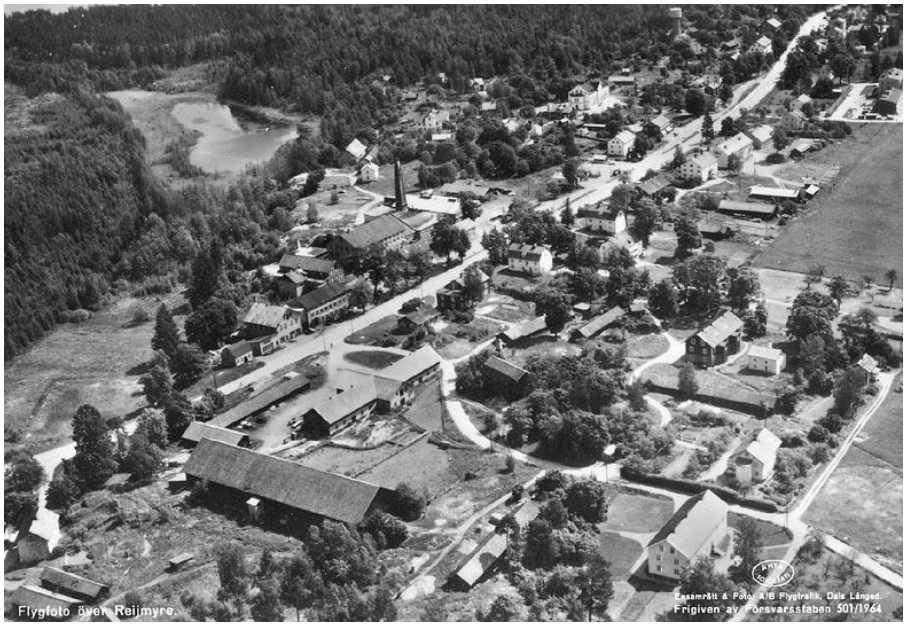
Konceptuell modell över spridningsvägar för glasbruksföroreningar i Rejmyre samhälle

Annelie Helmfrid

Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet, kandidatarbete, nr 384
(15 hp/ECTS credits)



Geologiska institutionen
Lunds universitet
2014

Konceptuell modell över spridningsvägar för glasbruksföroreningar i Rejmyre

Kandidatarbete
Annelie Helmfrid

Geologiska institutionen
Lunds universitet
2014

Innehåll

1 Introduktion **7**
1.1 Historisk bakgrund 7
1.2 Syfte 7
1.3 Frågeställningar 7
2 Bakgrund **7**
2.1 Glasindustrin 7
2.1.1 Råvaror och hanterade ämnen 7
2.1.2 Förväntade föroreningskällor 8
2.2 Reijmyre Glasbruk 9
2.2.1 Historik 9
2.2.2 Produktion 9
2.2.3 Miljöfarlig verksamhet och avfall 11
2.3 Tidigare undersökningar på Reijmyre Glasbruk 11
2.4 Metallers rörlighet i mark och vatten 11
2.4.1 Hälsoeffekter av arsenik, bly och kadmium 12
3 Områdesbeskrivning **12**
3.1 Mark-, grundvatten- och ytvattenförhållanden 13
3.1.1 Topografi 13
3.1.2 Jorddjup, jordarter och berggrund 14
3.1.3 Grundvattenförhållanden, 3.1.4 Ytvattenförhållanden, 3.1.5 Naturliga bakgrundshalter ... 14
4 Metod **15**
4.1 Dricksvattenprover 16
4.2 Jordprover 16
4.3 Lakvattenprov 18
5 Resultat **19**
5.1 Förekomst och lokalisering av glasavfall i Rejmyre samhälle 19
5.2 Jordprover 20
5.2.1 Analysresultat från laboratorium 21
5.2.2 XRF-analys 22
5.3 Lakvattenprov från privat fastighet 22
5.3.1 K_d-värde från privat fastighet 23
5.4 Dricksvattenprover från privata dricksvattenbrunnar 24
5.5 Konceptuell spridningsmodell 24
6 Diskussion **24**
6.1 Föroreningsproblematiken i Rejmyre samhälle 25
6.2 Föroreningsproblematiken på glasbruksområdet 26
6.3 Biotillgänglighet 26
6.4 Konceptuell spridningsmodell 26
6.4.1 Rejmyre samhälle 26
6.4.2 Glasbruksområdet 27
7 Rekommendationer **27**
8 Slutsatser **27**
9 Tack **27**
10 Referenser **27**
Bilagor **30**

Omslagsbild: Flygfoto över Rejmyre samhälle år 1964 (Hembygdsföreningen Gamla Reijmyre 2014a)

Konceptuell modell över spridningsvägar för glasbruksföroreningar i Rejmyre samhälle

ANNELIE HELMFRID

Helmfrid, A., 2014: Konceptuell modell över spridningsvägar för glasbruksföroreningar i Rejmyre samhälle. *Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet*, Nr. 384, 45 sid. 15 hp.

Sammanfattning: Rejmyre i Östergötlands län är ett litet samhälle med cirka 1000 invånare. Enligt uppgifter från befolkningen har det framkommit att glasavfall förekommer spritt i privata och kommunala trädgårdar i samhället. Glasavfallet härrör sannolikt från det centralt belägna glasbruket i samhället. Historiskt har bland annat arsenik, bly och kadmium använts i glastillverkningen, ämnen som idag vanligtvis inte används i glastillverkning. På grund av glasavfallets spridda förekomst i samhället har det funnits anledning att ta prover på jord och dricksvatten på olika platser i samhället för att undersöka om uppmätta halter kan utgöra en risk för miljön och människors hälsa. I arbetet ingick även att titta på möjliga exponerings- och spridningsvägar för dessa metaller. Analyserna visar att flera privata och kommunala fastigheter i Rejmyre samhälle är förorenade av framför allt arsenik och bly, samt i viss mån även av kadmium. Den mest betydande exponeringsvägen bedöms vara direkt intag av jord via munnen, som till exempel dåligt sköljda grödor eller jordiga händer. Utfört lakvattenförsök visar att metallerna är hårt bundna i glasavfallet. Risken för att dessa metaller skulle kunna spridas till närliggande brunnar genom urlakning bedöms därför som liten. Denna slutsats styrks även av att brunnarna är djupt borrade i berggrunden och metallerna påträffas i ytliga jordlager. Föroreningsspridning till omgivande yt- och grundvatten bedöms också vara liten. Spridning av metallerna till omgivningen går ändå inte att utesluta, på grund av att glas kan vittra. Mer utförliga undersökningar behöver göras för att avgöra om dessa höga metallhalter i jorden kan ha en negativ påverkan på miljö och människors hälsa. För att avgöra om metallerna kan spridas till omgivande ytvatten och dricksvattenbrunnar måste hydrogeologin och markens geologi studeras noggrannare.

Nyckelord: Rejmyre, glasbruk, glasavfall, förorenade områden, arsenik, bly, kadmium

Handledare: Markus Gustafsson, Länsstyrelsen i Östergötlands län och Per Möller

Ämnesinriktning: Kvartärgeologi

Annelie Helmfrid, Geologiska institutionen, Lunds universitet, Sölvegatan 12, 223 62 Lund, Sverige. E-post: annelie_helmfrid@hotmail.com

Conceptual model of pathways for glassworks pollution in Rejmyre village

ANNELIE HELMFRID

Helmfrid, A., 2014: Conceptual model of pathways for glassworks pollution in Rejmyre village. *Dissertations in Geology at Lund University*, No. 384, 45 pp. 15 hp (15 ECTS credits) .

Abstract: Rejmyre in Östergötland County is a small village of about 1000 residents. According to existing data, glass waste is scattered in private and communal gardens in the village. Glass waste has been produced since 1810 from the local glass industry. Historically, lead, cadmium, and even arsenic were used in manufacturing glass. However, these substances are no longer used in modern glass production. Because of the glass waste scattered in the village, we decided to take samples of soil and drinking water in various locations to measure levels of potentially toxic substances and analyse whether they are a risk to the environment and human health, or not. This work also includes studies of possible exposure and pathways of these metals. The analyses showed that several private and municipal gardens in Rejmyre village are not only contaminated by arsenic and lead, but also moderately contaminated by cadmium. Poor hygiene or improperly cleaned food is the main route of exposure to these contaminants. According to the analyses of leachate, these metals are tightly bound to the glass waste. However, as the glass waste occurs in the upper soil sequence, and because wells for drinking water are drilled deep into the rock, the risk that these metals spread to the ground water is judged to be small. The risk of contaminating nearby surface waters is also small. However, even though the risk is small, there is still a possibility that these metals could disperse into the environment because the glass particles will weather with time. More detailed studies are needed to determine whether these high metal concentrations in the soil can have a negative influence on the environment and human health. Further investigations of water pathways and geology are required to determine if the metals can spread to surrounding surface waters and drinking water reservoirs.

Keywords: Rejmyre, glassworks, glass waste, contaminated sites, arsenic, lead, cadmium

Supervisors: Markus Gustafsson och Per Möller

Subject: Quaternary Geology

Annelie Helmfrid, Department of Geology, Lund University, Sölvegatan 12, SE-223 62 Lund, Sweden. E-mail: annelie_helmfrid@hotmail.com

1 Introduktion

Föreliggande arbete är ett examensarbete på kandidatnivå (15 hp) i geologi. Arbetet har utförts i samarbete med Länsstyrelsen i Östergötlands län där föroreningsproblematiken kring glasavfall i Rejmyre samhälle har studerats.

1.1 Historisk bakgrund

Reijmyre Glasbruk grundades år 1810 (ABF och Svenska Fabriksarbetareförbundet i Kalmar och Kronobergs län 1983) och är fortfarande i drift i form av en glashytta. Glasbruket är beläget centralt i Rejmyre samhälle (Fig. 1). Restprodukter från glastillverkningen har delvis placerats i en utfyllnad på glasbruksområdet, men det har också förekommit muntliga uppgifter om att restprodukter från glastillverkningen har använts som fyllnadsmaterial på olika platser i samhället. Vid provtagning av en privat dricksvattenbrunn i nära anslutning till glasbruket har förhöjda halter av bly uppmätts. Ägaren till brunnen har vid fråga uppgett att det finns glasbitar i trädgården. Orsaken till de förhöjda halterna av bly i denna brunn är ännu inte fastställd och det finns troligen andra förklaringar. Dock har uppgifterna om förekomsten av glasavfall i trädgården och att denna typ av avfall finns på fler platser i samhället väckt frågan om det finns spridda glasbruksmassor i samhället som kan utgöra en hälsorisk eller läcka till omgivningen, exempelvis till närliggande brunnar. Rejmyre samhälle försörjs till stor del med kommunalt vatten, men det finns också enskilda fastigheter med egen dricksvattenbrunn. Möjligen kan det också finnas äldre brunnar som används för bevattningsändamål. För att kunna bedöma om glasbruksföroreningarna har orsakat eller i framtiden kan orsaka förhöjda föroreningshalter i brunnar behövs mer kunskap om föroreningskällan och möjliga spridningsvägar i mark och vatten, därav initiativet till denna studie. Noterbart är också att glasbruksområdet avvattnas till sjön Hunn, som är den kommunala dricksvattentäkten för Rejmyre samhälle. Det skall dock påpekas att inga förhöjda föroreningshalter har påträffats i det kommunala dricksvattnet.

1.2 Syfte

Syftet med detta arbete är att upprätta en konceptuell modell över möjliga spridningsvägar för glasbruksföroreningar i Rejmyre samhälle till omgivande mark, grundvatten och ytvatten. Med glasbruksförorening menas skadliga ämnen som kan tänkas spridas från restprodukter från glastillverkningen och glasavfall. Arbetet syftar till att kartlägga vilka föroreningar som finns och översiktligt bedöma mängden föroreningar.

1.3 Frågeställningar

- Hur uppkom glasavfallet på privata och kommunala fastigheter i samhället?
- I vilka halter förekommer arsenik, bly och kadmium i jord och dricksvatten?
- Vilka ämnen anses farligast med hänsyn till människors hälsa?
- Hur stor är mängden glasavfall i samhället och var är den lokaliserad?
- Vilka exponeringsvägar finns för arsenik, bly och kadmium?
- I vilken omfattning sprids metallerna från glasavfallet?
- Hur är spridningen i jord och i berggrunden och vilka spridningsvägar är betydande?
- Vilka spridningsvägar kan kopplas samman med metallerna från glasavfallet?
- Hur stor är risken att metallerna sprids idag och framöver?

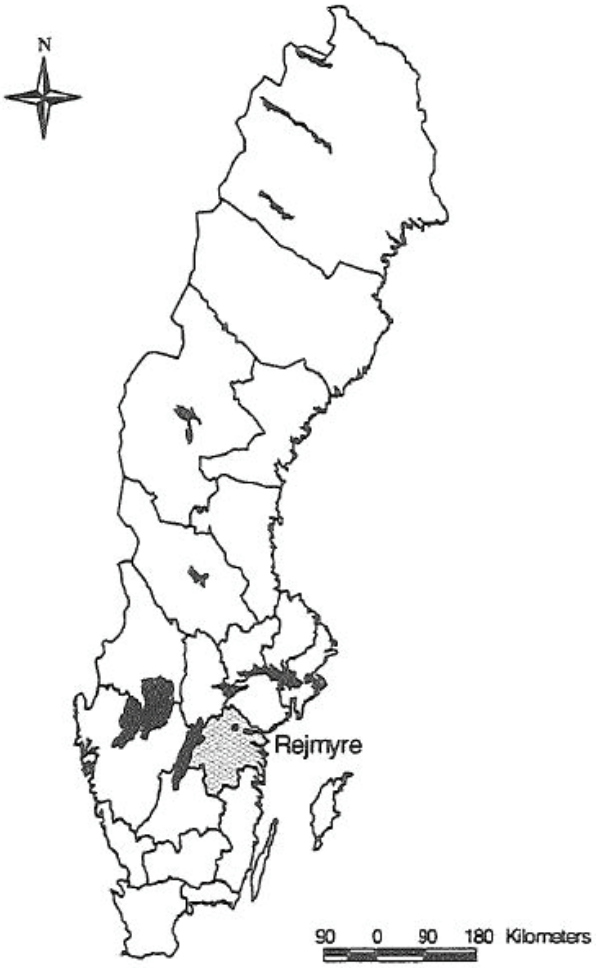


Fig. 1. Karta över Sverige med Rejmyre markerat (Törrö 2004).

2 Bakgrund

2.1 Glasindustrin

2.1.1 Råvaror och hanterade ämnen

Glasbildare, flussmedel och stabilisatorer är huvudråvaror i glas. I mindre mängder kan även luttringsmedel, färgämnen och grumlingsmedel tillsättas. Den

största grundkomponenten i glas är glasbildare (Tabell 1). Flussmedel används för att sänka smälttemperaturen och stabilisatorer används för att göra glaset beständigt mot fukt och kemikalier. Blyoxid (Pb_3O_4) användes som stabilisator i blykristallglas för att få hög ljusbrytningsförmåga och mjukhet som är nödvändigt för olika bearbetningar. Idag finns helt blyfria kristallglas där bly har ersatts mot andra metalloxider som barium (Ba) och zink (Zn) som ger glaset liknande egenskaper som bly. Luttringsmedel används för att reducera blåsor vid smältningen av glaset och består av arseniktrioxid (As_2O_3) och/eller antimontrioxid (Sb_2O_3). Även andra ämnen används som luttringsmedel (Tabell 1). Idag används vanligtvis antimon (Sb) som luttringsmedel istället för arsenik (As) i blyfri kristall. Oxider av olika tungmetaller används i små mängder som färgämnen, till exempel mangan (Mn), kobolt (Co), koppar (Cu), järn (Fe), krom (Cr), nickel (Ni), kadmium (Cd) och uran (U). I opalglas, det vill säga mjölkvitt glas, används grumlingsmedel (Tabell 1). Så kallad mäng är den färdiga råvarublandningen och före smältning kan även krossat glas tillsättas (Länsstyrelsen i Kronobergs län 2001).

Glasprodukterna efterarbetas genom bland annat polering och etsning. Pimpstensmjöl, tennoxid och ceriumoxid har tidigare använts för polering och fluorvätesyra (HF) vid etsning. Mängden av dessa ämnen har varierat från olika glasbruk (Höglund et al. 2007a).

Vid glasframställningen av sodaglas används främst kvartssand, kalk (kalciumkarbonat) och soda (natriumkarbonat) och vid framställningen av kristallglas användes tidigare kvartssand, pottaska (kaliumkarbonat) och blymönja (blyoxid) (Fanger et al. 2004). Sodaglas har använts bland annat till hushållsglas, förpackningar och fönsterglas och kristallglas har använts bland annat till servis- och prydnadsglas. Beroende på halten bly benämndes glaset tung-, hel-, och halvkristall. Miljökristall benämns det kristallglas som är helt fri från bly och arsenik (Länsstyrelsen i Kronobergs län 2001).

2.1.2 Förväntade föroreningskällor

Den största föroreningskällan idag är antagligen de deponier som glasbruken slängde sitt avfall på. Det avfall som kan förväntas finnas i en deponi från ett glasbruk är glaskross, hyttsopor (golvspill), felblandad mäng, oanvändbart glaskross, emballage för transport av råvaror, slipslam från rensbrunnar och sedimenteringsbassänger, samt rester från uttjänta deglar och ugnar. Föroreningarna är mest lakbara i osmält form och det är exempelvis hyttsoppor, felblandad mäng och eventuella kemikalierester i emballage. Detta avfall anses mest miljöfarligt. För glaskross som har varit smält är spridningsrisken av föroreningar betydligt mindre.

På bruksområdet har råvaror hanterats, varvid spill kan ha förekommit. Sådant spill kan också vara en källa till föroreningsspridning. Vid syrapolering och etsning bildas processavloppsvatten som kan innehålla höga halter av lättlösliga metaller. Detta kan ha infiltrerat direkt i marken och därmed orsaka höga koncentrationer av metaller. Från sliperier hälldes processavloppsvattnet vanligtvis direkt ut i närmaste vattendrag, vilket kan ha orsakat höga halter av bly i sediment.

Tabell. 1. Sammanställning av vilka ämnen som används i glastillverkningen och vilka användningsområden de hör till. Tabellen är modifierad från Höglund et al. (2007a).

Användningsområde	Ämne
Glasbildare	Kvartssand (SiO_2), borax ($Na_2B_4O_7$), borsyra ($H_3B_2O_3$)
Flussmedel	Soda (Na_2CO_3), pottaska (K_2CO_3)
Stabilisatorer	Kalk ($CaCO_3$), blyoxid (Pb_3O_4), baryt ($BaCO_3$), zinkoxid (ZnO), dolomit ($MgCO_3 \cdot CaCO_3$), fältspat ($K_2O \cdot Al_2O_3 \cdot 6SiO_2$)
Luttringsmedel	Arseniktrioxid (As_2O_3), antimontrioxid (Sb_2O_3), natriumsulfat (Na_2SO_4), natrium- eller kaliumnitrat (salpeter, $NaNO_3$, KNO_3)
Färgämnen	Järn- och kromoxid (Fe/Cr; grönt), koppar- och koboltoxid (Cu/Co; blått), manganoxid (Mn; violett), kol och svavel (brunt), selen- kadmiumsulfid Se/Cd; rött), nickel (Ni), mindre vanliga: uran (U; svagt gult), praseodym (Pr; klargul), neodym (Nd; skuggor som skiftar i violett och rött), cerium (Ce)
Grumlingsmedel	Kalciumfosfat ($Ca_3(PO_4)_2$), fluorider (kryolit/ aluminiumtrinatriumhexafluorid; Na_3AlF_6 eller flusspat/kalciumfluorid; CaF_2)

Däremot är bly hårdare bundet i sliperislam än det är i processavloppsvattnet från syrapolering och etsning. Idag renas normalt processavloppsvattnet på olika sätt innan det släpps ut till en recipient (Länsstyrelsen i Kronobergs län 2001).

Bly, arsenik och kadmium är de föroreningar som förknippas mest med glasbruksområden och förmodas ha störst påverkan på hälsa och miljö. I mindre skala förmodas även antimon, barium, bor, fluor och andra tungmetaller ha en miljöpåverkan kring glastillverkning (Höglund et al. 2007a).

2.2 Reijmyre Glasbruk

2.2.1 Historik

Reijmyre Glasbruk grundades år 1810 och den fösta glashyttan stod färdig år 1812 (ABF och Svenska Fabriksarbetareförbundet i Kalmar och Kronobergs län 1983). Det är ett av Sveriges äldsta glasbruk och är det enda glasbruk som fortfarande är i drift norr om Småland. Glasbruket var ett av Skandinaviens största i slutet av 1800-talet med många stora internationella framgångar med framför allt servisglas (Östergötlands länsmuseum och författarna 2010).

Ved användes som bränsle på glasbruket och det krävdes mycket bränsle. Därför var de stora omgivande skogarna i Rejmyre en stor anledning till att glasbruket byggdes där. I slutet av 1800-talet hade skogarna förbrukats och bruket började använda stenkol som bränsle istället (Hembygdsföreningen Gamla Reijmyre 2002).

År 1898 invigdes en linbana från Rejmyre till Simonstorp. Linbanan utgick från Bredmyra och hade en avstickare till Rejmyre och en till Lindalen. Från Lindalen fortsatte den till Simonstorps järnvägsstation (ABF Finspång 1995). Linbanan var 15 kilometer lång och hade stor betydelse för transport av material till glasbruket eftersom vägarna var mycket dåliga (Hembygdsföreningen Gamla Reijmyre 2002). Linbanan mellan Rejmyre och Bredmyra revs år 1929 och mellan Bredmyra, Lindalen och Simonstorp revs den år 1930 (ABF och Svenska Fabriksarbetareförbundet i Kalmar och Kronobergs län 1983).

År 1900 byggdes ett sliperi som vid den tiden var Skandinaviens största (ABF och Svenska Fabriksarbetareförbundet i Kalmar och Kronobergs län 1983).

AB De Svenska Kristallglasbruken bildades år 1903 och Kosta, Reijmyre och Eda Glasbruk, samt flera mindre glasbruk, ingick i detta bolag. Huvudkontoret låg i Rejmyre. År 1913 hade bolaget 390 slipstolar och glas tillverkades i 60 deglar. Bolaget hade under denna tid 1 300 anställda, varav 400 vid Reijmyre Glasbruk.

Under 1900-talets första årtionden drabbades glasbruket precis som hela den svenska småglasindustrin av ekonomiska problem, framför allt under första världskriget på grund av ökad konkurrens från andra länder. År 1926 lades glasbrukets produktion ned och hyttorna revs (Fig. 2). Det enda som fanns kvar var en skorsten som än idag finns kvar. Glasbruket återstartades år 1932, varvid produktionen fokuserade på att tillverka 60 liters damejeanner placerade i flätade pilkorgar.

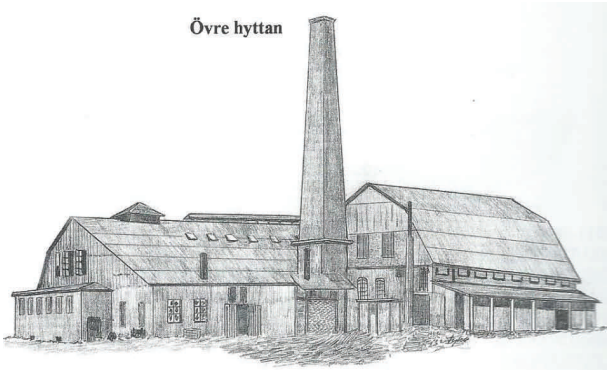


Fig. 2. Skiss över en av glashyttorna som revs år 1926. Skorstenen finns kvar än idag (ABF Finspång 1995).

Behovet av bruksvaror i glas ökade under 1950- och 1960-talen, vilket medförde att det gick bättre för Reijmyre Glasbruk. Från mitten av 1960-talet gick det återigen sämre för glasbruket på grund av konkurrensen med utländsk produktion som massproducerade glas till ett lågt pris. Denna vikande trend fortsatte in på 1970-talet, samtidigt som människor blev mer medvetna om miljön och förstod att denna inte klarade av utsläpp och stora sopberg. Konsumtionen minskade och återvinning av olika produkter tog fart. Under 1980-talet växte emellertid intresset för glaskonst, vilket medförde att det återigen gick bättre för glasbruket (Östergötlands länsmuseum och författarna 2010).

2.2.2 Produktion

Under de första decennierna tillverkade Reijmyre Glasbruk de flesta typer av glas, till exempel fönsterglas och småglas i olika färger. Bland annat tillverkades flaskor, burkar och ljusformar av grönt glas. I blått glas tillverkades bland annat saltkar, bunkar och muggar (ABF och Svenska Fabriksarbetareförbundet i Kalmar och Kronobergs län 1983). Glasbruket har genom åren även producerat kemiskt, fysikaliskt och medicinskt glas, dvs. kolvar, bägare, trattar, mätglas och preparatburkar till laboratorier och sjukhus. De har även tillverkat glödlampor och slipade parfymflaskor (Östergötlands länsmuseum och författarna 2010). Reijmyre Glasbruk var troligtvis störst i Sverige på ritat och slipat glas runt år 1920. Reijmyre Glasbruk började tillverka pressglas i slutet av 1830-talet och var först med det i Sverige (ABF och Svenska Fabriksarbetareförbundet i Kalmar och Kronobergs län 1983). Pressglas innebär att glaset pressas i metallformar. Att tillverka pressglas innebar att glas kunde massproduceras och säljas till ett lägre pris. Oberoende om glaset framställdes genom blåsning eller genom pressning var det tvunget att svalna långsamt. De större föremålen placerades i en kylugn för långsam avsvalning till rumstemperatur. Mindre glasföremål placerades i plåtlådor som drogs sakta genom kylrör för avsvalning till

rumstemperatur. Glödlampskolvar var de enda föremålen som svalnades naturligt i glashyttan innan de packades (Östergötlands länsmuseum och författarna 2010).

Omkring år 1852 började glasbruket tillverka ljusblått och benvitt glas. Senare började även svart och ljusgrönt glas tillverkas i form av bland annat tallrikar och blomvaser. Etsning av glas tog fart under 1870-talet och år 1880 fick glasbruket sin första etsningsmaskin. Senare övergick produktionen till att enbart tillverka hushålls- och prydnadsglas (ABF och Svenska Fabriksarbetareförbundet i Kalmar och Kronobergs län 1983).

Under 1800-talet tillverkades uranglas i liten skala (Fig. 3). Uranglasen innehåller uranoxid och har grön-gul färg som nästan är självlysande. Uranglaset kom tillbaka omkring år 1968. År 2009 kontrollerades om gammastrålningen från uranglaset hade någon negativ inverkan på hälsan. Strålsäkerhetsmyndigheten kom fram till att uranglaset inte var någon fara för hälsan på grund av den låga koncentrationen. Däremot skulle troligtvis inte uranoxid få användas idag för tillverkning av glas.



Fig. 3. Uranglas från Reijmyre Glasbruk (Östergötlands länsmuseum och författarna 2010).

År 1903 började glasbruket tillverka konstglas i jugendstil (Fig. 4). Det innebär att den varma glasposten rullas i färgat glaskross och sedan smälts det ner helt eller delvis och bildar ett marmorerat mönster. En del efterarbete kan göras genom att glas slipas bort för att figurer ska framträda tydligare.



Fig. 4. Glas i jugendstil från Reijmyre Glasbruk (Östergötlands länsmuseum och författarna 2010).

Under mellankrigstiden gjordes dekorer på glaset i sliperiet. Glaset grovslipades mot roterande järnskivor och rinnande vatten med karborundumsand och därefter finslipades det mot våta skivor natursten. Slipmönstren polerades mot filt- och korkskivor med polyr (pimpsten och vatten). För att få glasen blanka doppades de i fluorväte- och svavelsyra. En annan typ av etsning var att med hjälp av pantografer eller guillocheringsmaskiner rista in motiv i glas täckta med vax, för att sedan doppa dem i fluorvätesyra. Därmed frättes mönstret in i de blottade ytorna.

Under 1930-talet kom en ny storhetstid för glasbruket när formgivarna Björn Trägårdh och Monica Bratt skapade glas i rubinrött, venetianskt blått och smaragdgrönt. Deras glas ses ofta som Reijmyre Glasbruks signum.

Idag används ämnen som inte är hälsovådliga i tillverkningen av glasmassa och pigment i förhållande till tidigare produktion. År 1993 slutade bly användas i glasmassan för kristallglas. Det gamla sättet att hantera bly var hälsovådligt och därför krävdes en ny utrustning för hanteringen av bly, vilket glasbruket inte hade råd med. Därför utvecklades en ny glasmassa innehållande barium och litium istället för bly (Östergötlands länsmuseum och författarna 2010).

Enligt en receptbok för glasmassor fram till och

med år 1903 ingick följande ämnen i kristallglas: kisel, mönja, pottaska, soda, salpeter, arsenik, borax och nickeloxid. För sodaglas ingick kisel, soda, kalk, arsenik, salpeter, pottaska och nickel, samt i vissa fall antimon. Dessa recept varierade något, men dessa komponenter återkommer i de flesta glasprodukter som tillverkades. Det framgår även att exempelvis kobolt, krom, uranoxid och kopparoxid användes, troligen som färgämnen (Hembygdsföreningen Gamla Reijmyre u.å.-1903).

2.2.3 Miljöfarlig verksamhet och avfall

I området bakom den nuvarande glashyttan finns en brant slänt med en nivåskillnad på cirka tio meter ner mot ett kärr. Avfall har tippats på denna slänt samt på bruksområdet mellan åren 1812 och 1986. Deponins yta har uppskattats till cirka 10 000 m^2. Idag är den plana ytan på bruksområdet huvudsakligen täckt av asfalt och hårt packad fyllnadsjord (Länsstyrelsen Östergötland 2014). På vissa ytor som till exempel i den branta slänten saknar avfallet täckning. Enligt anonyma muntliga uppgifter (2014) slängdes alla typer av rester från glasbruket på deponin, som till exempel färg, felblandad mäng och trasigt glas. Även avfall som inte kommer från glasbruket slängdes på deponin, t ex bilar och hushållssopor. En del av avfallet antas ligga under grundvattennivån (Länsstyrelsen Östergötland 2014).

Ett dagvattenutsläpp mynnar ut i kärret bakom glasbruksområdet. Vattnet som används i formar vid glasblåsning och vid slipning går ut med dagvattnet och även processvattnet från glasslipningsstationerna går ut med dagvattnet efter slamavskiljning (Länsstyrelsen Östergötland 2014).

Enligt en anmälan av miljöfarlig verksamhet som inkom till Finspångs kommun år 2001 framgår att cirka 1 200 m^3 avloppsvatten per år avleds via kommunal spillvattenledning till kommunalt reningsverk och cirka 1 200 m^3 vatten per år från slipning och polering av glas avleds till dagvattenledningen. Enligt anmälan framgår även vilka ämnen som användes vid glastillverkningen vid denna tid (Tabell 2) (Finspångs kommunarkiv 2001).

Tabell 2. Hanterade ämnen på Reijmyre Glasbruk enligt en anmälan av miljöfarlig verksamhet år 2001 (Finspångs kommunarkiv 2001).

Hanterade ämnen	Mängd per år
Pelleterad glasråvara	80 ton/år
Nickeloxid	0,5 kg/år
Bentonit	0,5 kg/år
Koboltoxid	0,5 kg/år
Ceriumoxid	20 kg/år
Pimpstensmjöl	50 kg/år
Karborundum/kiselkarbid	200 kg/år
Alfanol HD grön	20 l/år
Yes diskmedel	20 l/år

2.3 Tidigare undersökningar på Reijmyre Glasbruk

Glasbruket har klassats till riskklass 2 i MIFO fas 1 (år 1996) och till riskklass 1 i fas 2 (år 2004), vilket innebär stor risk, respektive mycket stor risk för miljö och människors hälsa. Den höga riskklassen i fas 2 beror på att dricksvattentäkten Hunn ligger i nära anslutning till bruksområdets deponi och bofasta bor cirka 50 meter från den, samt att flera metallhalter visades överstiga Naturvårdsverkets riktvärden vid provtagning i fas 2 (Törrö 2004).

Ett kontrollprogram för Reijmyre Glasbruk infördes år 1984 med provtagning av vatten två gånger per år i en punkt uppströms glasbruket i den intilliggande bäcken, i kärret nedanför deponislänten, i bäcken mellan Lillsjön och Hunn, samt i råvattnet från Hunn (figur 6). Lakvattnet från tippen på glasbruksområdet har genomgående haft höga halter av bly, arsenik och kadmium. Det mesta av metallerna från glasbrukets deponi antas ha bundit till torvavlagringarna i kärret och i sedimentet i Lillsjön. Däremot befaras att metallerna kan frigöras från torvavlagringarna och spridas till Hunn framöver (Länsstyrelsen Östergötland 2014). Ytterligare en undersökning som är utförd av WSP år 2012 visar på att sedimentet och råvattnet i Hunnsbackeviken är påverkat av föroreningar, vilket är uttagningspunkten för dricksvattnet. Däremot överstiger inte råvattnet några gränsvärden. Dricksvattenkvalitén skulle dock bli bättre om uttaget flyttas längre norrut från nuvarande uttagspunkt (Plantman och Risberg 2012).

År 2009 genomförde Allren AB en markprovtagning precis bakom glasbrukets byggnad. En grop grävdes med maskin till cirka en meters djup. De översta 0,15 metrarna bestod av ett homogent gruslager i form av bärlager och det underliggande lagret bestod av fyllnadsmassor i form av sten, sand, tegel och glasbitar. I bärlagret uppmättes inga förhöjda metallhalter. I det underliggande fyllnadsmaterialet överstegs Naturvårdsverkets (NV) generella riktvärden för mindre känslig markanvändning (MKM) för bly (402 mg/kg TS) och arsenik (34,3 mg/kg TS). De generella riktvärdena för bly i MKM är 400 mg/kg TS och 25 mg/kg TS för arsenik. För känslig markanvändning (KM) översteg förutom bly och arsenik i fyllnadsmaterialet, även kadmium (3,2 mg/kg TS) och zink (250 mg/kg TS)(NV generella riktvärden; kadmium: 0,5 mg/kg TS, zink: 250 mg/kg TS) (Finspångs kommunarkiv 2008).

Ett kandidatarbete har gjorts år 2009 med avseende på en ansvarsutredning för Reijmyre Glasbruk Aktiebolag (Törnqvist 2009).

2.4 Metallers rörlighet i mark och vatten

Ett ämnes biotillgänglighet för människor, djur och

växter påverkas av så kallad speciering. Begreppet speciering innebär att skilja på olika former av samma ämne som förekommer i jorden. Metaller binder olika till jordens olika beståndsdelar, som till exempel organiskt material, lerpartiklar, karbonater och oxider. Halterna av jordens olika beståndsdelar varierar i olika jordar och metallernas bindningsförmåga påverkas av bland annat pH och temperatur i marken och halten varierar därmed under året. Bland annat ökar halten organiskt material på hösten när löven faller. När temperaturen minskar, minskar mikroorganismernas aktivitet och pH minskar vid regn på grund av minskad syrehalt i jorden. Variationer kan även förekomma lokalt i ett område beroende på bland annat olika växtbäddar.

Ett ämnes biotillgänglighet beror även på metallens ursprung, till exempel är bly mer biotillgängligt om det kommer från avgaser än från naturligt ursprung. Det beror på att bly från avgaser inte binder lika hårt till jordpartiklar som bly från naturligt ursprung som är inbundet i partikelstrukturen. Metaller kan bindas till jordpartiklar direkt på partikelytan, bli inbundet i partikelstrukturen, vara löst bundna till jordpartikeln, sväva fritt i markvätskan, samt bilda hårt bundna metallkluster. Det senare är vanligt i förorenade områden där metallhalten i marken är hög (Fig. 5). Alla dessa bindningsformer förekommer i marken och alla är inte biotillgängliga. När totala metallhalten mäts i jorden så mäts metallhalten oberoende av olika bindningstyper. En sådan mätning ger därför inte svar på vad som egentligen är biotillgängligt och kan orsaka skada. För att ta reda på vad som är biotillgängligt måste analysmetoden anpassas till vad som är intressant att veta, till exempel vad som är lösligt i vatten och som kan tas upp av växter.

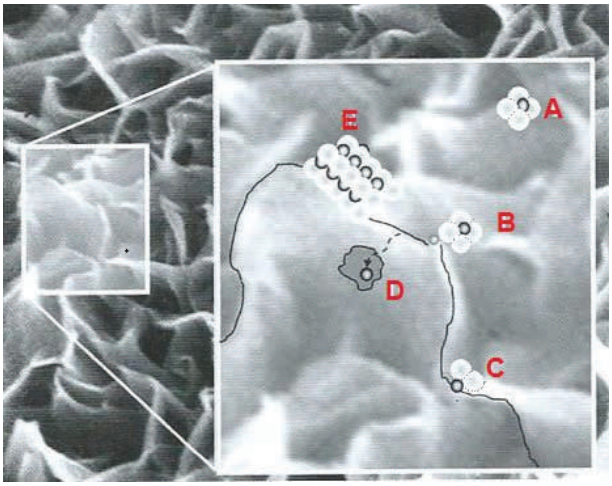


Fig. 5. Metallers olika sätt att binda till en jordpartikel, A och B: löst bunden metall till jordpartikelytan och svävar fritt i markvätskan, C: bunden direkt till jordpartikelytan, D: metallkluster (Selinus 2010).

Metalljoner med högt valenstal binds normalt starkare till jordpartiklar. Metaller binds lättare till mindre partiklar som silt och lera än till större partiklar, till exempel sand.

Metallernas rörlighet ökar också vanligtvis vid lågt pH i marken, vilket kan innebära att metaller kan lösas ut och förorena dricksvattentäkter (Selinus 2010). Även i mark-, grund- och ytvatten uppträder metaller i olika former. Metaller kan förekomma i löst form som hydratiserade anjoner eller katjoner, samt som organiska eller oorganiska komplex. De kan även vara bundna till mycket små suspenderade partiklar såsom järn(hydr)oxider, lerpartiklar och organiskt material. I mark- och grundvatten förekommer främst den lösta formen av metaller. I sjöar och vattendrag har den partikulära fraktionen stor betydelse för metalltransporten (Naturvårdsverket 2006a).

2.4.1 Hälsoeffekter av arsenik, bly och kadmium

Arsenik, bly och kadmium kan ha negativ inverkan på människors hälsa. Små barn och foster är särskilt känsliga för dessa ämnen. Oorganisk arsenik är kraftigt cancerframkallande efter en lång tids exponering och kan ge tumörer i bland annat lunga, hud och urinblåsa. Lång tids exponering kan även ge hjärt- och kärlsjukdomar, leverskador, diabetes och kronisk hosta. Arsenik kan även ge allvarliga effekter vid akut exponering (Berglund et al. 2013). Bly kan ge skador på centrala nervsystemet och barn kan även få njurskador, nedsatt hörsel och hämmad blodbildning. Bly överförs från modern till fostret under graviditeten (Persson 2014a). Mycket låga doser av bly kan ge skador på centrala nervsystemet och utvecklingsstörningar hos små barn och foster (Berglund et al. 2013). Under en lång tids exponering av kadmium kan njurarna ta skada. Kadmium ansamlas i njurarna och vid höga halter kadmium försämras njurarnas förmåga att rena blodet från nedbrytningsprodukter (Persson 2014b). Exponering under lång tid för relativt låga halter av kadmium kan även leda till benskörhet och cancer hos vuxna. Hos barn och foster har nya studier visat att förhöjda halter kadmium kan påverka fostertillväxt och tillväxt under småbarnsåren, samt ha påverkan på nervsystemets utveckling (Berglund et al. 2013).

3 Områdesbeskrivning

Rejmyre är ett litet samhälle med cirka 1 000 invånare, beläget i Skedevi socken tillhörande Finspångs kommun i Östergötlands län (Finspångs kommun 2014). Med Rejmyre samhälle avses i denna rapport all mark i Rejmyre tätort (exklusive glasbrukets nuvarande och tidigare yta) såväl privat som kommunalt ägd mark.

Som tidigare nämnt är glasbruket centralt beläget i samhället och privata bostäder ligger i nära anslutning till bruket. Med glasbruksområdet avses det område som ligger i direkt anslutning till nuvarande byggnader med glasproduktion, samt glasbrukets deponi. Historiskt har glasbruket upptagit en större yta än vad det gör idag (Rådenstein 2014) och därför anses även detta område tillhöra glasbruksområdet i denna rapport (Fig. 6). En bensinmack finns bland annat på det område

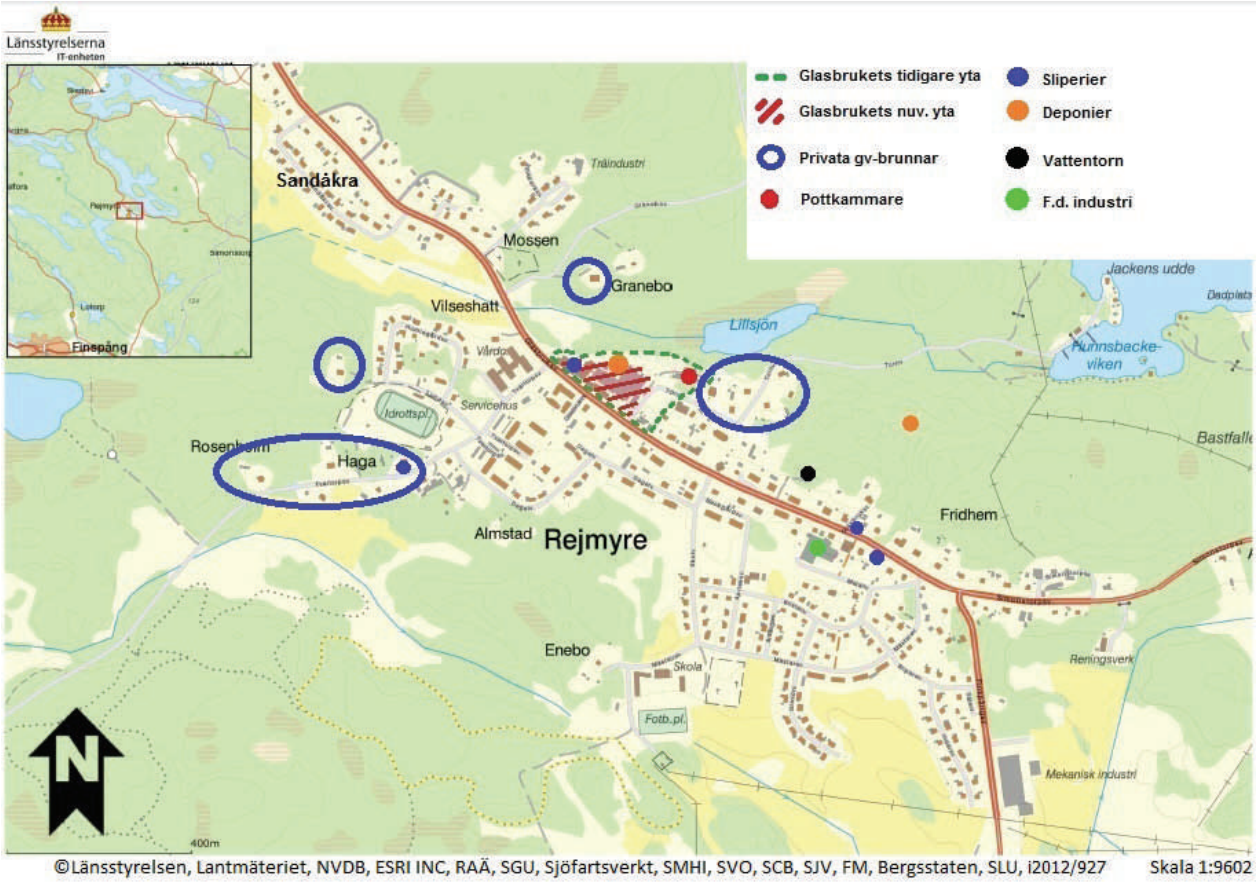


Fig. 6. Karta över Rejmyre samhälle. Blå ringar markerar områden med privata dricksvattenbrunnar (modifierad från © Länsstyrelsen, Lantmäteriet, i2012/927).

som tidigare var bruksområde. Glasbrukets nuvarande yta och tidigare yta är markerat i Fig. 6.

Förutom glasbrukets deponi finns ytterligare en nedlagd deponi i skogsområdet intill Hunn, använd som kommunal deponi (Länsstyrelsen Östergötland 1990). Även här kan glasbruksavfall ha deponerats (Fig. 6).

Öster om glasbruket går en grusväg ner till tre tegelbyggnader där pottaska tidigare brändes. Idag är bågskytteföreningen och musikföreningen i dessa lokaler (Fig. 6).

Från glasbruket och ner till sjön Hunn fanns det förr en järnväg som transporterade bland annat glas och krossat glas i vagnar för vidare transport med båt över Hunn. Välte en vagn plockades antagligen inte glaset upp, utan fick ligga kvar (Hembygdsföreningen gamla Reijmyre 2014b).

Enligt anonyma muntliga uppgifter låg det största sliperiet på glasbruksområdet och det har även funnits sliperier på Tvartorpsvägen 10, Glasbruksvägen 12 och Glasbruksvägen 7 under tidigt 1900-tal (Fig. 6). Dessa är idag privata bostäder och uppgifterna om sliperier bekräftas av fastighetsägarna. Sliperierna på Tvartorpsvägen 10 och Glasbruksvägen 12 varade enbart under en kortare tid, möjligen cirka fem år och på Glasbruksvägen 7 varade sliperiet i cirka 30 år.

Metallvägen 10 är en tidigare industrilokal kopplad till glasbruket som hade förgyllning av guld och mässing, samt tillverkning av armatur till takkronor (Fig. 6). Det fanns kar med guld och mässing som föremål doppades i. Verksamheten började omkring 1950-talet och fram till omkring 1980-talet. Idag finns ett gym i lokalen (Heintze 2014).

De fastigheter som finns längs med Tornvägen har egen dricksvattenbrunn och eget avlopp. Även en del fastigheter i Haga, väst om fotbollsplanen och i Granebo, har egen dricksvattenbrunn och eget avlopp (Fig. 6) (Finspångs kommun 2014). Flera av de fastigheter som ligger längs med Glasbruksvägen har använts som arbetarbostäder till glasbruket (Hembygdsföreningen gamla Reijmyre 2014).

Enligt Jan-Erik Heintze, samhällsbyggnadschef på Finspång kommun (2014) har vårdcentret Berggården varit en gård med djurhållning fram till 1960-talet och villaområdet i Sandåkra byggdes på 1980-talet (Fig. 6).

3.1 Mark-, grundvatten- och ytvattenförhållanden

3.1.1 Topografi

Områdena längs med bäckarna i samhället och runt Lillsjön är topografiska lågområden (Fig. 7). Glasbruket ligger topografiskt relativt högt (ca 66 m.ö.h.) och sluttar ner mot bakomliggande bäck och Lillsjön.

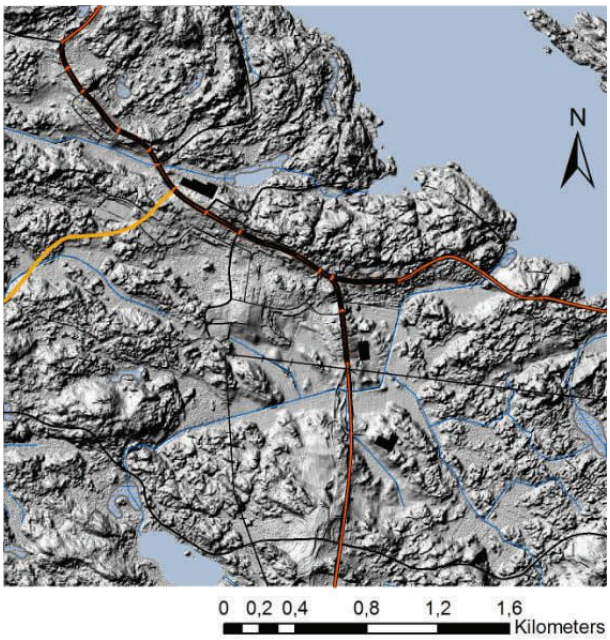


Fig. 7. Digital höjdmodell över Rejmyre, skapad från Lidar-data (© Lantmäteriverket, i212/927). Den svarta markeringen/byggnaden är Reijmyre Glasbruk och den orangea/svarta linjen är vägen (Glasbruksvägen) som leder genom samhället.

Höjdområdena (ca 70-75 m.ö.h.) är de stora skogsområdena sydöst och norr om Lillsjön som sluttar ner mot de omgivande bäckarna, Lillsjön och Hunn (ca 60 m.ö.h.). Glasbruksvägen som leder genom hela samhället är mestadels beläget topografiskt högre än omgivningen. Sydväst om Glasbruksvägen sluttar omgivningen svagt i sydvästlig riktning från vägen. Villaområdet öster om glasbruket ligger något lägre än glasbruksområdet (Google Earth).

3.1.2 Jorddjup, jordarter och berggrund

Jorddjupet varierar i samhället mellan noll och tio meter (Bilaga 1). De mäktigaste jorddjupen med ett jorddjup upp till 20 meter lokaliseras till de två domineranде deformationszonerna i området (SGU:s jorddjupskarta). Dessa deformationszoner är lokaliserade till de bäckar som leder ut till Lillsjön och Hunn.

Rejmyre domineras av jordarterna sandig morän och kärrtorv (Bilaga 1). Berg går i dagen på flera områden i och runt samhället, framför allt i de stora skogsområdena. Glasbruksområdet är beläget på en utfyllnad som tidigare nämnts var en deponi för glasbruket. En ås med isälvssediment följer Finspångsvägen och sträcker sig vidare in i Rejmyre samhälle. Isälvsediment syns även längs med glasbruksvägen och omlagras av postglacial finsand. Kärrtorv finns på flera områden i samhället, som runt hela Lillsjön och stora områden bakom glasbruket, samt området väster om Skolvägen och de omgivande bäckarna. Andra jordarter som förekommer i området är glacial silt och lera, samt postglacial silt (SGU:s jordartskarta).

Berggrunden domineras av gnejsiga bergarter som är 2 850-1 870 miljoner år gamla. Berggrunden består av sura intrusivbergarter som granit, granodiorit och monzonit, samt sura vulkaniska bergarter som ryolit och dacit. Två ospecificerade deformationszoner går i väst-östlig riktning genom samhället till Hunn (SGU:s berggrundskarta; Bilaga 1).

Tre geologiska profiler över området är upprättade för att få en uppfattning om hur den underliggande geologin möjligen ser ut. Dessa presenteras i Bilaga 2 tillsammans med en karta som visar var profilerna är belägna.

3.1.3 Grundvattenförhållanden

Uttagningsmöjligheterna för grundvatten i isälvavlagringen är en till fem liter per sekund. Medan uttagningsmöjligheterna i berggrunden har uppskattats till under 600 liter per timme (SGU:s grundvattenkarta). I samhället varierar grundvattennivån mellan cirka fyra och sju meter under markytan enligt brunnsarkivet (SGU:s brunnsarkiv 2014), men det glesa och fåtaliga observationsnätet tillåter inte en mer precis rekonstruktion av grundvattenytan. Grundvattennivån följer antagligen topografin i moränavlagringarna och isälvsavlagringen fungerar troligtvis som en grundvattendelare. På grund av att berget går i dagen på flera ställen skapar det troligtvis mindre lokala grundvattenmagasin i de lösa jordlagren. En hypotetisk modell över grundvattenflödet i området visas i Fig. 8.

3.1.4 Ytvattenförhållanden

Från de små sjöarna Mösjön och Mösjögölen går en bäck i väst-östlig riktning genom Rejmyre, bakom glasbruket till Lillsjön och vidare till Hunnsbackeviken i sjön Hunn (Fig. 9). Från skolan i Enebo till Gunnesjön finns en bäck. Ytterligare en bäck går från Kvasjön strax sydöst om samhället mot Sågviken i Hunn. Som tidigare nämnts utnyttjas Hunn som kommunal dricksvattentäkt och försörjer stora delar av Rejmyre.

3.1.5 Naturliga bakgrundshalter och tillskott genom antropogen påverkan

Enligt SGU:s Biogeokemikarta finns ett område kring Rejmyre där totalhalterna av arsenik i levande vattenväxter varierar från 73 till 239 ppm (parts per million) (Bilaga 3), vilket är betydligt högre än uppmätta halter i vattenväxter i omgivande vattendrag. De höga halterna bekräftar antropogen påverkan som har adderats till de naturliga bakgrundshalterna i området. I Sverige kan vissa graniter ha arsenikhalter från 1,0 till 2,6 ppm, eftersom arsenik förekommer som spårelement i många magmatiska bergarter. Vissa skiffrar med högt organiskt innehåll kan ha arsenikhalter upp till 15 ppm, eftersom arsenik ofta anrikas i vissa sedimentbergarter (SGU:s biogeokemikarta - arsenik).

De uppmätta totalhalterna av bly i finfraktionen i morän varierar från 8 till 23 ppm i Rejmyre. I ett område cirka två kilometer söder om Rejmyre samhälle är de uppmätta halterna över 43 ppm (Bilaga 3), vilket tyder på antropogen påverkan. Medianhalten i moräners finfraktion i Sverige är 23 mg/kg totalhalt. I

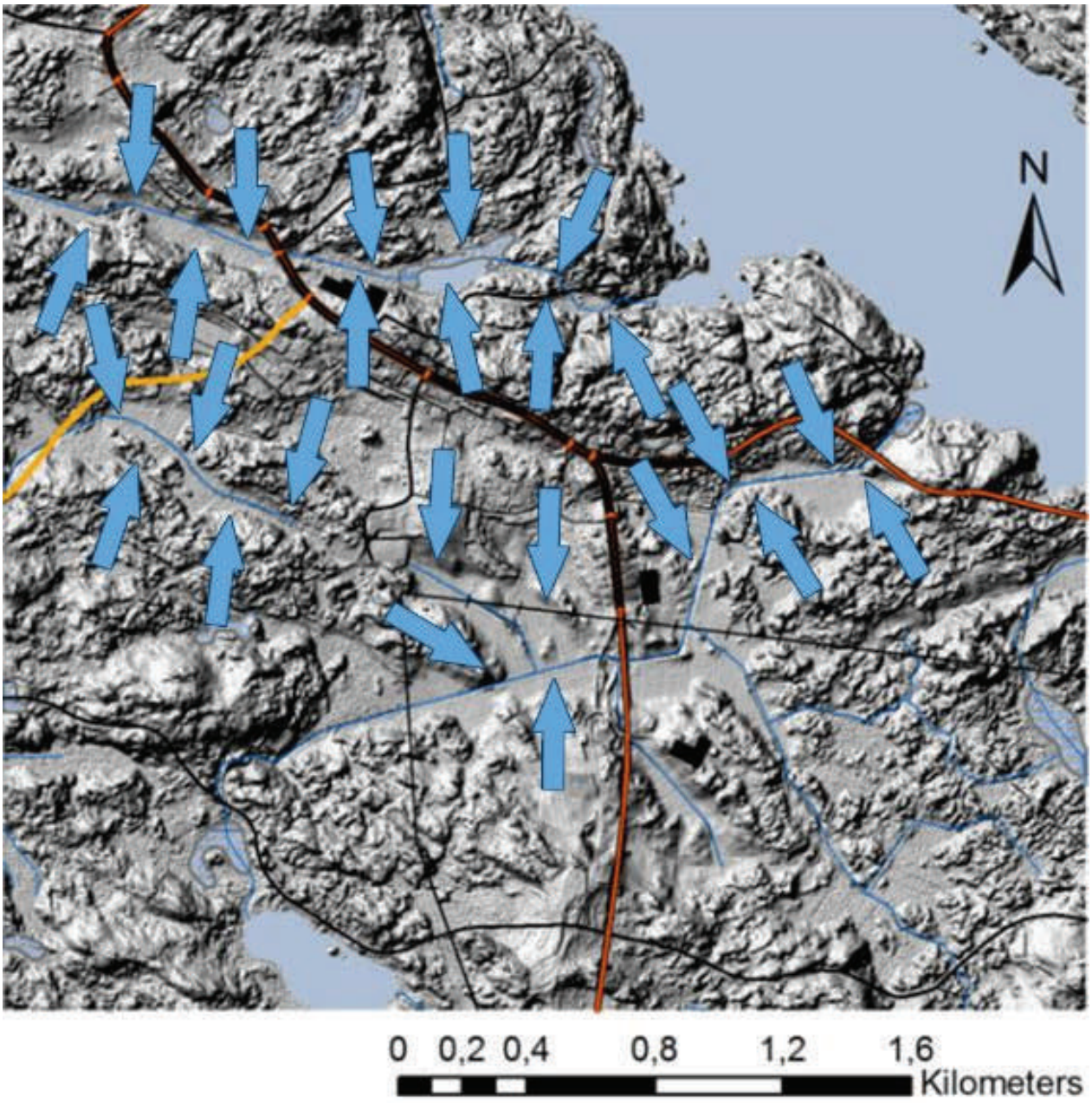


Fig. 8. Hypotetisk modell över grundvattenflödet i Rejmyre. De blå pilarna visar hur grundvattenflödet antas var i området. Höjdmodell från Lidar-data (© Lantmäteriverket i212/927).

kvartsrika bergarter varierar den genomsnittliga blyhalten mellan 10 och 30 mg/kg och halten bly ökar proportionerligt mot andelen kvarts. Blyhalten i vissa sedimentära bergarter som skiffrar kan uppgå till 10 mg/kg (SGU:s markgeokemikarta - bly).

I Rejmyre är de uppmätta totalhalterna av kadmium i jord och berg låga i jämförelse med omgivningen. Dessa varierar från mindre än 0,3 till 2,1 ppm (Bilaga 3), men halter över 0,2 ppm indikerar antropogen påverkan. Anmärkningsvärt är att den Biogeokemiska kartan visar att kadmiumhalten är mycket hög nordväst om Rejmyre och relativt lågt runt Reijmyre Glasbruk. Orsaken till detta är oklar. I Sverige är kadmiumhalten vanligtvis mycket låg i de flesta bergarter. Kadmium binder lätt till lermineral och i leriga sediment kan kadmiumhalten vara över 0,4 ppm (SGU:s biogeokemikarta - kadmium).

4 Metodik

För att få en bättre bild av föroreningsproblematiken i Rejmyre samhälle gjordes arkivstudier på Finspångs kommun, samt litteraturstudier i böcker som beskriver Rejmyre samhälle och Reijmyre Glasbruk. Även tidigare rapporter om glasbrukstillverkning vid andra glasbruk och rapporter om Rejmyre har studerats för att få mer information om hur glasbrukstillverkningen går till och vilka ämnen som kan förväntas i glasbruksproduktionen.

Personer från Hembygdsföreningen Gamla Reij-

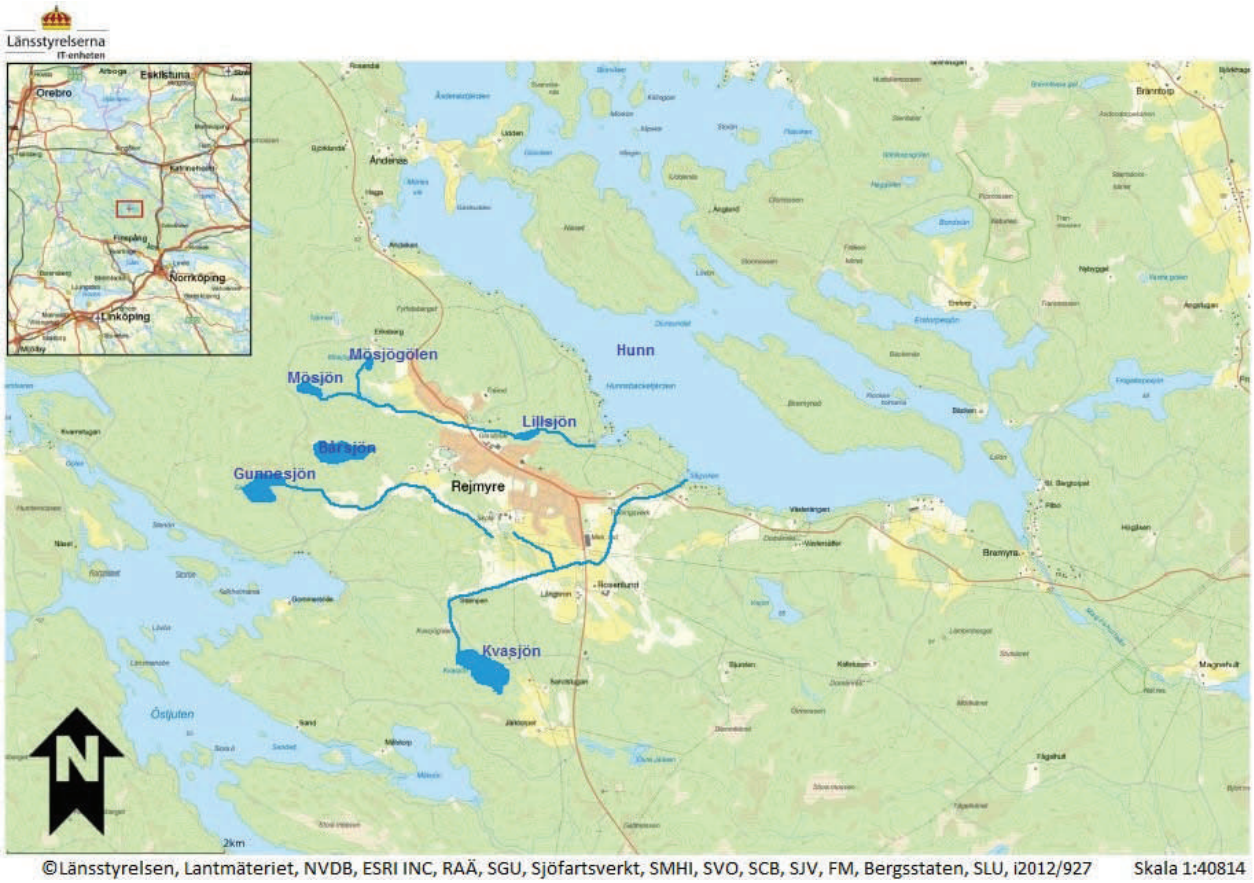


Fig. 9. Sjöar och ytvattendrag i Rejmyres närområde (modifierad från © Länsstyrelsen, Lantmäteriet, i2012/927).

myre intervjuades för att få information om glasbruket och var restavfall från glasbruket kan finnas i samhället. Vidare har samhällsbyggnadschefen i Finspångs kommun, boende i Rejmyre och personer som har god kännedom om samhället, intervjuats. Kerstin Andersson, före detta miljöchef på Finspångs kommun, har också intervjuats. Andersson arbetade flera år som miljöskyddsinspektör och hade tillsyn på Reijmyre Glasbruk. Vidare har de fastighetsägare intervjuats, på vilkas mark jordprover tagits.

Jordartskartor, jorddjupskartor och berggrundskartor studerades för att upprätta en geologisk modell med syftet att bedöma möjliga spridningsvägar för föroreningar. Vid detta arbete har även information från SGU:s (Sveriges Geologiska Undersökning) brunnsarkiv använts. En flygmagnetisk karta har använts för att identifiera sprickzoner som korrelerar med berggrundskartan. De geokemiska halterna i jordlagren och berggrunden har studerats genom en biogeokemikarta för arsenik och en markgeokemikarta för bly och kadmium. Biogeokemikartan baseras på provtagningar av vattenlevande växter i vattendrag. Markgeokemikartor beskriver hur markkemin ser ut i geografiska områden, baserat på mätningar i markens moränlager och interpolerade värden. Dessa värden innefattar naturliga bakgrundshalter, samt adderade halter från antropogen påverkan i vissa områden (Åkerlind 2012).

4.1 Dricksvattenprover

Dricksvattenprover togs i fyra grundvattenbrunnar av miljöskyddsenheten i Finspångs kommun (Fig. 10). Finspångs kommun skickade proverna till ALcontrol för laboratorieanalys av framför allt aluminium (Al), antimon (Sb), arsenik (As), bly (Pb), kadmium (Cd), krom (Cr), nickel (Ni), selen (Se) och uran (U). Den dricksvattenbrunn som har visat förhöjda halter av bly ligger på Tomt 1 (Finspångs kommun 2014).

4.2 Jordprover

Totalt 25 jordprover från 10 fastigheter togs i privata trädgårdar och på fastigheter som ägs av kommunen i Rejmyre samhälle. Jordproverna togs den 7, 10 och 14 april år 2014. De tio fastigheterna som jordproverna är tagna på är markerade i Fig. 10 och de 25 provpunkterna redovisas i Bilaga 4. Fastighetsägarna berättade var i trädgården som glasrester påträffats och dessa platser valdes till provpunkter. På de kommunala fastigheterna valdes provpunkterna slumpmässigt. Vid provtagningen användes spade, hinkar och plasthandskar. Samtliga jordprover togs från ytliga lager med varierande djup från noll till fyra decimeter. Vid provtagningen noterades färg och sammansättning på jordlagret och en preliminär bedömning av jordart gjordes. Från varje jordlager togs en mängd jord ut och lades i en rengjord plasthink. Jorden rördes om och från jordblandningen överfördes ett mindre jordprov (cirka 200

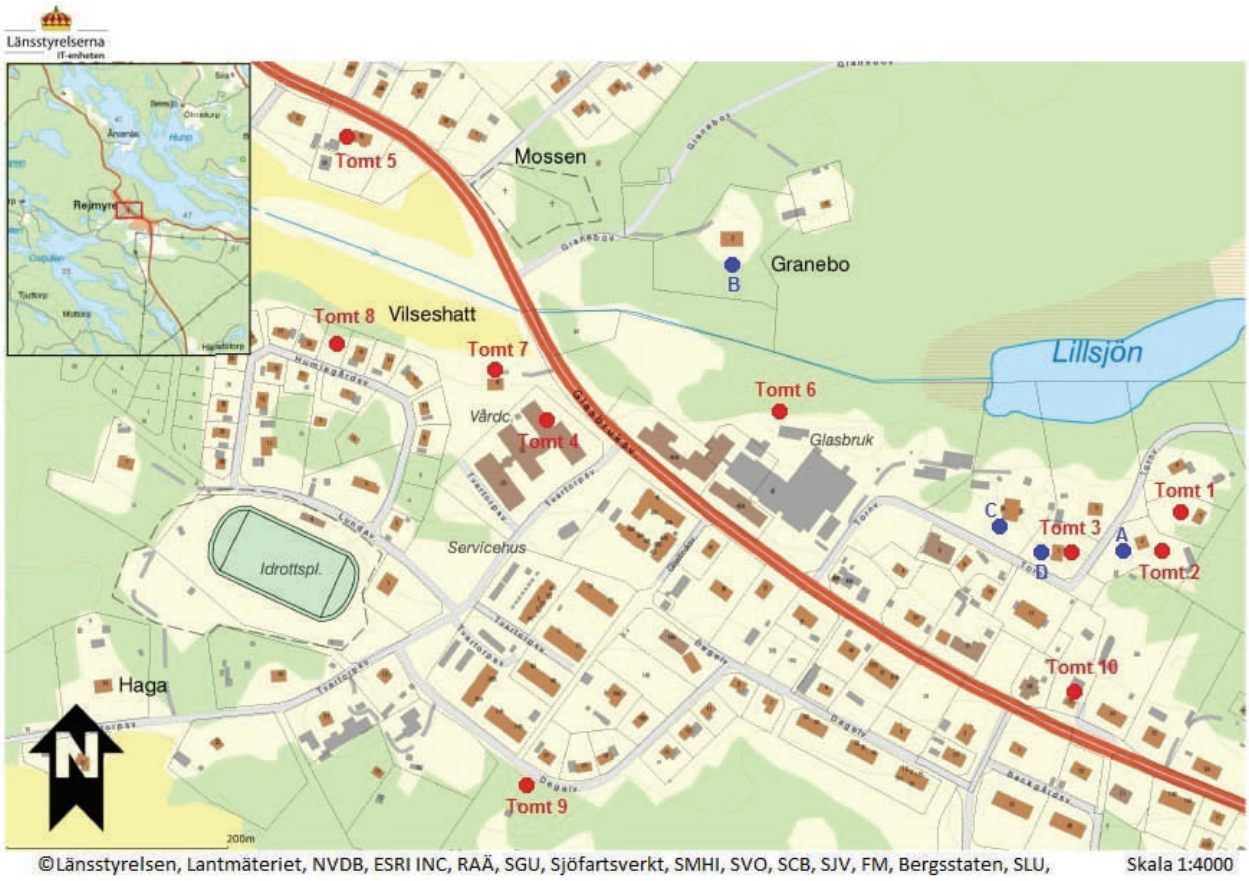


Fig. 10. Jordprover (röda punktmarkeringar) har tagits på privata och kommunala fastigheter i Rejmyre samhälle. Även på glasbruksområdet har jordprover tagits och betecknas tomt 6. Blå punktmarkring visar de privata dricksvattenbrunnar som Finspångs kommun har prover från (modifierad från © Länsstyrelsen, Lantmäteriet, i2012/927).

gram) till plastburk som markerades med provnamn. Provpunkterna markerades på en karta. Plasthinkarna rengjordes med vatten inför varje ny provtagning.

XRF-mätning gjordes på samtliga 25 jordprover för att få en uppfattning av provernas kemiska sammansättning, samt på tre större glasföremål som hittades i marken. XRF-mätning är en analysmetod där röntgenfluorescens används. Analysinstrumentet är portabelt och kan användas direkt i fält eller användas på jordprover i plastpåsar. I denna undersökning användes instrumentet på jordprover lagda i plastpåsar (Fig. 11).

Under en mätning med XRF kan ett stort antal ämnen mätas, både kvalitativt och kvantitativt. Metoden innebär att när en yta bestrålas av röntgenstrålning exciteras atomerna på ytan, det vill säga en elektron går till en högre energinivå i atomen. Detta ger plats till en annan elektron som kan falla in på den platsen från en högre energinivå. Elektronen har överskottsenergi som den gör sig av med genom att avge en foton. Fotonens energi motsvarar energiskillnaden mellan de två energinivåerna. Fotonens energi finns inom det elektromagnetiska spektrat för röntgenstrålning. För varje ämne är denna specifik och därmed kan olika ämnen identifieras kvalitativt. XRF är också en kvantitativ metod eftersom antalet utsända fotoner per tidsenhet är proportionell mot antalet atomer av respektive ämne (Kjellin 2004). Varje jordprov flyttades till en plastpåse som markerades på samma sätt som plastburkarna. På varje jordprov gjordes därefter två mätningar i två olika punkter efter omrörning. Resultatet från XRF-analysen utreds inte i detta arbete på grund av tidsbrist, utan presenteras som en bilaga och kommer att analyseras vid ett senare tillfälle i utredningen om föroreningsproblematiken i Rejmyre. Däremot användes XRF-analysen för att avgöra vilka jordprover som var intressanta att analysera mer noggrant på laboratorium.

Tio jordprover i plastburkar och ett laktest på cirka två kilo jord skickades för analys på laboratorium (Analytica i Luleå). Här analyserades totalhalterna av arsenik (As), bly (Pb), kadmium (Cd), krom (Cr), antimon (Sb), barium (Ba), bor (B), kobolt (Co), koppar (Cu), kvicksilver (Hg), molybden (Mo), nickel (Ni), vanadin (V) och zink (Zn) i jordproverna. Detta arbete fokuserar endast på förekomsten av arsenik, bly och kadmium. För analys av totalhalter preparerades nio jordprover genom att siktas genom en sil med fyra millimeters maskvidd, samt preparerades och analyserades enligt laboratoriets standard. För ett jordprov (tomt 3, punkt C1) analyserades totalhalter utan att ta bort större glasbitar. Glasbitar krossades och siktades tillsammans med jorden i sikt med fyra millimeter maskvidd. Detta jordprov användes även för laktestet.

De totala halterna av arsenik, bly och kadmium jämfördes med Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) av förorenad mark. För tomt 6 jämfördes totalhalterna med Naturvårdsverkets generella riktvärden för mindre känslig markanvändning (MKM) på grund av att det är en industritomt.



Fig. 11. XRF-mätning på jordprov från Rejmyre (foto: A. Helmfrid).

4.3 Lakvattenprov

För laktestet i tomt 3 (punkt C1, bilaga 4) krossades glasbitar större än fyra millimeter och siktades genom en sil med fyra millimeter maskvidd. Laktest innebär en analys av hur stor andel av metallerna som är lösliga i vatten. L/S-kvoten (liquid to solid ratio) är den mängd lakvatten (L) som varit i kontakt med materialet, dividerat med mängden material (S) mätt i l/kg (Naturvårdsverket 2002). Laktestet gjordes enligt laboratoriets standard, SS-028113-1 så kallat tvåstegs skaktest. Det innebär att materialet först skakas med två delar avjoniserat vatten under 6 timmar. Därefter filtreras och analyseras det lakvatten som bildats, det vill säga lakvattenhalterna för L/S = 2. Det lakade materialet skakas därefter med 8 delar vatten under 18 timmar. Det nya lakvattnet filtreras och analyseras och lakvattenhalterna för L/S = 10 beräknas.

För att bedöma hur lakbar jorden är från Rejmyre samhälle har uppmätta lakvattenhalter för arsenik, bly och kadmium jämförts med Naturvårdsverkets lakvattenhalter som kan accepteras för avfall som kan återvinnas för anläggningsändamål. Dessa jämförande lakvattenhalter bedöms medföra att avfallet ur lakningshänseende utgör mindre än ringa risk för omgivande miljö och människors hälsa, det vill säga liten risk. Nivåerna är framtagna för att kunna bedöma risken av föroreningsspridning till yt- och grundvatten, eftersom att enbart den totala föroreningshalten i jorden inte räcker till för denna bedömning (Naturvårdsverket 2010).

För laktestet beräknades ett så kallat K_d-värde för respektive ämne (arsenik, bly och kadmium), vilket innebär *"förhållandet mellan halten av ett ämne i fast fas och halten i lösning (porvattnet)"* och beräknas enligt följande ekvation:

K_d-värdet beräknades utifrån totalhalten från laboratorieanalysen och lakvattentestet för respektive ämne i tomt 3, punkt C1 (bilaga 4).

$$K_d = \frac{Halt\ i\ fast\ fas\ (\frac{mg}{kg}TS)}{Halt\ i\ löst\ fas\ (\frac{mg}{l})}$$

Detta är en den enklaste och linjära funktionen som beskriver fördelningen av ett ämne mellan jord och porvatten. Fördelningen mellan ett ämne i fast fas och lösning brukar vara haltberoende, det vill säga om halten av ämnet i jorden är hög finns ämnet även i hög halt i vattnet och tvärtom. Ett högt K_d-värde visar att ämnet lakar lite och ett lågt värde visar att ämnet lakar mycket (Naturvårdsverket 2006b).

Det beräknade K_d-värdet för respektive ämne jämfördes med Naturvårdsverkets framtagna generella K_d-värde för dessa ämnen. Det var stor skillnad mellan det beräknade och det generella K_d-värdet. Trots det användes det beräknade K_d-värdet för respektive ämne i syfte att se hur stor påverkan K_d-värdet har i Naturvårdsverkets beräkningsmodell. Naturvårdsverkets beräkningsmodell är framtagen för att ta fram platsspecifika riktvärden på ett förorenat område för att skydda miljö och hälsa. Modellen tar hänsyn till både direkta och indirekta spridningsvägar. Vilka exponeringsvägar som har störst betydelse visas i beräkningsmodellen. Naturvårdsverkets beräkningsmodell användes som stöd vid tolkningen av analysresultaten (Naturvårdsverket 2009).

5 Resultat

5.1 Förekomst och lokalisering av glasavfall i Rejmyre samhälle

- Det översta jordlagret i Rejmyre samhälle är ställvis uppblandat med glasavfall, framför allt påträffas avfallet i svart jord.
- Glasavfallets ursprung och varför det förekommer i samhället är inte klarlagt. Det finns endast teorier; trasigt glas och annat avfall slängdes ut på de egna fastigheterna i en grop eller dylikt, men det kan inte uteslutas att människor tog glasavfall som fyllnadsmaterial till sina trädgårdar. Sannolikt härrör avfallet på något sätt från den glasbruksverksamhet som bedrivits under lång tid i samhället. Möjligen kan även de boendes användning av glas och restprodukter från glastillverkningen ha bidragit till att glasavfall påträffas.
- Glasavfallet utgörs främst av glasskärvor, glasklumpar, trasigt glas i form av fötter till glas och skålar, tegel, plåtburkar, samt degelfragment. I mindre omfattning påträffas mäng och glaskross.
- Mäktigheten av den glasavfallsinblandade jorden varierar, men påträffas huvudsakligen i markens översta halvmeter/meter, samt förekommer i mäktigare lager i svackor och i bergssänkor. Generellt sätt avtar andelen glasavfallsinblandad jord med ökat jorddjup.
- Mängden glasavfall i samhället är omöjlig att uppskatta.
- Glasavfall förekommer mer eller mindre i hela samhället i varierande mängd. Någon enstaka glasskärva hittas i princip överallt. Avfallsinnehållet ökar närmare glasbruksområdet. Flera fastigheter som ligger längs med Glasbruksvägen var arbetarbostäder till glasbruket och där finns det antagligen rikligt med glasavfall. Längs med Tornvägen finns det antagligen extra mycket, eftersom det är nära glasbruksområdet och runtomkring bruket slängdes mycket glasavfall. Områden i samhället där mer rikligt med glasavfall har påträffats, bortsett från glasbruksområdet, är markerat i Fig. 12. På de mer nybyggda områdena finns antagligen inte något glasavfall, till exempel vid vårdcentret. Vårdcentrets mark är utfylld, men på senare tid och därför finns där endast sten och grus i fyllnadsmassorna.

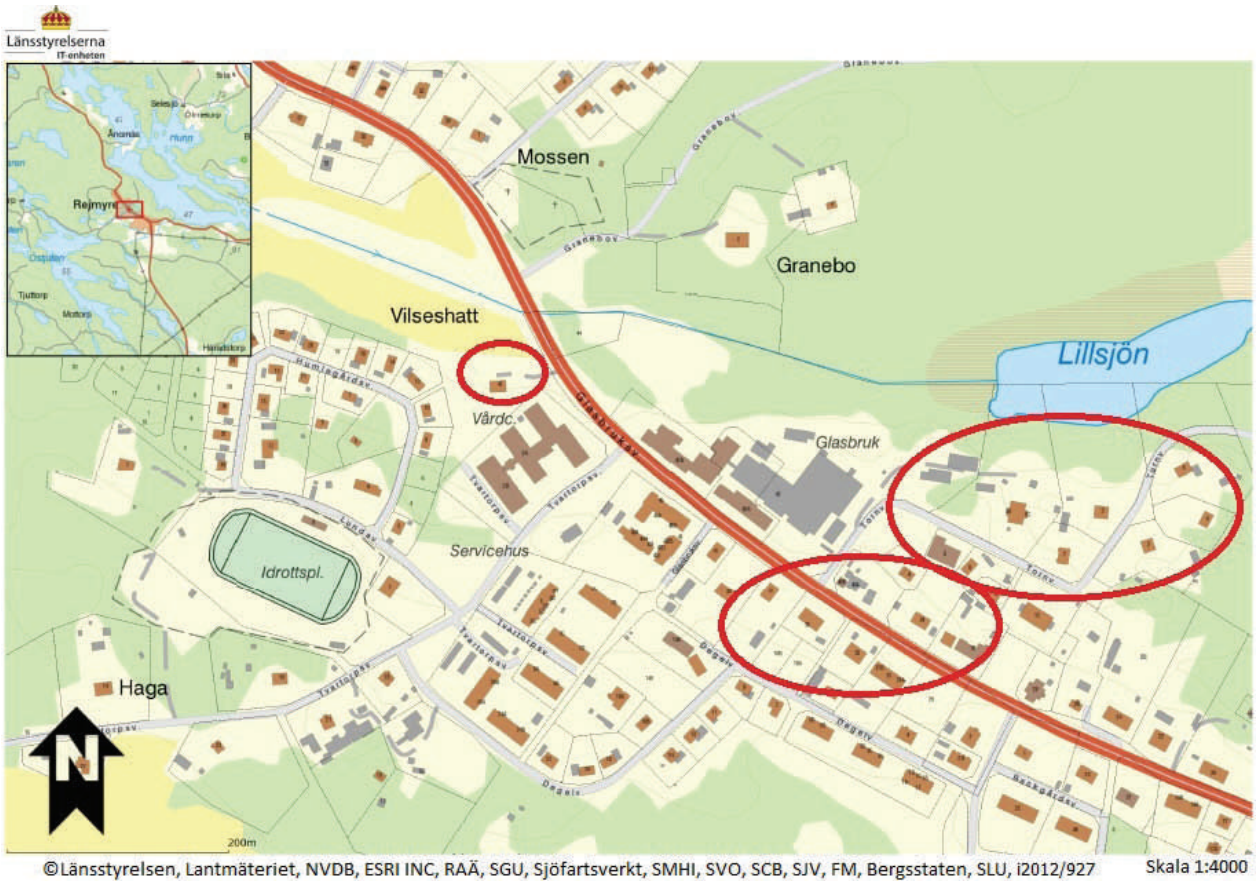


Fig. 12. Områden i Rejmyre samhälle (röda ovaler) med mer riklig förekomst av glasavfall, bortsett från glasbruksområdet (modifierad från © Länsstyrelsen, Lantmäteriet, i2012/927).

5.2 Jordprover

En sammanställning av de tio jordproverna som skickades för analys på laboratorium redovisas i Tabell 3; Tabell 3a redovisar jordprover från privata och kommunala trädgårdar i samhället, medan Tabell 3b redovisar de jordprover som är tagna i glasbruksdeponin på glasbruksområdet. I tabellerna anges provpunkternas namn, provtagningsdjup, bedömd jordartsammansättning samt övrigt dokumenterade iakttagelser av jordens innehåll och egenskaper. Övriga 15 provpunkter redovisas i Bilaga 5.

Tabell 3a. Redogörelse för sju jordprover tagna i samhället och som skickades till laboratorium. I tabellen redovisas provpunkternas namn, provtagningsdjup, bedömning av jordart, samt övriga iakttagelser av jordens innehåll och egenskaper.

Provpunkt	Djup under markyta (m)	Bedömning av jordart	Övriga observationer
Tomt 1, punkt B	0,1-0,3	Siltig sand, inslag av grus	Mycket organiskt material, glasskärvor, varierande färg som ljusgrått, rostfärgat och ljusbrunt
Tomt 2, punkt A	0-0,1	Mull	Mycket organiskt material, trasiga bitar av glasföremål, svart jord
Tomt 3, punkt C1	0,1- 0,4	Mull	Mycket organiskt material, glasskärvor, svart jord
Tomt 5, punkt A	0,1-0,2	Mull	Mycket organiskt material, mycket sten, tegelbitar, fåtal glasskärvor, svart jord
Tomt 7, punkt A	0-0,1	Mull, inslag av sand	Mycket organsikt material, mycket sten och grus, glasskärvor, tegel, svart jord
Tomt 8, punkt B	0,1-0,2	Mull	Mycket organiskt material, ingen förekomst av glas, svart jord
Tomt 10, punkt B	0-0,2	Mull	Mycket organiskt material, mycket sten och grus, ingen förekomst av glas, mörkbrun jord

Tabell 3b. Redogörelse för tre jordprover tagna i glasbruksdeponin på glasbruksområdet och som skickades till laboratorium. I tabellen redovisas provpunkternas namn, provtagningsdjup, bedömning av jordart, samt övriga iakttagelser av jordens innehåll och egenskaper.

Provpunkt	Djup under markyta (m)	Bedömning av jordart	Övriga observationer
Tomt 6, punkt A (ovan slänt)	0,2-0,3	Mull	Mycket organiskt material, mycket sten och grus, rikligt med glasskärvor, mörkbrun jord
Tomt 6, punkt C (slänt)	0,1-0,3	Mull, inslag av ljus silt	Mycket organiskt material, rikligt med glasskärvor, trasiga bitar av glasföremål, svart jord
Tomt 6, punkt E (nedanför slänt i kärr)	0,2-0,3	Kärrtorv	Mycket organiskt material, dyigt, mycket vatten, ingen förekomst av glas, svart jord

5.2.1 Analysresultat från laboratorium

5.2.1.1 Jordprover från Rejmyre samhälle

I Tabell 4 redovisas de analyserade totalhalterna av arsenik, bly och kadmium i de sju jordprover som tagits i privata och kommunala trädgårdar på olika platser i Rejmyre samhälle. De fullständiga analysrapporterna L1410536 och L1410245 bifogas som bilagor. Vidare redovisas Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning (KM).

Jordproverna som tagits i privata och kommunala trädgårdar i samhället jämförs med riktvärdena för KM eftersom nuvarande markanvändning är bostadsändamål. Arseniks riktvärden för KM överstigs upp till fem gånger i fyra av sju provpunkter (Tabell 4; Fig. 13). I fem av sju provpunkter överstigs KM-riktvärdet för bly. Halterna överstigs 2-75 gånger i fyra av provpunkterna. För kadmium överstigs riktvärdet för KM i tre av sju provpunkter.

5.2.1.2 Jordprover från glasbruksområdet

I Tabell 5 redovisas de analyserade totalhalterna av arsenik, bly och kadmium i de tre jordprover som tagits i glasbruksdeponin på glasbruksområdet. Fullständiga analysrapporter finns i Rapport L1410536 (Bilaga). Vidare redovisas Naturvårdsverkets generella riktvärden för mindre känslig markanvändning (MKM).

Jordproverna som tagits på glasbruksområdet jämfördes med riktvärdena för MKM eftersom den nuvarande markanvändningen utgörs av industrimark. Arseniks riktvärden för MKM överstigs 2-14 gånger i samtliga tre provpunkter (Tabell 5; Fig. 13). För bly överstigs riktvärdet 3-17 gånger i samtliga tre provpunkter på glasbruksområdet. För kadmium överstigs inte riktvärdet för MKM i någon av provpunkterna.

Tabell 4. Sammanställning av totalhalterna (mg/kg TS) av arsenik, bly och kadmium i de sju analyserade jordproverna från privata och kommunala trädgårdar i Rejmyre samhälle. Halter som överstiger riktvärdet för "känslig markanvändning" (Naturvårdsverket 2009) är markerade med rött.

Provpunkt	Totalhalt av arsenik (As) (mg/kg TS)	Totalhalt av bly (Pb) (mg/kg TS)	Totalhalt av kadmium (Cd) (mg/kg TS)
	KM 10 mg/kg TS	**KM 50 mg/kg TS**	**KM 0,5 mg/kg TS**
Tomt 1, punkt B	24,3	3750	0,203
Tomt 2, punkt A	15	1580	2,11
Tomt 3, punkt C1	48,4	1930	0,732
Tomt 5, punkt A	14,9	111	0,594
Tomt 7, punkt A	7,34	86,6	0,415
Tomt 8, punkt B	5,76	29,6	0,197
Tomt 10, punkt B	7,86	44,2	0,231

Tabell 5. Sammanställning av totalhalterna (mg/kg TS) av arsenik, bly och kadmium i de tre analyserade jordproverna från glasbruksdeponin på glasbruksområdet. Halter som överstiger riktvärdet för ”mindre känslig markanvändning” (Naturvårdsverket 2009) är markerade med rött.

Provpunkt	Totalhalt av arsenik (As) (mg/kg TS)	Totalhalt av bly (Pb) (mg/kg TS)	Totalhalt av kadmium (Cd) (mg/kg TS)
	MKM 25 mg/kg TS	**MKM 400 mg/kg TS**	**MKM 15 mg/kg TS**
Tomt 6, punkt A (ovan slänt)	103	1290	3,12
Tomt 6, punkt C (slänt)	357	6820	1,68
Tomt 6, punkt E (nedanför slänt i kärr)	51,5	5190	2,74

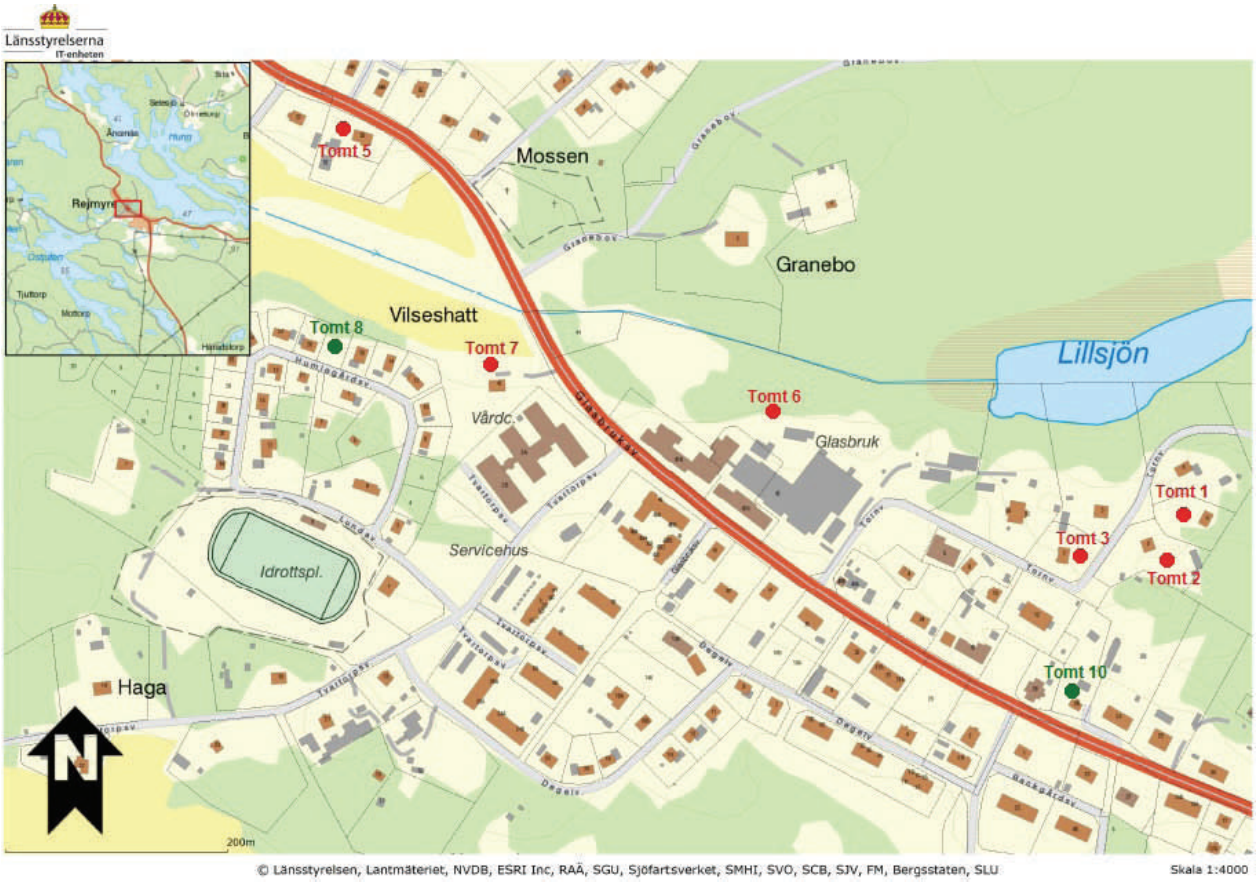


Fig. 13. En översiktlig karta över de provtagna privata och kommunala fastigheterna, samt glasbruksområdet. De tomter med prover som överstiger KM (i samhället) respektive MKM (på glasbruksområdet) för något av ämnena arsenik, bly och kadmium markeras med rött. De tomter med provpunkter i samhället som inte överstiger KM för något av ämnena markeras med grönt (modifierad från © Länsstyrelsen, Lantmäteriet, i2012/927).

5.2.2 XRF-analys

Två XRF-mätningar gjordes på samtliga 25 uttagna jordprover. För fullständiga resultat med en analyserad halt av 33 metaller, samt utförda mätningar på tre olika glasföremål som hittades i marken vid provtagning, kontakta Länsstyrelsen i Östergötlands län.

5.2.2.1 XRF-analys av jord från Rejmyre samhälle

I Tabell 6 redovisas ett medelvärde av de två utförda mätningarna i de sju laboratorieanalyserade proverna från privata och kommunala fastigheter i samhället. I tabellen redovisas de beräknade medelvärdena för arsenik och bly. Bly hade en detekterbar halt i samtliga av de sju analyserade jordproverna och arsenik hade en detekterbar halt i två av jordproverna (Tabell 6). Det uppmättes inte någon detekterbar halt av kadmium i något av jordproverna.

5.2.2.1 XRF-analys av jord från glasbruksområdet

I Tabell 7 redovisas ett medelvärde av de två utförda mätningarna i de tre laboratorieanalyserade proverna från glasbruksdeponin på glasbruksområdet. I tabellen redovisas de beräknade medelvärdena för arsenik och bly. Bly och arsenik hade en detekterbar halt i samtliga av de tre analyserade jordproverna (Tabell 7). Det uppmättes inte någon detekterbar halt av kadmium i något av jordproverna.

5.3 Lakvattenprov från privat fastighet

Lakvattenprovet är taget från Tomt 3, punkt C1 (Bilaga 4), vilket är en bostadstomt. Naturvårdsverkets haltnivåer för avfall med så kallad ”ringa risk för miljö och människors hälsa” för arsenik är samma som det generella riktvärdet för KM, det vill säga 10 mg/kg TS. För bly och kadmium är haltnivån lägre för mark med ringa risk (bly 20 mg/kg TS, kadmium 0,2 mg/kg TS) (Naturvårdsverket 2010) än för det generella riktvärdet för KM (bly 50 mg/kg TS, kadmium 0,5 mg/kg TS) (Naturvårdsverket 2009). Haltnivån för ringa risk överstigs i Tomt 3, punkt C1 för arsenik, bly och kadmium (se Tabell 4 på sid. 21).

Naturvårdsverkets nivåer för utlakning (L/S=10, l/kg) av avfall med ringa risk för miljö och människors hälsa för arsenik är 0,09 mg/kg TS, 0,2 mg/kg TS för bly och 0,02 mg/kg TS för kadmium (Naturvårdsverket 2010). Resultaten för utlakning av arsenik, bly och kadmium i Tomt 3, punkt C1 redovisas i Tabell 8. Fullständiga analysresultat redovisas i rapport L1410246 (bifogas som bilaga).

Utlakningen för arsenik, bly och kadmium översti-

Tabell 6. Sammanställning av detekterbara halter (ppm) av arsenik och bly från XRF-analys i de sju jordproverna från privata och kommunala fastigheter i Rejmyre samhälle.

Provpunkt	Totalhalt av arsenik (As) (ppm)	Totalhalt av bly (Pb) (ppm)
Tomt 1, punkt B	-	2394,67
Tomt 2, punkt A	-	1385,85
Tomt 3, punkt C1	19,815	196,565
Tomt 5, punkt A	9,735	50,37
Tomt 7, punkt A	-	59,96
Tomt 8, punkt B	-	9,135
Tomt 10, punkt B	-	20,335

Tabell 7. Sammanställning av detekterbara halter (ppm) av arsenik och bly från XRF-analys i de tre jordproverna från glasbruksdeponin på glasbruksområdet.

Provpunkt	Totalhalt av arsenik (As) (ppm)	Totalhalt av bly (Pb) (ppm)
Tomt 6, punkt A (ovan slänt)	82,18	601,83
Tomt 6, punkt C (slänt)	238,78	3377,435
Tomt 6, punkt E (nedanför slänt i	138,115	3040,91

Tabell 8. Analysresultat för arsenik, bly och kadmium från laktest i Tomt 3, punkt C1 (Bilaga 4). Resultaten baseras på utlakning vid L/S=10, l/kg och halterna redovisas i mg/kg TS.

Provpunkt	Arsenik (As) (mg/kg TS)	Bly (Pb) (mg/kg TS)	Kadmium (Cd) (mg/kg TS)
Tomt 3, punkt C1	0,0239	0,18	0,000659

Tabell 9a. Analysresultat för arsenik, bly och kadmium från laktest i Tomt 3, punkt C1. Resultaten baseras på utlakning vid L/S=10, l/kg och halterna redovisas i mg/l.

Provpunkt	Arsenik (As) (mg/l)	Bly (Pb) (mg/l)	Kadmium (Cd) (mg/l)
Tomt 3, punkt C1	0,00243	0,0172	0,0000613

Tabell 9b. Analysresultat för arsenik, bly och kadmium från laktest i Tomt 3, punkt C1. Resultaten baseras på utlakning vid L/S=2, l/kg och halterna redovisas i mg/l.

Provpunkt	Arsenik (As) (mg/l)	Bly (Pb) (mg/l)	Kadmium (Cd) (mg/l)
Tomt 3, punkt C1	0,00214	0,023	0,0000966

ger inte halterna för utlakning av avfall med ringa risk. Bly ligger nära ”ringa risk”-nivån för utlakning, men överstiger inte denna (Tabell 8).

I Tabellerna 9a (L/S=10) och 9b (L/S=2) nedan redovisas samma lakvattenanalys, men omräknat i enheten mg/l för arsenik, bly och kadmium. Dessa resultat användes för att beräkna K_d-värdet för respektive ämne.

5.3.1 K_d-värde från privat fastighet

De generella K_d-värdena som Naturvårdsverket har tagit fram för arsenik är 300 l/kg, 1800 l/kg för bly och 200 l/kg för kadmium (Naturvårdsverket 2009).

Ett platsspecifikt K_d-värde i Tomt 3, punkt C1 beräknades vid respektive L/S=10 och L/S=2 för arsenik, bly och kadmium. Resultaten redovisas i Tabell 10a

och 10b.

De K_d-värden som användes i Naturvårdsverkets beräkningsmodell var avrundade värden på de lägsta beräknade värdena för respektive ämne och redovisas i Tabell 11.

5.4 Dricksvattenprover från privata dricksvattenbrunnar

Analysresultaten för de fyra dricksvattenproverna redovisas i Tabell 12 med fokus på arsenik, bly och kadmium. För övriga ämnen och analysparametrar redovisas resultaten i analysrapporterna nr 14087234, 14087236, 14087238, 14087235; bifogade som bilagor. EU:s gränsvärden för arsenik, bly och kadmium i dricksvatten är 0,01 mg/l för arsenik (Berglund et al. 2013), 0,01 mg/l för bly (Livsmedelsverket 2014a) och 0,005 mg/l för kadmium (Livsmedelsverket 2014b).

Uppmätta halter av arsenik, bly och kadmium överstiger inte gränsvärdet för dricksvatten. Enligt analysrapporterna bedöms vattnet som tjänligt med anmärkning för uran, förutom dricksvattnet på Hunnsbackevägen 2, som bedöms som tjänligt.

5.5 Konceptuell spridningsmodell

Den konceptuella spridningsmodellen beskriver vilka föroreningskällor som troligtvis finns för arsenik, bly och kadmium. Vidare beskrivs vilka av föroreningskällorna som skyddsobjekten, till exempel passerande djur och människor riskerar att exponeras av dessa ämnen. Även de troliga, möjliga och mindre troliga spridningsvägar som föroreningarna bedöms kunna spridas vidare via (Fig. 14). Relevanta exponeringsvägar för arsenik, bly och kadmium bedöms vara direkt intag av jord, hudkontakt, inandning av damm, intag av dricksvatten (de som konsumerar dricksvatten från egen brunn), samt intag av växter. Dessa exponeringsvägar minskar med ökat djup för metallerna och eftersom dessa metaller finns i markens ytliga lager bör dessa betraktas som möjliga exponeringsvägar.

6 Diskussion

Vid tolkningen av resultaten har inte XRF-analysen utvärderats för att det inte inryms inom tidsramen för detta arbete. XRF-analysen användes endast för att bestämma vilka jordprover som var intressanta att analysera på laboratorium.

Tabell 10a. Beräknat platsspecifikt K_d-värde i Tomt 3, punkt C1 för arsenik, bly och kadmium vid L/S=10. Resultatet redovisas i enheten l/kg.

Provpunkt	K_d-värde (l/kg) arsenik (As)	K_d-värde (l/kg) bly (Pb)	K_d-värde (l/kg) kadmium (Cd)
Tomt 3, punk C1	19917	112209	11941

Tabell 10b. Beräknat platsspecifikt K_d-värde i Tomt 3, punkt C1 för arsenik, bly och kadmium vid L/S=2. Resultatet redovisas i enheten l/kg.

Provpunkt	K_d-värde (l/kg) arsenik (As)	K_d-värde (l/kg) bly (Pb)	K_d-värde (l/kg) kadmium (Cd)
Tomt 3, punk C1	22616	83913	7577

Tabell 11. Avrundade värden på de lägsta beräknade platsspecifika K_d-värdena för respektive ämne som användes i Naturvårdsverkets beräkningsmodell. Resultatet redovisas i enheten l/kg.

Provpunkt	K_d-värde (l/kg) arsenik (As)	K_d-värde (l/kg) bly (Pb)	K_d-värde (l/kg) kadmium (Cd)
Tomt 3, punk C1	1900	83900	7500

Tabell 12. Sammanställning av dricksvattenprover för arsenik, bly och kadmium i de provtagna dricksvattenbrunnarna (mg/l).

Dricksvattenbrunn med gatuadress	Arsenik (As) (mg/l)	Bly (Pb) (mg/l)	Kadmium (Cd) (mg/l)
Hunnsbackevägen 2	0,00032 (+/- 0,064)*	0,0063 (+/- 0,0013)*	0,000078 (+/- 0,000016) *
Granebovägen 2 (Tomt 2)	0,00037	0,0012	0,000027
Tornvägen 5	0,00034	0,00059	0,000033
Tornvägen 7 (Tomt 3)	0,00025	0,0016	0,000013

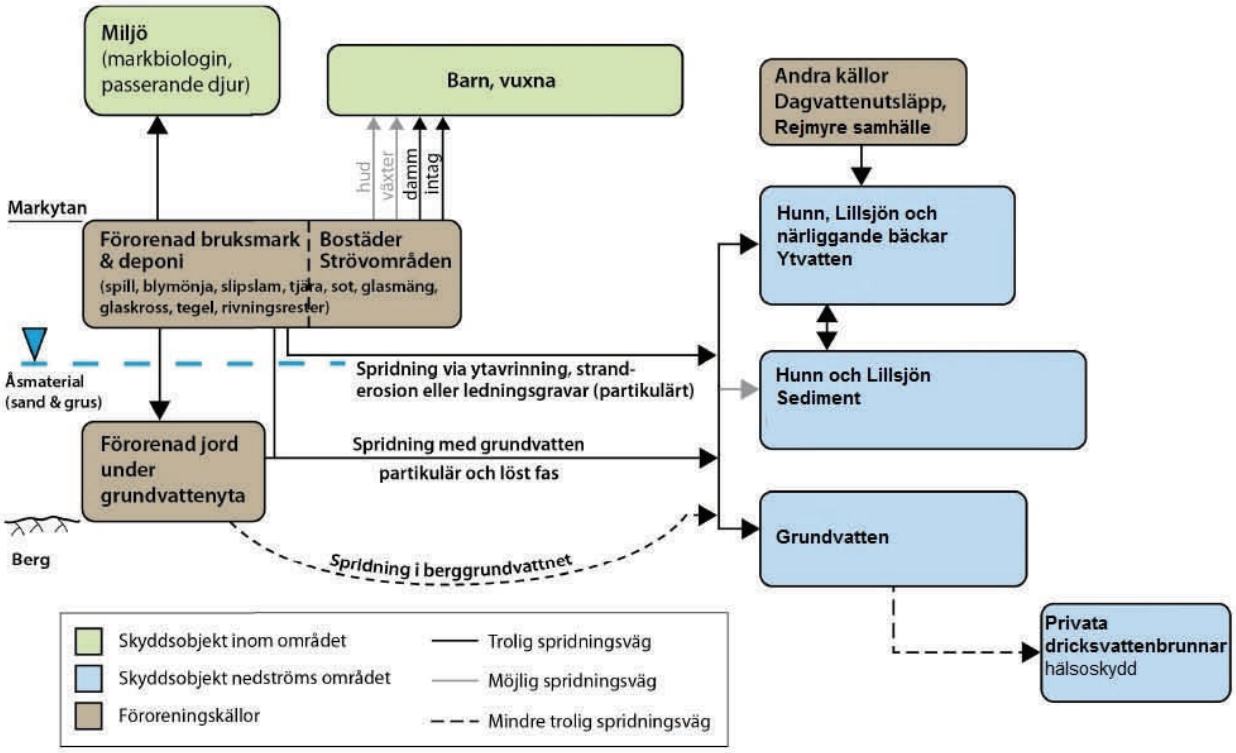


Fig. 14. Konceptuell spridningsmodell över Rejmyre samhälle och glasbruksområdet, modifierad från Elert et al. (2012).

6.1 Föroreningsproblematiken i Rejmyre samhälle

I detta arbete har endast förekomsten av ämnena arsenik, bly och kadmium studerats och proverna utgör stickprov och är tagna under en begränsad period. Det innebär att det inte går att få en helhetsbild över hela föroreningssituationen i området, men analyssvaren ger indikationer på om det är värt att undersöka området vidare med fler provtagningar för att kunna fastställa föroreningssituationen. Sannolikt förekommer höga metallhalter på flera ställen i samhället eftersom glasavfall har en konstaterat stor utbredning. Enligt vissa teorier kastades trasigt glas rakt ut på marken för att bli av med det, men avfallet kan också ha använts som fyllnadsmaterial.

Halten av bly överstiger riktvärdet för KM på fem av sju provtagna privata och kommunala fastigheter i Rejmyre samhälle. Arsenik överstiger riktvärdet för KM på fyra av sju fastigheter och kadmium överstiger riktvärdet för KM i tre av sju fastigheter.

Framför allt bly överstiger kraftigt riktvärdet av KM i de analyserade provpunkterna på Tomt 1, 2 och 5. På dessa fastigheter överstigs riktvärdena även för halten av arsenik och kadmium. Eventuellt kan förekomsten av dessa föroreningar vara lokala i dessa provpunkter då proverna främst togs där det fanns synligt glasavfall.

På Tomt 3, i punkt C1 (Bilaga 4) uppmättes höga halter av arsenik, bly och kadmium, överstigande både Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM och nivåerna för avfall med ringa risk. Orsaken till detta kan vara att glasbitar inte sorterades bort ur provmaterialet i den provpunkten, utan krossades vid analys. Glasets metallinnehåll påverkar då totalhalterna och ger då en överdriven bild av föroreningsproblematiken på den aktuella provpunkten. Även om glasbitarna sorterats bort, så finns det ändå risk för att metallhalterna skulle överstiga riktvärdena, eftersom främst halterna av arsenik och bly översteg riktvärdena kraftigt även på intilliggande fastigheter.

Det krossade glaset var även med i laktestet på Tomt 3, punkt C1, men varken arsenik, bly och kadmium översteg utlakningsnivån för avfall med ringa risk, vilket tyder på att metallerna från glaset lakar ut i liten omfattning. I Naturvårdsverkets beräkningsmodell användes de beräknade platsspecifika K_d-värdena. Vid användandet av dessa värden fås en mycket liten haltpåverkan i yt- och grundvatten vid de halter som uppmätts i jord i samhället. Justeringen av K_d-värdena förändrade resultatet av utlakningen till yt- och grundvatten, men förändrade inte de halter som finns i jorden. Lakvattentester bör tas i fler provpunkter för att få representativa K_d-värden att användas i beräkningsmodellen för säkrare eller bättre underbyggda resultat. Viktigt att notera är att dessa höga halter av framför allt arsenik och bly i jorden kan utgöra en hälsorisk för direkt intag av jord via munnen enligt beräkningsmodellen. Trots att laktesterna och beräkningsmodellen påvisade liten utlakning av dessa metaller kan inte spridning uteslutas. Benägenheten att laka metaller från intakt glas är mycket liten. Den pulveriserade formen som finns i krossat glasavfall och slipslam innehåller emellertid höga metallhalter och som lättare utlakas (Höglund et al. 2007b). Det är därför möjligt att långsiktig lakning underskattas vid laktester.

Hur mycket förorenade massor som finns i samhället är omöjligt att svara på i nuläget. Lokaliseringen av föroreningar baseras på de fastighetstomter som har visat förhöjda halter av arsenik, bly och kadmium. Dessa tomter är sannolikt förorenade av dessa ämnen. Fler fastighetstomter skulle kunna vara påverkade av föroreningar och därför kan det vara av intresse att ta jordprover på flera platser.

6.2 Föroreningsproblematiken på glasbruksområdet

Halten av arsenik och bly översteg riktvärdena för MKM i samtliga tre provpunkter i glasbruksdeponin på glasbruksområdet. Kadmium översteg inte riktvärdet för MKM i någon provpunkt på glasbruksområdet.

De kraftigt förhöjda halterna av arsenik och bly på glasbruksområdet kan utgöra en risk för miljön och hälsan om människor i området blir exponerade. På bruksområdet finns halter av arsenik som överstiger 100 mg/kg TS. Sådana halter kan orsaka akuta toxiska skador på människor. Särskilt barn med pica-beteende, det vill säga äter jord, är särskilt utsatta (Naturvårdsverket 2009).

6.3 Biotillgänglighet

De analyser som har gjorts beskriver totala halter av arsenik, bly och kadmium i jord och vatten. Vid jämförelse med de generella riktvärdena förutsätts att alla föroreningar är biotillgängliga och därför överskattas oftast risken för skadliga effekter. Av den halt som är biotillgängligt för ett specifikt ämne varierar förmågan att ta upp ämnet mellan människor, djur och växter, men också mellan olika individer av samma art (Selinus 2010). Därför behövs en utredning om hur biotillgängliga dessa höga halter är för att kunna avgöra om de kan utgöra en risk för miljö och för människors hälsa. En tidigare studie i sydöstra Sverige visar att kadmium kan tas upp i bland annat morötter och potatis och därmed kan utgöra en hälsorisk. De som åt hemodlade morötter och potatis uppvisade en förhöjd halt av kadmium i urinen, varför konsumtion av dessa grödor är en betydande exponeringsväg för kadmium (Hellström et al. 2007). Höga halter av kadmium har även påvisats i svamp från ett annat förorenat område i sydöstra Sverige (Nyberg et al. 2012). I detta område innehöll blåbär, lingon och kantareller även förhöjda halter av bly, som i högre halter kan utgöra en risk för hälsan. Samtidigt översteg inte alltid de korresponderande jordproverna riktvärdet för KM. Överlag korrelerade inte jordproverna halt av kadmium och bly med uppmätta halter i växterna. Det beror troligen på hur hårt bundet metallerna sitter i jorden, pH-värden och jordens beskaffenhet. Egen kompostjord har visat sig släppa ifrån sig dessa metaller mycket lättare på grund av den lösa strukturen och höga halten av humusämnen (Yrkes- och miljömedicin, Linköping 2007). Eftersom jorden i samhället är humusrik finns det risk för att biotillgängligheten är god. Därför är det viktigt att studera biotillgängligheten. Ett sätt är att undersöka metallupptaget i rotfrukter, grönsaker, bär och svamp i Rejmyre samhälle, om befolkningen konsumerar egenodlade grönsaker eller om de plockar bär och svamp i området.

Våra resultat överensstämmer med SGU:s geokemikartor som också påvisar höga halter av främst arsenik och bly i Rejmyre samhälle. Angivna halter ligger mycket högre än naturliga bakgrundshalter, vilket tyder på antropogen påverkan (SGU:s biogeokemikarta och markgeokemikarta). Som tidigare nämnt är metaller från naturligt ursprung oftast hårdare bundna i partikelstrukturen än metaller som kommer från en yttre föroreningskälla (Selinus 2010). Detta kan även påverka metallernas biotillgänglighet.

6.4 Konceptuell spridningsmodell

6.4.1 Rejmyre samhälle

Den mest betydande exponeringsvägen i Rejmyre samhälle anses vara direkt intag av jord via munnen, där barn är en särskild riskgrupp eftersom små barn ofta har en benägenhet att äta jord (Berglund et al. 2013). Konsumtion av dåligt sköljda rotfukter, grönsaker, bär och svamp är den mest troliga exponeringsvägen för vuxna. En annan exponeringsväg kan vara dålig handhygien.

Av de analyserade metallerna anses bly utgöra störst hälsorisk vid direktexponering för jord på grund av att detta ämne överstiger riktvärdet mest och förekommer i höga halter i flertalet provpunkter. Det är inte farligt att bo och vistas på områden med förhöjda metallhalter i marken. För att en hälsoeffekt ska uppstå måste en direkt eller indirekt exponering ske genom att människan får i sig metallerna via någon relevant exponeringsväg (Ahlbom et al. 2009).

Det glasavfall som påträffas i samhället ligger förmodligen ovanför grundvattennivån. Infiltration av regnvatten kan transportera urlakade föroreningar till grundvattnet.

De kända dricksvattenbrunnarna i området är bergborrade brunnar (SGU:s brunnsarkiv 2014). Därför bedöms risken som liten att föroreningsläckage till brunnarna ska förekomma, men det kan å andra sidan inte helt uteslutas. De jordarter som dominerar i samhället är sandig morän, vilket är ett genomsläppligt material och de är därtill inte speciellt mäktiga. De två ospecificerade deformationszonerna som löper väst-östlig riktning genom samhället skulle dessutom kunna bidra med föroreningstransport i berggrunden. För att göra en bra bedömning om hur föroreningstransporten är i jordlager och berggrund krävs mer detaljerade studier av föroreningshalter i grundvattnet, geologin i området, grundvattennivåer, infiltration, samt beräkning av grundvattenflöde och jordlagrens hydrauliska konduktivitet.

Grävda brunnar bedöms utgöra en större risk för kontaminering av föroreningar. De dricksvattenbrunnar som idag används för enskild vattenförsörjning är alla bergborrade. Det har inte framkommit några upp-

gifter om att det finns äldre grävda dricksvattenbrunnar i jord som numera används för bevattning, men det går inte att utesluta förekomsten av sådana. Om grödor bevattnas med förhöjda halter av metaller i vattnet kan det innebära att grödorna tar upp metaller och de som äter dem riskerar att få i sig dem. Det skulle kunna utgöra en hälsorisk och därför bör inte grävda brunnar användas för bevattning om sådan finns i området.

6.4.2 Glasbruksområdet

Glasbruksområdet med tillhörande deponi är troligtvis den största källan för föroreningsspridning och de personer som rör sig på bruksområdet kan exponeras för ytliga föroreningar. Exponering för föroreningar i byggnader är inte undersökt, men kan inte uteslutas.

På glasbruksområdet antas en del av deponin ligga under grundvattennivån (Länsstyrelsen Östergötland 2014), vilket kan förorena grundvattnet nedströms bruksområdet. Som tidigare nämnt rör sig troligtvis grundvattnet mot befintliga ytvattendrag, dvs. bäckarna, samt Lillsjön och Hunn. Därmed riskerar föroreningarna att transporteras till dessa ytvatten. Metallerna kan även transporteras via ytavrinning och erosion, samt möjligen via ledningsgravar. Enligt tidigare undersökningar har Lillsjön genomgående haft höga halter av föroreningar och råvattnet i Hunn är påverkat av föroreningar, men överstiger inte några riktvärden (Plantman och Risberg 2012). Eftersom en stor del av samhället avvattnas till Hunn går det inte att utesluta att dricksvattentäkten Hunn framöver i ökande grad kommer att påverkas av läckage av föroreningar.

De spridningsvägar som bedöms ha störst betydelse och kan kopplas ihop med föroreningarna är bäcken nedanför bruksområdet som löper ut i Lillsjön. Detta grundas på tidigare provtagning inom kontrollprogrammet som infördes år 1984 och som genomgående har visat höga halter av arsenik, bly och kadmium (Länsstyrelsen Östergötland 2014). Troligtvis är metallerna bundna i sedimentet i Lillsjön och sprids mycket lite via vattnet och sedimentpartiklar till Hunn.

7 Rekommendationer

För att kunna avgöra om uppmätta metallhalter i jorden i Rejmyre samhälle utgör en miljö- och hälsorisk bör fler undersökningar göras, baserat på hur biotillgängliga metallerna är. Ett förslag på vidare undersökning är att ta reda på hur höga halter av metaller som tas upp av grödor av den totala tillgängliga halten i marken, och vilka halter som grödorna får ta upp utan att utgöra en hälsorisk.

Fler laktester bör utföras på jordprover från olika platser i samhället för att få en säkrare bild av lakningsegenskaperna i den förorenade jorden. Endast ett lakvattenförsök har utförts och det är inte tillräckligt för att representera hela samhället.

För att kunna få en mer korrekt bild av föroreningarnas utbredning i yt- och djupled, såväl inom enskilda tomter som inom samhället i stort, behövs det utföras provtagning av jord på flera ställen i samhället, även i jord där glasbitar inte förekommer. Dessutom behöver grundvattenprovtagning utföras för att kunna avgöra om det sker en spridning av föroreningar i och till grundvattnet.

Förekomsten av andra metaller som antimon, barium, krom, kobolt, med flera bör analyseras i området. Därigenom erhålls en bättre bild av föroreningsproblematiken i samhället. Flera av de metaller som används i glastillverkningen kan ha negativa effekter på miljön och människors hälsa (Berglund et al. 2013). Till exempel har bly bytts ut mot antimon i glastillverkningen och flera olika typer av antimonföreningar är mycket giftiga och kan orsaka hud- och lungskador (Selinus 2010).

8 Slutsatser

Analyserna visar att jordens ytliga lager på flera platser i samhället är förorenad av arsenik och bly, samt i viss mån även av kadmium. Människor kan få i sig metallerna genom direkt intag av jord, som till exempel av dåligt sköljda grönsaker. Utfört lakvattenförsök visar emellertid att metallerna är hårt bundna i glasavfallet. Risken för att dessa metaller skall spridas till närliggande brunnar bedöms därför som liten. Denna slutsats styrks även av att brunnarna är djupt borrade i berggrunden och metallerna påträffas i ytliga jordlager. Spridningen till omgivande vatten är också liten. Spridning av metallerna till omgivningen går ändå inte att utesluta. För att avgöra om metallerna kan spridas till omgivande ytvatten och dricksvattenbrunnar måste vattnets rörelser i jorden och områdets geologi studeras noggrannare.

9 Tack

Jag vill tacka mina handledare Markus Gustafsson på Länsstyrelsen i Östergötland och professor Per Möller på geologiska institutionen, Lunds universitet för bra handledning och diskussion under arbetets gång. Personer vid hembygdsföreningen gamla Reijmyre, Kerstin Andersson före detta miljöchef på Finspångs kommun, Jan-Erik Heintze samhällsbyggnadschef på Finspångs kommun och övriga personer i Rejmyre vill jag tacka för givande intervjuer som har underlättat arbetet. Tack till Jimmy Söderström och Erik Årnfelt på Länsstyrelsen i Östergötland för bra handledning i ArcGIS för framtagning av höjddata till de geologiska profilerna. Tack för expertishjälp och bra diskussioner från Miljömedicin i Linköping.

10 Referenser

ABF Finspång, 1995: *Boken om Rejmyre, del 1 (Tiden före 1926)*. 171 pp.

ABF och Svenska Fabriksarbetareförbundet i Kalmar och Kronobergs län, 1983: *Rejmyre - utpost i Glasriket, I glasriket människan - miljön - framtiden*.

157 pp.
Ahlbom, A., Ahlborg, G., Albin, M., Andersson, K., Axelson, O., Axelsson, G., Bro, K., 2009: *Arbets- och miljömedicin: en lärobok om hälsa och miljö*. Studentlitteratur. 323 pp.
Anonyma personer, 2014: muntl. Personlig kontakt, Telefonsamtal 2014-04.
Berglund, M., Hanberg, A., Lidén, C., Beronius, A., Borg, D., Dreij, K., Fadeel, B., Håkansson, H., Julander, A., Karlsson, H., Kippler, M., Stenius, U., Vahter, M., Yazar, K., Öberg, M., 2013: 11. *Kemikalier.* Miljöhälsorapport 2013. Institutet för miljömedicin, Karolinska institutet. 238 pp.
Dowling, T.P.F., Alexanderson, H., Möller, P., 2013. The new high resolution LiDAR digital height model ('Ny Nationell Höjdmodell') and its application to Swedish Quaternary geomorphology. GFF 135:2, 145-151.
Elert, M., Höglund, L-O., 2012: *Huvudstudie Pukebergs Glasbruk*. Kemakta Konsult AB. 100 pp.
Fanger, G., Höglund, L-O., Jones, C., Svensson, H., 2004: *Svenska Glasbruksföreningen - Undersökning och fördjupad riskbedömning av fem glasbruk i Kalmar och Kronobergs län samt förslag på generell metodik för riskbedömningar vid glasbruk*. Kemakta Konsult AB. 279 pp.
Finspångs kommun 2014: *Rejmyre samhälle*. Hämtad 2014-04-06, från http://www.finspang.se/Utbildning/Grundskolor/Vara-grundskolor/Rejmyre-skola/Rejmyre-samhalle/.
Finspångs kommun, Miljö- och hälsoskyddskontoret, 2014: muntl. E-post 2014-04-5.
Heintze, J-E., Samhällsbyggnadschef, Finspångs kommun, 2014: muntl. Personlig kontakt 2014-04-10.
Hellström, L., Persson, B., Brudin, L., Grawé, KP., Oborn, I., Järup, L., 2007: *Cadmium exposure pathways in a population living near a battery plant.* The Science of the Total Environment 373(2-3): 447-55.
Hembygdsföreningen Gamla Reijmyre, 2002: *Linbanan mellan Rejmyre och Simonstorp*. 33 pp.
Hembygdsföreningen Gamla Reijmyre, 2014a: *Bilder - Gamla Rejmyrebilder*. Hämtad 2014-05-12, från http://www.rejmyrehembygdsforening.se/bilder/gamla-rejmyrebilder.shtml
Hembygdsföreningen Gamla Reijmyre, 2014b: muntl. Personlig kontakt, Telefonsamtal 2014-04
Hembygdsföreningen Gamla Reijmyre u.å.-1903: *Recept på glasmassor u.å.-1903*.
© Lantmäteriverket, i212/927. Hill shade constructed from LiDAR scan data in the "New National Height Model" with a 0.1 m height resolution, provided by Lantmäteriverket, Sweden. For technical background, see Dowling et al. (2013). The coordinate system is according to SWEREF99 TM.
Höglund, L-O., Fanger, G., Yesilova, H., 2007a: *Slutrapport - Glasbruksprojektet 2006-2007*. Kemakta Konsult AB. 276 pp.
Höglund, L-O., Fanger, G., Yesilova, H., 2007b: *Syntesrapport Etapp 1 - Resultat och tolkningar från undersökningar av 25 glasbruksobjekt och 6 glasbruksår.* Kemakta Konsult AB. 194 pp.
Kjellin, J., 2004: *XRF-analys av förorenad mark – undersökning av felkällor och lämplig provbearbetning.* Examensarbete, Uppsala universitet. 66 pp.
Livsmedelsverket, 2014a: *Bly*. Uppdaterad 2014-03-21. Hämtad 2014-05-10, från http://www.slv.se/sv/grupp1/Risker-med-mat/Metaller/Bly/
Livsmedelsverket, 2014b: *Kadmium - fördjupning*. Uppdaterad 2014-03-21. Hämtad 2014-05-10, från http://www.slv.se/sv/grupp1/Risker-med-mat/Metaller/Kadmium/Kadmium---fordjupning/
Länsstyrelsen i Kronobergs län, 2001: *Inventering av förorenade områden enligt MIFO fas 1- glasbruk i Kalmar och Kronobergs län.* Meddelande 2001:01. Länsstyrelsen i Kronobergs län. 52 pp.
Länsstyrelsen Östergötland, 1990: *Avfallsupplag i Östergötland.* Länsstyrelsen i Östergötlands län. 171 pp.
Länsstyrelsen Östergötland, 2014: *EBH-stödet, MIFO-blankett fas 2*. Länsstyrelsens databas. Hämtad 2014-04-18, från http://länsstyrelsen.se/
Naturvårdsverket, 2002: *Sammanställning av laktester för oorganiska ämnen*. Rapport 5207. 27 pp.
Naturvårdsverket, 2006a: *Metallers mobilitet i mark*. Rapport 5536. 115 pp.
Naturvårdsverket, 2006b: *Laktester för riskbedömning av förorenade områden*. Rapport 5535. 84 pp.
Naturvårdsverket, 2009: *Riktvärden för förorenad mark*. Papport 5976. 107 pp.
Naturvårdsverket, 2010: *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten*. Handbok 2010:1. 151 pp.
Nyberg, I., Helmfrid, I., Graff, P., 2012: *Uppföljning av miljömedicinsk riskbedömning med avseende på konsumtion av analyserade vegetabilier, fisk och kräftor från Gusum*. Arbets- och miljömedicin, Linköping. 44 pp.
Persson, A., 2014a: *Bly*. Hämtad 2014-04-23, från http://ki.se/imm/bly.
Persson, A., 2014b: *Kadmium*. Hämtad 2014-04-23, från http://ki.se/imm/kadmium.
Plantman, P., Risberg, A., 2012: *Rapport: Utredning av förorening i sediment och vatten i sjön Hunn*. WSP Environmental. 24 pp.
Selinus, O., 2010: *Medicinsk geologi*. Studentlitteratur. 519 pp.
SGU:s Berggrundskarta. *Kartvisaren,* Skala 1:50 000, hämtad 2014-04-01, från http://maps2.sgu.se/kartgenerator/maporder_sv.html
SGU:s Biogeokemikarta - Arsenik. *Kartvisaren,* Skala 1:50 000, hämtad 2014-04-01, från http://maps2.sgu.se/kartgenerator/maporder_sv.html
SGU:s Biogeokemikarta - Kadmium. *Kartvisaren,* Skala 1:50 000, hämtad 2014-04-01, från http://maps2.sgu.se/kartgenerator/maporder_sv.html
SGU:s Grundvattenkarta. *Kartvisaren,* Skala 1:1 000 000, hämtad 2014-04-01, från http://maps2.sgu.se/kartgenerator/maporder_sv.html
SGU:s Jordartskarta. *Kartvisaren,* Skala 1:50 000,

hämtad 2014-04-01, från http://maps2.sgu.se/kartgenerator/maporder_sv.html

SGU:s Jorddjupskarta. *Kartvisaren,* Skala 1:50 000, hämtad 2014-04-01, från http://maps2.sgu.se/kartgenerator/maporder_sv.html

SGU:s Markgeokemikarta - Bly. *Kartvisaren,* Skala 1:50 000, hämtad 2014-04-01, från http://maps2.sgu.se/kartgenerator/maporder_sv.html

Rådenstein, A., Vice ordförande, Hembygdsföreningen gamla Reijmyre, 2014: muntl. Personlig kontakt, Telefonsamtal 2014-04.

Törnqvist, M., 2009: *Kandidatexamensarbete med avseende på ansvarsutredningen för Reijmyre Glasbruk Aktiebolag.* Lunds universitet. 66 pp.

Törrö, P., 2004: *Rejmyre glasbruk, Inventering av ett förorenat område - fas 2*. Examensarbete. Umeå universitet. 52 pp.

Yrkes- och miljömedicin, Linköping, 2007: *Miljömedicinsk riskbedömning med avseende på konsumtion av analyserade vegetabilier, fisk och kräftor från Gusum*. Yrkes- och miljömedicinskt centrum, Linköping, Enheten för Epidemiologi och miljömedicin, Kalmar. 55 pp.

Åkerlind, M., 2012: *Geokemi - markens innehåll av olika ämnen.* Uppdaterad 2012-02-06. Hämtad 2014-05-23, från http://www.svenskmjolk.se/Mjolkgarden/Foder/NorFor/Geokemi--markens-innehall-av-olika-amnen/#.U370MzeKDIU

Östergötlands länsmuseum och författarna, 2010: *Reijmyre Glasbruk - formgivare, konstnärer och yrkesmän under 200 år.* Östergötlands länsmuseum. 191 pp.

Arkivmaterial

Finspångs kommunarkiv, 2001: *Rejmyre 1:108, Reijmyre Glasbruk AB - anmälan av miljöfarlig verksamhet.* Beteckning 00.773. Miljö- och hälsoskyddskontoret. 4 pp.

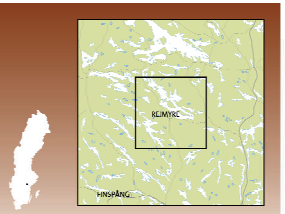
Finspångs kommunarkiv, 2008: *Markprovtagning Rejmyre 1:419*. Allren AB miljöteknik. 4 pp.

SGU:s brunnsarkiv 2014: *Brunnsarkivet*. Sveriges Geologiska Undersökning, Lund.



Jorddjupskartan

SGU
Sveriges geologiska undersökning
Geological Survey of Sweden



Kartans syfte är att ge en generell bild av jordtäckets mäktighet. Kartan grundas på analys av jorddjupsinformation från brunnsborrningar, undersökningsborrningar, schakter och seismiska undersökningar. För att identifiera områden där jordtäcket är mycket tunt eller saknas helt har information om berg från SGUs jordartskartor använts. Jorddjupet har beräknats genom att interpolera kända jorddjupsdata. Eftersom vissa jordarter uppvisar betydligt större jorddjup än andra har jordartskartan använts som stöd vid denna interpolering. Information om sprickzoner i berggrunden har använts för att ta fram områden med speciellt stora jorddjup.

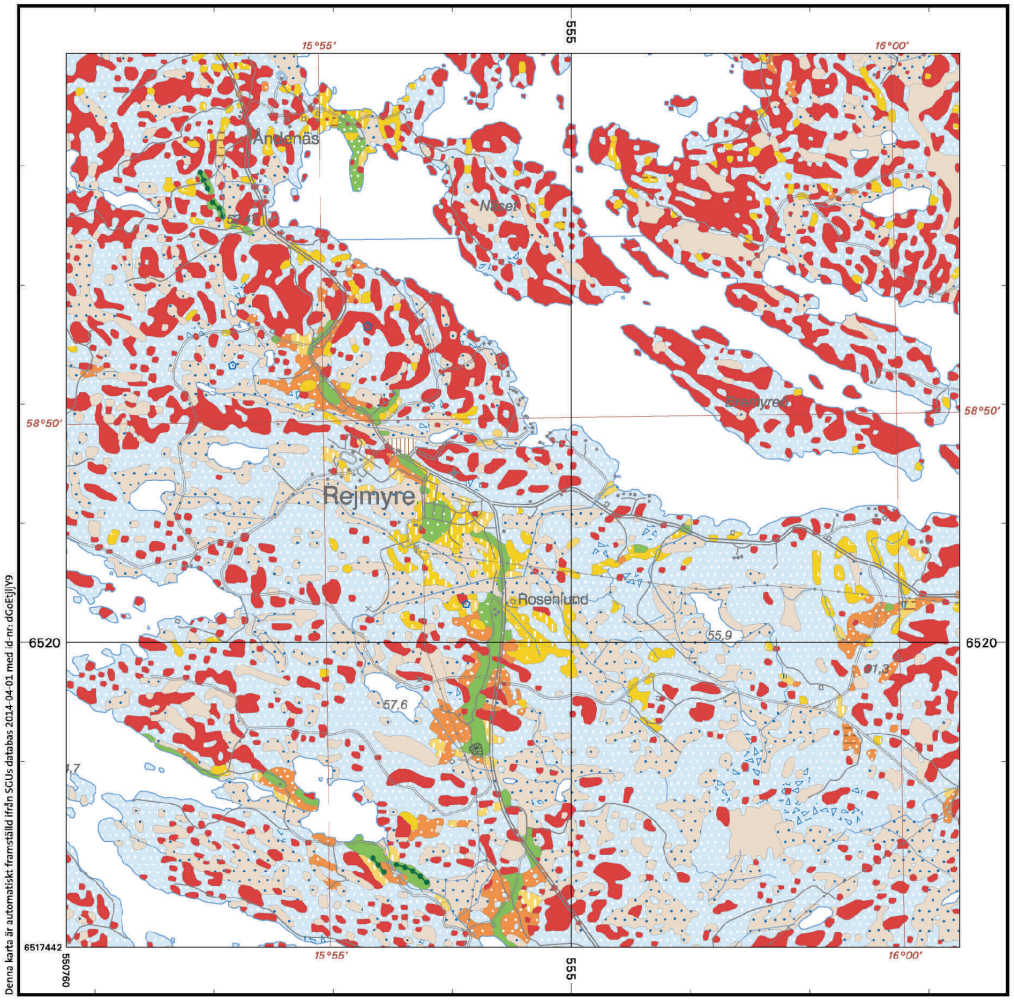
Osäkerheten i beräkningarna ökar med avståndet till punkter med uppmätta jorddjup. Om avståndet exempelvis är flera hundra meter till närmaste observation är osäkerheten i det beräknade jorddjupet betydande.

Ny information om jorddjup tillkommer hela tiden vilket gör att kartan successivt kan förbättras. Kartan kommer därför att uppdateras ungefär en gång per år.

Uppskattat djup till berg
(m)

- >50
- 30 - 50
- 20 30
- 10 20
- 5 10
- 3 5
- 1 3
- 0 - 1

• Uppmätt djup



© Sveriges geologiska undersökning (SGU)

Huvudkontor:
Box 670
751 28 Uppsala
Tel: 018-17 90 00
E-post: kundservice@sgu.se
www.sgu.se

0 0,5 1,0 1,5 2,0 2,5 km

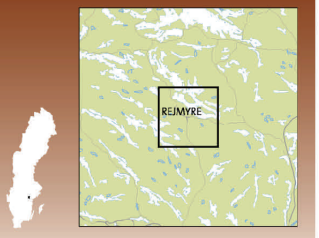
Skala 1:50 000

Topografiskt underlag: Ur GSD-Terrängkartan
© Lantmäteriet. MS2009/08799

Rutnät i svart anger koordinater i SWEREF 99 TM.
Gradnätet i brunt anger latitud och longitud
i referenssystemet SWEREF 99.

Jordartskarta

1:50 000

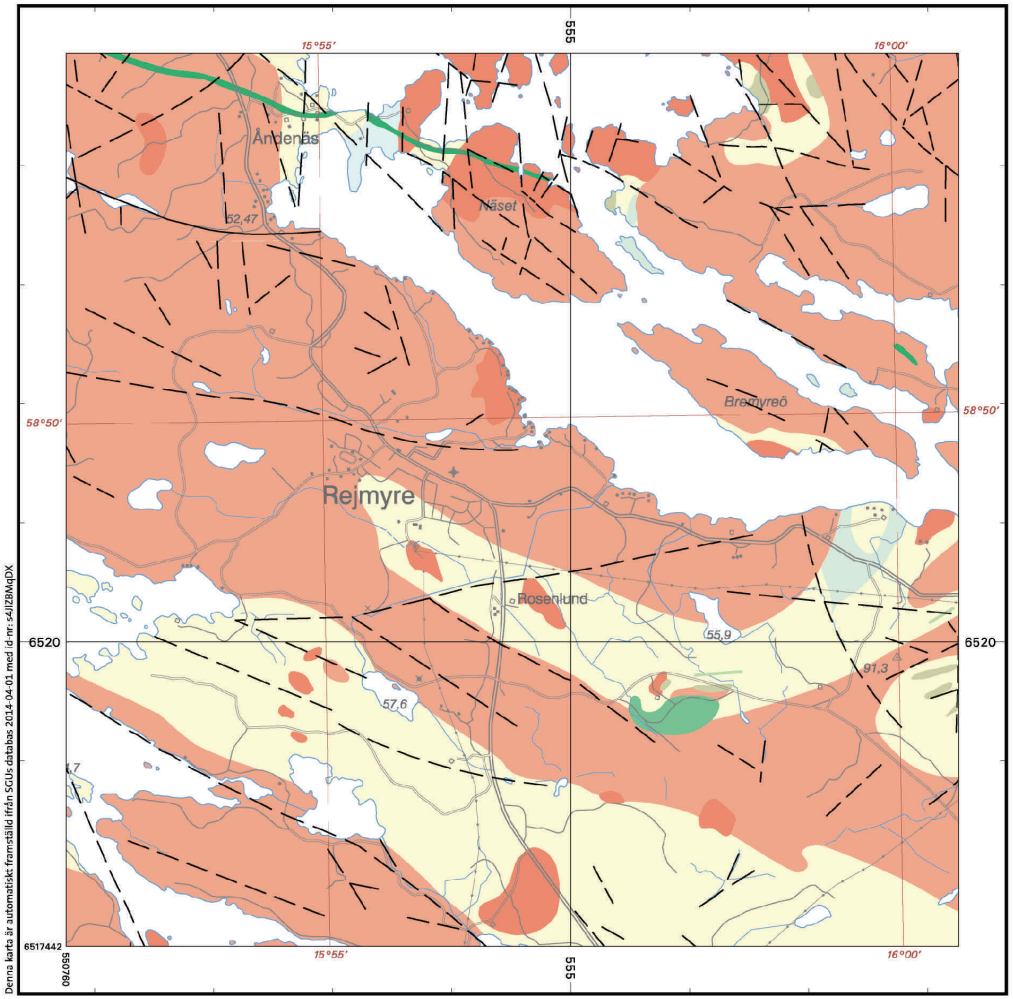


SGU
Sveriges geologiska undersökning
Geological Survey of Sweden

Kartan visar utbredningen av jordarter i eller nära markytan. Informationen är anpassad för visning i skala 1:50 000, vilket innebär att minsta ytorna som finns representerade har en diameter på 50m i naturen. Lägesnoggrannheten är vanligtvis bättre än 50 meter. Generaliseringar förekommer. Exempelvis kan områden med många, små, närliggande hällar presenteras som en sammanhängande häll på kartan, och avlagringar som bara täcker små ytor i verkligheten men som har stor betydelse för förståelsen av den geologiska utvecklingen i ett område, som isälvsavlagringar, kan ha överdrivits i kartbilden.

Ytterligare information, om till exempel jordarternas utbredning under ytan, finns lagrad i SGUs databas och kan, liksom bland annat kartbladsbeskrivningar, beställas från SGU.

- Mossetorv
- Kärrtorv
- Tunt eller osammanhängande ytlager av torv
- Gyttjelera (eller lergyttja)
- Postglacial lera
- Postglacial silt
- Postglacial finsand
- Postglacial sand
- Svallsediment, grus
- Glacial lera
- Glacial silt
- Isälvssediment
- Isälvssediment, finsand
- Isälvssediment, sand
- Krön på isälvsavlagring
- Sandig morän
- Sandig-siltig morän
- Blockrik yta
- Jätteblock
- Berg
- Fyllning
- Vatten
- Jord- eller grustäkt



Denna karta är automatiskt framställd från SGUs databas 2014-04-01 med id-nr: s4UZ8MqDX

© Sveriges geologiska undersökning (SGU)

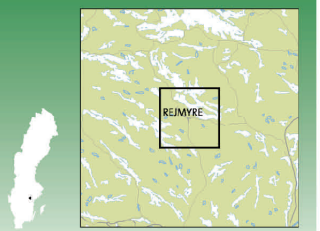
Huvudkontor:
Box 670
751 28 Uppsala
Tel: 018-17 90 00
E-post: kundservice@sgu.se
www.sgu.se

Topografiskt underlag: Ur GSD-Terrängkartan
© Lantmäteriet. MS2009/08799

Rutnät i svart anger koordinater i SWEREF 99 TM.
Gradnätet i brunt anger latitud och longitud
i referenssystemet SWEREF 99.

Berggrundskarta

1:50 000



SGU
Sveriges geologiska undersökning
Geological Survey of Sweden

Kartan ger en generaliserad bild av berggrundens utbredning. Observationer av bergarter och inbördes ålder har gjorts på hällar. Sammansättningen av den berggrund som är täckt av lösa jordarter har tolkats från observationer på närliggande hällar, geofysiska mätningar och, där sådana finns, från borrkärneanalyser eller grävningar.

Ytor som är för små för att visa på kartan representeras som linjer. Lägesnoggrannheten är normalt bättre än 50 m för observationer. För tolkningar, exempelvis vissa bergartsgränser, kan noggrannheten vara mycket lägre.

Ytterligare information finns lagrad i SGUs databas, exempelvis detaljerad information om mineraliseringar eller berggrundens mineralsammansättning, kemiska sammansättning, petrofysiska egenskaper eller naturligt förekommande radioaktiv strålning, och kan beställas från SGU.

- Spröd deformationszon (förkastning, spricka, sprickzon)
- Deformationszon, ospecificerad
- Ultrabasisk, basisk och intermediär vulkanisk bergart (basalt, andesit m.m.)

Massformiga bergarter, yngre än svekokarelska orogenesen (1740-910 miljoner år)

- Ultrabasisk, basisk och intermediär intrusivbergart (gabbro, diorit, diabas m.m.)

Ställvis gnejsiga bergarter i svekokarelska orogenen (1880-1740 miljoner år)

- Sur intrusivbergart (granit, granodiorit, monzonit m.m.)

Huvudsakligen gnejsiga bergarter i svekokarelska orogenen (2850-1870 miljoner år)

- Sur intrusivbergart (granit, granodiorit, monzonit m.m.)
- Ultrabasisk, basisk och intermediär intrusivbergart (gabbro, diorit, diabas m.m.)
- Sur vulkanisk bergart (ryolit, dacit m.m.)
- Ultrabasisk, basisk och intermediär vulkanisk bergart (basalt, andesit m.m.)
- Glimmerrik omvandlad bergart (fyllit, skiffer, paragnejs m.m.)
- Ultrabasisk, basisk och intermediär omvandlad bergart (amfibolit, eklogit m.m.)

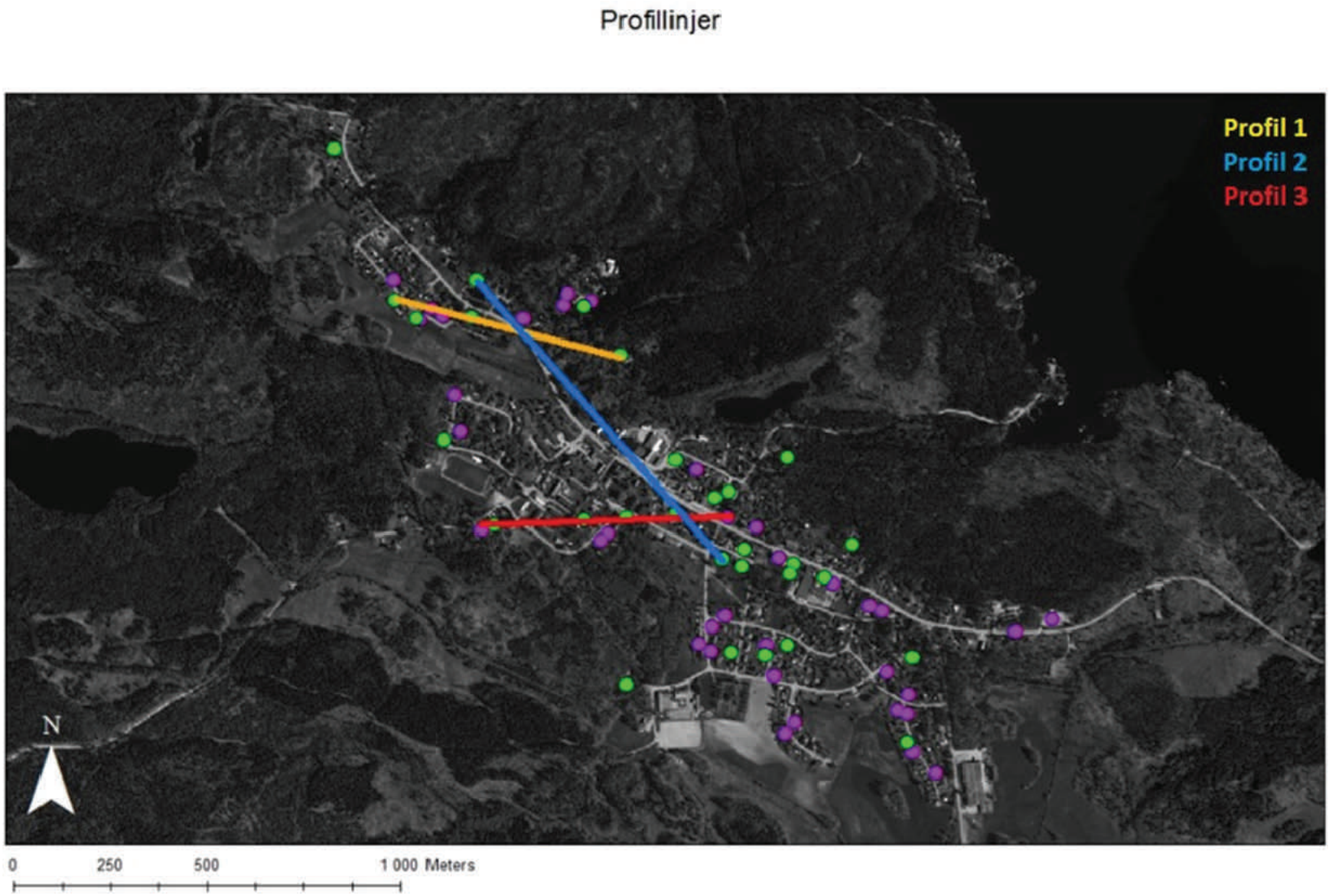


Fig. B2-1. Linjer som visar var de tre nedanstående geologiska profilerna är lokaliserade. Lila punkt: energibrunn; grön punkt: brunn med okänd användning (© Länsstyrelsen, Lantmäteriet, NVDB, ESRI INC, RAÄ, SGU, Sjöfartsverkt, SMHI, SVO, SCB, SJV, FM, Bergsstaten, SLU, SGU:s Brunnsarkiv 2014, i2012/927).

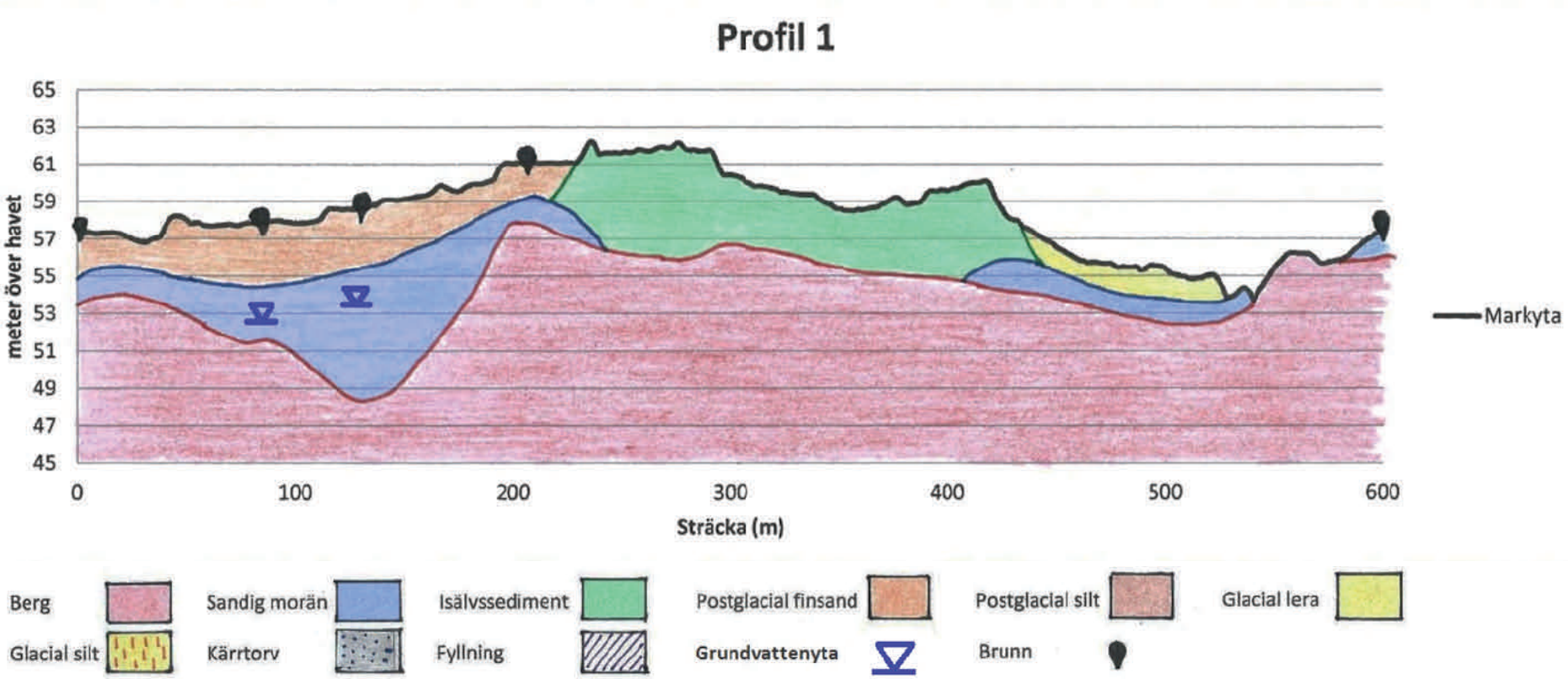


Fig. B2-2. Profil 1. Principiell skiss på hur den underliggande geologin möjligen skulle kunna se ut i Profil 1, markerat med gul färg i ovanstående karta med profillinjer. De markerade punkterna vid markytan är lokalisering av brunnar, där information om djup till berggrundsytan och/eller grundvattenytan är hämtade från SGU:s brunnsarkiv. Observera att diagrammet inte är skalenligt, utan profilen är till för att få en uppfattning om hur den underliggande geologin möjligen ser ut i området. Höjddata från ArcGIS.

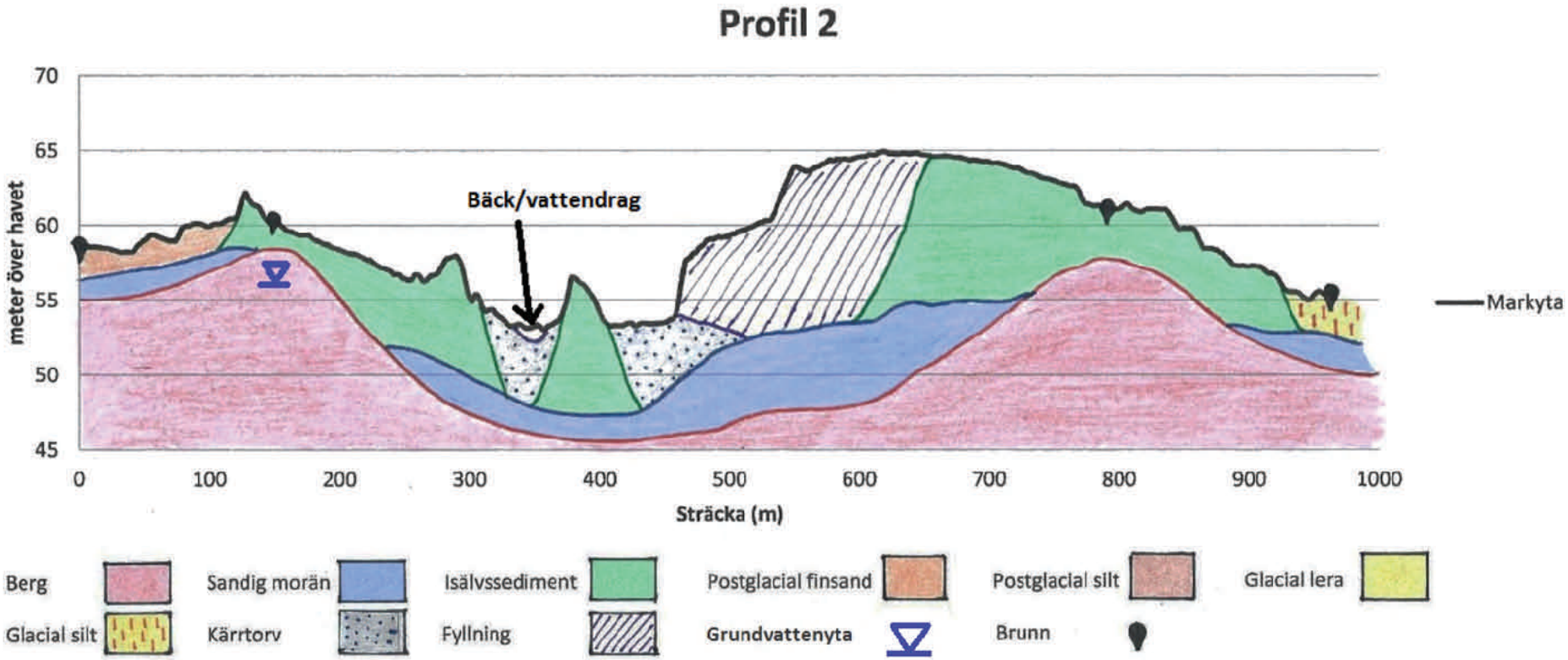


Fig. B2-3. Profil 2. Principiell skiss på hur den underliggande geologin möjligen skulle kunna se ut i Profil 2, markerat med blå färg i ovanstående karta med profillinjer. De markerade punkterna vid markytan är lokalisering av brunnar, där information om djup till berggrundsytan och/eller grundvattenytan är hämtade från SGU:s brunnsarkiv. Observera att diagrammet inte är skalenligt, utan profilen är till för att få en uppfattning om hur den underliggande geologin möjligen ser ut i området. Höjddata från ArcGIS.

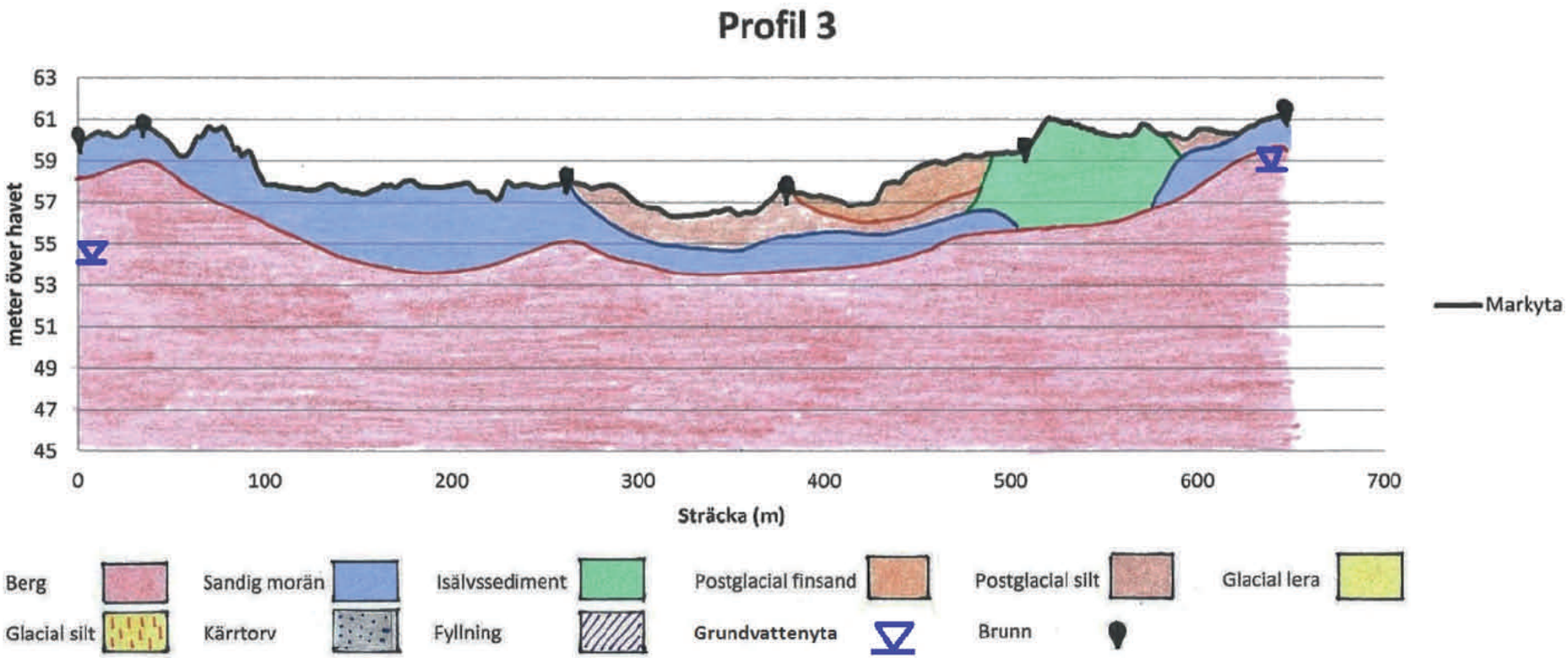
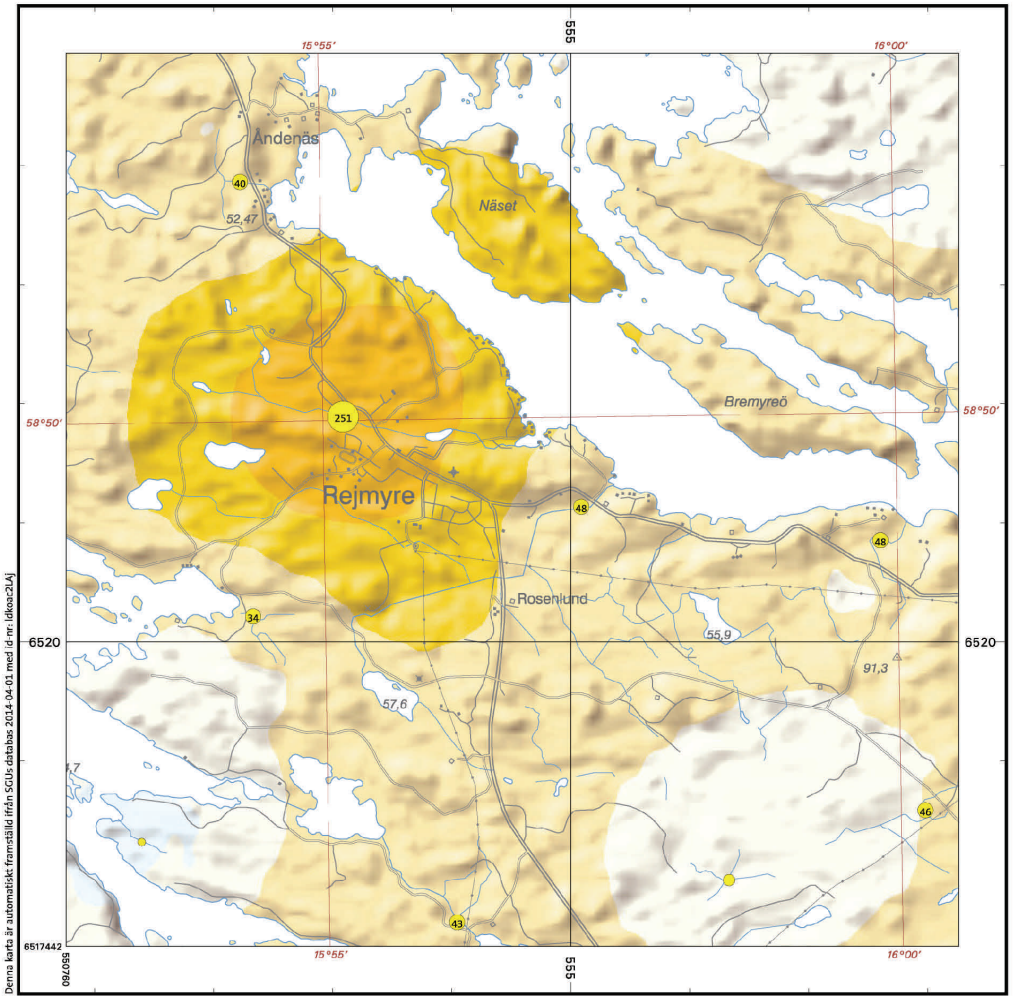


Fig. B2-4. Profil 3. Principiell skiss på hur den underliggande geologin möjligen skulle kunna se ut i Profil 3, markerat med röd färg i ovanstående karta med profillinjer. De markerade punkterna vid markytan är lokalisering av brunnar, där information om djup till berggrundsytan och/eller grundvattenytan är hämtade från SGU:s brunnsarkiv. Observera att diagrammet inte är skalenligt, utan profilen är till för att få en uppfattning om hur den underliggande geologin möjligen ser ut i området. Höjddata från ArcGIS.



Denna karta är automatiskt framställd från SGUs databas 2014-04-01 med id-nr: Idkoat2IAJ

© Sveriges geologiska undersökning (SGU)

Huvudkontor:
Box 670
751 28 Uppsala
Tel: 018-17 90 00
E-post: kundservice@sgu.se
www.sgu.se

0 0,5 1,0 1,5 2,0 2,5 km

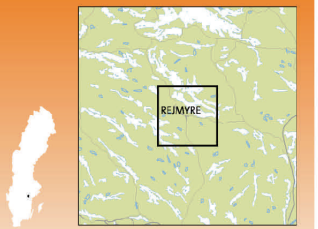
Skala 1:50 000

Topografiskt underlag: Ur GSD-Terrängkartan
© Lantmäteriet. MS2009/08799

Rutnät i svart anger koordinater i SWEREF 99 TM.
Gradnätet i brunt anger latitud och longitud
i referenssystemet SWEREF 99.

Biogeokemikarta

Arsenik



SGU
Sveriges geologiska undersökning
Geological Survey of Sweden

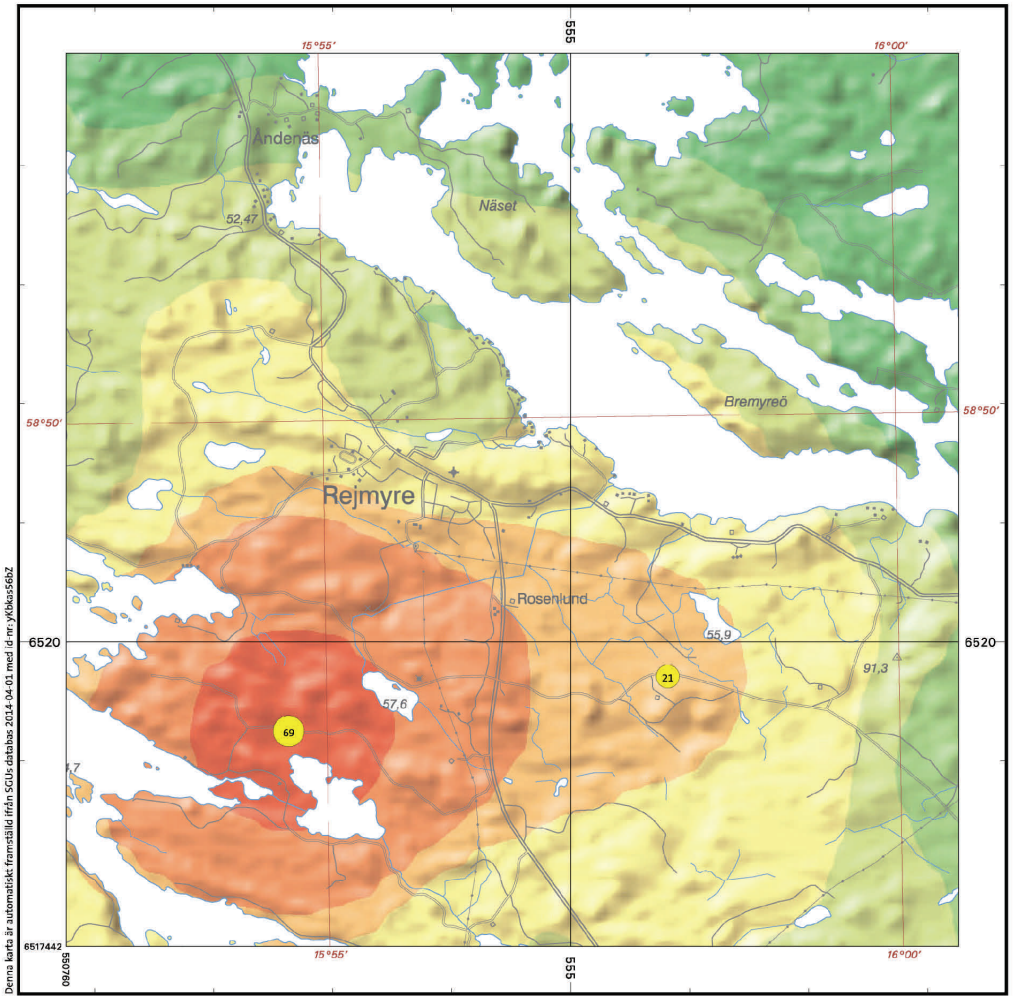
Arsenik förekommer som spårelement i många magmatiska bergarter. De högsta halterna återfinns i vissa graniter med nivåer från 1,0 till 2,6 ppm. Gästrikland, Uppland och Västmanland har med sina kalkrika jordar jämnhöga halter av arsenik i vattendragen. Även Närke, Östergötland, Västergötland och Skåne har liknande miljöer på grund av förekomsten av kambrosiluriska bergarter. Ultramafiska och mafiska bergarter uppvisar arsenikhalter på 0,5 till 2,0 ppm. Arsenik är ofta anrikad i vissa sedimentbergarter, speciellt i skiffrar med högt organiskt innehåll, där halterna kan nå upp till 15 ppm. Inom mineraliserade områden, t.ex. Bergslagen och Skelleftefältet, kan arsenikkoncentrationen lokalt nå procentnivåer eftersom ämnet bildar egna mineral (t.ex. arsenikkis) och dessutom förekommer med höga halter som spårelement i många andra mineral.

Arsenik från berggrund och jordarter har ganska hög rörlighet i naturliga vatten, både i sur och i alkalisk miljö. Detta beror på ämnets förmåga att bilda komplexa, lättlösta joner som förs vidare ut i dräneringssystemen. I Norrlands inland finns områden med naturligt sura jordar där arsenik lätt kan gå i lösning. Arsenikhalten återspeglar i dessa områden en direkt koppling till berggrunden och dess moräner.

Antropogena faktorer kan lokalt ha förändrat det geokemiska landskapet. Vanliga orsaker till arsenikspridning är förbränning av fossila bränslen, spridning vid avfalls- och skrothantering samt utsläpp vid träimpregneringsanläggningar. Orter med gruvindustrianläggningar lämnar också arsenikspår i miljön.

Arsenikhalt (ppm)

> 239	> 239
130 - 239	130 - 239
73 - 130	73 - 130
51 - 73	51 - 73
30 - 51	30 - 51
18 - 30	18 - 30
5 - 18	5 - 18
< 5	< 5



© Sveriges geologiska undersökning (SGU)

Huvudkontor:
Box 670
751 28 Uppsala
Tel: 018-17 90 00
E-post: kundservice@sgu.se
www.sgu.se

0 0,5 1,0 1,5 2,0 2,5 km

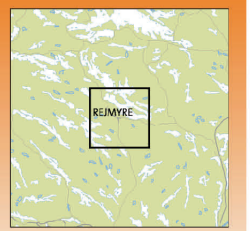
Skala 1:50 000

Topografiskt underlag: Ur GSD-Terrängkartan
© Lantmäteriet. MS2009/08799

Rutnät i svart anger koordinater i SWEREF 99 TM.
Gradnätet i brunt anger latitud och longitud
i referenssystemet SWEREF 99.

Markgeokemikarta

Bly



SGU
Sveriges geologiska undersökning
Geological Survey of Sweden

Den markgeokemiska kartan visar totalhalterna av bly i finfraktion i morän. Bly förekommer som spårelement i det svenska urberget i halter som ökar proportionellt mot andelen kvarts. Genomsnittshalterna i kvartsrika bergarter varierar mellan 10 och 30 mg per kg, medan ultrabasiska (kvartsfattiga) bergarter endast innehåller ca 0,1 till 1,0 mg per kg. Orsaken till detta är att bly kan ersätta kalium i de kvartsrika bergarternas fältspater och glimrar. I sedimentära bergarter kan blyhalterna uppgå till 10 mg per kg, t.ex. i vissa skiffrar.

Det vanligaste blyförande malmmineralet är blyglans (PbS) som förekommer i sulfidmalmer bland annat i Skellefteområdet och Bergslagen. I kristallgittret sitter bly hårt bundet i fältspat, till skillnad mot när det förekommer i sulfidfas där blyet lätt löser ut. Låga blyhalter återfinns i moränområden med avsaknad av sulfidmineraliseringar och där kiselsyrafattiga bergarter dominerar moränsammansättningen.

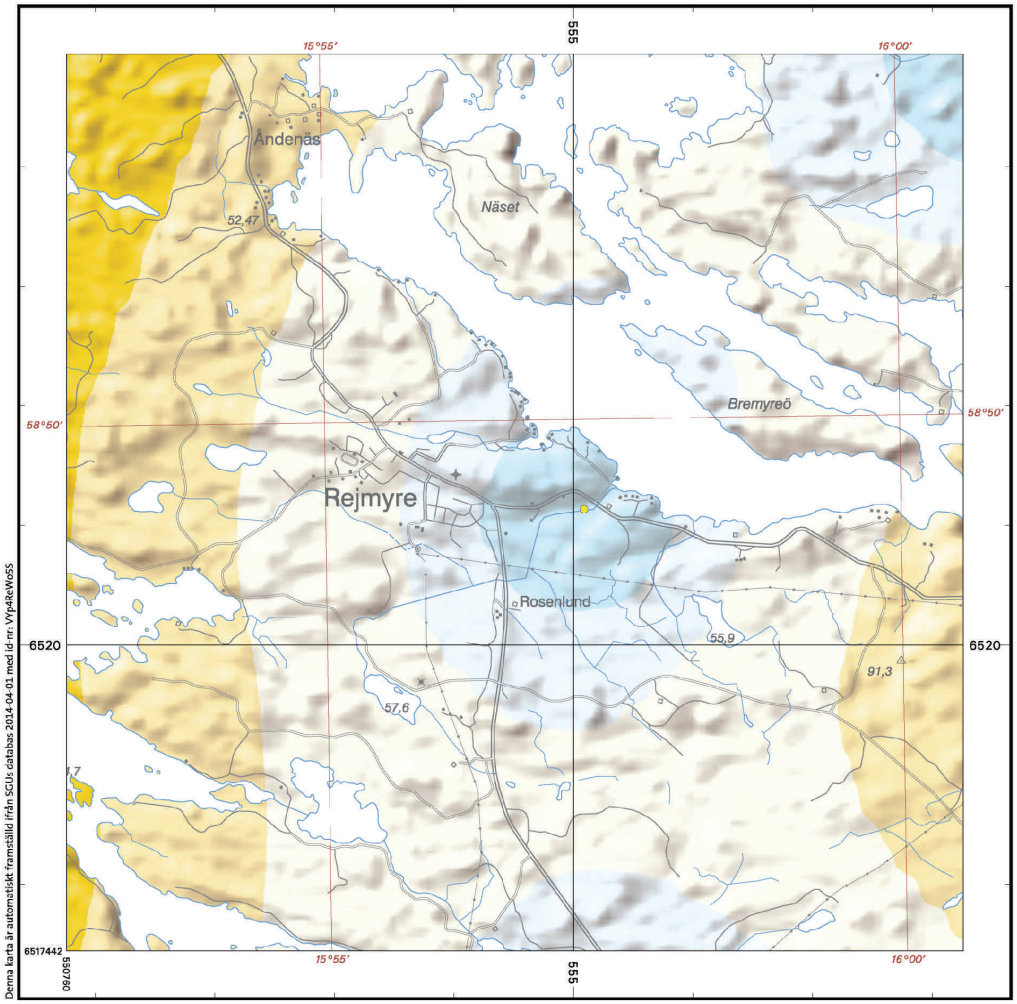
SGU har undersökt blyhalterna i moräners finfraktion i totalt över 22 300 prov. Medianhalten är 23 mg per kg totalhalt och den högsta uppmätta halten är 992 mg per kg. I syralakade (salpetersyra eller kungsvatten) prover med normal bergartsrepresentation ligger halterna på ungefär 40 procent av totalhalterna, men om blyet förekommer i sulfidform är lösligheten nästan total och halterna korresponderar med totalhalterna. Bly löser därmed bara delvis ut från de bergartsbildande mineral det ingår i, men nästan totalt om det ingår i svavelhaltiga mineral. Halterna är högre ju finkornigare sedimenten är, alltså generellt sett högst i leror.

Vid undersökningar av förorenad mark har Naturvårdsverket angett riktvärden för känslig markanvändning. För bly är detta värde 80 mg per kg i syralakad (7M HNO_3) fraktion under 2 mm. I SGUs markgeokemiska databaser ligger det högsta uppmätta blyvärdet på 925 mg per kg med motsvarande analysmetod.

De markgeokemiska kartorna indikerar bland annat riskområden där den naturliga metallbelastningen kan överstiga Naturvårdsverkets riktvärde.

Blyhalt (ppm)

>43	>43
23–43	23–43
18–23	18–23
11–18	11–18
9–11	9–11
8–9	8–9
7–8	7–8
<7	<7



© Sveriges geologiska undersökning (SGU)

Huvudkontor:
Box 670
751 28 Uppsala
Tel: 018-17 90 00
E-post: kundservice@sgu.se
www.sgu.se

0 0,5 1,0 1,5 2,0 2,5 km

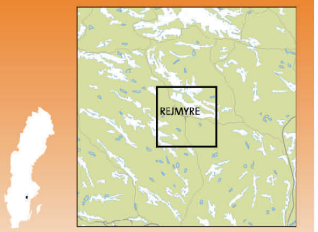
Skala 1:50 000

Topografiskt underlag: Ur GSD-Terrängkartan
© Lantmäteriet. MS2009/08799

Rutnät i svart anger koordinater i SWEREF 99 TM.
Gradnätet i brunt anger latitud och longitud
i referenssystemet SWEREF 99.

Biogeokemikarta

Kadmium



SGU
Sveriges geologiska undersökning
Geological Survey of Sweden

I de flesta bergarter är kadmiumhalterna mycket låga. Kadmiumhalten i mark som inte är antropogent förorenad är ca 0,2 ppm. Kadmium har dock, liksom många andra metaller, en stark tendens att bindas till lermineral vilket gör att lerhaltiga sediment kan ha halter över 0,4 ppm. Ämnet ingår även som spårelement i många sulfidmineral och har en särskilt stark koppling till mineralet zinkblände. Kadmium kan lätt anrikas i lermineral. Metallen har frigjorts vid kemiska och mekaniska processer och sedan bundits i leran då bottnarna frilagts i samband med landhöjningen.

Kadmiums löslighet i sura miljöer ökar dess möjlighet att spridas i grundvattnet, framför allt i den naturligt sura barrskogsterrängen, dvs. i morän- och myrområdena som återfinns över hela landet. Källorna utgörs vanligtvis av förhöjda kadmiumhalter i berggrunden och är lätta att spåra utifrån de förhöjda värdena. Till exempel kan man i Skåne hitta höga kadmiumhalter från Österlen mot Skälderviken i nordväst. Dessa härrör i huvudsak från kadmiuminnehållet i de kambriska sandstenarna och alunskiffrarna.

En faktor som motverkar kadmiums rörlighet i dräneringssystemen är dess förmåga att bindas till järn- och manganhydroxider samt till humusämnen. Vid pH-värden högre än 7,5 är metallen fast i marken.

Förhöjda kadmiumhalter i tätortsområden kan bero på luftnedfall vid förbränning av biobränslen och sopor. Även metallindustrierna bidrar till ökade halter i miljön. Det höga kadmiuminnehållet i lerslätternas bäcksystem kan också ha påverkats av gödningsmedel och rötslam.

Kadmiumhalt (ppm)

> 25.0	> 25.0
16.0 - 25.0	16.0 - 25.0
9.0 - 16.0	9.0 - 16.0
6.0 - 9.0	6.0 - 9.0
3.3 - 6.0	3.3 - 6.0
2.1 - 3.3	2.1 - 3.3
0.3 - 2.1	0.3 - 2.1
< 0.3	< 0.3

Bilaga 4



Fig. B4-1. Jordprover är tagna i följande provpunkter för Tomt 1, 2 och 3 (modifierad från © Länsstyrelsen, Lantmäteriet, i2012/927).

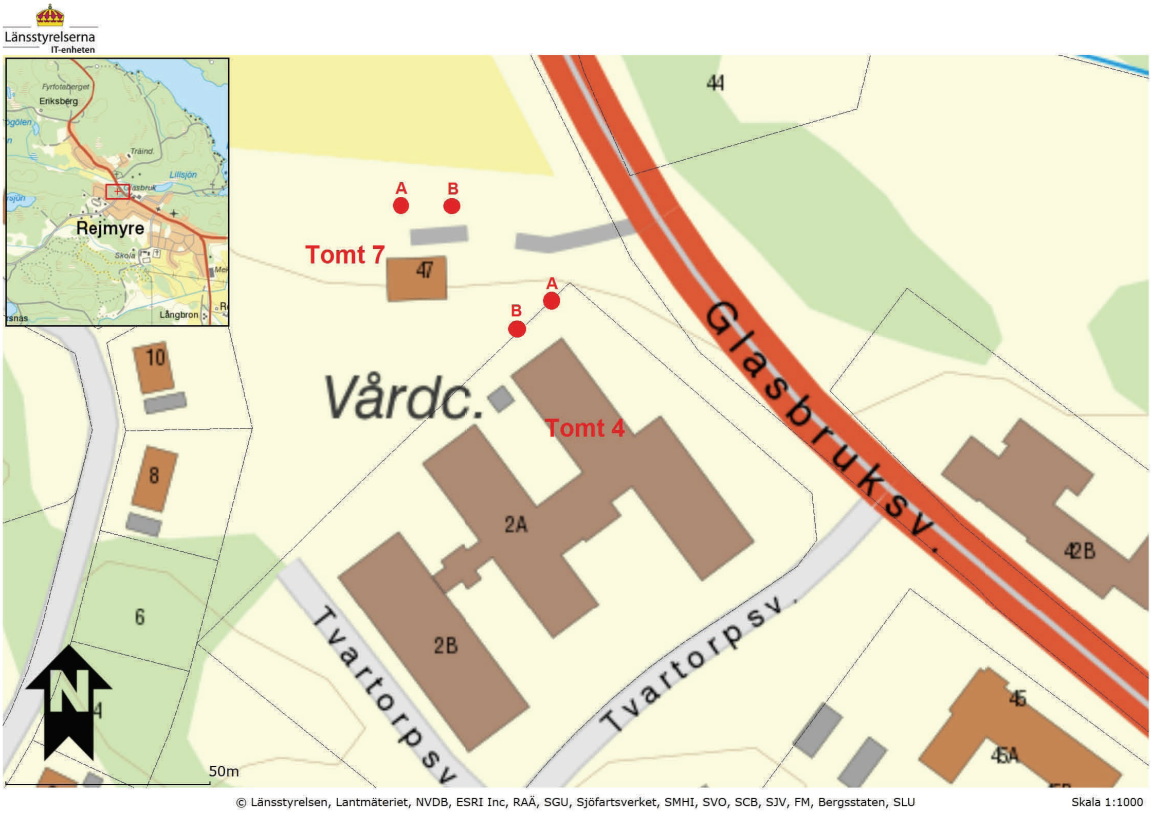


Fig. B4-2. Jordprover är tagna i följande provpunkter för Tomt 4 och 7 (modifierad från © Länsstyrelsen, Lantmäteriet, i2012/927).

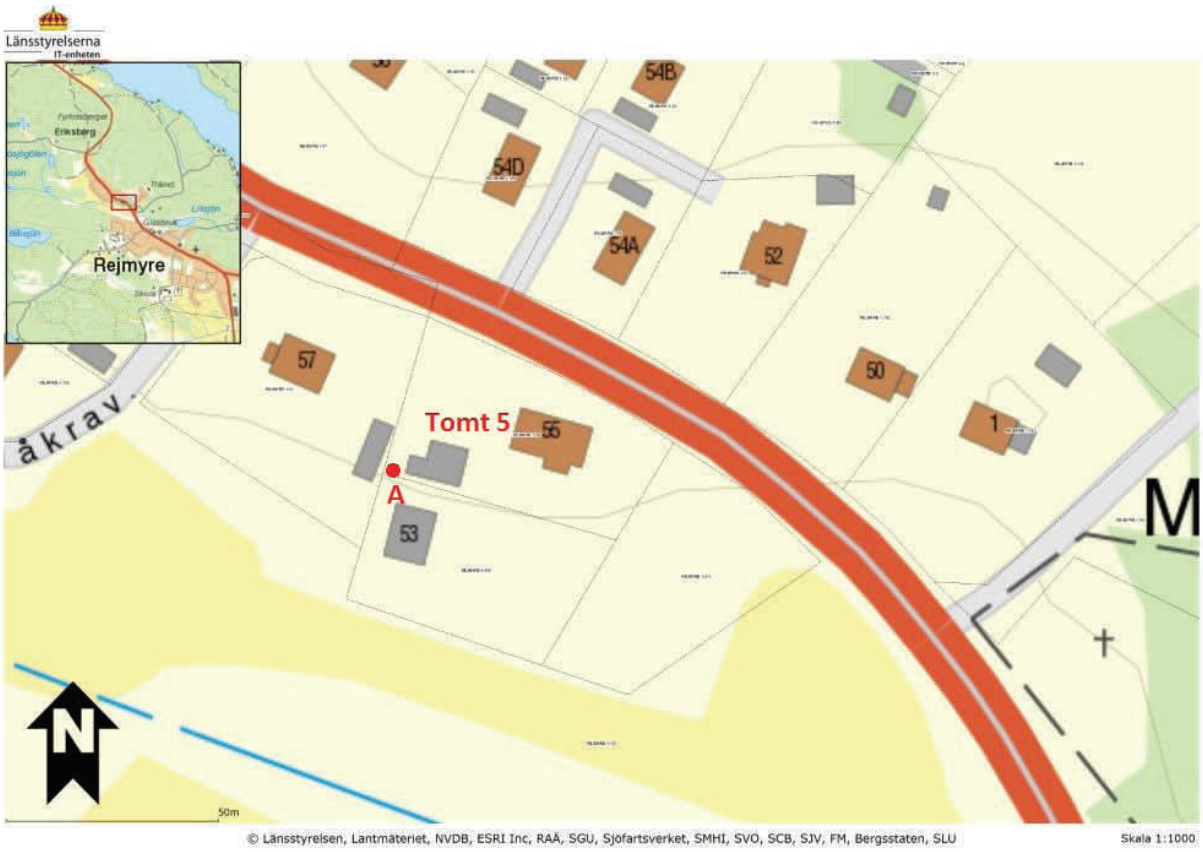


Fig. B4-3. Jordprover är tagna i följande provpunkt för Tomt 5 (modifierad från © Länsstyrelsen, Lantmäteriet, i2012/927).



Fig. B4-4. Jordprover är tagna i följande provpunkter för glasbruksområdet (Tomt 6) (modifierad från © Länsstyrelsen, Lantmäteriet, i2012/927).

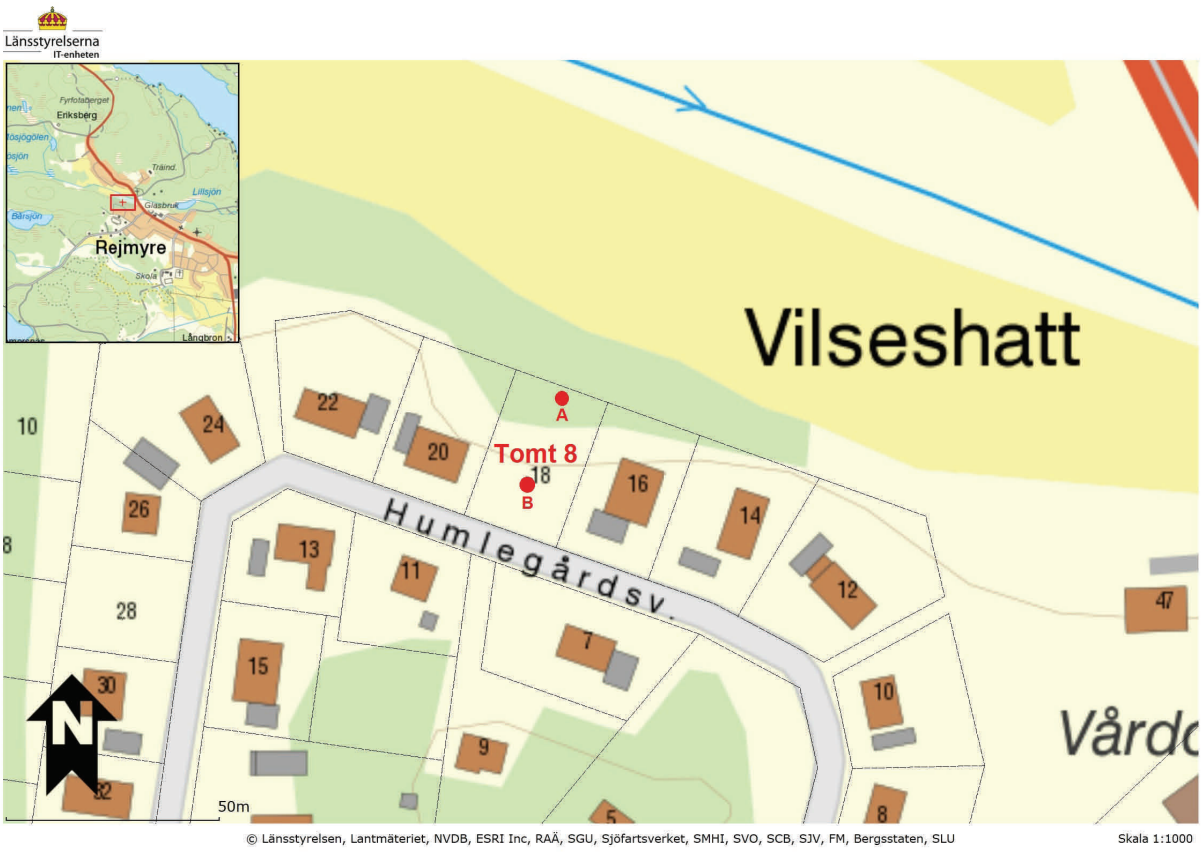


Fig. B4-5. Jordprover är tagna i följande provpunkter för Tomt 8 (modifierad från © Länsstyrelsen, Lantmäteriet, i2012/927).



Fig. B4-6. Jordprover är tagna i följande provpunkter för Tomt 9 (modifierad från © Länsstyrelsen, Lantmäteriet, i2012/927).



Fig. B4-7. Jordprover är tagna i följande provpunkter för Tomt 10 (modifierad från © Länsstyrelsen, Lantmäteriet, i2012/927).

Bilaga 5

Tabell B5-1. Redogörelse för 15 av jordproverna som inte skickades för analys på laboratorium. Jordproverna är tagna i privata och kommunala trädgårdar, samt på glasbruksområdet. I tabellen redovisas provpunkternas namn, provtagningsdjup, bedömning av jordart, samt övriga iakttagelser av jordens innehåll och egenskaper.

Provpunkt	Djup under markyta (m)	Bedömning av jordart	Övriga observationer
Tomt 1, punkt A	0,1-0,3	Siltig sand	Mycket organiskt material, grus, glasskärvor, varierande färg som ljusgrått, rostfärgat och ljusbrunt
Tomt 3, punkt A	0,1-0,2	Mull	Mycket organiskt material, grus, ingen förekomst av glas, svart jord
Tomt 3, punkt B (kant av blomrabatt)	0-0,1	Mull	Mycket organiskt material, glasskärvor, svart jord
Tomt 3, punkt C (kant utanför blomrabatt)	0-0,1	Grusig sand	Ingen förekomst av glas, grå färg
Tomt 3, punkt D	0,05-0,15	Lerig silt	Mycket organiskt material, glasskärvor, metallskrot, svart jord
Tomt 3, punkt E	0-0,1	Mull	Mycket organiskt material, enstaka glasskärvor, svart och rostfärgad jord
Tomt 3, punkt C2	0,1- 0,4	Mull	Mycket organiskt material, enstaka glasskärvor, svart jord
Tomt 4, punkt A (slänt)	0,3-0,4	Mull	Mycket organiskt material, stenigt, ingen förekomst av glas, svart jord
Tomt 4, punkt B (slänt)	0,1-0,2	Mull	Mycket organiskt material, stenigt, ingen förekomst av glas, svart jord
Tomt 6, punkt B (ovan slänt)	0,2-0,3	Mull	Mycket organiskt material, mycket sten och grus, rikligt med glasskärvor, mörkbrun jord
Tomt 6, punkt D (nedanför slänt)	0-0,15	Mull, inslag av ljus silt	Mycket organiskt material,sten och grus, fuktigt, mycket rikligt med glasskärvor, trasiga bitar av glasföremål, svart jord
Tomt 7, punkt B	0,2-0,4	Mull, inslag av sand	Mycket organsikt material, sten och grus, ingen förekomst av glas
Tomt 8, punkt A	0-0,2	Mull	Mycket organiskt material, ingen förekomst av glas, svart jord

Tabell B5-1. Forts.

Provpunkt	Djup under markyta (m)	Bedömning av jordart	Övriga observationer
Tomt 9, punkt A	0,3-0,4	Mull, inslag av sand	Mycket organsikt material, stört material, mycket sten och grus, enstaka glasskärvor, ljusbrun jord
Tomt 10, punkt A	0-0,2	Mull, inslag av sand	Mycket organiskt material, sten och grus, glas på markytan, mörkbrun jord

Rapport

L1410536

2Q19KVYO9MX

Registrerad **2014-04-25 09:56**
Utfärdad **2014-05-08**

Länsstyrelsen i Östergötland
Markus Gustafsson
Miljöenheten
Östgötagatan 3
581 86 Linköping

Projekt **EJOAHAN/Markus Gustavsson**

Analys: LMG2

Er beteckning	**Tomt 8 B**
Provtagare	**Annelie Helmfrid**
Labnummer	U10954903

Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
Malning stålfat*	**ja**		ArbMom	1	I	KG
Bortplockat material*	**----------**		%	1	I	KG
TS*	**71.8**		%	2	W	KAOS
SiO_2*	**62.9**		% TS	1	S	SA
Al_2O_3*	**6.10**		% TS	1	S	SA
CaO*	**0.701**		% TS	1	S	SA
Fe_2O_3*	**1.98**		% TS	1	S	SA
K_2O*	**1.74**		% TS	1	S	SA
MgO*	**0.333**		% TS	1	S	SA
MnO*	**0.0410**		% TS	1	S	SA
Na_2O*	**1.10**		% TS	1	S	SA
P_2O_5*	**0.151**		% TS	1	S	SA
TiO_2*	**0.253**		% TS	1	S	SA
Summa*	**75.3**		% TS	1	I	SA
LOI 1000°C	**11.6**	5%	% TS	3	I	MARH
As*	**5.76**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Ba*	**372**		mg/kg TS	1	S	SA
Be*	**1.25**		mg/kg TS	1	S	SA
Cd*	**0.197**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Co*	**2.86**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Cr*	**57.8**		mg/kg TS	1	S	SA
Cu*	**24.0**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Hg*	**0.113**		mg/kg TS	1	G	JOZA
Mo*	**1.47**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Nb*	**5.12**		mg/kg TS	1	S	SA
Ni*	**5.98**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Pb*	**29.6**		mg/kg TS	1	S	ENMU
S*	**684**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sb*	**0.848**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sc*	**3.59**		mg/kg TS	1	S	SA
Sn*	**6.85**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sr*	**61.7**		mg/kg TS	1	S	SA
V*	**25.9**		mg/kg TS	1	S	SA
W*	**1.40**		mg/kg TS	1	S	SA
Y*	**15.6**		mg/kg TS	1	S	SA
Zn*	**63.4**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Zr*	**182**		mg/kg TS	1	S	SA

Er beteckning	**Tomt 5 A**
Provtagare	**Annelie Helmfrid**
Labnummer	U10954904

Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
Malning stålfat*	**ja**		ArbMom	1	I	KG
Bortplockat material*	**----------**		%	1	I	KG
TS*	**73.6**		%	2	W	KAOS
SiO_2*	**60.0**		% TS	1	S	SA
Al_2O_3*	**6.85**		% TS	1	S	SA
CaO*	**1.31**		% TS	1	S	SA
Fe_2O_3*	**3.37**		% TS	1	S	SA
K_2O*	**2.19**		% TS	1	S	SA
MgO*	**0.578**		% TS	1	S	SA
MnO*	**0.0828**		% TS	1	S	SA
Na_2O*	**1.31**		% TS	1	S	SA
P_2O_5*	**0.243**		% TS	1	S	SA
TiO_2*	**0.253**		% TS	1	S	SA
Summa*	**76.2**		% TS	1	I	SA
LOI 1000°C	**10.6**	5%	% TS	3	I	MARH
As*	**14.9**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Ba*	**605**		mg/kg TS	1	S	SA
Be*	**1.66**		mg/kg TS	1	S	SA
Cd*	**0.594**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Co*	**5.26**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Cr*	**93.3**		mg/kg TS	1	S	SA
Cu*	**41.9**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Hg*	**0.194**		mg/kg TS	1	G	JOZA
Mo*	**2.17**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Nb*	**6.21**		mg/kg TS	1	S	SA
Ni*	**17.0**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Pb*	**111**		mg/kg TS	1	S	ENMU
S*	**811**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sb*	**3.24**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sc*	**4.88**		mg/kg TS	1	S	SA
Sn*	**27.2**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sr*	**94.5**		mg/kg TS	1	S	SA
V*	**32.7**		mg/kg TS	1	S	SA
W*	**1.39**		mg/kg TS	1	S	SA
Y*	**14.6**		mg/kg TS	1	S	SA
Zn*	**293**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Zr*	**156**		mg/kg TS	1	S	SA

Er beteckning	**Tomt 6 A**
Provtagare	**Annelie Helmfrid**
Labnummer	U10954905

Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
Malning stålfat*	**ja**		ArbMom	1	I	KG
Bortplockat material*	**----------**		%	1	I	KG
TS*	**87.3**		%	2	W	KAOS
SiO_2*	**63.2**		% TS	1	S	SA
Al_2O_3*	**8.80**		% TS	1	S	SA
CaO*	**1.67**		% TS	1	S	SA
Fe_2O_3*	**2.22**		% TS	1	S	SA
K_2O*	**2.45**		% TS	1	S	SA
MgO*	**0.731**		% TS	1	S	SA
MnO*	**0.0537**		% TS	1	S	SA
Na_2O*	**1.56**		% TS	1	S	SA
P_2O_5*	**0.167**		% TS	1	S	SA
TiO_2*	**0.316**		% TS	1	S	SA
Summa*	**81.2**		% TS	1	I	SA
LOI 1000°C	**4.82**	5%	% TS	3	I	MARH
As*	**103**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Ba*	**580**		mg/kg TS	1	S	SA
Be*	**1.72**		mg/kg TS	1	S	SA
Cd*	**3.12**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Co*	**5.17**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Cr*	**60.9**		mg/kg TS	1	S	SA
Cu*	**25.6**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Hg*	**0.0492**		mg/kg TS	1	G	JOZA
Mo*	**4.56**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Nb*	**7.57**		mg/kg TS	1	S	SA
Ni*	**15.0**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Pb*	**1290**		mg/kg TS	1	S	ENMU
S*	**504**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sb*	**19.8**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sc*	**4.96**		mg/kg TS	1	S	SA
Sn*	**2.77**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sr*	**91.4**		mg/kg TS	1	S	SA
V*	**38.5**		mg/kg TS	1	S	SA
W*	**1.48**		mg/kg TS	1	S	SA
Y*	**14.7**		mg/kg TS	1	S	SA
Zn*	**285**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Zr*	**110**		mg/kg TS	1	S	SA

ALS Scandinavia AB
Aurorum 10
977 75 Luleå
Sweden

Webb: www.alsglobal.se
E-post: info.lu@alsglobal.com
Tel: + 46 920 28 9900
Fax: + 46 920 28 9940

Dokumentet är godkänt och digitalt signerat av

Er beteckning	**Tomt 10 B**
Provtagare	**Annelie Helmfrid**
Labnummer	U10954906

Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
Malning stålfat*	**ja**		ArbMom	1	I	KG
Bortplockat material*	**----------**		%	1	I	KG
TS*	**78.3**		%	2	W	KAOS
SiO_2*	**64.4**		% TS	1	S	SA
Al_2O_3*	**7.09**		% TS	1	S	SA
CaO*	**0.855**		% TS	1	S	SA
Fe_2O_3*	**2.63**		% TS	1	S	SA
K_2O*	**2.08**		% TS	1	S	SA
MgO*	**0.492**		% TS	1	S	SA
MnO*	**0.0628**		% TS	1	S	SA
Na_2O*	**1.27**		% TS	1	S	SA
P_2O_5*	**0.201**		% TS	1	S	SA
TiO_2*	**0.309**		% TS	1	S	SA
Summa*	**79.4**		% TS	1	I	SA
LOI 1000°C	**5.9**	5%	% TS	3	I	MARH
As*	**7.86**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Ba*	**450**		mg/kg TS	1	S	SA
Be*	**1.41**		mg/kg TS	1	S	SA
Cd*	**0.231**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Co*	**4.75**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Cr*	**67.7**		mg/kg TS	1	S	SA
Cu*	**11.5**		mg/kg TS	1	S	SA
Hg*	**0.0651**		mg/kg TS	1	G	JOZA
Mo*	**1.12**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Nb*	**6.85**		mg/kg TS	1	S	SA
Ni*	**19.1**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Pb*	**44.2**		mg/kg TS	1	S	ENMU
S*	**558**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sb*	**0.687**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sc*	**4.37**		mg/kg TS	1	S	SA
Sn*	**8.07**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sr*	**76.1**		mg/kg TS	1	S	SA
V*	**35.3**		mg/kg TS	1	S	SA
W*	**1.43**		mg/kg TS	1	S	SA
Y*	**15.8**		mg/kg TS	1	S	SA
Zn*	**89.7**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Zr*	**215**		mg/kg TS	1	S	SA

ALS Scandinavia AB
Aurorum 10
977 75 Luleå
Sweden

Webb: www.alsglobal.se
E-post: info.lu@alsglobal.com
Tel: + 46 920 28 9900
Fax: + 46 920 28 9940

Dokumentet är godkänt och digitalt signerat av

Er beteckning	**Tomt 1 B**
Provtagare	**Annelie Helmfrid**
Labnummer	U10954907

Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
Malning stålfat*	**ja**		ArbMom	1	I	KG
Bortplockat material*	**----------**		%	1	I	KG
TS*	**78.9**		%	2	W	KAOS
SiO_2*	**73.1**		% TS	1	S	SA
Al_2O_3*	**3.88**		% TS	1	S	SA
CaO*	**0.507**		% TS	1	S	SA
Fe_2O_3*	**2.58**		% TS	1	S	SA
K_2O*	**1.32**		% TS	1	S	SA
MgO*	**0.199**		% TS	1	S	SA
MnO*	**0.0271**		% TS	1	S	SA
Na_2O*	**0.876**		% TS	1	S	SA
P_2O_5*	**0.0633**		% TS	1	S	SA
TiO_2*	**0.126**		% TS	1	S	SA
Summa*	**82.7**		% TS	1	I	SA
LOI 1000°C	**3.61**	5%	% TS	3	I	MARH
As*	**24.3**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Ba*	**270**		mg/kg TS	1	S	SA
Be*	**0.975**		mg/kg TS	1	S	SA
Cd*	**0.203**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Co*	**3.74**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Cr*	**52.7**		mg/kg TS	1	S	SA
Cu*	**39.2**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Hg*	**0.142**		mg/kg TS	1	G	JOZA
Mo*	**0.836**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Nb*	**<5**		mg/kg TS	1	S	SA
Ni*	**10.0**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Pb*	**3750**		mg/kg TS	1	S	ENMU
S*	**444**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sb*	**109**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sc*	**1.93**		mg/kg TS	1	S	SA
Sn*	**37.1**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sr*	**51.0**		mg/kg TS	1	S	SA
V*	**23.0**		mg/kg TS	1	S	SA
W*	**1.02**		mg/kg TS	1	S	SA
Y*	**8.19**		mg/kg TS	1	S	SA
Zn*	**35.6**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Zr*	**77.2**		mg/kg TS	1	S	SA

Er beteckning	**Tomt 7 A**
Provtagare	**Annelie Helmfrid**
Labnummer	U10954908

Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
Malning stålfat*	**ja**		ArbMom	1	I	KG
Bortplockat material*	**----------**		%	1	I	KG
TS*	**78.9**		%	2	W	KAOS
SiO_2*	**65.4**		% TS	1	S	SA
Al_2O_3*	**8.00**		% TS	1	S	SA
CaO*	**4.16**		% TS	1	S	SA
Fe_2O_3*	**2.41**		% TS	1	S	SA
K_2O*	**2.48**		% TS	1	S	SA
MgO*	**0.714**		% TS	1	S	SA
MnO*	**0.0489**		% TS	1	S	SA
Na_2O*	**1.66**		% TS	1	S	SA
P_2O_5*	**0.157**		% TS	1	S	SA
TiO_2*	**0.226**		% TS	1	S	SA
Summa*	**85.3**		% TS	1	I	SA
LOI 1000°C	**8.65**	5%	% TS	3	I	MARH
As*	**7.34**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Ba*	**455**		mg/kg TS	1	S	SA
Be*	**2.08**		mg/kg TS	1	S	SA
Cd*	**0.415**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Co*	**3.95**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Cr*	**40.9**		mg/kg TS	1	S	SA
Cu*	**16.2**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Hg*	**0.132**		mg/kg TS	1	G	JOZA
Mo*	**1.36**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Nb*	**6.19**		mg/kg TS	1	S	SA
Ni*	**11.7**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Pb*	**86.6**		mg/kg TS	1	S	ENMU
S*	**695**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sb*	**1.18**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sc*	**4.55**		mg/kg TS	1	S	SA
Sn*	**3.30**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sr*	**95.7**		mg/kg TS	1	S	SA
V*	**32.2**		mg/kg TS	1	S	SA
W*	**0.885**		mg/kg TS	1	S	SA
Y*	**15.0**		mg/kg TS	1	S	SA
Zn*	**103**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Zr*	**93.9**		mg/kg TS	1	S	SA

Er beteckning	**Tomt 6 E**
Provtagare	**Annelie Helmfrid**
Labnummer	U10954909

Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
Malning stålfat*	**ja**		ArbMom	1	I	KG
Bortplockat material*	**----------**		%	1	I	KG
TS*	**44.8**		%	2	W	KAOS
SiO_2*	**40.2**		% TS	1	S	SA
Al_2O_3*	**5.84**		% TS	1	S	SA
CaO*	**2.32**		% TS	1	S	SA
Fe_2O_3*	**2.21**		% TS	1	S	SA
K_2O*	**1.73**		% TS	1	S	SA
MgO*	**0.387**		% TS	1	S	SA
MnO*	**0.116**		% TS	1	S	SA
Na_2O*	**1.15**		% TS	1	S	SA
P_2O_5*	**0.276**		% TS	1	S	SA
TiO_2*	**0.161**		% TS	1	S	SA
Summa*	**54.4**		% TS	1	I	SA
LOI 1000°C	**28.5**	5%	% TS	3	I	MARH
As*	**51.5**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Ba*	**484**		mg/kg TS	1	S	SA
Be*	**1.65**		mg/kg TS	1	S	SA
Cd*	**2.74**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Co*	**4.85**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Cr*	**45.5**		mg/kg TS	1	S	SA
Cu*	**46.5**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Hg*	**0.137**		mg/kg TS	1	G	JOZA
Mo*	**2.05**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Nb*	**<5**		mg/kg TS	1	S	SA
Ni*	**12.1**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Pb*	**5190**		mg/kg TS	1	S	ENMU
S*	**1630**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sb*	**107**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sc*	**6.30**		mg/kg TS	1	S	SA
Sn*	**11.2**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sr*	**99.0**		mg/kg TS	1	S	SA
V*	**30.8**		mg/kg TS	1	S	SA
W*	**0.900**		mg/kg TS	1	S	SA
Y*	**50.4**		mg/kg TS	1	S	SA
Zn*	**367**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Zr*	**61.9**		mg/kg TS	1	S	SA

Er beteckning	**Tomt 6 C**
Provtagare	**Annelie Helmfrid**
Labnummer	U10954910

Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
Malning stålfat*	**ja**		ArbMom	1	I	KG
Bortplockat material*	**----------**		%	1	I	KG
TS*	**80.9**		%	2	W	KAOS
SiO_2*	**66.6**		% TS	1	S	SA
Al_2O_3*	**4.38**		% TS	1	S	SA
CaO*	**1.76**		% TS	1	S	SA
Fe_2O_3*	**2.63**		% TS	1	S	SA
K_2O*	**1.19**		% TS	1	S	SA
MgO*	**0.256**		% TS	1	S	SA
MnO*	**0.0935**		% TS	1	S	SA
Na_2O*	**1.17**		% TS	1	S	SA
P_2O_5*	**0.156**		% TS	1	S	SA
TiO_2*	**0.213**		% TS	1	S	SA
Summa*	**78.4**		% TS	1	I	SA
LOI 1000°C	**8.63**	5%	% TS	3	I	MARH
As*	**357**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Ba*	**1390**		mg/kg TS	1	S	SA
Be*	**1.65**		mg/kg TS	1	S	SA
Cd*	**1.68**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Co*	**4.79**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Cr*	**89.7**		mg/kg TS	1	S	SA
Cu*	**39.6**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Hg*	**0.0718**		mg/kg TS	1	G	JOZA
Mo*	**2.00**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Nb*	**<5**		mg/kg TS	1	S	SA
Ni*	**19.6**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Pb*	**6820**		mg/kg TS	1	S	ENMU
S*	**688**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sb*	**143**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sc*	**3.35**		mg/kg TS	1	S	SA
Sn*	**5.56**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Sr*	**77.4**		mg/kg TS	1	S	SA
V*	**27.6**		mg/kg TS	1	S	SA
W*	**1.46**		mg/kg TS	1	S	SA
Y*	**16.2**		mg/kg TS	1	S	SA
Zn*	**274**		mg/kg TS	1	S	ENMU
Zr*	**79.7**		mg/kg TS	1	S	SA

Er beteckning	**Tomt 2 A**
Provtagare	**Annelie Helmfrid**
Labnummer	U10954911

Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
Malning stålfat*	**ja**		ArbMom	1	I	KG
Bortplockat material*	**----------**		%	1	I	KG
TS*	**52.0**		%	2	W	KAOS
SiO_2*	**47.4**		% TS	1	S	SA
Al_2O_3*	**6.29**		% TS	1	S	SA
CaO*	**2.52**		% TS	1	S	SA
Fe_2O_3*	**4.58**		% TS	1	S	SA
K_2O*	**1.52**		% TS	1	S	SA
MgO*	**0.578**		% TS	1	S	SA
MnO*	**0.252**		% TS	1	S	SA
Na_2O*	**1.01**		% TS	1	S	SA
P_2O_5*	**0.415**		% TS	1	S	SA
TiO_2*	**0.250**		% TS	1	S	SA
Summa*	**64.8**		% TS	1	I	SA
LOI 1000°C	**30.2**	5%	% TS	3	I	MARH
As*	**15.0**		mg/kg TS	1	S	DKA
Ba*	**1660**		mg/kg TS	1	S	SA
Be*	**1.01**		mg/kg TS	1	S	SA
Cd*	**2.11**		mg/kg TS	1	S	DKA
Co*	**12.0**		mg/kg TS	1	S	DKA
Cr*	**97.9**		mg/kg TS	1	S	SA
Cu*	**49.6**		mg/kg TS	1	S	DKA
Hg*	**0.227**		mg/kg TS	1	G	JOZA
Mo*	**2.13**		mg/kg TS	1	S	DKA
Nb*	**5.90**		mg/kg TS	1	S	SA
Ni*	**16.1**		mg/kg TS	1	S	DKA
Pb*	**1580**		mg/kg TS	1	S	DKA
S*	**2190**		mg/kg TS	1	S	DKA
Sb*	**3.88**		mg/kg TS	1	S	DKA
Sc*	**5.12**		mg/kg TS	1	S	SA
Sn*	**99.0**		mg/kg TS	1	S	DKA
Sr*	**111**		mg/kg TS	1	S	SA
V*	**33.2**		mg/kg TS	1	S	SA
W*	**1.11**		mg/kg TS	1	S	SA
Y*	**16.0**		mg/kg TS	1	S	SA
Zn*	**800**		mg/kg TS	1	S	DKA
Zr*	**125**		mg/kg TS	1	S	SA

ALS Scandinavia AB
Aurorum 10
977 75 Luleå
Sweden

Webb: www.alsglobal.se
E-post: info.lu@alsglobal.com
Tel: + 46 920 28 9900
Fax: + 46 920 28 9940

Dokumentet är godkänt och digitalt signerat av

	Metod
1	Vid analys As, Cd, Cu, Co, Hg, Ni, Pb, Sb, S, Se, Sn och Zn gäller: Analysprov har torkats vid 50°C och elementhalterna har TS-korrigerats till 105°C. Upplösning har skett enligt ASTM D3683 (modifierad). För övriga grundämnen har upplösning skett enligt ASTM D3682 ($LiBO_2$ – smälta) . Analys har skett enligt EPA –metoder (modifierade) 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-SFMS).
2	Analys enligt TS enligt SS 02 81 13-1.
3	Analys enligt LOI 1000°C.

	Godkännare
DKA	Dan Krekula
ENMU	Enrico Muth
JOZA	Josefin Zackrisson
KAOS	Karin Österberg
KG	Kenneth Grape
MARH	Maria Hansman
SA	Siv Andersson

	Utf[1]
G	AFS
I	Man.Inm.
S	ICP-SFMS
W	Våtkemi

* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.
Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet.
Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats www.alsglobal.se

Den digitalt signerade PDF filen representerar orginalrapporten. Alla utskrifter från denna är att betrakta som kopior.

[1] Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).

Rapport

L1410245

2PXFVSTL0Z0

Registrerad **2014-04-23 15:32**
Utfärdad **2014-05-07**

Länsstyrelsen i Östergötland
Markus Gustafsson
Miljöenheten
Östgötagatan 3
581 86 Linköping

Projekt **EJOAHAN/Markus Gustavsson**

Analys: LMG2

Er beteckning **Tomt 3 C1**

Provtagare **Annelie Helmfrid**

Labnummer U10954110

Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
Malning stålfat*	**JA**		ArbMom	1	I	PECA
Bortplockat material*	**----------**		%	1	I	PECA
TS*	**54.0**		%	2	W	KAOS
SiO_2*	**58.9**		% TS	1	S	SA
Al_2O_3*	**8.96**		% TS	1	S	SA
CaO*	**1.66**		% TS	1	S	SA
Fe_2O_3*	**3.94**		% TS	1	S	SA
K_2O*	**2.15**		% TS	1	S	SA
MgO*	**0.728**		% TS	1	S	SA
MnO*	**0.0831**		% TS	1	S	SA
Na_2O*	**1.43**		% TS	1	S	SA
P_2O_5*	**0.263**		% TS	1	S	SA
TiO_2*	**0.362**		% TS	1	S	SA
Summa*	**78.5**		% TS	1	I	SA
LOI 1000°C	**16.2**	5%	% TS	3	I	MARH
As*	**48.4**		mg/kg TS	1	S	DKA
Ba*	**558**		mg/kg TS	1	S	SA
Be*	**1.93**		mg/kg TS	1	S	SA
Cd*	**0.732**		mg/kg TS	1	S	DKA
Co*	**8.34**		mg/kg TS	1	S	DKA
Cr*	**58.8**		mg/kg TS	1	S	SA
Cu*	**42.4**		mg/kg TS	1	S	DKA
Hg*	**0.171**		mg/kg TS	1	G	JOZA
Mo*	**2.46**		mg/kg TS	1	S	DKA
Nb*	**8.11**		mg/kg TS	1	S	SA
Ni*	**22.4**		mg/kg TS	1	S	DKA
Pb*	**1930**		mg/kg TS	1	S	DKA
S*	**1020**		mg/kg TS	1	S	DKA
Sb*	**19.2**		mg/kg TS	1	S	DKA
Sc*	**6.88**		mg/kg TS	1	S	SA
Sn*	**7.27**		mg/kg TS	1	S	DKA
Sr*	**105**		mg/kg TS	1	S	SA
V*	**45.5**		mg/kg TS	1	S	SA
W*	**1.39**		mg/kg TS	1	S	SA
Y*	**19.3**		mg/kg TS	1	S	SA
Zn*	**137**		mg/kg TS	1	S	DKA
Zr*	**157**		mg/kg TS	1	S	SA

Projekt:Rejmyre Samhälle Provberdning störregalsbitar krossades före siktning och malning.

ALS Scandinavia AB
Aurorum 10
977 75 Luleå
Sweden

Webb: www.alsglobal.se
E-post: info.lu@alsglobal.com
Tel: + 46 920 28 9900
Fax: + 46 920 28 9940

Dokumentet är godkänt och digitalt signerat av

	Metod
1	Vid analys As, Cd, Cu, Co, Hg, Ni, Pb, Sb, S, Se, Sn och Zn gäller: Analysprov har torkats vid 50°C och elementhalterna har TS-korrigerats till 105°C. Upplösning har skett enligt ASTM D3683 (modifierad). För övriga grundämnen har upplösning skett enligt ASTM D3682 ($LiBO_2$ – smälta) . Analys har skett enligt EPA –metoder (modifierade) 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-SFMS).
2	Analys enligt TS enligt SS 02 81 13-1.
3	Analys enligt LOI 1000°C.

	Godkännare
DKA	Dan Krekula
JOZA	Josefin Zackrisson
KAOS	Karin Österberg
MARH	Maria Hansman
PECA	Peter Carlsson
SA	Siv Andersson

	Utf[1]
G	AFS
I	Man.Inm.
S	ICP-SFMS
W	Våtkemi

* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.
Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet.
Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats www.alsglobal.se

Den digitalt signerade PDF filen representerar orginalrapporten. Alla utskrifter från denna är att betrakta som kopior.

[1] Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).

Rapport

2030
ISO/IEC 17025

L1410246

2PU9FV6O2DX

Registrerad **2014-04-23 15:37**
Utfärdad **2014-05-06**

Länsstyrelsen i Östergötland
Markus Gustafsson
Miljöenheten
Östgötagatan 3
581 86 Linköping

Projekt **EJOAHAN/Markus Gustavsson**

Analys: LV3A

Er beteckning	**Tomt 3 C1**
	L/S 2
Provtagare	**Annelie Helmfrid**
Labnummer	U10954111

Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS innan lakning*	**78.7**		%	1	W	MARH
Invägning	**222.3**		g	2	V	MARH
Volym tillsatt	**303**		ml	2	V	MARH
Volym efter filtrering	**229**		ml	2	V	MARH
As	**2.14**	0.42	µg/l	2	H	MIK
B	**118**	15	µg/l	2	R	TALA
Ba	**87.4**	13.9	µg/l	2	R	TALA
Cd	**0.0966**	0.0385	µg/l	2	H	IDJO
Co	**0.645**	0.170	µg/l	2	H	ULGE
Cr	**<0.5**		µg/l	2	H	ULGE
Cu	**34.9**	4.2	µg/l	2	R	TALA
Hg	**<0.02**		µg/l	2	F	JOZA
Mo	**1.17**	0.44	µg/l	2	H	ULGE
Ni	**0.513**	0.327	µg/l	2	H	ULGE
Pb	**23.0**	4.4	µg/l	2	H	ULGE
Sb	**3.80**	0.94	µg/l	2	H	ULGE
Se	**<3**		µg/l	2	H	MIK
V	**1.31**	0.28	µg/l	2	H	ULGE
Zn	**16.4**	2.8	µg/l	2	R	TALA
pH	**7.1**	0.1 pH-enh		3	V	HUCH
Kond.	**37.0**	8%	mS/m	4	V	HUCH
DOC	**22**	1.3	mg/l	5	1	JELU
Cl	**3.7**	0.20	mg/l	6	1	JELU
F	**0.17**	0.013	mg/l	7	1	JELU
SO_4	**8.7**	0.63	mg/l	8	1	JELU

Projekt:Rejmyre Samhälle Provberdning störregalsbitar krossasades före siktning.

Rapport

SWEDAC ACKREDITERING 2030 ISO/IEC 17025

L1410246

2PU9FV6O2DX

Er beteckning	**Tomt 3 C1** **L/S 10**
Labnummer	U10954112

Parameter	Resultat	Mätosäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS innan lakning*	**78.7**		%	1	W	MARH
Invägning	**222.3**		g	2	V	MARH
Volym tillsatt	**1400**		ml	2	V	MARH
Volym efter filtrering*	**----------**		ml	2	I	AO
As	**2.43**	0.94	µg/l	2	H	MIK
B	**59.0**	7.3	µg/l	2	R	LABJ
Ba	**21.6**	4.3	µg/l	2	H	ULGE
Cd	**0.0613**	0.0407	µg/l	2	H	ULGE
Co	**0.627**	0.200	µg/l	2	H	ULGE
Cr	**<0.5**		µg/l	2	H	ULGE
Cu	**25.8**	3.3	µg/l	2	R	LABJ
Hg	**0.0214**	0.0187	µg/l	2	F	JOZA
Mo	**1.93**	0.54	µg/l	2	H	ULGE
Ni	**0.841**	0.369	µg/l	2	H	ULGE
Pb	**17.2**	3.3	µg/l	2	H	ULGE
Sb	**3.52**	0.86	µg/l	2	H	ULGE
Se	**<3**		µg/l	2	H	MIK
V	**1.66**	0.39	µg/l	2	H	ULGE
Zn	**8.63**	3.28	µg/l	2	H	ULGE
pH	**7.8**	0.1 pH-enh		3	V	HUCH
Kond.	**8.26**	8%	mS/m	4	V	HUCH
DOC	**14**	0.81	mg/l	5	1	JELU
Cl	**<0.60**		mg/l	6	1	JELU
F	**0.34**	0.026	mg/l	7	1	JELU
SO_4	**1.1**	0.079	mg/l	8	1	JELU

ALS Scandinavia AB
Aurorum 10
977 75 Luleå
Sweden

Webb: www.alsglobal.se
E-post: info.lu@alsglobal.com
Tel: + 46 920 28 9900
Fax: + 46 920 28 9940

Dokumentet är godkänt och digitalt signerat av

	Metod
1	Analys enligt SS 028113-1.
2	Analys av lakvatten. Vid analys av metaller har provet surgjorts med 1 ml salpetersyra(suprapur) per 100 ml. Vid analys av W har provet ej surgjorts. Vid analys av Se har provet uppslutits med HCl i autoklav (120°C) i 30 minuter. För analys av Ag har provet konserverats med HCl. Analys har skett enligt EPA-metoder (modifierade) 200.7 (ICP-AES) och 200.8 (ICP-SFMS). Analys av Hg med AFS har skett enligt SS-EN ISO 17852:2008 Om laktestet har utförts av ALS i Luleå se bilaga 1 för omräknade halter till mg/kg TS.
3	Analys enligt pH enligt SS-EN ISO 10523:2012 Tidskritisk analys.
4	Analys enligt Konduktivitet enl. SS-EN 27 888-1 Tidskritisk analys.
5	Analys enligt DOC enligt DIN EN 1484-H3 (IR) .
6	Analys enligt Cl enligt DIN EN ISO 10304-1/2 .
7	Analys enligt F enligt DIN EN ISO 10304-1 .
8	Analys enligt SO4 enligt DIN EN ISO 10304-1 .

	Godkännare
AO	Annika Österberg
HUCH	Huimin Chen
IDJO	Ida Jonsson
JELU	Jenny Lundmark
JOZA	Josefin Zackrisson
LABJ	Lars Björken
MARH	Maria Hansman
MIK	Mikko Faarinen
TALA	Tanja Larsson
ULGE	Ulrika Genberg

	Utf[1]
F	AFS
H	ICP-SFMS
I	Man.Inm.
R	ICP-AES
V	Våtkemi

[1] Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).

	Utf[1]
W	Våtkemi
1	För analysen svarar GBA, Flensburger Strasse 15, 25421 Pinneberg, Tyskland, som är av det tyska ackrediteringsorganet DAR ackrediterat laboratorium (Reg.nr. DAC-P-0040-97-10). DAR är signatär till ett MLA inom EA, samma MLA som SWEDAC är signatär till.

* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement", ISO, Geneva, Switzerland 1993) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.
Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet.
Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats www.alsglobal.se

Den digitalt signerade PDF filen representerar orginalrapporten. Alla utskrifter från denna är att betrakta som kopior.

Rapport

Bilaga 1 till

L1410246

Länsstyrelsen i Östergötland
Markus Gustafsson

Östgötagatan 3
581 86 Linköping

Registrerad : **20140423-**
Analyserad : **20140506**
Rapporterad : **2014-05-06**

Analyspaket: **Beräknad urlakad mängd**

Provnr : U10954111-00

Beteckning: Tomt 3 C1
L/S 2

Analys	Resultat	Enhet
TS innan lakning	78.7	%
Invägning	222.3	g
Volym tillsatt	303	ml
Volym efter filtrering	229	ml
As	0.00428	mg/kg TS
B	0.236	mg/kg TS
Ba	0.175	mg/kg TS
Cd	0.000193	mg/kg TS
Co	0.00129	mg/kg TS
Cr	<0.001	mg/kg TS
Cu	0.0698	mg/kg TS
Hg	<0.00004	mg/kg TS
Mo	0.00234	mg/kg TS
Ni	0.00103	mg/kg TS
Pb	0.046	mg/kg TS
Sb	0.0076	mg/kg TS
Se	<0.006	mg/kg TS
V	0.00262	mg/kg TS
Zn	0.0328	mg/kg TS
pH	7.1	
Kond.	37	mS/m
DOC	44	mg/kg TS
Cl	7.4	mg/kg TS
F	0.34	mg/kg TS
SO4	17.4	mg/kg TS

Provnr : U10954112-00

Beteckning: Tomt 3 C1
L/S 10

Analys	Resultat	Enhet
TS innan lakning	78.7	%
Invägning	222.3	g
Volym tillsatt	1400	ml
Volym efter filtrering		ml
As	0.0239	mg/kg TS
B	0.667	mg/kg TS
Ba	0.302	mg/kg TS
Cd	0.000659	mg/kg TS
Co	0.00629	mg/kg TS
Cr	<0.005	mg/kg TS
Cu	0.27	mg/kg TS
Hg	<0.000212	mg/kg TS
Mo	0.0183	mg/kg TS
Ni	0.00798	mg/kg TS
Pb	0.18	mg/kg TS
Sb	0.0356	mg/kg TS
Se	<0.03	mg/kg TS
V	0.0161	mg/kg TS
Zn	0.0965	mg/kg TS
pH	7.8	
Kond.	8.26	mS/m
DOC	150	mg/kg TS
Cl	<10	mg/kg TS
F	3.18	mg/kg TS
SO4	20.9	mg/kg TS

Laktesten har utförts enligt SS-EN 12457-3. Den utvidgade osäkerheten är 71%
enligt SS-EN 12457-3. Osäkerheten är beräknad med täckningsfaktor lika
med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.'

Denna rapport får endast återges i sin helhet,
om inte SWEDAC och utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.

ver_129

ALS Scandinavia AB
Aurorum 10
977 75 Luleå

Webb: www.alsglobal.se
E-post: info.lu@alsglobal.com
Tel: +46 920 28 9900
Fax: +46 920 28 9940

ALcontrol Laboratories

Rapport nr 14087236

Kund

Finspångs Kommun
Miljöenheten
Bergslagsvägen 13-15
612 80 FINSPÅNG
Sweden

Avser

Dricksvatten för enskild förbrukning
Tomtbenämning: Se provets märkning
Provplats: -
Analysomfattning: -
Brunnstyp: -

Provinformation

Ankomstdatum	2014-03-18
Rapportdatum	2014-03-25
Provtagare	-
Ankomsttidpunkt	1830
Temperatur vid ankomst	4
Provtagningsdatum	2014-03-18
Provtagningstidpunkt	1010
Temperatur vid provtagning	-
Provets märkning	Granebov. 2

Resultat

Metod	*Parameter*	*Resultat*	*Enhet*
SS-EN ISO 17294-2:2005	Aluminium, Al	120	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Antimon, Sb	0.12	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Arsenik, As	0.37	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Bly, Pb	1.2	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Kadmium, Cd	0.027	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Krom, Cr	0.41	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Nickel, Ni	1.7	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Selen, Se	<1	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Uran, U	26	µg/l

Bedömning/utlåtande:	*Bedömning/utlåtande kemi*	*Bedömning/utlåtande mikrobiologi*
	Tjänligt med anmärkning	Ej bedömt

Kommentar
-Bedömning av provet är utförd i enlighet med "Livsmedelsverkets råd om enskild dricksvattenförsörjning". Bedömningen avser endast utförda analyser med riktvärde enligt Livsmedelsverkets råd.--Bedömningen av provets tjänlighet utföll enligt följande: --· Uran-Tjänligt med anmärkning i kemiskt avseende (Riktvärde 15 µg/l) --För mer utförlig förklaring av analysresultatens betydelse, se vår hemsida, www.alcontrol.se, under fliken "Din verksamhet", Privata brunnar eller www.brunnsvatten.se.

Linköping, 2014-03-25

Kristina Hallqvist

Rapporten genererad från @MIS. Orginal rapport med ev ackrediteringlogo återfinns hos rapportmottagaren.

ALcontrol Laboratories

ALcontrol AB
Box 1083, 581 10 Linköping · Tel: 013-25 49 00 · Fax: 013-12 17 28
ORG.NR 556152-0916 STYRELSENS SÄTE: LINKÖPING

SWEDAC ACKREDITERING
1006
ISO/IEC 17025

ilac-MRA

RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium
REPORT issued by an Accredited Laboratory

Rapport Nr 14087234

Uppdragsgivare

Finspångs Kommun
Miljöenheten

Bergslagsvägen 13-15
612 80 FINSPÅNG

Avser

Dricksvatten från enskild vattentäkt

Tomtbenämning : Se provets märkning
Provplats : -
Analysomfattning :

Dricksvatten för enskild förbrukning

Brunnstyp : -

Information om prov och provtagning

Provtagningsdatum	: 2014-03-18	Ankomstdatum	: 2014-03-18
Provtagningstidpunkt	: 0905	Ankomsttidpunkt	: 1830
Temperatur vid provtagning	: 9 °C	Temperatur vid ankomst	: 4 °C
Provtagare	: -	Ansättningsdatum	: 2014-03-18
Provets märkning	: Hunnsbackev. 2		

Analysresultat

Metodbeteckning	*Analys/Undersökning av*	*Resultat*	*Mätosäkerhet*	*Enhet*
SS-EN ISO 6222-1	Odlingsb. mikroorg. 22°C 3d	<10		cfu/ml
IDEXX ColiLert®-18/Quant	E coli	<1		cfu/100ml
IDEXX ColiLert®-18/Quant	Koliforma bakterier 35°C	<1		cfu/100ml
SS-EN ISO 7027-3	Turbiditet FNU	1.6	±0.24	FNU
SLV 1990-01-01 Met.1 mod	Lukt	ingen		
SLV 1990-01-01 Met.1 mod	Lukt, art	-		
SS ENISO 7887:2012 C mod	Färg vid 405 nm	10	±1	mg/l Pt
SS-EN 27888-1	Konduktivitet 25°C	21.4	±1.07	mS/m
SS-EN ISO 10523:2012	pH vid 20°C	8.3	±0.2	
SS-EN ISO 9963-2, utg 1	Alkalinitet, HCO3	81	±8.1	mg/l
fd SS028118-1	Kemisk syreförbrukn. COD-Mn	4.6	±0.69	mg/l
SS-EN ISO 11732,mod	Ammoniumkväve, NH4-N	0.028	±0.004	mg/l
beräknad	Ammonium, NH4	0.04	±0.006	mg/l
SS-EN ISO 10304-1:2009	Nitratkväve, NO3-N	3.8	±0.57	mg/l
beräknad	Nitrat, NO3	17	±2.6	mg/l
SS-EN ISO 13395-1 mod	Nitritkväve, NO2-N	<0.001	±0.0003	mg/l
beräknad	Nitrit, NO2	<0.004	±0.001	mg/l
SS-EN ISO 6878:2005, mod	Fosfatfosfor, PO4-P, ofiltr.	<0.01	±0.004	mg/l
beräknad	Fosfat, PO4	<0.04	±0.01	mg/l
SS-EN ISO 10304-1:2009	Fluorid, F	<0.1	±0.025	mg/l
SS-EN ISO 10304-1:2009	Klorid, Cl	11	±1.7	mg/l
SS-EN ISO 10304-1:2009	Sulfat, SO4	6.3	±0.95	mg/l
SS-EN ISO 11885-2:2009	Järn, Fe	0.31	±0.05	mg/l
SS-EN ISO 11885-2:2009	Kalcium, Ca	10	±1.0	mg/l
SS-EN ISO 11885-2:2009	Kalium, K	3	±0.8	mg/l
SS-EN ISO 11885-2:2009	Koppar, Cu	0.06	±0.006	mg/l
SS-EN ISO 11885-2:2009	Magnesium, Mg	16	±1.6	mg/l
SS-EN ISO 11885-2:2009	Mangan, Mn	<0.02	±0.003	mg/l
SS-EN ISO 11885-2:2009	Natrium, Na	6.0	±0.90	mg/l
Beräknad	Hårdhet tyska grader	5.1	±0.76	°dH

Angiven mätosäkerhet är beräknad med täckningsfaktor k = 2. Om den är stor (över ca 50%) kan angivet resultat vara under metodens kvantifieringsgräns (sk mätvärdesspår). Mätosäkerheten för ackrediterade mikrobiologiska analyser kan erhållas från laboratoriet efter begäran.

(forts.)

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.

ALcontrol Laboratories

ALcontrol AB
Box 1083, 581 10 Linköping · Tel: 013-25 49 00 · Fax: 013-12 17 28
ORG.NR 556152-0916 STYRELSENS SÄTE: LINKÖPING

SWEDAC ACKREDITERING
1006
ISO/IEC 17025

ilac-MRA

RAPPORT
utfärdad av ackrediterat laboratorium
REPORT issued by an Accredited Laboratory

Rapport Nr 14087234

Uppdragsgivare
Finspångs Kommun
Miljöenheten

Bergslagsvägen 13-15
612 80 FINSPÅNG

Avser

Dricksvatten från enskild vattentäkt

Tomtbenämning : Se provets märkning
Provplats : -
Analysomfattning :

Dricksvatten för enskild förbrukning

Brunnstyp : -

Information om prov och provtagning

Provtagningsdatum	: 2014-03-18	Ankomstdatum	: 2014-03-18
Provtagningstidpunkt	: 0905	Ankomsttidpunkt	: 1830
Temperatur vid provtagning	: 9 °C	Temperatur vid ankomst	: 4 °C
Provtagare	: -	Ansättningsdatum	: 2014-03-18
Provets märkning	: Hunnsbackev. 2		

Analysresultat

Metodbeteckning	*Analys/Undersökning av*	*Resultat*	*Mätosäkerhet*	*Enhet*
SS-EN ISO 17294-2:2005	Aluminium, Al	200	±40	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Antimon, Sb	0.27	±0.054	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Arsenik, As	0.32	±0.064	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Bly, Pb	6.3	±1.3	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Kadmium, Cd	0.078	±0.016	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Krom, Cr	0.42	±0.084	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Nickel, Ni	7.8	±1.6	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Selen, Se	<1	±0.25	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Uran, U	0.42	±0.084	µg/l

Bedömning TJÄNLIGT

Angiven mätosäkerhet är beräknad med täckningsfaktor k = 2. Om den är stor (över ca 50%) kan angivet resultat vara under metodens kvantifieringsgräns (sk mätvärdesspår). Mätosäkerheten för ackrediterade mikrobiologiska analyser kan erhållas från laboratoriet efter begäran.

Kommentar

Bedömning är utförd i enlighet med "Livsmedelsverkets råd om enskild dricksvattenförsörjning". Bedömningen avser endast utförda analyser med riktvärde enligt Livsmedelsverkets råd.

För mer utförlig förklaring av analysresultatens betydelse, se vår hemsida, www.alcontrol.se, under fliken "Din verksamhet", Privata brunnar eller www.brunnsvatten.se.

Linköping 2014-03-26
Rapporten har granskats och godkänts av

Kristina Hallqvist
Granskningsansvarig
Kontrollnr 6588 5491 6614 2977

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat.

ALcontrol Laboratories

Rapport nr 14087238

Kund

Finspångs Kommun
Miljöenheten
Bergslagsvägen 13-15
612 80 FINSPÅNG
Sweden

Avser

Dricksvatten för enskild förbrukning
Tomtbenämning: Se provets märkning
Provplats: -
Analysomfattning: -
Brunnstyp: -

Provinformation

Ankomstdatum	2014-03-18
Rapportdatum	2014-03-25
Provtagare	-
Ankomsttidpunkt	1830
Temperatur vid ankomst	4
Provtagningsdatum	2014-03-18
Provtagningstidpunkt	1040
Temperatur vid provtagning	-
Provets märkning	Tornv. 5

Resultat

Metod	*Parameter*	*Resultat*	*Enhet*
SS-EN ISO 17294-2:2005	Aluminium, Al	2.2	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Antimon, Sb	0.27	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Arsenik, As	0.34	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Bly, Pb	0.59	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Kadmium, Cd	0.033	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Krom, Cr	<0.05	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Nickel, Ni	0.32	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Selen, Se	<1	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Uran, U	21	µg/l

	Bedömning/utlåtande kemi	*Bedömning/utlåtande mikrobiologi*
Bedömning/utlåtande:	Tjänligt med anmärkning	Ej bedömt

Kommentar
-Bedömning av provet är utförd i enlighet med "Livsmedelsverkets råd om enskild dricksvattenförsörjning". Bedömningen avser endast utförda analyser med riktvärde enligt Livsmedelsverkets råd.--Bedömningen av provets tjänlighet utföll enligt följande: ---· Uran-Tjänligt med anmärkning i kemiskt avseende (Riktvärde 15 µg/l) --För mer utförlig förklaring av analysresultatens betydelse, se vår hemsida, www.alcontrol.se, under fliken "Din verksamhet", Privata brunnar eller www.brunnsvatten.se.

Linköping, 2014-03-25

Kristina Hallqvist

Rapporten genererad från @MIS. Orginal rapport med ev ackrediteringlogo återfinns hos rapportmottagaren.

ALcontrol Laboratories

Rapport nr 14087235

Kund

Finspångs Kommun
Miljöenheten
Bergslagsvägen 13-15
612 80 FINSPÅNG
Sweden

Avser

Dricksvatten för enskild förbrukning
Tomtbenämning: Se provets märkning
Provplats: -
Analysomfattning: -
Brunnstyp: -

Provinformation

Ankomstdatum	2014-03-18
Rapportdatum	2014-03-25
Provtagare	-
Ankomsttidpunkt	1830
Temperatur vid ankomst	4
Provtagningsdatum	2014-03-18
Provtagningstidpunkt	0940
Temperatur vid provtagning	-
Provets märkning	Tornv. 7

Resultat

Metod	*Parameter*	*Resultat*	*Enhet*
SS-EN ISO 7027-3	Turbiditet FNU	0.31	FNU
SLV 1990-01-01 Met.1 mod	Lukt	ingen	
SLV 1990-01-01 Met.1 mod	Lukt, art	-	
SS ENISO 7887:2012 C mod	Färg vid 405 nm	10	mg/l Pt
SS-EN 27888-1	Konduktivitet 25°C	37.9	mS/m
SS-EN ISO 10523:2012	pH vid 20°C	7.2	
SS-EN ISO 9963-2, utg 1	Alkalinitet, HCO3	190	mg/l
fd SS028118-1	Kemisk syreförbrukn. COD-Mn	3.3	mg/l
SS-EN ISO 11732,mod	Ammoniumkväve, NH4-N	<0.01	mg/l
beräknad	Ammonium, NH4	<0.02	mg/l
SS-EN ISO 10304-1:2009	Nitratkväve, NO3-N	2.0	mg/l
beräknad	Nitrat, NO3	8.9	mg/l
SS-EN ISO 13395-1 mod	Nitritkväve, NO2-N	<0.001	mg/l
beräknad	Nitrit, NO2	<0.004	mg/l
SS-EN ISO 6878:2005, mod	Fosfatfosfor, PO4-P, ofiltr.	<0.01	mg/l
beräknad	Fosfat, PO4	<0.04	mg/l
SS-EN ISO 10304-1:2009	Fluorid, F	0.33	mg/l
SS-EN ISO 10304-1:2009	Klorid, Cl	10	mg/l
SS-EN ISO 10304-1:2009	Sulfat, SO4	13	mg/l
SS-EN ISO 11885-2:2009	Järn, Fe	<0.02	mg/l
SS-EN ISO 11885-1	Kalcium, Ca	65	mg/l
SS-EN ISO 11885-2:2009	Kalium, K	3	mg/l
SS-EN ISO 11885-2:2009	Koppar, Cu	0.15	mg/l
SS-EN ISO 11885-1	Magnesium, Mg	3.0	mg/l
SS-EN ISO 11885-1	Mangan, Mn	<0.02	mg/l
SS-EN ISO 11885-2:2009	Natrium, Na	8.7	mg/l
Beräknad	Hårdhet tyska grader	9.7	°dH
SS-EN ISO 17294-2:2005	Aluminium, Al	18	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Antimon, Sb	0.37	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Arsenik, As	0.25	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Bly, Pb	1.6	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Kadmium, Cd	0.013	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Krom, Cr	0.23	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Nickel, Ni	0.81	µg/l

ALcontrol Laboratories

Rapport nr 14087235

Resultat

Metod	*Parameter*	*Resultat*	*Enhet*
SS-EN ISO 17294-2:2005	Selen, Se	<1	µg/l
SS-EN ISO 17294-2:2005	Uran, U	20	µg/l
SSI rapport 93-13 mod	Radon	200	Bq/l

	Bedömning/utlåtande kemi	*Bedömning/utlåtande mikrobiologi*
Bedömning/utlåtande:	Tjänligt med anmärkning	Ej bedömt

Kommentar

-Bedömning av provet är utförd i enlighet med "Livsmedelsverkets råd om enskild dricksvattenförsörjning". Bedömningen avser endast utförda analyser med riktvärde enligt Livsmedelsverkets råd.--Bedömningen av provets tjänlighet utföll enligt följande: --· Uran-Tjänligt med anmärkning i kemiskt avseende (Riktvärde 15 µg/l) --Radonhalten understiger gällande riktvärde. -Gränsen för bedömningen otjänligt avseende radon går vid >1000 Bq/l. --För mer utförlig förklaring av analysresultatens betydelse, se vår hemsida, www.alcontrol.se, under fliken "Din verksamhet", Privata brunnar eller www.brunnsvatten.se.

Linköping, 2014-03-25

Kristina Hallqvist

Rapporten genererad från @MIS. Orginal rapport med ev ackrediteringlogo återfinns hos rapportmottagaren.

Tidigare skrifter i serien "Examensarbeten i Geologi vid Lunds universitet":

339. Kullberg, Sara, 2013: Asbestkontamination av dricksvatten och associerade risker. (15 hp)
340. Kihlén, Robin, 2013: Geofysiska resistivitetsmätingar i Sjöcrona Park, Helsingborg, undersökning av områdets geologiska egenskaper samt 3D modellering i GeoScene3D. (15 hp)
341. Linders, Wictor, 2013: Geofysiska IP-undersökningar och 3D-modellering av geofysiska samt geotekniska resultat i GeoScene3D, Sjöcrona Park, Helsingborg, Sverige. (15 hp)
342. Sidenmark, Jessica, 2013: A reconnaissance study of Rävliden VHMS-deposit, northern Sweden. (15 hp)
343. Adamsson, Linda, 2013: Peat stratigraphical study of hydrological conditions at Stass Mosse, southern Sweden, and the relation to Holocene bog-pine growth. (45 hp)
344. Gunterberg, Linnéa, 2013: Oil occurrences in crystalline basement rocks, southern Norway – comparison with deeply weathered basement rocks in southern Sweden. (15 hp)
345. Peterffy, Olof, 2013: Evidence of epibenthic microbial mats in Early Jurassic (Sinemurian) tidal deposits, Kulla Gunnarstorp, southern Sweden. (15 hp)
346. Sigeman, Hanna, 2013: Early life and its implications for astrobiology – a case study from Bitter Springs Chert, Australia. (15 hp)
347. Glommé, Alexandra, 2013: Texturella studier och analyser av baddeleyitomvandlingar i zirkon, exempel från sydöstra Ghana. (15 hp)
348. Brådenmark, Niklas, 2013: Alunskiffer på Öland – stratigrafi, utbredning, mäktigheter samt kemiska och fysikaliska egenskaper. (15 hp)
349. Jalnefur Andersson, Evelina, 2013: En MIFO fas 1-inventering av fyra potentiellt förorenade områden i Jönköpings län. (15 hp)
350. Eklöv Pettersson, Anna, 2013: Monazit i Obbhult-komplexet: en pilotstudie. (15 hp)
351. Acevedo Suez, Fernando, 2013: The reliability of the first generation infrared refractometers. (15 hp)
352. Murase, Takemi, 2013: Närkes alunskiffer – utbredning, beskaffenhet och oljeinnehåll. (15 hp)
353. Sjöstedt, Tony, 2013: Geoenergi – utvärdering baserad på ekonomiska och drifttekniska resultat av ett passivt geoenergisystem med värmeuttag ur berg i bostadsrättsföreningen Mandolinen i Lund. (15 hp)
354. Sigfúsdóttir, Thorbjörg, 2013: A sedimentological and stratigraphical study of Veiki moraine in northernmost Sweden. (45 hp)
355. Månsson, Anna, 2013: Hydrogeologisk kartering av Hultan, Sjöbo kommun. (15 hp)
356. Larsson, Emilie, 2013: Identifying the Cretaceous–Paleogene boundary in North Dakota, USA, using portable XRF. (15 hp)
357. Anagnostakis, Stavros, 2013: Upper Cretaceous coprolites from the Münster Basin (northwestern Germany) – a glimpse into the diet of extinct animals. (45 hp)
358. Olsson, Andreas, 2013: Monazite in metasediments from Stensjöstrand: A pilot study. (15 hp)
359. Westman, Malin, 2013: Betydelsen av raka borrhål för större geoenergisystem. (15 hp)
360. Åkesson, Christine, 2013: Pollen analytical and landscape reconstruction study at Lake Storsjön, southern Sweden, over the last 2000 years. (45 hp)
361. Andolfsson, Thomas, 2013: Analyses of thermal conductivity from mineral composition and analyses by use of Thermal Conductivity Scanner: A study of thermal properties in Scanian rock types. (45 hp)
362. Engström, Simon, 2013: Vad kan inneslutningar i zirkon berätta om Varbergscharnockiten, SV Sverige. (15 hp)
363. Jönsson, Ellen, 2013: Bevarat maginnehåll hos mosasaurier. (15 hp)

364. Cederberg, Julia, 2013: U-Pb baddeleyite dating of the Pará de Minas dyke swarm in the São Francisco craton (Brazil) – three generations in a single swarm. (45 hp)
365. Björk, Andreas, 2013: Mineralogisk och malmpetrografisk studie av disseminerade sulfider i rika och fattiga prover från Kleva. (15 hp)
366. Karlsson, Michelle, 2013: En MIFO fas 1-inventering av förorenade områden: Kvarnar med kvicksilverbetning Jönköpings län. (15 hp)
367. Michalchuk, Stephen P., 2013: The Säm fold structure: characterization of folding and metamorphism in a part of the eclogite -granulite region, Sveconorwegian orogen. (45 hp)
368. Praszkier, Aron, 2013: First evidence of Late Cretaceous decapod crustaceans from Åsen, southern Sweden. (15 hp)
369. Alexson, Johanna, 2013: Artificial groundwater recharge – is it possible in Mozambique? (15 hp)
370. Ehlorsson, Ludvig, 2013: Hydrogeologisk kartering av grundvattenmagasinet Åsumsfältet, Sjöbo. (15 hp)
371. Santsalo, Liina, 2013: The Jurassic extinction events and its relation to CO2 levels in the atmosphere: a case study on Early Jurassic fossil leaves. (15 hp)371. Santsalo, Liina, 2013: The Jurassic extinction events and its relation to CO_2 levels in the atmosphere: a case study on Early Jurassic fossil leaves. (15 hp)
372. Svantesson, Fredrik, 2013: Alunskiffern i Östergötland – utbredning, mäktigheter, stratigrafi och egenskaper. (15 hp)
373. Iqbal, Faisal Javed, 2013: Paleoecology and sedimentology of the Upper Cretaceous (Campanian), marine strata at Åsen, Kristianstad Basin, Southern Sweden, Scania. (45 hp)
374. Kristinsdóttir, Bára Dröfn, 2013: U-Pb, O and Lu-Hf isotope ratios of detrital zircon from Ghana, West-African Craton – Formation of juvenile, Palaeoproterozoic crust. (45 hp)
375. Grenholm, Mikael, 2014: The Birimian event in the Baoulé Mossi domain (West African Craton) — regional and global context. (45 hp)
376. Hafnadóttir, Marín Ósk, 2014: Understanding igneous processes through zircon trace element systematics: prospects and pitfalls. (45 hp)
377. Jönsson, Cecilia A. M., 2014: Geophysical ground surveys of the Matchless Amphibolite Belt in Namibia. (45 hp)
378. Åkesson, Sofia, 2014: Skjutbanors påverkan på mark och miljö. (15 hp)
379. Härling, Jesper, 2014: Food partitioning and dietary habits of mosasaurs (Reptilia, Mosasauridae) from the Campanian (Upper Cretaceous) of the Kristianstad Basin, southern Sweden. (45 hp)
380. Kristensson, Johan, 2014: Ordovicium i Fågelsångskärnan-2, Skåne – stratigrafi och faciesvariationer. (15 hp)
381. Höglund, Ida, 2014: Hiatus - Sveriges första sällskapsspel i sedimentologi. (15 hp)
382. Malmer, Edit, 2014: Vulkanism - en fara för vår hälsa? (15 hp)
383. Stamsnijder, Joaen, 2014: Bestämning av kvartshalt i sandprov - medtodutveckling med OSL-, SEM– och EDS-analys. (15 hp)
384. Helmfrid, Annelie, 2014: Konceptuell modell över spridningsvägar för glasbruksföroreningar i Rejmyre samhälle. (15 hp)

LUNDS UNIVERSITET

Geologiska institutionen
Lunds universitet
Sölvegatan 12, 223 62 Lund