siffror anger värden i klass 4 eller överstigande bakgrundshalt och grå bakgrund anger värden i klass 5. Tomma rutor betyder att inget prov togs och streck betyder att halten låg under rapporteringsgränsen.

	001	002	003	004	005	006	007	008	009	010	011	012	013	014	015	016	017	018
As	0,6	6,2	3,6	6,1	2,5	-	18	260	0,9	85	140	79	82	13	55	26	46	29
Al				9700			2700	550										
Ba	44	120	78		13			160	12	140	160	240	200	63	210	140	170	150
Cd	-	0,4	0,3	0,3	-	-	0,4	3,6	-	1,2	1,7	1,2	1,2	0,5	1,3	0,6	1,5	0,9
Co	3,1	6,6	3,6	3,2	-	1,4	-	-	-	-	-	2,5	-	3,7	8,0	7,6	6,7	15
Cr	34	8,5	11	11	-	2,0	-	-	5,1	-	-	3,3	3,0	10	9,1	7,7	6,1	12
Cu	4,6	11	14	13	-	4,6	-	-	-	-	-	-	-	6,5	-	3,2	4,6	10
Hg				0,08		-	-											
Ni	5,2	4,6	6,0	6,1	-	1,9	-	-	-	-	-	-	-	4,7	6,6	4,3	3,6	7,7
Pb	3,8	17	19	21	5,3	2,6	1,3	3,1	4,6	8,8	7,5	8,5	12	14	30	21	20	31
V	18	25	29	30	10	5,7	3,1	27	-	37	51	41	52	33	95	47	48	55
Zn	50	72	77	72	-	16	10	60	-	58	73	77	90	39	120	76	93	110

Tabell 9: Medelhalt och medianhalt av analyserade metaller i sedimentet $\mu\text{g l}^{-1}$ samt medelvärdeets klassificering enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet (1999 B). I tabellen anges även vilka punkter som i klassificeringen avvek från den klass medelvärdet tillhör. Punkter där halten låg under rapporteringsgränsen ej tagits med i beräkningen av medel- eller medianvärde. Bakgrundshalter för vanadin och kobolt kommer från Naturvårdsverket (2007).

Metall	Medelhalt	Medianhalt	Klassinledning för medelvärdet enligt Naturvårdsverket (1999 B) Tillstånd metaller i sediment	Punkter med halter avvikande från medelvärdets klassindelning
Al	4300	2700	Jämförvärde/bakgrundshalt finns ej	
Ba	130	140	Jämförvärde/bakgrundshalt finns ej	
Cd	1,1	1,0	Klass 2 Låga halter	008: Klass 3 Måttligt höga halter
Co	5,6	4,0	Jämförvärde finns ej, uppskattad bakgrundshalt för sediment: 15 mg kg ⁻¹	En punkt över bakgrundshalt
Cr	9,4	9,0	Klass 1 Mycket låga halter	003, 004, 010, 018: Klass 2 Låga halter, 001: Klass 3 Måttligt höga halter
Cu	7,9	7,0	Klass 1 Mycket låga halter	
Hg	0,08	0,08	Klass 1 Mycket låga halter	
Ni	5,1	5,0	Klass 2 Låga halter	
Pb	13	10	Klass 1 Mycket låga halter	
V	34	32	Jämförvärde finns ej, uppskattad bakgrundshalt för sediment: 20 mg kg ⁻¹	12 punkter över bakgrundshalt
Zn	61	72	Klass 1 Mycket låga halter	

4 Diskussion

4.1 Löst och partikulär arsenik i ytvatten och sediment

Haltskillnaderna mellan total och löst arsenik (tabell 4) visar att stor del av arsenik i ytvattnet på Getabrotorp 1:1 är bunden i partiklar. Även om järn ej analyserades i ytvattnet uppvisar de orange utfällningar som noterades i bäcken fr.o.m. provpunkt 007 alla tecken på att bestå av utfällt järn (Parisio m.fl. 2006). Järnflockar bildas abiotiskt i aerobt vatten med pH på 5,5 - 7,4 då tvåvärt järn oxideras till sin trevärda form och fälls ut som järnoxider, eller biogenetiskt av bakterier som oxiderar tvåvärt järn (Fortin och Langley 2005). Arsenik har då det uppmätts i bäckvattenväxter visat en stark korrelation med järn vilket pekar på sammankopplingen mellan de två i ytvatten (Selinus och Lax 2005).

De extremt höga partikulära arsenikkoncentrationer som återfanns i två punkter runt Getabrotorp 1:1 är i paritet med halter som funnits nedströms gruvverksamhet (för ett antal exempel, se Smedley och Kinniburgh 2002). Organismers exponering för arsenik är mindre riskabel då arsenik befinner sig i partikulär form än i löst form då det är svårare för organismer att ta upp arsenik som större partiklar (Luoma 1989). Mobilisering genom lösning förutsätter inte biotillgänglighet (Landner 1998) men mobilisering av den arsenik som nu är bundet i järnkomplex och sedimentpartiklar är en viktig fråga i en riskbedömning - hur stor är risken för att partikulär arsenik ska lösa sig och bli mer biotillgänglig?

Järnutfällningarna i ytvattnet vid upplagsplatsen på Getabrotorp 1:1 tillkommer samtidigt som den partikulära arsenikkoncentrationen i ytvattnet skjuter i höjden, i provpunkt 007 (tabell 4). Järnflockning och dess bindning av arsenik kan här eventuellt ses som en reningsmekanism som förhindrar att arsenik sprids vidare eller förekommer som en mer löst och därmed biotillgänglig fraktion (Luoma 1989, Parisio m.fl. 2006). Dock kan förändringar i redoxförhållanden, pH-förhållanden eller båda resultera i att arsenik löses ut till ytvattnet från ytcomplex bildade genom adsorption (Ford 2005). Exempel på en förändring som varit aktuell i svenska ytvatten de senaste åren är en återhämtning från tidigare försurningsproblematik och som konsekvens en höjning av pH (Wällstedt m.fl. 2010).

Kompletterande provtagning utförd av SWECO i oktober 2010 i provtagningspunkt 008 visar en sänkning av den totala arsenikhalten med en faktor på 1000 (nuvarande halt $4,8 \mu\text{g l}^{-1}$) (Charlotte Larsson, muntl. 2010). Halten löst arsenik uppmättes däremot till ungefär dubbla värdet jämfört med den första provtagningen ($2,1 \mu\text{g l}^{-1}$) (Charlotte Larsson, muntl. 2010). En möjlig förklaring till en del av den extremt stora skillnaden i provtagningsresultat kan vara årstidsbunden variation i redoxförhållanden, pH och vattenflöde. Den höga halten partikulär (total) arsenik vid provtagning i slutet av april kan kanske delvis förklaras av ett högre vattenflöde efter snösmältningen (Bydén m.fl. 2003) vilket kan ha gjort att arsenik och järn spolades ur massorna i en högre hastighet och i större mängd. Ökad grundvatten-genomströmning har också setts öka mobiliseringen av arsenik från förorenat sediment (Nikolaidis m.fl. 2004). Vid tillförsel av smältvatten kan pH sjunka (Bydén m.fl. 2003) och ett lägre pH (mellan neutralt och svagt surt) skulle göra att arsenat binder starkare till järnoxidpartiklarna (Smedley och Kinniburgh 2002, Naturvårdsverket 2006, Wällstedt m.fl. 2010) varpå den lösta halten minskar och den partikulära halten ökar. Vid provtagningen i oktober uppmättes pH till 7,0 i provet och 7,29 i flödescellen (Naturvårdsverket 2006,

Charlotte Larsson, muntl. 2010). Reduktion och oxidation av arsenik och bildning av järn- och arsenikkomplex sker dock normalt långsamt (Naturvårdsverket 2006) varför en skillnad av denna magnitud kanske inte enbart kan förklaras av redoxprocesser.

Arsenikhalterna i sedimentet på Getabrotorp 1:1 är konsekvent högre än arsenikhalterna i ytvattnet efter massutskjutet relaterat till de jämförvärden som använts (förutom punkt 007 och 008 där ytvattnets halter är extremt höga) (tabell 4 och 5). Arsenikhalten i sedimentet fortsätter sedan vara relativt hög hela vägen till vattendragets slut, till skillnad från ytvattnet där halterna går ner till en mer normal nivå redan i punkt 009. Arsenik anrikas generellt i sedimentet varför dessa resultat inte kommer som någon överraskning (Naturvårdsverket 1999 B). Sedimentet visar även belastning över en längre tid då årstidsbundna skillnader i vattenflöde snabbare syns i ytvattnet än i sedimentet. Den stora variationen i arsenikhalter i provpunkter som ligger relativt nära varandra är uppseendeväckande. Arsenikhalterna i de allra flesta punkter är mycket låga i ytvattnet, klass 1 eller 2 enligt Tillstånd metaller i vatten (Naturvårdsverket 1999 B) och kan alltså inte ens kallas förorenade om de ses som enskilda punkter. I punkt 007 och 008 är det dock främst partikulära halter som är extremt höga och ett eventuellt lågt flöde och stillastående vatten just där vattnet kommer ut från massorna kan ha förhindrat vidare transport av partikulär arsenik.

4.2 Arsenikföroreningens ursprung

Markant förhöjda halter av arsenik har på Getabrotorp 1:1 endast detekterats i ytvatten och sediment, och ursprunget är fortfarande okänt. Provtagning på området och i massorna har i november 2010 inte givit någon förklaring till de förhöjda arsenikhalterna i ytvatten och sediment (Wievegg 2010). Att identifiera källan till arsenikföroreningen är centralt för att kunna uppskatta den potentiella risken för fortsatt läckage av föroreningar till omgivningen över lång tid (Ford 2005).

4.2.1 Naturliga källor

Bergarten alunskiffer innehåller ofta olika spårämnen, t.ex. uran, vanadin och arsenik och metaller såsom nickel, järn, kadmium och koppar som är toxiska i höga koncentrationer (Lavgren m.fl. 2009). Kombinationen av ett område av alunskifferar norr om Getabrotorp och inlandsisens rörelse mot söder under den senaste istiden kan ge upphov till misstanke om att höga arsenikhalter är naturligt för området (Anders Hallberg och Anna Ladenberger, muntl. 2010, SGU 2010 A). Detta kan även sättas i samband med de höga arsenikhalterna i bäckvattenväxter i närheten av Getabrotorp och att arsenikhalter i bäckvattenväxter uppvisar starkt samband med arsenikhalter i moränen (Löfgren m.fl. 2003). Vittring av alunskiffer har funnits kunna bidra till spridning av arsenik till grundvatten i storleksordningen 10 % av det som en antropogen punktkälla kan bidra med (Lavgren m.fl. 2009). Att såpass lokalt förekommande och dessutom höga arsenikhalter som uppmättes i ytvattnet ($4300 \mu\text{g l}^{-1}$) helt skulle kunna förklaras av naturliga bakgrundshalter verkar mindre sannolikt. I sedimentet tillhör majoriteten av punkterna efter massutskjutet klass 4 "Höga halter" (tabell 5) vilket är halter som vanligen tolkas som ett resultat av förorenande punktkälla (Naturvårdsverket 1999 B). De flesta provtagningspunkter i sedimentet belägna efter massutskjutet visade "Mycket stor avvikelse" eller "Stor avvikelse" från jämförvärdet medan provtagningspunkterna innan massutskjutet inte visade någon avvikelse. Då påverkan av punktkälla testades visade resultatet "Mycket stor"/"Trolig"/"Stor påverkan av punktkälla" i ytvattnet efter massornas utskjut (Naturvårdsverket 1999 A).

De flesta andra i alunskiffer naturligt förekommande metaller kommer inte upp i tillnärmelsevis lika höga halter relativt arsenik men visar en liknande fördelning, d.v.s. med högst halter i ytvattnet i punkt 007 och 008 precis efter massornas utskjut i bäcken. Det mest troliga är att det är samma punktkälla som utgör källan till flera andra metaller. Metallhalternas koppling till alunskiffrarna i norr är därför troligen inte kausal för just vattendraget runtomkring Getabrotorp även om den bidrar till höga bakgrundshalter i vattendrag i närheten.

4.2.2 Utlakning via grundvatten

Arsenikföroreningar kan orsakas av utlakning från gamla deponier (Bleiwas 2000) då en förorenad grundvattenplym från utlakande deponi förorenar ytvattenssediment som i sin tur då blir en källa till arsenik för ytvattnet (Ford 2005). Järnflockar är nära associerat med arsenik där lakvattenförorenat grundvatten från deponier når markytan eftersom den aeroba miljön då gör att järnoxihydroxiderna i järnflockarna adsorberar arsenik (Parisio m.fl. 2006). Om järn utfälls där reducerat grundvatten utsätts för syre (Ford 2005, Parisio m.fl. 2006) kan alltså även arsenik komma att fällas ut i dessa områden (Naturvårdsverket 2006).

I fallet med Getabrotorp syns järnflockar endast just efter de utskjutande massorna i bäcken vid punkt 007 och vattnet späds sedan gradvis ut. Grundvatten ser ut att ligga i marknivå på andra platser runt de deponerade massorna på upplagsplatsen utan att det har resulterat i järnflockar varken i bäcken eller i det våtmarksliknande området. Det är också direkt efter massornas utskjut i bäcken som speciellt partikulära men även lösta arsenikhalter i sediment och ytvatten är som högst (figur 6 och 7). Det vatten som har lakat ur massorna, blivit arsenikförorenat grundvatten och sedan förorenar vattendragets vatten och sediment har alltså endast givit upphov till en lokal förorening och är inte allmänt gällande för lakvattnet från alla massor på upplagsplatsen.

4.2.3 Impregnerat virke

Arsenik användes länge som komponent i CCA i tryckimpregnering för att öka livslängden hos trävirke, total nedbrytning av trä impregnerat med CCA kan ta upp till 70 år (Bleiwas 2000). En annan typ av impregneringssalt är Bolidensalt, BIS, vilket innehåller zink, krom och arsenat (National Research Council 1976). Lagring av både timmer och möjligen flis har skett på upplagsplatsen på Getabrotorp 1:1 och även om dess ursprung inte är känt så finns en möjlighet att samband finns med den impregneringsanläggning som ligger några km söderut (Jernlås och Karlgren 2009, Wievegg 2010). I de punkter där halterna av arsenik i ytvattnet är högst, 007 och 008, är också halterna av krom, koppar och zink som högst (tabell 6), alla har enligt Naturvårdsverket (1999 B) "Mycket höga halter" i punkt 008 och "Höga halter" i punkt 007 (tabell 7). I sedimentet syns dock ingen koppling mellan krom, koppar och arsenik (tabell 8).

4.2.4 Återmobilisering av arsenik från sedimentet

Det förorenade sedimentet kan i sig självt utgöra en föroreningskälla till ytvattnet, s.k. intern belastning, vilket sker då sedimenterat material resuspenderas och når vattenkolumnen och ökar dess föroreningskoncentration (Håkanson 2004).

Arsenikföroreningarna kan ha frigjorts från sediment genom kemiska processer initierade av förändringar i pH eller redoxförhållanden (CCME 1999, Seidel 2002). Arsenik kan också lösts

ut i sedimentets porvatten och på så sätt mobiliserats från förorenade sediment där det tidigare varit hårt bundet till oxihydroxider (Löfgren et al. 2003, Hering m.fl. 2004). Arseniks lösning i porvattnet kan ske om porvattnet innehar någon kemisk egenskap som gör att arsenik hellre löser sig i det än sitter kvar på flockarna (Hering m.fl. 2004). Denna egenskap skulle kunna vara halten tvåvärt järn, halten fosfat eller halten organiskt material i porvattnet, element som kan konkurrera ut arsenik när det gäller resorption på oxihydroxidflockarna (Hering m.fl. 2004). Bioturbation eller mekanisk omrörning, t.ex. av olika organismer i sedimentet kan också mobilisera arsenik från sediment (CCME 1999).

Då ett sediment är så pass förorenat som i vattendraget runt upplagsplatsen på Getabrotorp 1:1 med halter upp till 260 mg kg⁻¹ är det sannolikt att arsenik kan spridas från sedimentet till ytvattnet genom resuspension eller återmobilisering vid förändringar i pH eller redoxförhållanden. I sedimentet fanns bevisligen en hög andel organiskt material och lukten av svavelväte under provtagning i sediment kan tyda på syrefattiga förhållanden i sedimentet. Då sedimentet innehåller en hög andel organiskt material och nedbrytning av detta material sedan sker förbrukas syre, en reducerande miljö skapas och arsenik mobiliseras i och med reduceringen från arsenat till arsenit (Smedley och Kinniburgh 2002, Chaillou 2003, Weber m.fl. 2010).

4.3 Påverkan på skyddsvärda objekt

Skyddsvärda objekt runt upplagsplatsen på Getabrotorp 1:1 består huvudsakligen av olika typer av biotoper och tillhörande ekosystem samt grundvattenförekomster och privata brunnar (figur 4). Vattendraget kan också i sig utgöra ett skyddsvärt objekt genom sin eventuella förbindelse med andra mer skyddsvärda områden (Naturvårdsverket 2009). Naturvårdsprogrammet ger området ett Mycket högt värde (figur 4).

De flesta värdefulla naturmiljöer ligger väster eller sydväst om upplagsplatsen vilket minskar risken för påverkan då vattendraget rinner mot norr och arsenik har påträffats öster om upplagsplatsen (figur 4). Provtagning pekar hittills på att arsenik är begränsad till ytvatten och sediment och att det är i ytvatten som transporten sker. I ett område med många brunnar och grundvattenmagasin hade en exponeringsväg för människor annars kunnat utgöras av arsenik i grundvatten som används som dricksvatten, något som är vanligt i t.ex. Bangladesh, om än av naturliga orsaker (Smedley och Kinniburgh 2002).

Det rika djurliv som finns i området påverkar arsenikföroreningens betydelse på flera sätt. Arseniks toxicitet utgör en risk, speciellt för direkt vattenlevande organismer som t.ex. grodor. De grodägg som upptäcktes vid provtagningen var belägna vid provpunkt 006, strax innan det massutskjut som kan vara en trolig föroreningskälla. Benthiska (bottenlevande) organismer är också mycket utsatta för arsenikföroreningar då de inte bara exponeras för löst och partikulär arsenik i vattenkolumnen utan även partikulär arsenik i sedimentet (CCME 1999). Djur kan även spela en indirekt roll då deras rörelse i området och i de förorenade delarna av vattendraget kan orsaka resuspension av arsenik i sedimentet genom mekanisk påverkan. Nereis succinea, annelider som gräver gångar i sedimentet har funnits kunna påverka arsenikflödet från och distributionen i sediment (Riedel m.fl. 1987).

De stora avvikelserna från jämförvärdet för arsenik i sedimentet pekar på en större risk för biologiska effekter (Naturvårdsverket 1999 B) och enligt NOAA:s effektbaserade riktlinjer för

sedimentkvalitet borde ungefär hälften av provpunkterna efter massutskjutet i bäcken ha en risk på 60-90 % att uppvisa negativa effekter (NOAA 1999). Den andra hälften har en risk för negativa effekter på mellan 20 och 30 % (NOAA 1999). En bokstavlig tolkning av USEPA:s effektbaserade jämförvärden säger att oacceptabla effekter har uppkommit för det akvatiska ekosystemet i punkt 007 och 008 då dessa halter överstiger CMC, det maximala koncentrationskriteriet som ett akvatiskt ekosystem kan utsättas för under en kortare period (tabell 4). Det finns två problem med bokstavlig tolkning av jämförvärden i dessa fall. Partikulär arsenik i vattnet är inte löst arsenik och är därför inte lika biotillgänglig, kanske inte tillgänglig alls (Luoma 1989). Dessutom motsvarar olika provtagningspunkter inte två enskilda, och i rummet begränsade, ekosystem. Om organismer vid de starkt förorenade punkterna är påverkade, finns stor risk att de genom sin blotta samexistens med andra organismer i "icke-förorenade" delar av vattendraget kan föra effekterna av föroreningen vidare. Man kan inte hävda att de låga halterna i både sediment och ytvatten i punkt 009 (tabell 4 och tabell 5) gör att just den delen av vattendraget är opåverkat då punkterna med de allra högst halter ligger tio meter bort, gränserna för ett ekosystem är mer flytande än så.

4.3.1 Biotillgänglighet

Vilken form arsenik i ytvattnet runt Getabrotorp befinner sig i avgör dess toxicitet och påverkan på vattenlevande organismer (Chaillou 2003) men ingen analys för arsenikspeciering har utförts. Arsenat har i sötvatten störst påverkan på producenterna, de autotrofa organismerna (Landner 1998) och biomassan hos fytoplankton har funnits minska betydande då de utsätts för arsenat (Blomqvist och Heyman 1990). Fytoplanktons känslighet för olika former av arsenik verkar vara artspecifik (Landner 1998) och även till viss del vara bundet till vana vid föroreningar i livsmiljön (Knauer m.fl. 1998). I en sjö med hög arsenikhalt p.g.a. förorening påvisades fytoplanktonsamhället ha en lägre känslighet för tillsatt arsenat än i en icke förorenad sjö och en ökad fotosyntes noterades också då MMA och DMA (de organiska arsenikformerna) tillsattes (Knauer m.fl. 1998). Känsligheten för arsenit var dock oberoende av sjöns arsenikhalt (Knauer m.fl. 1998).

Fosfathalten i vattendraget i denna undersökning är okänd men arsenat liknar delvis fosfat (AsO_4^{3-} respektive PO_4^{3-}) vilket gör att arsenat kan vara skadligt för fytoplankton i mycket låga koncentrationer, så lågt som $2 \mu\text{g l}^{-1}$ (Blanck m.fl. 1989 i Wällstedt m.fl. 2010). Fytoplankton tar ofta upp arsenat tillsammans med fosfat varpå arsenat hindrar de viktiga fysiologiska processer där fosfat vanligen används (Landner 1998). Toxiciteten hos olika arsenikformer blir inte lika lättbestämd då fosfatinverkan på fytoplankton tas med i ekvationen. Ju mer fosfat som finns i ett system relativt till arsenathalten, desto mindre toxisk blir också påverkan på fytoplanktonsamhället (Landner 1998). Där fosfattillgången är begränsad, t.ex. i oligotrofa system, kan arsenat alltså ha en betydligt högre toxicitet än vanligt (Blanck m.fl. 1989 i Landner 1998).

Under provtagningen noterades vattnet vara starkt färgat av humussyror i skalan brunt-gult. Skogsavverkningen och dikningen som förekommit i området kan ha ökat tillströmning av organiskt kol (TOC, totalt organiskt kol, och DOC, löst organiskt kol) (Åström m.fl. 2002, Laudon m.fl., 2009). Både DOC och TOC har i sin tur visats korrelera positivt med totalhalten arsenik i sjöar (Löfgren m.fl. 2003). Organiska syror, t.ex. humussyror, försämrar adsorptionen av anjoner, ett exempel är arsenat, till oxider och ökar desorptionen från dessa då arsenat istället binds till det organiska materialet (Naturvårdsverket 2006). Stabiliteten hos dessa komplex ökar med lägre pH och bindningen till de humiska substanserna gör

arsenik mindre biotillgänglig och ev. mindre giftig för vattenlevande organismer (Landner 1998, Wällstedt m.fl. 2010).

4.4 Metaller

Krom och koppar har liksom arsenik sina högsta halter i ytvattnet i punkt 007 och 008. Detta samband gäller även för vanadin (tabell 6). Det är troligen inget sammanträffande att vanadin och arsenik båda återfinns i höga halter trots att vanadin normalt finns i mycket låga halter i svenska ytvatten, $<3 \mu\text{g l}^{-1}$ (Gustafsson och Johnsson 2004). Både vanadin och arsenik förekommer som spårämnen i alunskiffer (Lavergren m.fl. 2009) och i svenska ytvatten har en trend av ökande arsenik- och vanadinkoncentrationer upptäckts (Wällstedt m.fl. 2010). Vanadin bildar liksom arsenik en form, vanadat, som lätt binder till järnoxider och TOC och troligen kan den ökande transporten till vattendragen förklaras av att vanadin binds till järn och/eller TOC i kolloider (Wällstedt m.fl. 2010) vilka båda sågs i ytvattnet runt Getabrotorp.

Den mycket starka korrelationen mellan arsenik och kadmium är svår att förklara. Kadmium och arsenik samvarierar vanligen inte då pH påverkar de två ämnena på precis motsatt sätt. En pH-höjning innebär vanligen att andelen adsorberad arsenat minskar medan adsorberat kadmium istället ökar (Naturvårdsverket 2006). Arsenit adsorberas visserligen mer effektivt vid lågt pH precis som kadmium (Naturvårdsverket 2006) men arsenat är den vanligast förekommande arsenikformen i svenska ytvatten och sediment (Landner 1998, CCME 1999, Wällstedt m.fl. 2010). Möjlighet finns att alunskiffern norr om Getabrotorp 1:1 innehåller både arsenik och kadmium (Lavergren m.fl. 2009) och att det är bakgrundssignalen från skiffern som slagit igenom.

4.5 Provtagningsmetod

Insamlingen av sediment med hjälp av en sked kan p.g.a. den stora andelen dy och den otydliga gränsytan mellan sediment och vatten ha inneburit att sediment insamlats på varierande djup och med varierande arsenikhalter (Cantwell m.fl. 2007). Arsenikhalter kan variera som ett resultat av varierande halt organiskt material och järnoxider i sedimentet (Hering m.fl. 2004). Då inga halter av organiskt material eller järn undersöktes finns inget sätt att normalisera arsenikhalten mot någon av dessa parametrar.

4.6 Tillämpning av jämförvärden

Jämförvärdena från USEPA (2009) är effektbaserade för akvatiska ekosystem och dessutom tio år yngre än Naturvårdsverkets jämförvärden (1999 B) vilket gör att de kan antagas vara baserade på mer aktuell forskning. USEPA:s jämförvärden för arsenik i ytvatten existerar endast i två separata klasser; CCC för kronisk exponering och CMC för momentan exponering. Indelningen är problematisk då inget mellanregister mellan de två existerar, de är egentligen inte värden på samma skala. Mellanregistret mellan de två är inte relevant och ska alltså inte tolkas som en egen kategori. En halt kan aldrig sägas ligga mellan de två på samma sätt som ett värde kan ligga mellan kategorierna i NOAA:s (1999) sedimentklasser utan en halt ligger antingen under CMC, över CMC och under CCC eller över CCC vilket är viktigt att komma ihåg då de tillämpas.

För ytvatten återfanns endast en typ av jämförvärden för löst halt arsenik, de framräknade från USEPA (2009). Bristen på jämförvärden för lösta metallhalter i vatten kan ses som ett problem då den lösta halten, de partiklar som understiger 0,45 µm, också är den mest tillgängliga och därför relevanta i ett naturligt vatten (Luoma 1989). Totalhalt ger en uppfattning om potentiell risk men den risken kommer i de allra flesta naturliga vatten aldrig att bli verklighet.

Naturvårdsverkets klasser för indelning av tillstånd för metaller i sediment är endast variationsbaserad (Naturvårdsverket 1999). För att kunna göra en bedömning av vilka effekter en förorening kan få är effektbaserade jämförvärden som de från NOAA väsentliga.

Inga av de värden som halterna har jämförts med är lagstiftade eller saneringsmål, de bör alltså tolkas som de rekommendationer och riktlinjer de är, inte tvingande mål.

4.7 Framtida studier

I eventuella framtida studier skulle en arsenikspeciering vara intressant för att lättare avgöra biotillgänglighet. Att i denna provtagning ha analyserat ytvattenproverna med avseende på pH och reduktionspotential skulle också ha varit optimalt för att se om och hur arsenik är uppbundet i komplex och vilken risk det finns att arsenik frigörs vid ändrade miljöförhållanden. En utredning av sambandet mellan arsenik och kadmium genom vidare provtagning eller närmare analys av beståndsdelarna i alunskiffern norr om upplagsplatsen skulle också kunna vara av värde.

4.8 Slutsatser

Ett troligt ursprung för arsenikföroreningen i ytvatten och sediment i vattendraget bredvid upplagsplatsen är en punktkälla belägen i den del av massorna som skjuter ut i bäcken. Denna punktkälla skulle kunna vara virke eller flis impregnerat med CCA och/eller BIS då krom-, zink, och kopparhalter visar en liknande fördelning som arsenikhalten i ytvattnet med högst halter i provpunkterna strax efter sagda massutskjut. Uppgifter om timmer- och/eller flisupplag på upplagsplats finns, samt en före detta impregneringsanläggning i närheten där CCA- och BIS-impregnering har pågått. Intern belastning, resuspendering av arsenik från det redan förorenade sedimentet kan också inverka.

Bakgrundshalterna är naturligt höga i närområdet vilket bevisas av alunskiffer i ett område norrut och höga arsenikhalter i bäckvattenväxter i närheten men kan troligen inte utgöra hela förklaringen till de höga halterna. Att totala (partikulära) arsenikhalter till skillnad från lösta arsenikhalter är så höga kan möjligen förklaras av optimala redox- och pH-förhållanden för komplexbildning av arsenik tillsammans med t.ex. järnoxider under provtagningstillfället.

Flera skyddsvärda områden finns nära upplagsplatsen. Områdena utgörs i första hand av olika biotop typer och grundvattenförekomster, främst söder och väster om upplagsplatsen, samt dricksvattenbrunnar norrut. Dessa typer av områden är alla sådana att de kan påverkas negativt av arsenik men de påträffade föroreningarna har återfunnits i vattendraget som har en nordöstlig sträckning.

Föroreningens, som främst består av partikelbunden arsenik i ytvattnet och arsenik i sedimentet, påverkan på skyddsvärda områden i närheten beror av biotillgänglig fraktion. Ingen arsenikspeciering har utförts som kan ge en upplysning om toxicitet och mobilitet. Om pH eller oxidationsförhållanden ändras kan mer arsenik mobiliseras och gå i lösning än vad som har varit fallet hittills. I en eventuell riskbedömning bör alltså även förändringar i närmiljön tas med i beräkningen.

5 Referenser

- Blanck, H., Holmgren, K., Lander, L., Norin, H., Notini, M., Rosemarin, A. och Sundelin, B. 1989. Advanced hazard assessment of arsenic in the Swedish environment. I: Landner, L. (red.): Chemicals in the Aquatic Environment. Advanced Hazard Assessment. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg, 256–328.
- Bleiwas, D. I. 2000. Arsenic and Old Waste. US Geological Survey. <http://minerals.usgs.gov/minerals/mflow/doo-0195/> 2010-05-31.
- Blomqvist, P. och Heyman, U. 1990. Effects of arsenate additions to pelagic mesocosms on phytoplankton biomass and composition. *Limnologica*, 20: 329-338.
- Bydén, S., Larsson, A-M. och Olsson, M. 2003 Mäta vatten - Undersökningar av sött och salt vatten. Institutionen för miljövetenskap och kulturvård, Göteborgs universitet. 136 sidor.
- Cantwell, M. G., King, J. W., Burgess, R. M. och Appleby, P. G. 2007. Reconstruction of contaminant trends in a salt wedge estuary with sediment cores dated using a multiple proxy approach. *Marine Environmental Research*, 64: 225-246.
- Cardell, Ö. och Rosén, M. 2009. Summeringsrapport - Miljöskuld fastigheter. Kostnadsuppskattning för avhjälpande av miljöskada. SWECO Environment AB.
- Chaillou, G., Schäfer, J., Anschutz, P., Lavaux, G. och Blanc, G. 2003. The behaviour of arsenic in muddy sediments of The Bay of Biscay (France). *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67: 2993–3003.
- CCME, Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life - Arsenic.
- Eurofins 2010 A: Förteckning screeninganalyser. <http://www.eurofins.se/tjanster/miljo-/fast-prov/jord--sediment--slam/forteckning-screening-analyser.aspx> 2010-10-27.
- Eurofins 2010 B: Ackreditering/Certifiering. <http://www.eurofins.se/om-oss-/ackrediteringcertifiering.aspx> 2010-11-02.
- Eurofins 2010 C: Förteckning oorganiska analyspaket och enskilda analyser. <http://www.eurofins.se/tjanster/miljo-/vatten/deponi/forteckning-oorganiska-analyser--vatten.aspx> 2010-11-02.
- Eurofins 2010 D: Förteckning oorganiska analyser Jord/Sediment/slam. <http://www.eurofins.se/tjanster/miljo-/fast-prov/jord--sediment--slam/forteckning-oorganiska-analyser.aspx> 2010-11-24.
- Ford, R. 2005. Environmental research brief. The Impact of Ground-Water/Surface-Water Interactions on Contaminant Transport with Application to an Arsenic Contaminated Site. United States Environmental Protection Agency.
- Fortin, D. och Langley, S. 2005. Formation and occurrence of biogenic iron-rich minerals. *Earth-Science Reviews*, 72:1-19.
- Fredén, C. (red.), 2002: Berg och jord. Sveriges Nationalatlas, Vällingby. 208 sidor.
- Gorby, M. S. 1988. Arsenic poisoning. *Western Journal of Medicine*, 149:308-315.
- Gustafsson, J. P. och Johnsson, L. 2004. Vanadin i svensk miljö - Förekomst och toxicitet. KTH Mark- och vattenteknik.
- Hallberg, A. och Ladenberger, A., geolog resp. geokemist, Sveriges geologiska undersökning. 2010-02-11.
- Hering, J. G., Campbell, K., Dixit, S. och O'Day, P. A. 2004. Arsenic Mobilization from Contaminated Sediments: A Full-scale Experiment in Progress. Eleventh International Symposium on Water Rock Interaction (WRI). Saratoga Springs, New York.
- Håkanson, L. 2004. Internal loading: A new solution to an old problem in aquatic sciences. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 9:3-23.

- Jernlås, R. och Karlgren, B. 2009. Åsbro gamla impregnering - Huvudstudie. Vattenfall Power Consultant AB.
- Knauer, K., Behra, R. och Hemond, H. 1998. Toxicity of inorganic and methylated arsenic to algal communities from lakes along an arsenic contamination gradient. *Aquatic Toxicology*, 46: 221-230.
- Kofoed Schröder, J. konsult Vectura, 2010-10-19.
- Landner, L. 1998. Arsenic in the aquatic environment-speciation and biological effects. Kemikalieinspektionen. Report no 2/98.
- Lantmäteriet. 2010 A. Flygbilder.
- Lantmäteriet 2010 B. Digitala kartbiblioteket. <https://butiken.metria.se/digibib/index.php> 2010-05-20.
- Larsson, C., civilingenjör SWECO, 2010-11-12.
- Laudon, H., Hedtjärn, J., Schelker, J., Bishop, K., Sörensen, R. och Ågren, A. 2009. Response of Dissolved Organic Carbon following Forest Harvesting in a Boreal Forest. *Ambio*, 38: 381-386.
- Lavergren, U., Åström, M. E., Falk, H. och Bergbäck, B. 2009. Metal dispersion in groundwater in an area with natural and processed black shale – Nationwide perspective and comparison with acid sulfate soils. *Applied Geochemistry*, 24: 359-369.
- Li, W., Chien, P. K och Furst, A. 1994. Evaluation of three antidotes on arsenic toxicity in the common earthworm (*Lumbricus terrestris*). *Journal of Applied Toxicology*, 14:181-183.
- Luoma, S.N. 1989, Can we determine the biological availability of sediment-bound trace elements? *Hydrobiologia*, 176/177: 379-396.
- Länsstyrelserna 2008. GIS-data från Länsstyrelserna. <http://lanstema.lst.se/default.asp?strUser=alladownload&strPwd=24hmynd&Language=Lstgisdownload> 2010-10-29.
- Löfgren, S., Ranneby, B., Ekström, M. och Yu, J. 2003. Naturliga bakgrundshalter av bly, zink och arsenik i svenska ytvatten baserat på metallernas haltvariation i morän och sedimentära jordar – implikationer för EU:s ramdirektiv för vatten och nationella miljömål. Sveriges geologiska undersökning.
- Magnusson, Y., Ekholm, D. och Dahlström H. 2010. Getabrotorp 1:1- Miljöteknisk undersökning avseende upplag i en f.d. bergtäkt. SWECO Environment AB. Örebro Vatten och Miljö.
- Metria 2010: Infovisaren. https://www.infovisaren.se/projekt/svevia_intra/InfoVisaren.asp?prodnr=1 2010-09-30.
- Miljömålsportalen 2010 A: Om miljömålen. <http://www.miljomal.se/Om-miljomalen/> 2010-02-02.
- Miljömålsportalen 2010 B: Miljömål 4-Giftfri miljö. <http://www.miljomal.se/4-Giftfri-miljo/Delmal/> 2010-02-02.
- Milton, A., platschef Marksaneringsgruppen, Svevia, 2010-11-17.
- National Research Council, Subcommittee on Arsenic, Committee on Medical and Biologic Effects of Environmental Pollutants. 1976. Arsenic. National Academy of Sciences. Washington D.C. 480 sidor.
- Naturvårdsverket. 1999 A. Metodik för inventering av förorenade områden - MIFO. Rapport 4918.
- Naturvårdsverket. 1999 B. Bedömningsgrunder för vattenkvalitet - Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.
- Naturvårdsverket. 2006. Metallers mobilitet i mark. Rapport 5536.
- Naturvårdsverket. 2007. Bilaga A till handbok 2007:4-Bedömningsgrunder för sjöar och

- vattendrag.
- Naturvårdsverket. 2008 A. Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Rapport 5799.
- Naturvårdsverket. 2008 B. Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i Ramdirektivet för vatten. Rapport 5801.
- Naturvårdsverket. 2009. Riskbedömning av förorenade områden - En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Rapport 5977.
- Naturvårdsverket 2010: Läget i landet - efterbehandling av förorenade områden. <http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Laget-i-landet--efterbehandling/> 2010-02-05.
- Nikolaidis, N. P., Dobbs, G. M., Chen, J. och Lackovic, J. A. 2004. Arsenic mobility in contaminated lake sediments. *Environmental Pollution*, 129:479-487.
- NOAA, National Atmospheric and Oceanic Administration. 1999. Sediment Quality Guidelines developed for the National Status and Trends Program.
- Parisio, S., Keimowitz, A. R., Simpson, H. J., Lent, A. och Blackman, V. 2006. Arsenic-Rich Iron Floc Deposits in Seeps Downgradient of Solid Waste Landfills. *Soil & Sediment Contamination*, 15:443-453.
- Riedel, G. F., Sanders, J. G. och Osman, R. W. 1987. The effect of biological and physical disturbances on the transport of arsenic from contaminated estuarine sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 25:693-706.
- Riksanantikvarieämbetet 2010: Fornsök. <http://www.fmis.raa.se/cocoon/fornsok/search.html> 2010-06-03.
- Seidel, H., Mattusch, J., Wennrich, R., Morgenstern, P. och Ondruschka, J. 2002. Mobilization of Arsenic and Heavy Metals from Contaminated Sediments by Changing the Environmental Conditions. *Acta Biotechnologica*, 22: 153-160.
- Selinus, O. och Lax, K. 2005. Naturligt arsenik – risker i vår omvärld? Samband mellan arsenik i morän och grundvatten. Sveriges geologiska undersökning.
- SGU, Sveriges geologiska undersökning. 2004. Identifiering av geologiska formationer av nationell betydelse för vattenförsörjning. Rapporter och meddelanden 115.
- SGU, Sveriges geologiska undersökning 2010 A: Kartgeneratoren. <http://maps2.sgu.se/kartgenerator/sv/maporder.html> 2010-09-24 och 2010-09-30.
- SGU, Sveriges geologiska undersökning. 2010 B. Grundvattenkartan.
- SGU, Sveriges geologiska undersökning 2010 C: Brunnsarkivet. http://www.sgu.se/sgu/sv/samhalle/grundvatten/brunnar/brunns_arkiv.htm 2010-01-29.
- SGU, Sveriges geologiska undersökning. 2010 D. Geokemiska data för arsenik.
- Skogsstyrelsen 2009 A: Skogens pärlor. <http://skogsstyrelsen.se/epi-server4/templates/SNormalPage.aspx?id=12524&epslanguage=SV> 2010-09-23.
- Skogsstyrelsen 2009 B: Biotoptyper. <http://www.svo.se/epi-server4/templates/SNormalPage.aspx?id=12378> 2010-06-03.
- Skogsstyrelsen 2009 C: Nyckelbiotoper och andra naturvärden. <http://www.svo.se/epi-server4/templates/SNormalPage.aspx?id=13069> 2010-06-01.
- Skogsstyrelsen 2009 D: Biotopskydd. <http://www.svo.se/epi-server4/templates/SNormalPage.aspx?id=13530> 2010-06-03.
- Smedley, P. L. och Kinniburgh, D. G. 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17:17-568.
- Svenska Kraftnät. 2010. Miljökonsekvensbeskrivning Sydvästlänken. Ny 400 KV-ledning

- Hallsberg– Östansjö– Barkeryd.
- Svevia 2010: Om Svevia. <http://www.svevia.se/Om-Svevia/> 2010-01-19.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. 2009. National Recommended Water Quality Criteria.
- Vägnet (Svevias internportal) 2009: Projekt Förorenade fastigheter.
http://vagnet.vv.se/templates/VVPVN_InfoPage.aspx?id=21578 2010-02-05.
- Weber, F. A., Hofacker, A. F., Voegelin, A. och Kretzschmar, M. 2010. Temperature Dependence and Coupling of Iron and Arsenic Reduction and Release during Flooding of a Contaminated Soil. *Environmental Science and Technology*, 44: 116-122.
- Wievegg, U. 2010. Provtagningsrapport - Provtagning av grundvatten, mark och upplag Getabrotorp, för Svevia. SAKAB.
- Wällstedt, T., Björkvald, L. och Gustafsson, J. P. 2010. Increasing concentrations of arsenic and vanadium in (southern) Swedish streams. *Applied Geochemistry*, 25: 1162-1175.
- Åström, M., Aaltonen, E-K. och Koivusaari, J. 2002. Impact of forest ditching on nutrient loadings of a small stream—a paired catchment study in Kronoby, W. Finland. *The Science of the Total Environment*, 297:127-140.