

Järnets förekomst i grundvattnet i isälvsavlagringar i Dalarna:

Bakgrundshalter och rörmaterialets inverkan
vid grundvattenprovtagning.

Elin Gustavsson

REFERAT

Järnets förekomst i grundvattnet i isälvsavlagringar i Dalarna: Bakgrundshalter och rörmaterialets inverkan vid grundvattenprovtagning.

Elin Gustavsson

Då företaget Midvatten AB har märkt att järnhalten vid provtagning av grundvattnet kan variera stort på små områden har en studie av järnhaltens variation i grundvattnet utförts. Syftet var att geokemiskt och geohydrologiskt bestämma de faktorer som påverkar järn- och manganhalten i grundvattnet i ett urval isälvsavlagringar i Dalarna, samt att bestämma hur man bäst ska provta grundvatten med Midvattens AB:s provtagningsmetodik. Studien skulle då utvärdera hur de vertikala variationerna i jordmaterial, vattensammansättning, pumptid och hur rörmaterialet påverkar järn- och manganhalten i uppumpat grundvatten. För att studera sambandet mellan den kemiska sammansättningen i grundvattnet och järn- och manganhalten analyserades flera tidigare insamlade data på grundvattenprov från de studerade lokalerna i Piperdiagram. I Piperdiagrammet klassificerades grundvattenproverna till en hydrokemisk typ med hjälp av sammansättningen av de vanligaste jonerna. Samband söktes mellan klassningen av grundvattenproverna och det uttagna provets djup under grundvattenytan, det uttagna provets djup under markytan, pH, järn- och manganhalt i brunnen.

Vid undersökning av hur de vertikala variationerna i grundvattnet, pumptiden och rörmaterialet påverkade järnhalten i grundvattnet togs flera grundvattenprover i fält i Lennheden. Detta gjordes även för att utvärdera bästa tillvägagångssätt vid provtagning av grundvattnet. Grundvattnet pumpades upp i vardera ett stålrör och ett plaströr. Redoxpotential, pH, syrgashalt, järnhalt, temperatur i vattnet, turbiditet och konduktivitet mättes vid olika djup och pumptider. Prov för varje provtagningspunkt skickades in till laboratorium för analys. Resultaten av dessa analyser undersöktes därefter i diagram och korrelationstabeller. I Piperdiagrammen märktes inget samband mellan järn och grundvattnets vanligaste joner, men manganhalten tenderade att öka med ökad alkalinitet. När grundvattnet provtogs i fält var medelhalten på järn 0,11 mg/l från ett stålrör och 0,01 mg/l från ett plaströr. Det tyder på att stålröret bidrog till en högre järnhalt i grundvattnet. Den parameter (förutom stålröret) som visade störst påverkan på analysresultatet av järn i laboratorium var turbiditeten. Således behöver turbiditeten i fält vara noll vid provtagning av järn till laboratorium. Förslagsvis kan stålrör användas vid övergripande undersökning av grundvattenkvalité. Plaströr kan sedan användas vid detaljerad undersökning av järnhalten i grundvattnet när bästa plats valts.

Nyckelord: Grundvatten, Stålrör, Geokemi, Järn, Järn i grundvatten, Dricksvatten, Piperdiagram

ABSTRACT

Occurrence of iron in groundwater in eskers in Dalarna: Background levels and influence of pipe material during sampling

Elin Gustavsson

A study has been performed that investigates the variation of iron content in groundwater. The study was initiated by Midvatten AB, which noticed that the iron content in groundwater samples can vary greatly over small distances. The purpose of this study was to geochemically and geohydrologically determine the factors that influence the content of iron and manganese in groundwater from a selection of eskers in Dalarna, and determine how to best sample groundwater with the method used by Midvatten AB. An evaluation was made of how the vertical variation in soil material, water composition, pumping time and pipe material affects the content of iron in groundwater. Piper diagrams were used to study the relationship between the chemical composition of the groundwater and the content of iron and manganese in groundwater samples from the studied areas. The groundwater from the studied areas was then classified in the Piper diagrams, according to the content of the major ions. Correlations were then studied between the classification and depth below groundwater table, depth below ground surface, pH, iron- and manganese content.

Field samples were collected from Lennheden in order to investigate the effect of vertical variations of soil material, pumping time and pipe material on the content of iron and manganese. This was also performed to evaluate the best way of sampling groundwater. The groundwater was sampled from a steel pipe and a plastic pipe. Redox potential, pH, dissolved oxygen, iron content, temperature in groundwater, turbidity and conductivity were measured for different depths and pumping times in field. Also a groundwater sample from every sampling depth was sent to a laboratory for analysis. Diagrams and correlation tables were used to analyze these results. No correlation between iron and the major ions in groundwater was found in the Piper diagrams, but the content of manganese in groundwater had a tendency to increase with increasing alkalinity. The results from sampling groundwater showed that the average content of iron in groundwater was 0,11 mg/l from the steel pipe and 0,01 mg/l from the plastic pipe. Turbidity has the greatest effect on the analyzed content of iron in groundwater, thus the turbidity needs to be zero while sampling. A suggestion is that while investigating groundwater quality in large areas, iron pipes can be used. When the best place is located, plastic pipes can be used when the iron content needs to be investigated in detail.

Keywords: Ground water, Iron pipes, Geochemistry, Iron, Iron in ground water, Drinking water, Piper diagram

*Department of Earth Sciences, Uppsala University, Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala
ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Midvatten AB har varit beställare och finansiär av detta examensarbete. Arbetet har genomförts som ett 20 poängs examensarbete inom utbildningen Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet, under handledning av Josef Källgården, projektledare på Midvatten AB. Ämnesgranskare och handledare för de geokemiska delarna har varit Roger Herbert, docent på institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet. Examinator har Allan Rodhe varit, samma institution.

Jag vill tacka mina handledare och min examinator. Förutom handledare och examinator vill jag tacka Per-Arne Rytter, chef på Midvatten AB som med hjälp av goda råd hjälpt mig att genomföra examensarbetet, upplåtit ett rum åt mig samt bjudit på kaffe och god mat. Tack Bo Fritz, fältingenjör på Midvatten AB, som hjälpte mig med goda råd och med provtagningen. Jag vill även tacka Per Nysten som hjälpt mig med berggrundsgeologin samt jordarterna i Dalarna, tack till Håkan Wennerberg och Björn Sjögren som kommit med goda råd och bidragit med viktiga diskussioner under examensarbetets gång. Tack även SLU och Lantmäteriet för att jag fick tillstånd att reproducera era kartor.

I detta examensarbete har jag lärt mig att provtagning i fält inte är lätt. När man provtar grundvatten i fält kan allt möjligt gå fel och därmed kosta mycket pengar. Jag har då lärt mig att provtagning kan ta oerhört mycket längre tid än vad som var planerat.

Uppsala, december 2005

Elin Gustavsson

1. INLEDNING.....	1
1.1. PROBLEMET MED JÄRN OCH MANGAN	1
1.2. SYFTE OCH GENOMFÖRANDE	1
1.3. AVGRÄNSNING	2
2. BAKGRUND.....	2
2.1. GRUNDTVATTNETS SAMMANSÄTTNING.....	2
2.2. KÄLLOR TILL JÄRN I GRUNDTVATTNET.....	4
2.2.1. Geologiska källor.....	4
2.2.2. Järn från provtagningsmaterialet.....	4
2.3. GRUNDTVATTENPARAMETRAR OCH JÄRNHALTER.....	5
2.3.1. Alkalinitet	5
2.3.2. CaCO ₃ påverkar pH.....	6
2.3.3. Redoxpotential	6
2.3.4. pH och redoxpotentialens påverkan på järnhalten	8
2.3.5. Turbiditetens påverkan på järnhalten.....	9
2.4. MIDVATTEN AB: S PROVTAGNINGSMETODIK	10
3. METODER	11
3.1. OMRÅDESBESKRIVNING.....	11
3.1.1. Geologisk-kvartärgeologisk beskrivning.....	12
3.1.2. Hydrogeologisk beskrivning.....	13
3.2. ANALYS AV TIDIGARE INSAMLADE GRUNDTVATTENKEMISKA DATA.....	13
3.2.1. Bakgrund.....	13
3.2.2. Utförande	15
3.3. PROVTAGNING I FÄLT	15
3.3.1. Nerdrivning av plast- och stålrör för provtagning	16
3.3.2. Grundvattenanalyser	19
3.3.3. Behandling av resultat.....	23
4. RESULTAT	24
4.1. TIDIGARE INSAMLADE GRUNDTVATTENKEMISKA DATA.....	24
4.2. PROVTAGNINGSRISULTAT	26
4.2.1. Järn.....	26
4.2.2. Analysresultat med avseende på djup under markytan.....	27
4.2.3. Analysresultat med avseende på tid.....	29
4.2.4. Regressionsanalys.....	36
5. DISKUSSION.....	38
5.1 GRUNDTVATTENKEMI I ETT URVAL ISÄLVSAVLAGRINGAR I DALARNA	38
5.2 PROVTAGNINGEN I FÄLT PÅ LENNHEDEN.....	38
5.2.1 pH och alkalinitet.....	39
5.2.2 Elektrisk konduktivitet, redoxpotential, syrgashalt och turbiditet.....	39
5.3 GRUNDTVATTENPARAMETRARS PÅVERKAN PÅ JÄRNHALTER	41
5.4. SLUTSATSER.....	44
6. REFERENSER	45
6.1. SKRIVNA KÄLLOR.....	45
6.3. ÖVRIGA KÄLLOR.....	46

BILAGOR

- BILAGA 1 Analysdata till Piperdiagram
- BILAGA 2 Berggrundskarta
- BILAGA 3 Jordartskarta
- BILAGA 4 Geologi
- BILAGA 5 Standardkurva för spektrofotometer
- BILAGA 6 Analysresultat från laboratorium i plaströret
- BILAGA 7 Analysresultat från laboratorium i stålröret
- BILAGA 8 Resultat från fältmätningarna i plaströret
- BILAGA 9 Resultat från fältmätningarna i stålröret
- BILAGA 10 Resultat av Piperdiagram

1. INLEDNING

1.1. PROBLEMET MED JÄRN OCH MANGAN

I grundvatten är järn och mangan vanligt förekommande (Aastrup m.fl. 1995). Enligt Aastrup m.fl. (1995) kan en för hög halt järn leda till utfällningar, missfärgning av vatten och konstig smak. Detta kan medföra skador på textilier vid tvätt och igensatta ledningar. En hög halt av mangan kan också bilda utfällningar i vattenledningar, som när de lossnar ger missfärgat (svart) vatten. Även mangan kan ge missfärgning av textilier vid tvätt. För höga halter av dessa metaller är ett mycket vanligt problem i grundvattentäkter runt om i Sverige. På utgående vatten från vattenverket innan det skickas ut via rörledningar, är gränsvärdet på dricksvatten 0,1 mg/l för järn och 0,05 mg/l för mangan. För dricksvatten hos användaren och förpackat dricksvatten är gränsvärdet 0,2 mg/l för järn (Livsmedelsverket, 2005). På utgående grundvatten från en grundvattentäkt (råvatten¹) finns inga bestämmelser för järn- och manganhalten. Mycket kraft och pengar läggs ned på vattenbehandling i form av fällning, filtrering och återinfiltration när järnhalten i vattnet är för hög. En låg halt av järn och mangan i grundvattnet är lättare att hantera och behöver inte behandlas. För att hålla kostnaderna nere måste man hitta ett grundvatten med låga halter järn och mangan.

Därför utförs detta examensarbete i samarbete med Midvatten AB i Borlänge. Midvatten AB är ett litet tjänsteföretag, som arbetar med lokalisering av grundvattentäkter där ett viktigt moment är att säkerställa bästa möjliga råvattenkvalité. En bra råvattenkvalité innebär bl.a. att järn- och manganhalterna är låga. I sina många undersökningar har företaget noterat att halten av järn och mangan i grundvattnet varierar på korta avstånd både i vertikal- och horisontalled. Midvatten AB ville bestämma och belysa de faktorer som påverkar analysresultaten av järn och mangan. Dessa faktorer kan vara naturliga hydrogeologiska faktorer och även andra faktorer som hur provtagningen i fält utförs, t.ex. turbiditeten (grumligheten) i vattnet vid provtagning, pumptiden och rörens kvalité.

1.2. SYFTE OCH GENOMFÖRANDE

Syftet med detta examensarbete var att undersöka vilka kemiska faktorer som påverkar järn- och manganhalten i grundvattnet i större isälvsavlagringar i Dalarna, samt att bestämma bästa tillvägagångssätt vid provtagning (med avseende på järn och mangan) av grundvatten med Midvattens AB:s borrhings- och provtagningsmetodik. Studien skulle dessutom utvärdera hur de vertikala variationerna i jordmaterial, vattensammansättning och hur pumptiden påverkar järnhalten i uppumpat grundvatten.

I denna rapport utvärderas två möjliga källor till förhöjda järnhalter i grundvattnet och i grundvattenprovet:

- Järn i grundvatten är naturligt förekommande och har med hydrogeologiska faktorer att göra (t.ex. marksammansättning, pH i vatten och syrgasbrist).
- Järn i grundvattenprover kan påverkas av provtagning med stålrör.

¹ Råvatten= Råvaran till dricksvattnet kallas råvatten och kommer ursprungligen från ytvatten eller grundvatten, vatten från vattenverk är behandlat vatten

För att undersöka vilka kemiska faktorer som påverkar järn- och manganhalter i grundvattnet vid diverse lokaler i Dalarna gjordes en klassificering av grundvattnets vanligaste joner (Ca, Mg, Na, K, HCO₃, Na, Cl och Sulfat) från tidigare insamlade data via ett s.k. Piperdiagram. Med Piperdiagrammen undersöktes relationen mellan sammansättningen på grundvattnet och järn, mangan, pH, djup under markytan och geografiskt område för att utreda ifall det fanns några samband.

För att undersöka hur grundvattnets kvalitet berodde på provtagningen och rörmaterialet genomfördes en fältstudie då grundvatten provtogs ur ett stålrör och ett plaströr. Redoxpotential, pH, syrgashalt, järnhalt, temperatur i vattnet, turbiditet och konduktivitet mättes eftersom dessa faktorer kan påverka järnhalten i grundvattnet. Dessa parametrar mättes vid olika djup och pumptider. Prover för varje provtagningspunkt skickades in till laboratorium för analys. Resultaten av dessa analyser undersöktes därefter, för att hitta samband mellan järnhalt, andra parametrar och de olika rörmaterialen.

1.3. AVGRÄNSNING

Hela studien innefattade enbart åsakviferer bestående av isälvsmaterial i Dalarna med dess jord- och vattensammansättning. I fält har endast en provtagningsplats med dess geologiska sammansättning undersökts. Då har främst järn studerats i fält. Även mangan har studerats i fält, men mindre noggrant.

2. BAKGRUND

2.1. GRUNDTVATNETS SAMMANSÄTTNING

Grundvattnet är en del i ett ständigt kretslopp, vattnets kretslopp. Det är således en förnyelsebar naturresurs. Kretsloppet drivs av solenergin, tyngdkraften och jordrotationen. En stor del av den nederbörd som faller över Sverige infiltrerar i marken, men ungefär hälften av nederbörden avdunstar och återgår till atmosfären. En mindre del av regnvattnet som inte avdunstar avrinner på markytan till sjöar och vattendrag, medan en större del perkolerar vidare ner till grundvattnet och bidrar således till grundvattenbildningen. Under perkolationen passerar vattnet olika skikt av jord, som innehåller olika mängder mineral och organiskt material. Det är då vattnet utsätts för en förändring och omvandlas från regnvatten till mark- och grundvatten (Grip & Rodhe, 1994).

Processerna i marken från ytan ner till grundvattnet skapar den kemiska karaktären på ytligt grundvatten (Aastrup m.fl. (1995)). I en vanlig podsol (som är den vanligaste jordmånstypen i Sverige) rinner vattnet först genom humusskiktet, där vattnet tillförs syra (humussyror och kolsyra) och brunfärgas (fig. 1). Därefter perkolerar vattnet genom blekjorden där surheten avtar genom vittringen. Vattnet lakar där ut lösliga ämnen ur marken. Processerna tillför vattnet bl.a. lösligt kalcium, järn och aluminium bundet till humussyror. Då surheten avtar flockas humussyror med sitt innehåll av järn och aluminium ut och brunfärgningen avtar. Detta ger jorden en röd ton och därför kallas detta skikt rostjord. Små mängder järn och aluminium lämnar alltid rostjorden, men de ”stora” kemiska jonerna (Ca, Mg, Na, K, HCO₃, Na, Cl och SO₄), sipprar lösta i vattnet ner genom C-horisonten till grundvattnet (fig. 1).

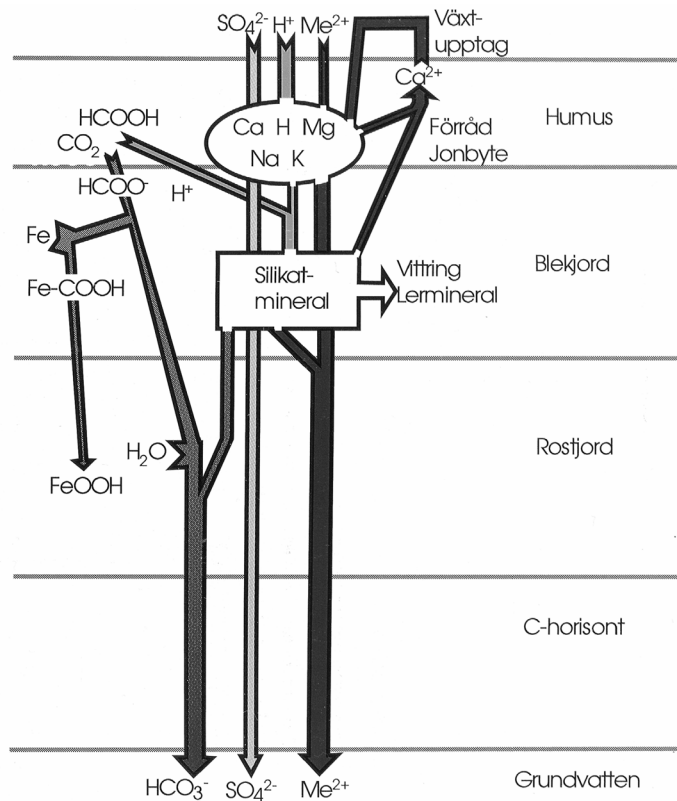


Fig. 1 Vattnets kemiska förändring från nederbörd till mark- och ytvatten (Aastrup m.fl., 1995).

Grundvattnets komposition förändras genom reaktioner i akviferen, varför man i grundvattnets kemiska sammansättning kan spåra dess väg (Appelo & Postma, 1993). Mängden joner i grundvattnet, liksom motståndet mot försurning beror enligt Aastrup m.fl. (1995) på de geologiska förutsättningarna, som berggrunden och dess vittringsbenägenhet. Både jordarternas kornstorlekssammansättning och dess innehåll av olika bergartsfragment och mineral påverkar grundvattnets kemiska sammansättning. Vid kemiska reaktioner mellan vatten och det minerogena materialet har förutom vittringsbenägenheten dess kontaktyta avgörande betydelse. Stor kontaktyta och lång kontakttid gör att reaktionerna kan drivas längre, närmare jämvikt.

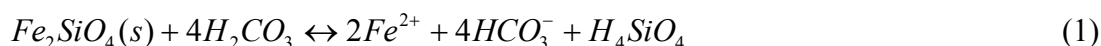
Medan grundvatten flödar genom den mättade zonen så ökar TDS-halten (Total Dissolved Solids = totala halten lösta ämnen i vattnet i form av t.ex. mineraler, salter och metaller) (Freeze & Cherry, 1979). Halten av TDS i grundvattnet ökar därför mot djupet. På stora djup kan gammalt salt grundvatten (relikt havsvatten) förekomma från perioder då stora delar av Sverige låg under havsytan, förutsatt att området befinner sig under högsta kustlinjen (Aastrup m.fl., 1995).

2.2. KÄLLOR TILL JÄRN I GRUNDVATTNET

2.2.1. Geologiska källor

Den vanligaste källan till järn i grundvatten enligt Appelo & Postma (1993) är genom upplösning av mineral som innehåller järn. Järn kan förekomma som tvåvärt- eller trevärt järn (Fe(II) respektive Fe(III)). De viktigaste mineralen, som innehåller tvåvärt järn är bl.a. amfiboler, pyroxener, oliviner och biotit. Trevärt järn förekommer som järnhydroxider (rost) i sedimentavlagringar och täcker ytan av mineraler som kvarts och fältspat. Dessa järnhydroxider förekommer då som många olika mineral, t.ex. ferrihydrit, götit, lepidocrocit och hematit. I avsnitt 3.1.1. redovisas de mineral som innehåller järn i det studerade området.

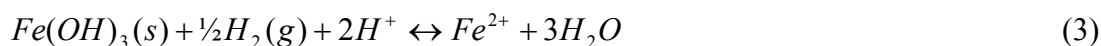
Svaga syror såsom kolsyra (se avsnitt 2.3.1.) kan ge upphov till upplösning av järn i akviferen. Med olivin ($\text{Fe}_2\text{SiO}_4(\text{s})$) och kolsyra (H_2CO_3) närvarande i akviferen kan upplösning med den svaga syran kolsyra ske enligt reaktion 1.



Järn i grundvatten finns även enligt Lindeström (2003) kring gamla gruvor och gruvor i drift där materialet som bryts innehåller reducerat svavel och järn (t.ex. pyrit, FeS_2). Mineral som innehåller reducerat svavel sönderfaller mycket långsamt så länge de är inneslutna i berggrunden och speciellt om de befinner sig under grundvattnet, där lite syrgas finns närvarande. När mineraler brutits och sönderdelats, får de större kontaktyta och god kontakt med luftens syre, som oxiderar svavelföreningarna och på så sätt lösgör metallerna. Kommer det sedan regn eller smältvatten, så att vatten sköljer igenom det vittrade materialet, kan de lösta metallerna föras ut med lakvattnet till den omgivande miljön. Från nedbrytning av mineralen produceras svavelsyra. Syran sänker pH-värdet i lakvätskan och ökar därmed nedbrytningen av hela materialet. När de kemiska processerna kommit igång kan dessutom speciella bakterier katalysera reaktionerna och öka utlakningen.

2.2.2. Järn från provtagningsmaterialet

Midvatten AB har noterat att järnhalten kan påverkas av rörmaterialet (t.ex. stål, rostfritt stål och galvaniserat stål). Provtagning har utförts i Solvarbo i Säter av Midvatten AB med närliggande rör av stål, galvaniserat stål och rostfritt stål vid djupet 24 m, där det kan antas att rören provtog vatten med samma vattenkomposition. I det rostfria stålröret med en spets av rostfritt stål var järnhalten $<0,05$ mg/l, i det galvaniserade stålröret med galvaniserad spets var järnhalten 0,08 mg/l och i stålröret med stålspets var järnhalten 0,2 mg/l (Strömgren, 2005). Dessa resultat tyder på att stålrör och stålmaterial påverkar järnhalten i provet från grundvattnet. Detta kan ske på grund av att ett nedfört stålrör kan ge upphov till vätgasbildning (Bjerg, m.fl., 1997; reaktion 2). Järn och mangan kan komma från själva röret (Fe^0 , reaktion 2) eller mineral i akviferen som järn- och manganoxider ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) vilka löses upp med reduktanten vätgas (reaktion 3).



Grundvattenrören är ofta tämligen rostiga, och järn kan även komma från reduktion av rosten på röret ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) enligt reaktion 3. Ändå har flera provtagningar med grundvattenrör av stål i de studerade lokalerna resulterat i en låg järnhalt på $<0,05 \text{ mg/l}$ (bilaga 1).

2.3. GRUNDVATTENPARAMETRAR OCH JÄRNHALTER

Denna del behandlar och förklarar de kemiska parametrar som påverkar järnhalten i grundvattnet.

2.3.1. Alkalinitet

Kolsyrasystemet är ofta vattnets viktigaste buffertsystem mot sänkt pH (Gustafsson m.fl., 2003), eftersom t.ex. tillförd syra kan neutraliseras genom att bikarbonat och karbonat går över till kolsyra (H_2CO_3) enligt reaktion 4 och 5.



Bildad kolsyra kan lösa upp silikat och mineral. Om dessa mineral och silikat innehåller järn kan järnhalten öka i grundvattnet (se avsnitt 2.2.1.). Som mått på buffertkapaciteten på pH använder man begreppet alkalinitet, vilken definieras enligt ekvation 6:

$$\text{Alk} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+] \quad (6)$$

Många naturvatten har ett pH mellan 5,5 och 8,5, för dessa kan i regel alla termer utom $[\text{HCO}_3^-]$ försummas (fig. 2) och därmed är alkaliniteten i praktiken samma sak som koncentrationen bikarbonatjoner (HCO_3^-) (Gustafsson m.fl., 2003).

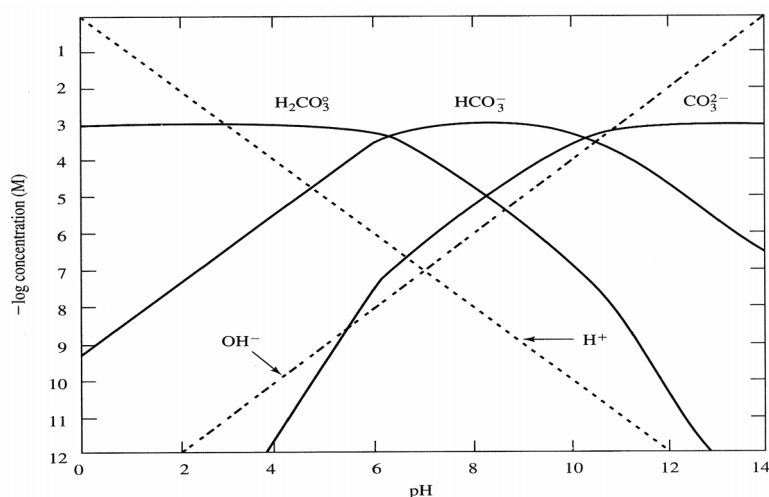


Fig. 2 Log C – pH diagram för karbonatalkaliniteten (Langmuir, 1997).

2.3.2. CaCO₃ påverkar pH

Upplösning av kalcit (CaCO₃), som är ett vanligt mineral i jorden, kan enligt Appelo & Postma (1993) förklaras med reaktionerna 4, 5, 7 och 8:



Nettoreaktionen av dessa reaktioner blir reaktion 9.



Eftersom kalcit är ett lättvittrat mineral får grundvattnet i kalcitrika (kalkhaltiga) jordar hög halt av bikarbonat (HCO₃⁻) (Grip & Rodhe, 1994). Vid syratillförsel fungerar denna jon som en buffert (se alkalinitet, avsnitt 2.3.1.), vilket gör karbonatrika vatten motståndskraftiga mot försurning. Med ekvation 10 kan man enkelt se hur pH beror av bikarbonathalten, som i sin tur beror av CaCO₃ enligt reaktion 9. Således kan pH i jämvikt med kalcit erhållas enligt ekvation 10 om det partiella koldioxidtrycket och alkaliniteten är känd.

$$pH = -\log[H^+] = -\log\left\{\left(P_{CO_2} \cdot 10^{-7,8}\right) / [HCO_3^-]\right\} \quad (10)$$

Man kan med dessa reaktioner se att pH i grundvattnet ökar med ökad kalcithalt i akviferen. pH i grundvattnet har stor betydelse för järnhalten i grundvattnet eftersom pH kontrollerar lösligheten av järn i grundvattnet (se kommande avsnitt 2.3.4.).

2.3.3. Redoxpotential

Reaktioner som involverar utbytet av elektroner mellan lösta, förgasade och fasta joner kallas oxidations – reduktionsreaktioner, eller redoxreaktioner. Järn förekommer naturligt som Fe(II) och Fe(III) och påverkas av elektronutbyten (redoxreaktioner). Varje redoxreaktion består av två delreaktioner, en som avger elektroner (oxidationen) och en som mottar elektroner (reduktionen). En reduktant är således en substans som genomgår en oxidation t.ex. Fe²⁺ löst i vatten eller som ett mineral (reaktion 11) och en oxidant är en substans såsom syrgas, som genomgår en reduktion enligt reaktion 12 (Appelo & Postma, 1993).



För varje redoxreaktion kan en redoxpotential bestämmas. Redoxpotentialen (Eh) definieras enligt ekvation 13 av den så kallade Nernst ekvation (Freeze & Cherry, 1979). Denna form gäller endast när reaktionen skrivs som reaktion 12, där oxidanterna står på vänster sida.

$$Eh = Eh^0 + \frac{2,3RT}{nF} \log \left(\frac{[\text{oxidant}]}{[\text{reduktant}]} \right) \quad (13)$$

R är gaskonstanten, T är temperaturen, n är antalet överförda elektroner, F är Faradays konstant, [oxidant] är aktivitetsprodukten av reaktanterna på vänster sida i reaktionen, [reduktant] är aktivitetsprodukten av produkterna på höger sida i reaktionen och Eh^0 är elektrodpotentialen vid ett standardtillstånd där alla substanser har en aktivitet lika med ett. Eh^0 förhåller sig till jämviktskonstanten enligt ekvation 14.

$$Eh^0 = \frac{RT}{nF} \cdot \ln K \quad (14)$$

K är jämviktskonstanten för redoxreaktionen. Redoxpotentialen kan även förklaras med *pe* som beror av Eh enligt ekvation 15 (Appelo & Postma, 1993).

$$Eh = \frac{2,303RT}{F} pe \quad (15)$$

Vid 25° C är $Eh = 0,059 pe$.

De viktigaste variablerna i naturliga system, som bestämmer redoxpotential är enligt Drever (1997):

- Syrgasinnehåll i inkommande vatten. Detta är den allra viktigaste variabeln. Mycket syrgas ger hög redoxpotential.
- Fördelning och reaktivitet av organiskt material och andra potentiella reduktanter i akviferen. Mycket organiskt material kan ge låg redoxpotential.
- Fördelning av potentiella redoxbuffrar i akviferen.
- Omsättningstiden på grundvattnet. Då de bakteriella reaktioner som tenderar att sänka Eh ofta är långsamma, så beror Eh på uppehållstiden för vattnet i akviferen.

Elektronöverföringen i alla redoxreaktioner i grundvattnet är vanligtvis väldigt långsamma och fungerar oftast bara om bakterier som kan katalysera reaktionen finns tillgängliga (Appelo & Postma, 1993). Generellt är redoxpotentialen hög i övre delen av grundvattnet och sjunker mot djupet (Freeze & Cherry, 1979). En låg redoxpotential, som vanligtvis finns djupt ner i grundvattnet visar på reducerande förhållande (reducerande förhållande = vattnet innehåller mycket reduktanter) (Appelo & Postma, 1993).

2.3.4. pH och redoxpotentialens påverkan på järnhalten

För alla redoxreaktioner som involverar järn, kan järn reduceras och oxideras enligt reaktion 11. Järn förekommer således alltid som tvåvärt järn (Fe(II), ekvation 16) eller trevärt järn (Fe(III) = trevärt järn i alla former) i vattenfasen (Zumdahl, 1998). Löst tvåvärt järn förekommer i olika former och den totala tvåvärdas järnhalten blir summan av dessa olika former:

$$\sum Fe(II)(aq) = Fe^{2+} + FeOH^+ + Fe(OH)_2^{\circ} + Fe(OH)_3^- \quad (\text{Langmuir, 1997}) \quad (16)$$

Järnets speciering (förekomstform) enligt ekvation 16 är pH beroende. Vid pH 8 förekommer 124 ggr mer tvåvärt järn som Fe^{2+} än som övriga tvåvärdas järnhydroxider. Fe^{2+} -halten ökar sedan i förhållande till övriga förekomstformer av tvåvärt järn med minskande pH (Langmuir, 1997).

Reduktionen av trevärt järn är således mycket pH-beroende (Gustafsson, 2003). Ett Eh-pH diagram är ett enkelt grafiskt sätt att illustrera järnets aktuella tillstånd (fig. 3).

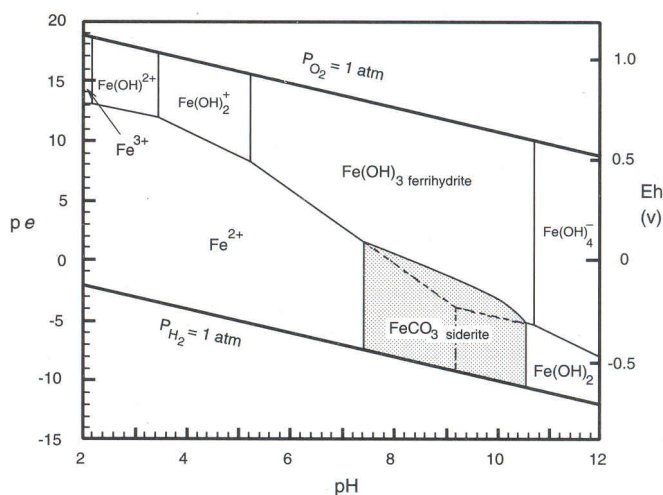
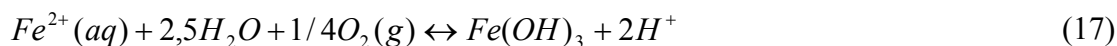


Fig. 3 Eh-pH diagram för ett Fe-O-H₂O-CO₂-system vid 25 °C. Linjer som avgränsar mot Fe(OH)₃ illustrerar gränser som motsvarar vanliga förhållanden i en fältmiljö med järnhalter som motsvarar 5,5 mg/l och en bikarbonathalt vid pH 5,5-8,5 på 610 mg/l (Drever, 1997). Övre linjen ($P_{O_2}=1 \text{ atm}$) indikerar miljöer som är i kontakt med ett syrgastryck på 1 atmosfär. Nedre linjen ($P_{H_2}=1 \text{ atm}$) indikerar miljöer som är isolerade från atmosfären (Appelo & Postma, 1993).

Redoxdiagrammet visar i vilken form järn skulle vara, om de olika förekomstformerna av järn var i jämvikt. För att uppnå denna jämvikt i grundvattnet krävs det bland annat att redoxreaktionen är kortare än uppehållstiden för grundvattnet (Langmuir, 1997). Figur 3 visar ett representativt diagram för de åsakviferer i Dalarna som undersöks, eftersom diagrammet innehåller de förekomstformer av järn som kan tänkas förekomma i åsakvifererna. Eh-pH diagram kan anpassas till en viss vattenmiljö (Drever, 1997).

Järn enligt Appelo & Postma (1993) förekommer i förhöjda koncentrationer i anoxiskt (syrefria förhållande och därmed låg redoxpotential) grundvattnet vid pH 5-8 och låg redoxpotential t.ex. i djupa brunnar. Vid lågt pH kan järn oberoende av redoxpotential

finnas i jonform i grundvattnet (fig. 3). Eh-pH diagram visar att vid normalt pH 5-8 i grundvatten, finns löst järn endast närvarande som Fe^{2+} , eftersom trevärt järn i detta förhållande har reducerats. Vid hög redoxpotential kan fasta hydroxider med trevärt järn förekomma (Langmuir, 1997). Detta kan förklaras med att trevärt järn har en väldigt låg löslighet i syresatt vatten med pH mellan 5 och 10 och faller då snabbt ut som järnhydroxid (rost), t.ex. $Fe(OH)_3$ (Appelo & Postma, 1993; reaktion 17).



Detta kan även ske i utströmningsområden när anoxiskt grundvatten (djupt ner eller i närvaro av organiskt material) som innehåller löst Fe^{2+} blir syresatt. Enligt Grip & Rodhe (1994) kan tvåvärt järn i mineral såsom skiktsilikater oxideras till trevärt järn i närvaro av syrgas, t.ex. vid dricksvattenproduktion. Trevärt järn blir då som tidigare nämnt instabilt och omvandlas till järnhydroxider och andra nedbrytningsprodukter.

Om en elektrondonator (löst organiskt material, H_2 , H_2S eller metan) finns närvarande i sedimentavlagringar som innehåller järnhydroxid kan järnhydroxiderna reduceras och järn löses upp (Appelo & Postma, 1993). När föroreningar med organiskt material finns närvarande i grundvattnet kan även låga syrgashalter förekomma. För övrigt finns främst syrgasbrist djupt ner i grundvattnet. Syrgasbrist indikerar på reducerande förhållande och då kan höga järn- och manganhalter i grundvattnet förekomma. Detta kan inträffa t.ex. i en torvmark där nedbrytningen av organiskt material förbrukar (konsumerar) syre och producerar koldioxid (CO_2). Syre löser sig sämre i vatten än CO_2 , så CO_2 tränger undan syret och syrgasfria förhållanden (låg redoxpotential) kan uppstå (Stumm & Morgan, 1970).

2.3.5. Turbiditetens påverkan på järnhalten

Turbiditeten är ett mått på grumligheten i vattnet, som påverkas av trevärda järnhydroxider (rost), mineral- och jordpartiklar. Vid normal dricksvattenproduktion är turbiditeten noll, varför trevärda järnhydroxider inte finns med. Om turbiditeten är noll finns endast löst järn i grundvattnet som huvudsakligen Fe^{2+} då tvåvärda järnhydroxider enligt Langmuir (1997) endast finns närvarande i en obetydligt liten halt i grundvattnet vid $pH < 8,5$ (detta framhölls på s. 8). När järnhalten i grundvattnet analyseras i laboratorium mäts både trevärt och tvåvärt järn, därför krävs att turbiditeten på detta grundvatten i fält är noll för att endast Fe^{2+} ska finnas med i grundvattenprovet vid provtagning. Ifall turbiditeten i fält inte är noll, så mäts även trevärda järnhydroxider, som vid dricksvattenproduktion inte hade funnits med.

2.4. MIDVATTEN AB: S PROVTAGNINGSMETODIK

När Midvatten AB skall lokalisera en plats för en dricksvattenbrunn med järnfritt vatten, sätts grundvattenrör av stål ut i syfte att hitta ett bra läge. När platsen för brunnen i stora drag bestämts, undersöks platsen mer utförligt för att hitta en exakt plats och ett bra djup, där lagren är genomsläppliga och vattnets järnhalt är så låg som möjligt. Då drivs flera perforerade stålrör ner nära varandra. Medan rören drivs ner tas vattenprov varannan meter. Dessa rör är 51 mm i diameter och består av en stålspets längst ner, ovanför denna är rören perforerade på en längd av 1 m, med hål som är 4, 6 eller 8 mm i diameter. Under neddrivningen av rören, blåses rören ur och rensas med tryckluft. Vid urblåsning av jordmaterial bedöms jordarten, som kommer upp. Efter urblåsning monteras en provtagningspump på rören och vattenprov pumpas upp (fig. 4).

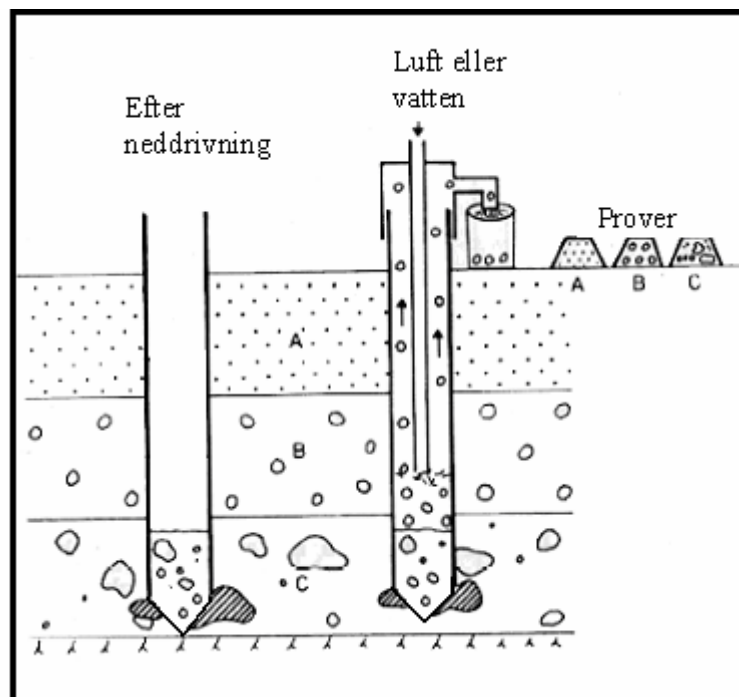


Fig. 4 Beskrivning av hur jordmaterial samlas i röret vid neddrivning av röret (vänstra röret). Därefter monteras en pump på röret och det uppsamlade jordmaterialet blåses ur med hjälp av ett plaströr (högra röret) (efter Andersson, 1981).

Grundvattnet pumpas upp tills dess att turbiditeten sjunkit till noll (oftast efter 8 timmar). Därefter fylls två rena flaskor med detta vatten, som sedan skickas till laboratorium för analys. På så sätt tas vattenprov på olika djup och platser. Det är med användande av denna metodik som Midvatten AB har noterat att järnhalter i grundvattnet kan variera inom korta avstånd i horisontal och vertikalled.

3. METODER

Eftersom syftet var att undersöka de kemiska faktorer som påverkar järn- och manganhalten i grundvattnet i större isälvsavlagringar i Dalarna, så analyserades flera grundvattenprover kemiskt i ett Piperdiagram. Proven kom från flera olika provtagningspunkter i det studerade området. Denna metod förklaras närmare i avsnitt 3.2.1. Då syftet också var att utvärdera bästa tillvägagångssättet vid provtagning (med avseende på järn och mangan) av grundvatten med Midvattens AB:s borrhings- och provtagningsmetodik undersöktes detta med provtagningar på grundvattnet i fält, som framhölls på s. 2. Denna fältundersökning genomfördes även för att enligt syftet utvärdera hur de vertikala variationerna i jordmaterial, vattensammansättning och pumptiden påverkade järnhalten i uppumpat grundvatten. Metoden förklaras närmare i avsnitt 3.3.

3.1. OMRÅDESBESKRIVNING

De lokaler som undersöktes hydrokemiskt i ett Piperdiagram var akviferer som befann sig i åsar av isälvsmaterial. Då har prover från många lokaler (fig. 5) och åsar analyserats. Dessa lokaler och åsar var:

- Avesta, Lennheden i Borlänge kommun, Sandvikens Fäbodrar i Gagnefs kommun, Leksand och Solvarbo i Sätters kommun (Badelundaåsen).
- Blixbo, Enviken, Svärdsjö och Vika i Falu kommun (Svärdsjöåsen).
- Siknäs i Mora kommun (Vanåsen).
- Äppelbo i Vansbro kommun (Äppelboåsen).

Lokalerna utgjorde ett urval av provtagningspunkter från Midvatten AB:s databas. Lennheden i Borlänge kommun valdes till provtagningsplats för fältundersökningen. Akviferen som finns i Lennheden undersöks i nuläget av Midvatten AB, då planerna är att den ska bli Falu kommuns vattentäkt och Borlänge kommuns reservvattentäkt.

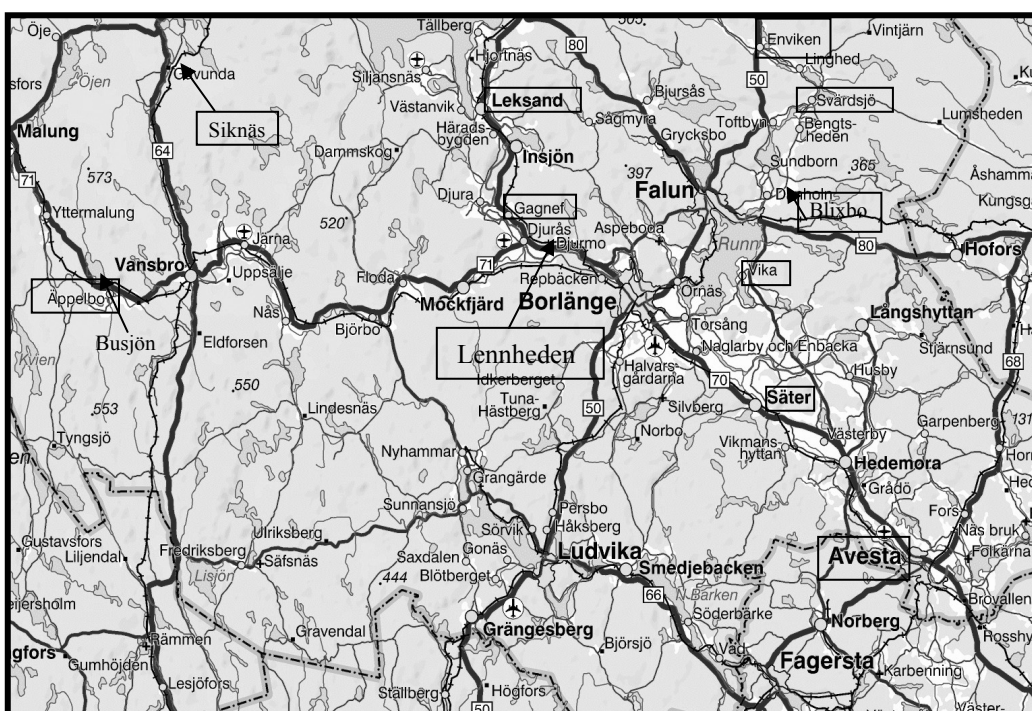


Fig. 5 Det studerade området © Lantmäteriverket Gävle 2002. Medgivande I 2005/1957.

3.1.1. Geologisk-kvartärgeologisk beskrivning

Berggrunden i det studerade området (fig. 5) ligger i ett område med två berggrundskaraktärer: bergslagen och granit- porfyrbältet (SGU, 1991). För mer detaljerad beskrivning av berggrunden, se bilaga 2 (berggrundskarta). I det studerade området finns flera områden där järn- och sulfidmalm brutits från berggrunden. Både järnmalm- och sulfidmalmsgruvor i drift och nerlagda gruvor är källor till järn i grundvattnet (se avsnitt 2.2.1.). Samtliga nerlagda järnmalmgruvor i området befinner sig på eller nära sura metavulkaniter, eller sura vulkaniter (bilaga 2).

De bergarter och mineral som innehåller järn enligt Nysten (pers. komm., 2005) och därmed kan vara en källa till järn i grundvattnet i det studerade området illustreras i tabell 1. Dessa bergarter har valts ut från de bergarter som finns med i berggrundskartan över Kopparbergs län från SGU (1991).

Tabell 1 Bergarter i Dalarnas län med dess mineraler som kan innehålla järn

Bergart	Bergartens uppbyggande mineral
Sandsten	Hematit
Öjebasalt	Pyroxen, epidot och biotit
Åsbydiabas	Pyroxen och magnetit
Gabbro-Diorit	Pyroxen, biotit, hornblände, eventuellt epidot och magnetit
Basisk dalavulkanit (porfyrit) \approx andesit	Hornblände, biotit och eventuellt epidot
Graniter	Biotit och hornblände
Metasediment (gnejs)	Varierande halt av glimmer som innehåller biotit och eventuellt granat
Metasediment (glimmerskiffer)	Varierande halt av glimmer som innehåller biotit och eventuellt granat
Järnmalm	Magnetit och hematit
Sulfidmalm	Pyrit, magnetkis, kopparkis, zinkblände, arsenikkis och bornit

Jordarterna bildas av bergarterna och det studerade områdets jordarter är liksom hela Sveriges starkt präglad av inlandsisens frammarsch och tillbakadragande under istiden, varför jorden består av bergartsmineral som slitits loss av isen. Samtliga platser som använts i denna undersökning är (som framhölls på s. 11) grundvattentäcker som befinner sig i åsar bestående av isälvsmaterial, vilka är omgärdade av morän. Morän är Sveriges vanligaste jordart och består av sorterat material. Isälvsmaterial är material som transporterats med isälven och dess smältvatten från inlandsisen, och består följaktligen av väl sorterat material.

I området längs med Dalälven från Leksand till Avesta sträcker sig Badelundaåsen. Denna ås är väldigt betydelsefull för grundvattenuttag då många kommuner och konsumenter längs åsen använder denna ås för sitt grundvattenuttag. Därför finns många provtagningsplatser längs åsen som Midvatten AB har använt. Rytta (1995) beskriver denna ås som ett mäktigt isälvsstråk, där det kan förväntas att de grovkornigaste jordlagren förekommer i åskärnan. På flera ställen längs denna sträcka korsar åsen Dalälven (bilaga 3, jordartskarta). Rytta (1995) beskriver att vid Lennheden, där provtagningarna i fält utfördes är Badelundaåsen väl markerad i terrängen. Mot åsen ansluter två utbredda isälvsfält från norr. Söder om Lennheden finns Långsjön. Långsjön är en åsgravssjö av flera åsgravar och dödisgröpar som finns längs Badelundaåsen.

3.1.2. Hydrogeologisk beskrivning

Grundvattenmagasinet från Leksand till Avesta utgörs enligt Rytta (1995) av Badelundaåsen, där en grov åskärna gör att stora vattenmängder kan transporteras längs åsen även om grundvattenytans gradient är liten. Grundvattnets rörelseriktning längs åsen styrs därför i första hand av lokala avvikelser. Tunaån, som korsar Badelundaåsen vid Borlänge, är en betydande lågpunkt i terrängen och grundvattnet flödar mot Tunaån från norr och från söder. Ett stort grundvattenflöde längs åsen gör dessutom att grundvattenbildningen inom ett delområde måste vara mycket stor för att lokala grundvattendelare ska uppkomma.

Provtagningsplatsen (Lennheden) är en väl undersökt akvifer, och det finns mycket mätdata från denna plats. Den befinner sig i ett grustag som ligger mellan Badelundaåsens topp och Långsjön (fig. 6). I Lennheden sker enligt Rytta (1995) ett tillskott till åsen genom nederbördsinfiltration och genom läckage från Dalälven eftersom tryckytan i grundvattenmagasinet från Lennheden till Båtsta (fig. 6) ligger lägre än Dalälvens nivå. Partikelhastigheten vid Lennheden är 0,5-2 m/dygn och kapaciteten för grundvattenuttag i denna akvifer är väldigt stor. Vid ett pumpflöde av 170 liter/s blev avsänkningen vid pumpplatsen ungefär 1 m. Uppehållstiden från Lennheden till Borlänge har uppskattats till några 10-tal år. Vid denna plats har det även noterats järnhalter på runt 0,1 mg/l när grundvattnet pumpats upp ur ett stålrör.

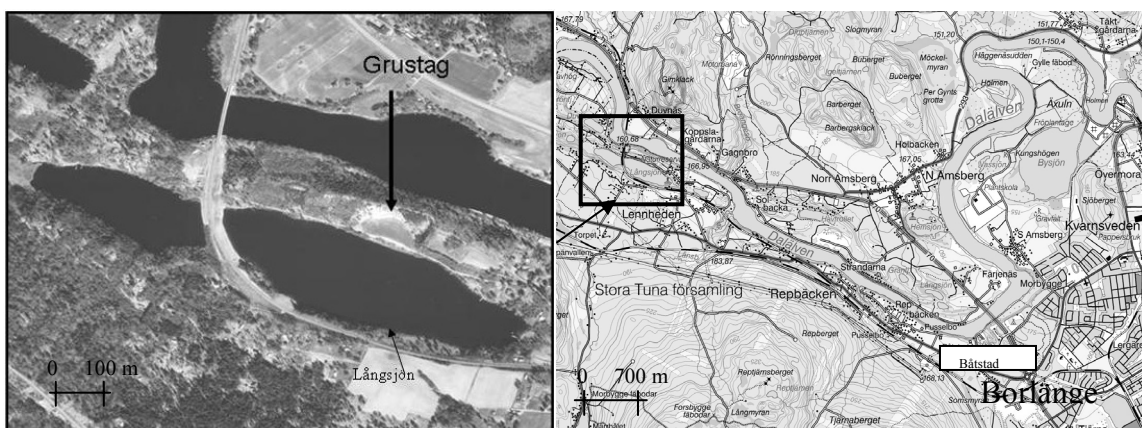


Fig. 6 Provtagningsplatsens placering. © Lantmäteriverket Gävle 2002. Medgivande I 2005/1957.

3.2. ANALYS AV TIDIGARE INSAMLADE GRUNDVATTENKEMISKA DATA

Ett sätt att presentera kemisk data och underlätta en jämförelse av många olika prover är med Piperdiagram. För att jämföra hur flera provtagningspunkter i olika åskviferer i Dalarna med olika kemisk sammansättning påverkade järn- och manganhalten i grundvattnet användes därför Piperdiagram. Dessa diagram användes även för att visualisera huvuddragen av vattenkemin från flera provtagningspunkter, samt undersöka om det även fanns ett samband mellan pH, provdjup och grundvattensammansättning.

3.2.1. Bakgrund

I Piperdiagram visas koncentrationer av de vanligaste katjonerna (Ca, Mg respektive Na+K) proportionellt (i laddningsekvivalenter, ekv. 18) på ett triangulärt diagram och proportionerna av de vanligaste anjonerna (alkalinitet, Cl, SO₄) visas på ett annat triangulärt diagram. Kombinationen av information från de två trianglarna visas på en romb (fig. 7). Skalan visas så att proportionerna totalt blir 100 %.

$$\text{ekvivalenter / l} = (\text{mol / l}) \cdot (\text{jonladdning}) \quad (18)$$

Jonladdning = ± 1 för K, Na, Cl, HCO_3 och ± 2 för Ca, Mg, SO_4 . Informationen på de två trianglarna förflyttas till romben genom att en linje dras från punkten på katjontriangeln parallellt med Mg axeln upp till romben och en linje dras från punkten på anjontriangeln parallellt med SO_4 axeln. Skärningen mellan dessa linjer ger en punkt i romben. Med förflyttningen går viss information förlorad, Mg kombineras med Ca och Cl kombineras med SO_4 .

Piperdiagrammen kan användas för att klassa ett vatten till en hydrokemisk typ. För att särskilja provpunkter från varandra kan dessa tilldelas olika symboler vilka kan visa t.ex. olika pH värde. Man kan därmed med en titt på diagrammet, se huvuddragen av vattenkemin, vilken typ vattnet är av (fig. 7) och med hjälp av symbolerna se om vissa parametrar (t.ex. pH eller järnhalt) faller in i grupper med liknande vattenkemi. Om t.ex. symbolerna för låga pH halter faller in i en grupp som motsvarar en vattentyp av Na-Cl sammansättning, kan detta tyda på ett samband mellan lågt pH och Na eller Cl. Piperdiagram kan även användas som ett snabbt test ifall en serie med vattenprover kan vara en blandning av två vatten med olika kemiska karaktärer. Om vattnet är en blandning av två vatten med olika kemiska karaktärer, kommer kompositionen att visas längs en linje mellan de två ursprungliga proverna i varje fält (se bilaga 10). Innehållet påverkas inte av en blandning om vattenproverna inte visas som en linje i varje fält. I figur 7 illustreras även var enligt Appelo & Postma (1993) vanligt havs- och sötvatten hamnar i Piperdiagrammet.

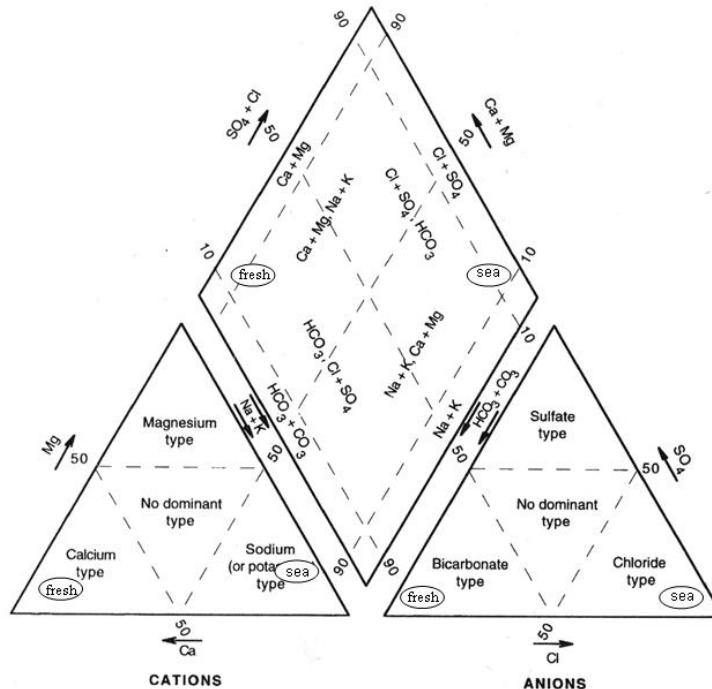


Fig. 7 Piperdiagram med de hydrokemiska egenskaperna i procent ekvivalenter, samt placering av var enligt Appelo & Postma (1993) vanligt havs- och sötvatten hamnar. Från Freeze & Cherry (1979).

3.2.2. Utförande

Ur tidigare insamlade analysdata på grundvattnets sammansättning i vissa akviferer i Dalarna från Midvatten AB, valdes av Midvatten AB en representativ datamängd ut för analys i Piperdiagram. Från den av Midvatten AB erhållna datamängden gjordes ytterligare ett urval vilket baserades på att vattenprover som skulle ingå i studien skulle innehålla information om pH, analystillfälle, plats, eventuellt djupet från markytan, Ca, Mg, Na, K, HCO₃, Cl, SO₄, Fe- och Mn-halt. Totalt kunde 110 analyser användas. Dessa data skrevs in i ett kalkylark och fördes sedan över till ett piperdiagram (bilaga 1). När flera olika analysresultat från samma rör eller brunn fanns, användes data från det senaste tillfället och för de analysresultat som tagits från samma rör eller brunn och olika djup användes provet som tagits djupast.

I analysdatan var några halter under detektionsgräns, dessa halter ändrades till 0 mg/l. Detta gav en viss felkälla, speciellt för kalium, då detektionsgränsen för kaliumhalterna oftast var 2 mg/l och resterande halter, som kunnat mätas hade en medelhalt på 1,54 ($\pm 1,18$) mg/l. Felet påverkade troligtvis inte resultaten mycket eftersom kalium adderades med natrium i Piperdiagrammet. Medelvärdet på natriumhalterna var 7,57 ($\pm 8,53$) mg/l, så variationen i kalium blev underordnad variationen i natrium och således påverkade kalium analysresultatet mindre. För resterande joner låg detektionsgränsen på en lägre nivå så att de flesta halter kom med.

När data valdes ut togs ingen hänsyn till värdet på turbiditeten eftersom naturliga förhållanden skulle analyseras. En hög turbiditet kan ge felaktiga värden på de analyserade parametrarna, men den kan även ge en representativ beskrivning av hur vattnet är.

Piperdiagram konstruerades med avseende på:

- Fe-halt
- Mn-halt
- pH
- pH och Fe-halt
- djup under markytan
- djup under markytan och Fe-halt
- djup under grundvattenytan
- djup under grundvattenytan och Fe-halt
- geografiskt område

Vid konstruerandet av Piperdiagram med avseende på djup under markytan och med avseende på djup under markytan och järnhalt kunde 92 av 110 analyspunkter användas. När Piperdiagram med avseende på djup under grundvattenytan och med avseende på djup under grundvattenytan och järnhalt skulle konstrueras kunde 63 av 110 analyspunkter användas, då de övriga inte innehöll någon information om grundvattenytans djup.

3.3. PROVTAGNING I FÄLT

Undersökningen i fält gjordes för att studera hur järnhalten i grundvattnet berodde av provtagningen. I fält studerades tidsförändringen (i pumpad tid) av grundvattnets kemiska sammansättning. Detta gjordes då tidigare erfarenheter visat att bl.a. turbiditeten ändrats med pumpad tid, samt för att undersöka hur järnhalten och övriga uppmätta parametrar varierade med tiden. Vid provtagning är det viktigt att

grundvattnet provtas när järn- och manganhalterna stabiliserat sig. En turbiditet över noll kan vara ett tecken på att järn- och manganhalterna inte stabiliserats.

3.3.1. Nerdrivning av plast- och stålror för provtagning

När rörmaterialets påverkan på järnhalten i grundvattnet skulle undersökas så gjordes en undersökning i fält, då grundvatten från ett stål- och ett plaströr skulle provtas. Önskvärt var att vattnet som pumpades från plast- och stålröret skulle vara av likadan sammansättning, så de gick att jämföra. Därför placerades rören nära varandra (fig. 8).

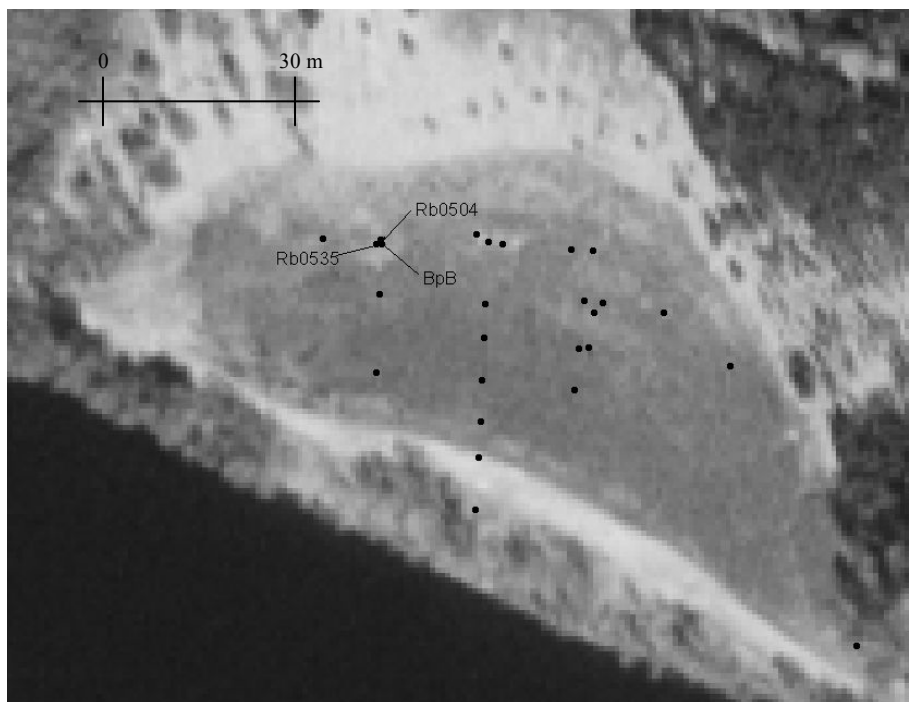


Fig. 8 Placering av stål-(Rb0535) och plaströr (BpB), samt stålröret Rb0504 i grustaget i Lennheden med placeringar av andra grundvattenrör, som tidigare undersökts. Grundvattenrören redovisas som svarta punkter och Långsjön är det stora svarta fältet. För geografisk placering se fig. 6. Grundvattenrörens placering är från Midvatten AB och bakgrundsbilden av grustaget i ortofoto är från Lantmäteriet: © Lantmäteriverket Gävle 2002. Medgivande I 2005/1957.

När plaströret skulle installeras gjordes först en foderrörborring med ett stålror varefter plaströret installerades inuti foderröret vilket sedermera lyftes upp. Den 16/6-05 slogs och borrades foderröret ner till ett djup på 29 m. Detta rör hade en innerdiameter på 104 mm och en ytterdiameter på 114,3 mm (fig. 9). Under neddrivningen trycktes jord (borrmaterial) in i stålröret och under grundvattenytan fylldes röret även med vatten. För att rensa bort jorden och samtidigt kunna ta jordprov användes tryckluft som fördes ner till botten av stålröret med en slang, samma metod användes vid nerdrivningen av det andra stålröret (se nedan). Efter avslutad foderrörborring flöt jordmaterial in i botten av foderröret, 2 m i botten av röret fylldes med jordmaterial. Inuti stålröret fördes ett 28 m långt plaströr, med en innerdiameter på 51 mm och en ytterdiameter på 63 mm ner. Plaströret var slitsat med 0,3 mm breda horisontella slitsar hela vägen (fig. 9).

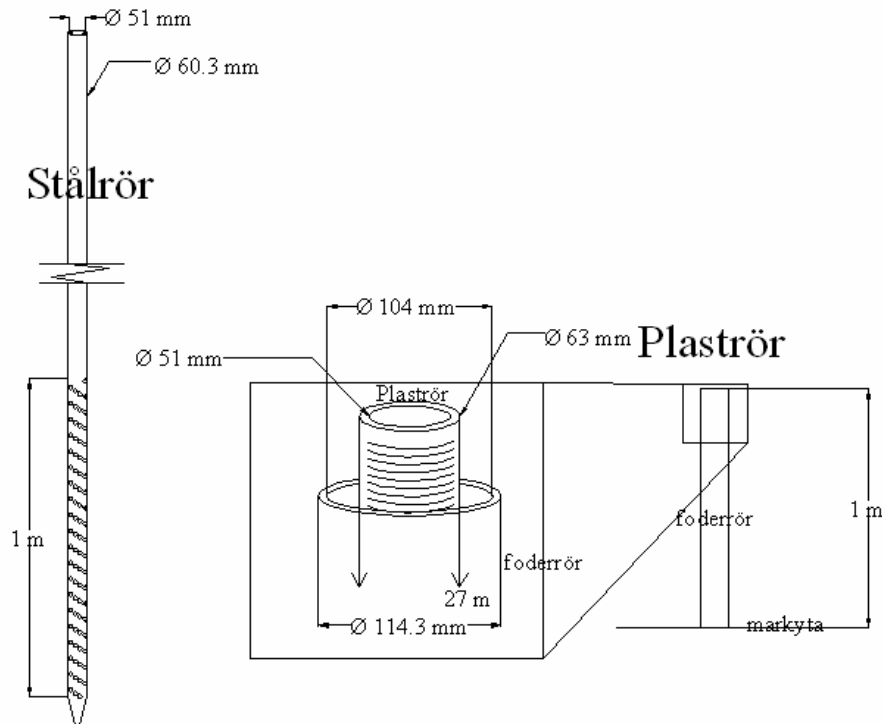


Fig. 9 Stål- och plaströr.

Då plaströret installerats inuti foderröret, drogs foderröret upp. För att hålla plaströret stabilt lämnades 2 m foderrör kvar från 1 m ovanför markytan. Plaströret fick beteckningen BpB. Ur detta rör kunde vatten pumpas upp från olika nivåer med hjälp av en manschett (fig. 12). Manschetten bestod av ett smalt perforerat PVC-rör vilket var tätt i botten. Överst och underst på plaströret fanns tätningar av cellplast som hindrade vattnet uppifrån och nerifrån att komma in i det perforerade PVC-röret, på så sätt kunde vatten pumpas upp från den nivå manschetten var på. Toppen på manschetten var ansluten till en PEM-slang, denna PEM-slang var i sin tur ansluten till en 12 V pump som kunde pumpa upp vatten från manschetten. Pumpen var i sin tur ansluten till en PVC-slang genom vilken vattnet pumpades upp till markytan. På så sätt kunde pumpen alltid vara under grundvattenytan, för konstruktion se figur 12. Inströmningen i det perforerade PVC-röret samt inströmningen i det slitsade plaströret (endast 0,3 mm slitsvidd) och slangpaketet (ovanstående konstruktion) gav vissa energiförluster varför pumpen pumpade upp vatten långsammare än i stålröret (se nästa stycke).

Stålröret som användes vid grundvattenprovtagning hade en innerdiameter på 51 mm och en ytterdiameter på 60,3 mm. Längst ner var röret försedd med en spets och ovanför denna en 1 meter lång del perforerad med 6 mm hål (fig. 9 och fig. 10).



Fig. 10 Perforerade stålrör.

I både stål- och plaströret var det önskvärt att ta prov på 6 olika djup mellan grundvattenytan och plaströrets botten. Stålröret slogs därför ner en nivå i taget för varje provtagning. När stålröret slogs ner användes tryckluft för att rensa ur jordmaterial, som samlats i stålröret. Vid urlåsning av röret under grundvattenytan kom både jord och vatten upp. Samtidigt som röret med tryckluft rensades ur togs jordprover för okulär bestämning av kornstorleken (för jordprover i båda rör se bilaga 4). Vattnet som kom upp behövde vara klart för att vattenprov senare skulle kunna tas. Nivåerna 10-11 m, 13-14 m, 15-16 m, 17-18 m, 21-22 m och 24-25 m under markytan uppfyllde dessa krav och på dessa djup togs vattenprov. En 12 V pump, ansluten till en plastslang användes för att pumpa upp vatten ur stålröret. Denna pump var monterad under grundvattenytan. Stålröret fick beteckningen Rb0535.

En enkel flödesmätning av pumpflödet från de två rören gjordes genom att mäta tiden det tog att fylla en bestämd volym (tabell 2). Flödet i stålröret vid nivå 21-22 m var 2,5 ggr större än i plaströret vid nivå 17-18 m.

Tabell 2 Pumpflödet i rören

Rör	Nivå	Flöde
Stålrör	21-22 m	100 ml/s
Plaströr	17-18 m	40 ml/s

Detta flöde var väldigt litet med avseende på hur mycket vatten som kunde pumpas ur akviferen (på s. 13 framhölls att 170 l/s gav 1 m avsänkning enligt Rytter (1995)) och därför kunde det antas att detta flöde gav en obetydlig avsänkning. Under tiden vattnet pumpades upp ur rören togs prover på vattnet. Vid pumpning och provtagning av grundvattnet strävades det efter att aldrig pumpa vatten samtidigt från samma nivå i de båda rören. Tabell 3 visar vid vilka tider det pumpades upp vatten i de båda rören.

Tabell 3 Tidpunkter då stålröret drevs ner till de aktuella provtagningsdjupen under markytan samt tidpunkt då pumparna startades och stoppades

Djup	Neddrivning av stålrör	Pumpstart i stålrör	Pumpstopp i stålrör	Pumpstart i plaströr	Pumpstopp i plaströr
10-11 m	9/8-05 kl 12	9/8-05 kl 14:21	11/8-05 kl 15:30	12/8-05 kl 10:25	15/8-05 kl 17:31
13-14 m	12/8-05 kl 8	12/8-05 kl 11:30 och 15/8-05 kl 8:32	13/8 och 15/8-05 kl 17:20	10/8-05 kl 13:00	11/8-05 kl 15:00
15-16 m	15/8-05 kl 20	16/8-05 kl 8:57	16/8-05 kl 16:30	17/8-05 kl 9:50	17/8-05 kl 16:30
17-18 m	16/8-05 kl 20	17/8-05 kl 8:25	17/8-05 kl 16:50	18/8-05 kl 10:30	18/8-05 kl 16:10
21-22 m	17/8-05 kl 20	18/8-05 kl 8:53	18/8-05 kl 16:20	23/8-05 kl 9:04	23/8-05 kl 15:50
24-25 m	18/8-05 kl 20	22/8-05 kl 8:35	22/8-05 kl 16:13	24/8-05 kl 9:09	24/8-05 kl 16:20

Vid provtagning i stålröret på 10-11 m djup stannade pumpen klockan 15:00 den 10/8-05. Felet undersöktes och isoleringen på strömförsörjningskabeln visade sig vara skadad vilket ledde till att koppartrådarna ärgade. Den ärgade delen befann sig ca 2 m ovanför pumpen och under grundvattenytan. Pumpen och kabeln byttes ut och pumpningen återstartades kl 16:30 samma dag. Ännu ett pumphaveri inträffade i samma rör någon gång mellan kl 17 den 12/8-05 och kl 17 den 13/8-05 i stålröret på 13-14 m djup. Pumpen byttes ut och pumpningen återstartades 2 dygn senare, kl 11:30 den 15/8-05. Grundvattennivån kontrollerades i plaströret och var kl 16:55 den 24/8-05 på 4,47 m under rörets överkant (ca 3,5 m under markytan).3.3.2.

3.3.2. Grundvattenanalyser

Den utvalda provtagningsplatsen var belägen i Badelundaåsen, som utgör ett stort grundvattenmagasin. I denna ås kunde det antas att det förekom grövre jordmaterial mot djupet och således kunde kornstorlekens (i jorden) inverkan på grundvattensammansättningen undersökas. Vatten pumpades upp ur rören från ett djup i taget då de lokala variationerna skulle analyseras. De parametrar som mättes var elektrisk konduktivitet, pH, redoxpotential, temperatur, syrgashalt, Fe(II)-halt och turbiditet. För att studera hur järnhalten och de övriga parametrarna berodde av installationen mättes dessa parametrar med täta tidsintervall i början av pumpningen och därefter när halterna förmodligen lagt sig på en stabilare nivå med längre mellanrum.

När pump installerats i rören och vatten börjat pumpas upp, mättes de olika parametrarna. För att kunna mäta dessa parametrar samtidigt användes en flödescell. Flödescellen var försedd med 5 hål där redox-, syrgas-, pH-, konduktivitetselektrod och temperaturmätare passade in (fig. 11).

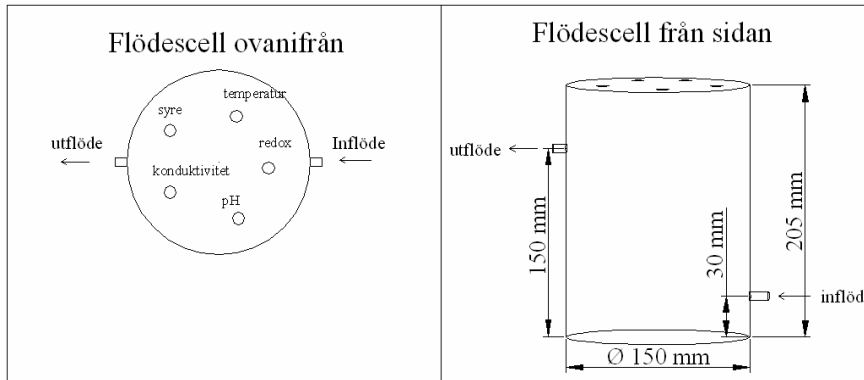


Fig. 11 Beskrivning av flödescellen.

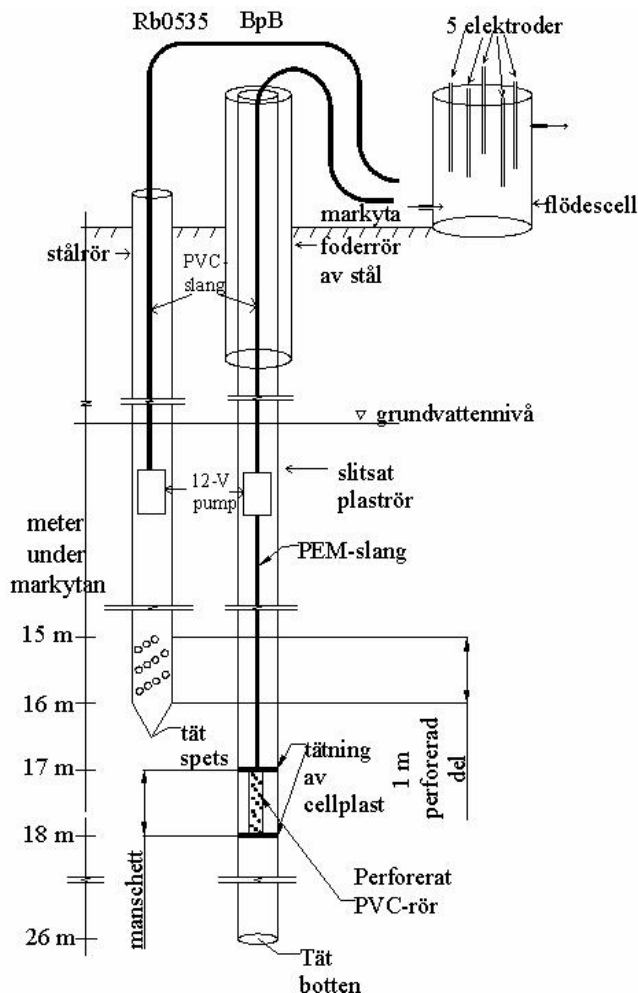


Fig. 12 Översiktsbild för uppställningen av plaströr, stålrör, mätutrustning och pumpar.

Härigenom flödade vattnet som skulle analyseras under mätningens gång, så att mätinstrumenten hela tiden befann sig i vatten med litet övertryck i förhållande till lufttrycket utanför flödescellen. När vattnet i plaströret skulle analyseras anslöts pumpen i plaströret till flödescellen och när vattnet i stålröret skulle analyseras anslöts pumpen i stålröret (fig. 12). Innan mätning sköljdes flödescellen två gånger med det vatten som skulle analyseras. Målsättningen var att mäta vid tiden 0 timmar, 0,5 timmar, 1 timme, 3 timmar och 7 timmar från pumpstart och sedan med glesare intervall. Mellan mätningarna vid 1, 3 och 7 timmar och glesare intervall förvarades redox-, syrgas- och konduktivitetselektroden samt temperaturmätaren i flödescellen medan vattnet flödade genom denna. pH-metern, turbiditetsmätaren, och spektrofotometern (till järnanalysen) rengjordes och plockades ihop mellan dessa mätningar. Mellan mätningarna vid 0-1 timmar förvarades redox-, syrgas-, pH- och konduktivitetselektroden samt temperaturmätaren i flödescellen medan vattnet flödade genom denna.

Turbiditetsmätaren och spektrofotometern användes med täta intervall varför de inte plockades ihop.

Konduktivitets-, redox-, temperatur-, syrgas- och pH-mätning

Konduktivitetsmätaren som användes var Contronic Developments Conductivity meter typ BCH B339 med tillhörande elektrod. Denna mätare hade en noggrannhet på 1 % av full skala. Inför varje mätning sköljdes elektroden av med destillerat vatten. På kvällen den 16/8-05 märktes en spricka i elektroden. Ändå visade den inga avvikande resultat i senare mätningar jämfört med tidigare mätningar. Den 22/8-05 påbörjas mätning av konduktiviteten med en ny mätare (Basic Conductivity meter modell 115A från Thermo Orion med elektroden Orion Cond Cell 011510) parallellt med den trasiga konduktivitetsmätaren för att undersöka om den ursprungliga konduktivitetsmätaren visade korrekta mätvärden. Denna mätare kalibrerades inte då det endast var relativa mätvärden som önskades. Eftersom den nya elektroden inte passade i flödescellen, stoppades elektroden ner i en plastflaska fylld med vattnet som skulle analyseras.

Mätaren Orion modell 250 A användes till redoxmätningen med elektroden Combination redox electrode 9778B. Inför varje ny mätning sköljdes elektroden av med destillerat vatten och platinaelektroden torkades av med en luddfri duk.

För att mäta temperaturen i grundvattnet användes pocket pal temperature tester från HACH, denna mätte med en upplösning på 1°C. Före varje mätdag sköljdes den med destillerat vatten och torkades av med en luddfri duk.

Thermo Orion modell 810 och elektroden DO Probe 0811010F användes för syrgashaltsmätning. Denna mätte syrgashalt och temperatur i vattnet. Elektroden polariserades i 30 minuter och kalibrerades innan mätningen började för dagen. Inför varje ny mätning tvättades elektroden med destillerat vatten och torkades av med en luddfri duk.

För pH-mätningen användes Bischof pH 24 portable med elektrod E04. Denna kalibrerades i början av varje dag. Inför varje mätning sköljdes även denna elektrod av med destillerat vatten och torkades sedan av med en luddfri duk.

Turbiditetsmätning

För att en representativ järnhalt skulle kunna mätas i laboratorium krävdes det att turbiditeten var noll, som framhölls på s. 9. Turbiditeten mättes för att kontrollera om den påverkades av de andra parametrarna och för att se hur snabbt denna parameter gick ner till noll. Till turbiditetsmätningen användes HI 93703 Portable Microprocessor turbidity meter från Hanna Instruments. Denna kalibrerades den 10/8-05 kl 12.00 (före påbörjad mätning) och en gång till samma dag, på kvällen efter alla mätningar gjorts eftersom resultaten under dagen hade skiftat mycket och då misstänktes det att den förra kalibreringen inte var tillräckligt bra gjord. Till turbiditetsmätaren användes en 10 ml kyvett, som inför varje ny mätning sköljdes två gånger och fylldes därefter på av vattnet som skulle analyseras. Kyvetten torkades av med en luddfri duk innan den stoppades ner i mätaren. Vattnet som användes till sköljning och påfyllning av kyvetten var ifrån en plastburk, som sköljts två gånger och därefter fylldes på med vattnet som skulle analyseras. Samma procedur för sköljning av kyvett och plastburk användes vid järnmätningen, se nedan. Turbiditeten analyserades med ett infrarött ljus som skickades genom kyvetten. Ljuset splittrades olika mycket beroende av hur mycket partiklar det

fanns i vattnet i kyvetten. Turbiditetsmätaren gav ofta olika värde och därför mättes turbiditeten tre gånger vid varje mättillfälle.

Järnanalys

Järnhalten mättes i fält då målet var att mäta järnhalten i det uppumpade vattnet vid brunnen opåverkat av atmosfäriskt syre. Järnet som mättes var tvåvärt järn, eftersom trevärt järn i detta förhållande är olösligt, men fasta hydroxider med trevärt järn kan förekomma (Langmuir, 1997, detta framhölls på s. 9). Till denna analys användes HACH DR/2010 spektrofotometer, med två tillhörande 25 ml kyvetter. Dessa sköljdes två gånger med vattnet som skulle analyseras och fylldes därefter med 25 ml av vattnet som skulle analyseras. En reagens (1,10-fenantrolinmetoden för Fe(II) från HACH) tillsattes vattnet i den ena kyvetten, den andra kyvetten användes som nollreferens. Reagensen bildade ett färgkomplex av löst järn. Resultatet borde, då det fanns en nollreferens inte påverkas av turbiditeten, som uppkommer av partiklar och järnhydroxider (trevärt järn). Innehållet i kyvetterna jämfördes med spektrofotometern och ett värde på järnhalten kunde erhållas från en inprogrammerad kalibreringskurva. Proceduren utfördes två gånger för varje prov.

Före och efter provtagningarna i fält mättes standardlösningar med spektrofotometern för att kunna upprätta en extern standardkurva och kontrollera den inprogrammerade kalibreringskurvan som automatiskt användes (fig. 13).

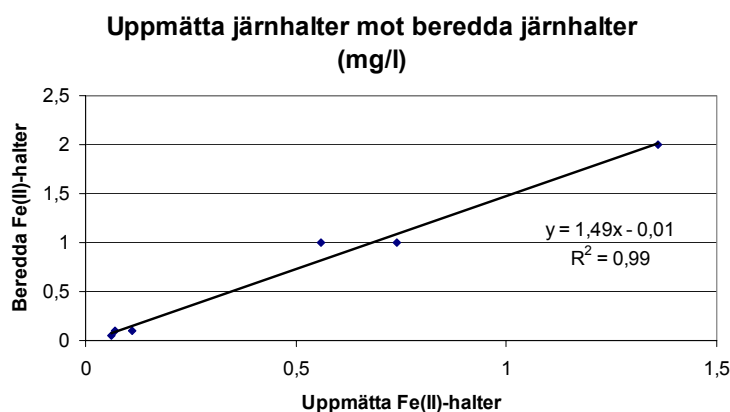


Fig. 13 Uppmätta tvåvärda järnhalter mot beredda tvåvärda järnhalter.

De uppmätta och beredda tvåvärda järnhalterna finns i bilaga 5. Diagrammet visar att det finns en viss felkälla i spektrofotometern. Denna standardkurva fungerar bra i laboratorium med endast vatten och järn, men i fält är proven mycket mer komplexa med turbiditet och andra joner, varför det valdes att inte ta hänsyn till denna standardkurva vid beräkandet av resultaten.

Vattenprov för analys på laboratorium

Vid varje djup och rör det togs prov på i fält uttogs vattenprov, som förvarades i rena plastflaskor och skickades in för analys av ALcontrol. ALcontrol är ett ackrediterat laboratorium som finns i Karlstad. Proven togs när turbiditeten var noll, direkt efter sista mätningen i fält. Avsikten med detta var att kunna jämföra sista fältmätningen med laboratoriets analysresultat. Innan vattnet samlades upp i plastflaskor sköljdes plastflaskorna två gånger med vattnet som skulle analyseras. De parametrar som analyserades var: färg, turbiditet, bottenhets, lukt, pH, konduktivitet, alkalinitet, kolsyra,

kemisk syreförbrukning, järn, mangan, ammoniumkväve, nitritkväve, nitratkväve, kalcium, magnesium, hårdhet, fosfatfosfor, sulfat, fluorid, klorid, kalium, natrium och aluminium. Vid analys i laboratorium, surgjordes vattnet innan järnet mättes för att lösa upp de hydroxider som bildats mellan provtagningen i fält och provtagningen i laboratorium. Då analyserades allt löst järn (Fe(II) och Fe(III)), detta skiljde sig från järnanalysen i fält, vilken endast mätte tvåvärt järn, som framhölls i avsnittet ovan. Vattenproverna som skickades in till laboratorium hade turbiditeten noll i fält.

3.3.3. Behandling av resultat

Resultaten av mätningarna i fält och på laboratorium lades in i Excel, se bilaga 6, 7, 8 och 9. På varje djup i varje rör skapades ett diagram med alla uppmätta parametrar i fält med avseende på tid. För varje parameter mätt i fält skapades ett diagram för varje rör med alla djup där parametern plottades mot pumpad tid. Fem tabeller genererades med olika korrelationer utifrån bilaga 6, 7, 8 och 9. För att få en korrelation enligt Johnson (2000) krävs att de uppmätta parametrarna är normalfördelade och att korrelationen är signifikant. Om parametrarna är normalfördelade, kan signifikansen (P) räknas ut med Pearsons korrelation av korrelationens r-värde och antalet ingående parametrar. Definitionen av P är sannolikheten att korrelationen är större eller lika med det observerade värdet (r) endast av slump: $P(z \geq z_{\text{observed}})$. De flesta parametrar var mätta 5 gånger i varje tidsserie och vid en test av signifikansen med Pearson korrelation för 5 parametrar och 5 % signifikans visade det sig att korrelationskoefficienten r skulle vara 0,878 eller mer för att korrelationen skulle vara signifikant (se avsnitt 4.2.4.).

Vid undersökning av djupvariationerna i grundvattnet gjordes utifrån resultaten från laboratorium (bilaga 6 och 7) plottar mot djupet med de olika parametrarna i Excel. Detta gjordes även för de olika parametrarna uppmätta i fält och då användes det sista provet i varje mätserie. När turbiditeten skulle redovisas i diagrammen användes ett medelvärde av de tre uppmätta turbiditeterna och likadant gjordes för de tvåvärda järnhalterna då ett medelvärde av de två uppmätta halterna användes. När temperaturen i vattnet redovisades, nyttjades ett medelvärde av temperaturen i vattnet då temperaturmätaren hade svängt mellan två värden. Redoxpotentialen från elektroden ($E_{\text{mätt}}$) räknades om till den relativa redoxpotentialen (E_h) enligt formel 19.

$$E_h = E_{\text{mätt}} + C \quad (19)$$

$C = 217 \text{ mV}$ vid 7°C . Denna konstant användes oavsett om temperaturen i vattnet var $6,7$ eller 8°C , då konstanten varierade obetydligt i detta temperaturområde. Syrgasmätaren mätte vid vissa tillfällen syret vid en för hög temperatur och därför temperaturkorrigerades den uppmätta syrgashalten till rätt syrgashalt med Henrys konstant, som är temperaturberoende enligt formel 20.

$$[O_2(aq)] \cdot K_H (M / \text{bar}) = P_{O_2} \quad (\text{Langmuir, 1997}) \quad (20)$$

K_H = Henrys konstant för O_2 . Eftersom K_H är temperaturspecifik och syrgashalten vid den enligt syrgasmätaren mätta vattentemperaturen var känd kunde det partiella syrgastrycket (P_{O_2}) i vattnet räknas ut. Från detta partiella syrgastryck (P_{O_2}) kunde syrgashalten korrigeras med K_H till den aktuella vattentemperaturen mätt med termometer. Mätt syrgashalt och omräknad syrgashalt redovisas i bilaga 6 och 7.

Vid konstruerandet av konduktivitetsdiagram med konduktiviteten mätt i fält samt i laboratorium korrigerades konduktiviteten till 25°C i båda fallen enligt ekvation 21.

$$\tau = a \cdot k_c \cdot k_t - \text{korrr}_{pH} \quad (\text{Bydén m.fl., 2003}) \quad (21)$$

τ = konduktivitet, a = avläst värde, k_c = mätcells konstant, k_t = temperaturfaktor och korrr_{pH} = pH-korrektion. De faktorer som behövdes kunde hämtas ur Bydén m.fl. (2003). Omräknad konduktivitet redovisas i bilaga 6, 7, 8 och 9.

4. RESULTAT

4.1. TIDIGARE INSAMLADE GRUNDVATTENKEMISKA DATA

Eftersom syftet var att undersöka om vissa kemiska faktorer och grundvattensammansättningar kunde kopplas till en viss järn- och manganhalt i grundvattnet vid de studerade lokalerna, användes Piperdiagrammet. När de hydrokemiska egenskaperna analyserades med avseende på järn i Piperdiagrammet hittades inget kluster (grupper) med de kemiska egenskaperna (fig. 14). Emellertid visar en brunn på ett samband med mycket järn och ett stort djup, punkten för den brunnen ligger i området för havsvatten i anjontriangeln (fig. 7). Relikt havsvatten kan finnas i brunnar med stort djup (Aastrup m.fl., 1995). Denna brunn är näst djupast av alla analyserade rör och brunnar. Eftersom brunnen är mycket djup, råder sannolikt reducerade förhållanden i denna brunn (Freeze & Cherry, 1979), vilket ger höga järnhalter.

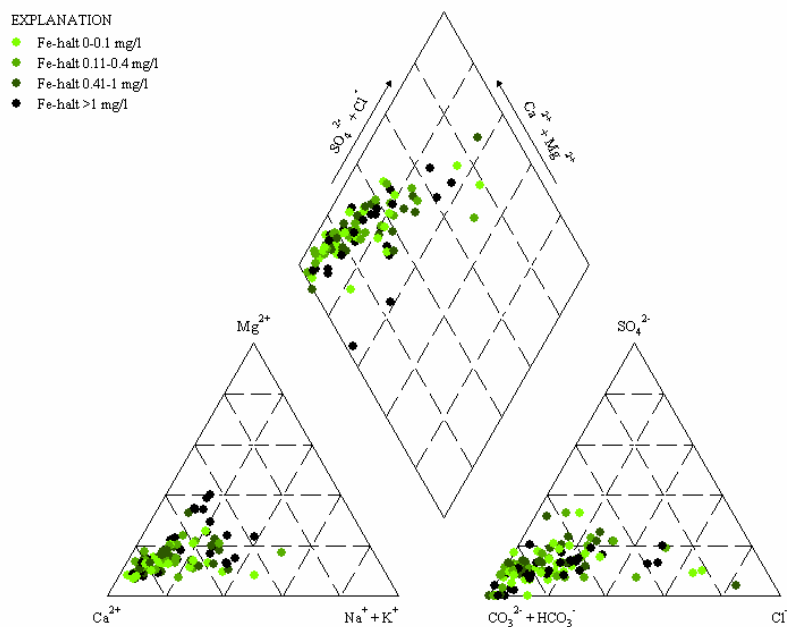


Fig. 14 Grundvattnets hydrokemiska egenskaper med avseende på järn analyserade i ett Piperdiagram.

En tendens till ett kluster kunde anas i Piperdiagrammet där de hydrokemiska egenskaperna analyserades med avseende på manganhalten (fig. 15). Manganhalten tenderade att öka med ökad Ca^{2+} -, Mg^{2+} -halt och alkalinitet.

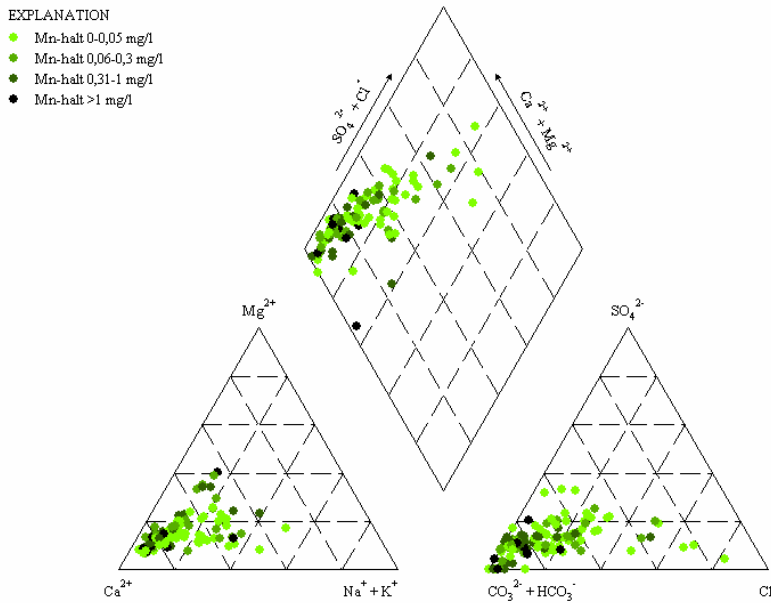


Fig. 15 Grundvattnets hydrokemiska egenskaper med avseende på mangan analyserade i ett Piperdiagram.

Vid analys av de hydrokemiska egenskaperna med avseende på pH kunde kluster skönjas med pH och Ca^{2+} -halten (fig.16), där pH ökar med ökande kalciumhalt.

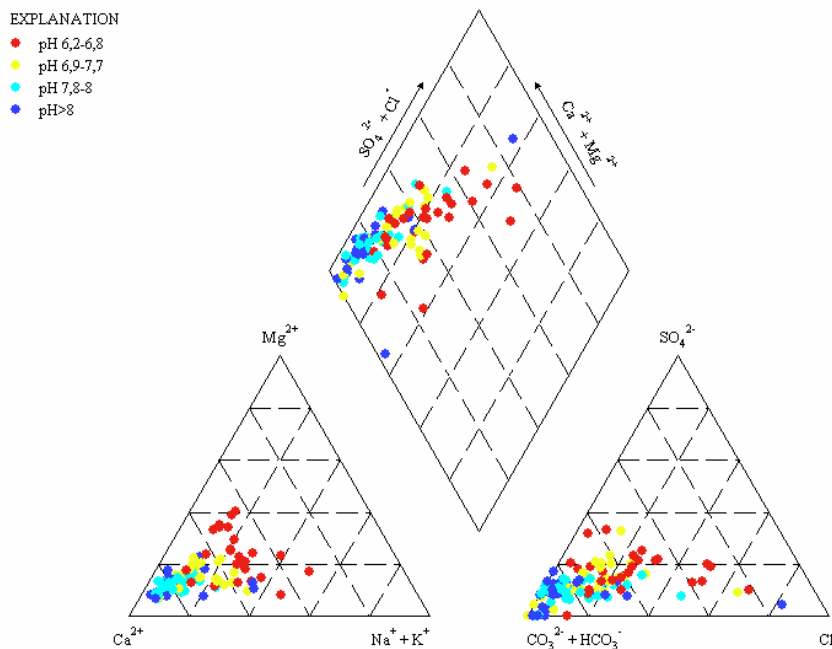


Fig. 16 Grundvattnets hydrokemiska egenskaper med avseende på pH analyserade i ett Piperdiagram.

I de övriga analyserade Piperdiagrammen kunde inget samband hittas mellan de hydrokemiska egenskaperna, pH och en järnhalt över 0,1 mg/l. Det hittades heller inget kluster vid analys i Piperdiagrammen med avseende på djup under markytan, djup under grundvattenytan, djup under grundvattenytan och järnhalt och djup under markytan och järnhalt. När de hydrokemiska egenskaperna analyserades med avseende på område kunde inga samband med järnhalt hittas. Dessa resultat redovisas i bilaga 10.

4.2. PROVTAGNINGSRISULTAT

I denna del redovisas resultat från fältprovtagningarna i Lennheden. Grundvattnet som analyserats har pumpats upp ur ett stål- och ett plaströr som hade beteckningen Rb0535 respektive BpB. Järnet som mättes i fält var tvåvärt järn (Fe(II)), som framhölls på s. 22, dock skrivs det som järn i avsnitten nedan. För mer detaljerade mätresultat, se bilaga 8 och 9.

4.2.1. Järn

Då järnhalten i grundvattnet mättes i fält, mättes järnhalten två gånger. Medelvärdet och standardavvikelsen för analyserad järnhalt i stålörret och i plaströret beräknades för dessa två provtagningar (fig.17).

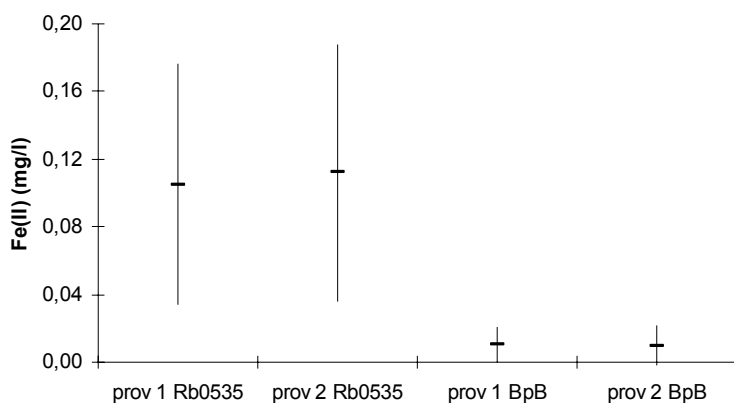


Fig. 17 Järnprovens medelvärde och standardavvikelse i stålörret (Rb0535) och plaströret (BpB) vid första och andra provtagningstillfället.

Medelvärdet och standardavvikelse räknades ut för samtliga uppmätta järnhalter i fält i stål- och i plaströret (tabell 4).

Tabell 4 Medelvärde och standardavvikelse i (mg/l) i stål- och plaströret.

	medel	standardavvikelse
Fe(II) i plaströret	0,01	0,01
Fe(II) i stålörret	0,11	0,07

De uppmätta järnhalterna i stålroret var högre än i plaströret. Dessutom undersöktes variationen av järn i djupled (fig.18). Det syns tydligt att järnhalten är högre i stålroret. Järnhalten verkar samvariera i de båda rören förutom på 24-25 m djup.

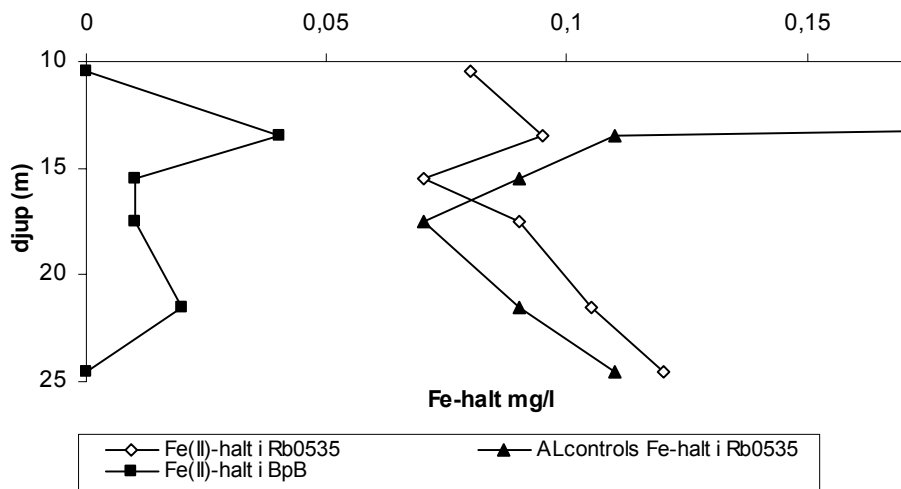


Fig. 18 Variationer av järnhalt i djupled. I BpB (plaströret) var järnhalten under detektionsgräns (<0,05 mg/l) i analysen från laboratoriet. Den analyserade järnhalten från laboratoriet för Rb0535 (stålroret), vid 10-11 m djup under markytan är ej representativ, pga för hög turbiditet, därför är punkten ej synlig. Grundvattenytan låg på ca 3,5 m djup.

4.2.2. Analysresultat med avseende på djup under markytan

I denna del illustreras de uppmätta parametrarnas variationer med djup under markytan i vardera stål- och plaströret, då syftet var att undersöka djupvariationen av de uppmätta parametrarna, samt att se hur stålroret påverkade de olika parametrarna. De uppmätta mätvärdena i fält i plast- och stålroret vid sista mättillfället på de olika djupen illustreras i figur 19. Vid de tillfällena då dessa parametrar mättes var turbiditeten i båda rören noll.

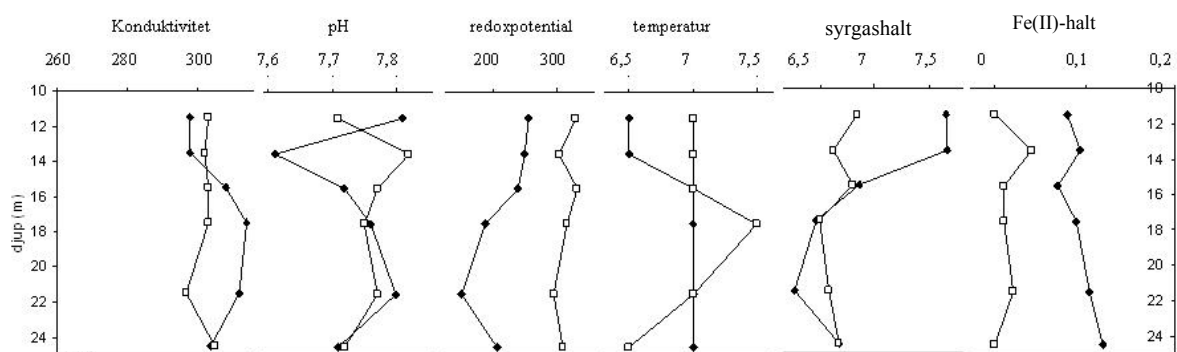


Fig. 19 Konduktivitet i $\mu\text{S}/\text{cm}$, pH, redoxpotential i mV, temperatur i $^{\circ}\text{C}$, syrgashalt och järnhalt i mg/l i vattnet från plaströret och stålroret med avseende på djup under markytan. Stålroret är markerat med ifyllda romber och plaströret är markerat med en ofylld fyrkant.

De analyserade mätvärdena från laboratorium som förändrades mot djupet i plaströret och stålröret illustreras i figur 20, 21 och 22. För alla mätvärden från laboratoriet, se bilaga 6 och 7.

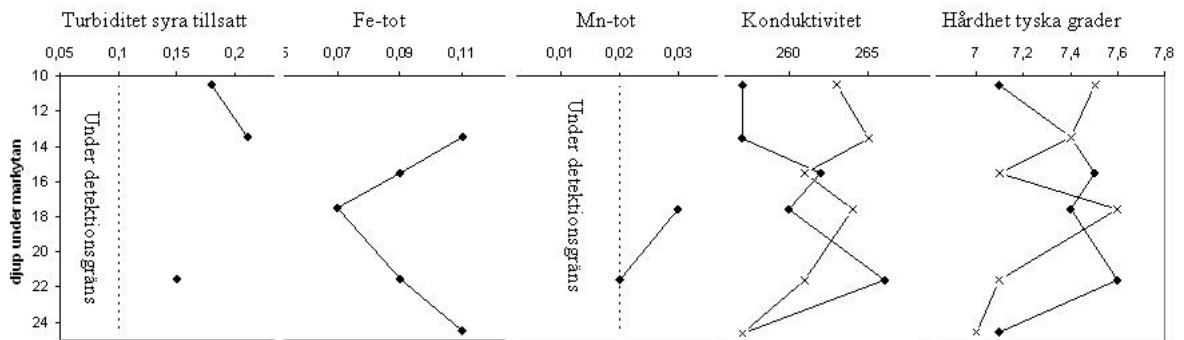


Fig. 20 Uppmätt turbiditet i FNU med syra tillsatt, järn och mangan i mg/l i vattnet, konduktivitet i mV och hårdhet i °dH från laboratorium från plaströret och stålröret med avseende på djup under markytan. Stålröret är markerat med ifyllda romber och plaströret är markerat med kryss. I plaströret är turbiditeten och järn- och manganhalten under detektionsgräns (<0,1 FNU och <0,05 mg/l respektive <0,02 mg/l) på alla djup under marken och visas därför inte i diagrammet. I stålröret är turbiditeten och manganhalten under detektionsgräns (<0,1 FNU respektive <0,02 mg/l) på de nivåer som inte redovisas i punktform, men vid 10-11 m under markytan har en uteliggare för järnhalten i stålröret tagits bort. Djup under markytan är i meter.

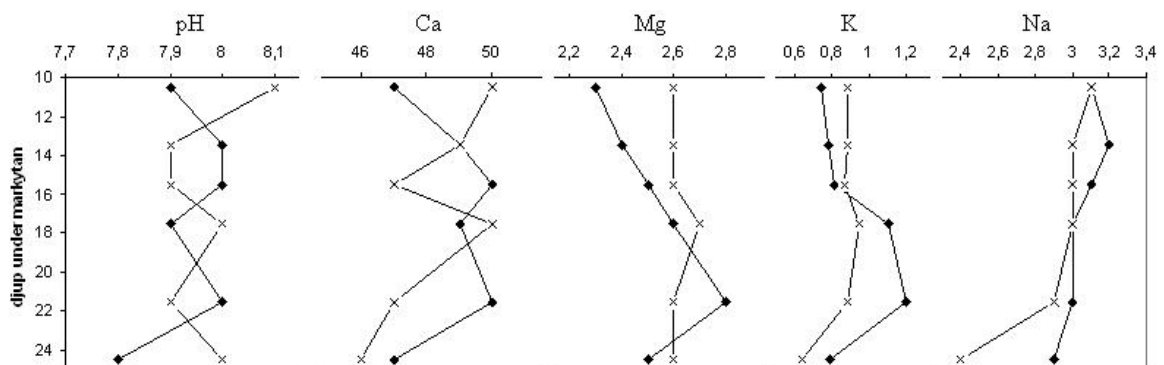


Fig. 21 Uppmätt pH, kalcium, magnesium, kalium och natrium från laboratorium i mg/l i vattnet från plaströret och stålröret med avseende på djup under markytan i meter. Stålröret är markerat med ifyllda romber och plaströret är markerat med kryss.

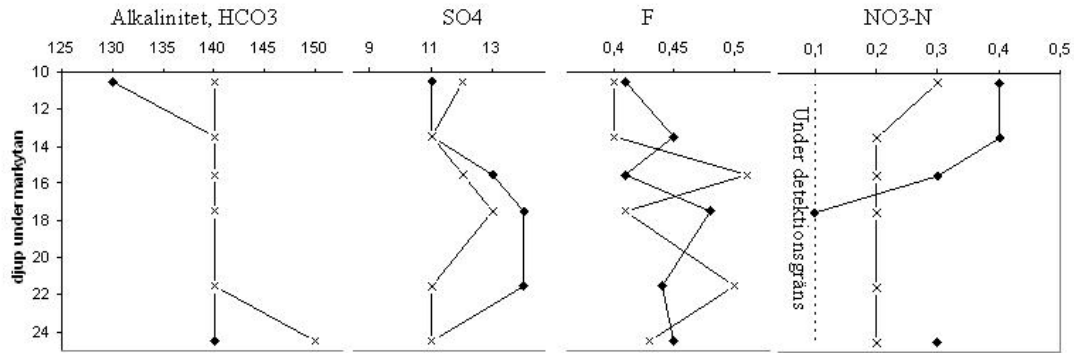


Fig. 22 Uppmätt alkalinitet, sulfat, fluorid och nitratkväve i mg/l från laboratorium på vattnet från plast- och stålröret med avseende på djup under markytan i meter. Stålröret är markerat med ifyllda romber och plaströret är markerat med kryss. I stålröret är nitratkvävehalten under detektionsgräns (<0,1 FNU) på 21-22 m djup.

4.2.3 Analysresultat med avseende på tid

I detta avsnitt åskådliggörs skillnader i uppmätta parametrar (järnhalt, pH, konduktivitet, redoxpotential, syrgashalt och turbiditet) mellan stålröret och plaströret under upp till 100 timmars pumpning. Analysresultat från laboratorium är plottade vid samma tidpunkt som det sista provet i tidsserien i fält, för det aktuella röret och den aktuella nivån (eftersom provet i fält och provet till laboratoriet togs nästan samtidigt).

Järnhalten skiljde sig mycket mellan de båda rören (fig. 23 och fig. 24). I figur 23 illustreras järnhalten i stålröret. En uteliggare har tagits bort, vid 10-11 m i stålröret från resultatet av laboratorieanalysen, eftersom den visade sig ha hög turbiditet och detta ledde till höga mätresultat på järnhalten. Vid 13-14 m djup under markytan havererade pumpen i stålröret någon gång efter sex timmars pumpning. Pumpen sattes igång igen efter drygt två dygn och denna gång kallades nivån 13-14 (2) m.

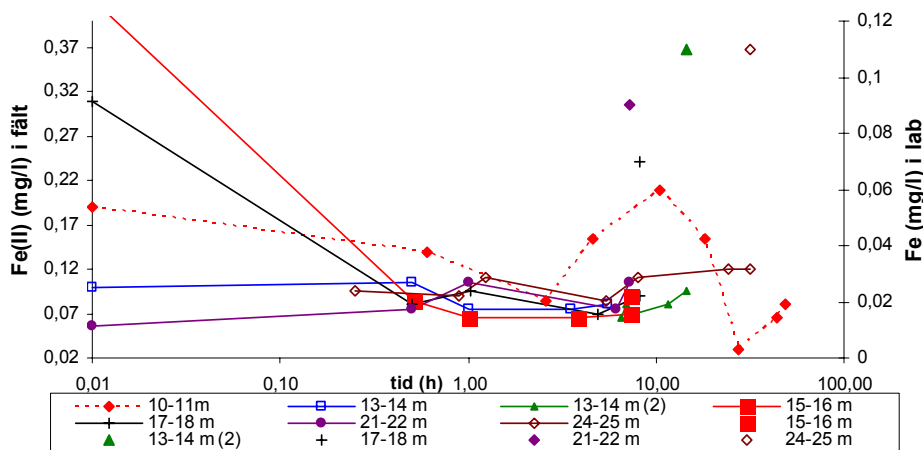


Fig. 23 Järnhalten med avseende på pumpad tid från pumpstart och djup under markytan i stålröret mätt i laboratorium och i fält. De med linje är mätta i fält och de utan linje är mätta i laboratorium.

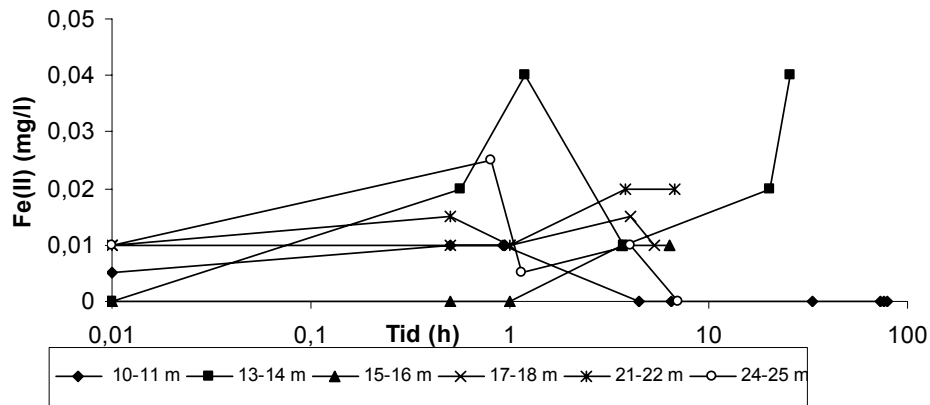


Fig. 24 Järnhalten med avseende på pumpad tid från pumpstart och djup under markytan i plaströret. Samtliga mätvärde från laboratoriet var under detektionsgräns (<0,05 mg/l) och är därför inte redovisade i diagrammet.

Järnhalten är märkbart högre i stålröret än i plaströret. Orsaken att järnhalten var så ostadig i stålröret på nivå 10-11 m kan bero på att sladden till pumpen i stålröret var skavd och koppartråden var i kontakt med vattnet, som framhölls på s. 19. Koppartråden ärgade av sig vid denna pumpning och det kan ha påverkat järnhalterna enligt reaktion 22 (Langmuir, 1997).



Fe^{3+} är rosten på stålröret. Cu° är ursprungligt koppar från koppartråden. Även redoxpotentialen kan ha påverkats genom järnreaktionen, men då redoxpotentialen är ett resultat av flera olika reaktioner märks påverkan inte lika tydligt.

I plaströret var pH relativt stabilt, men varierade något mer i stålröret (fig. 26 och fig. 27).

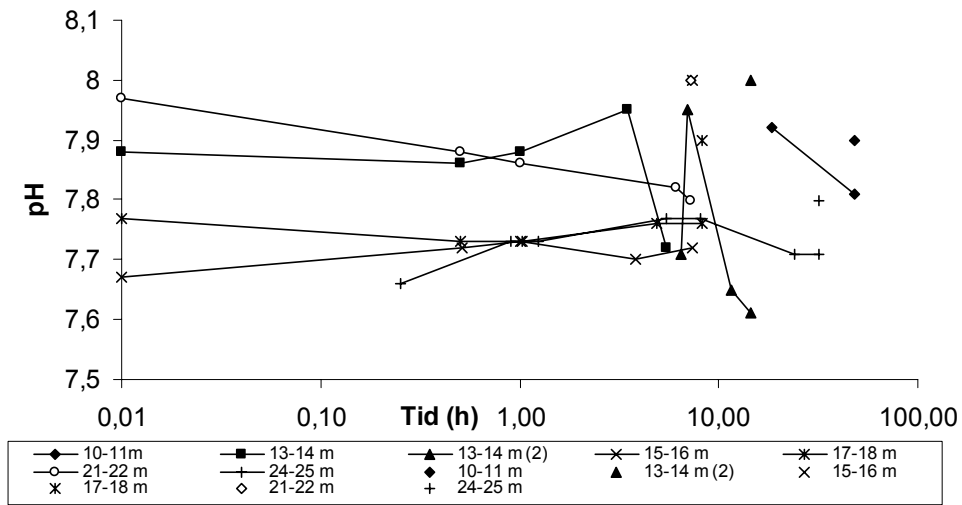


Fig. 25 pH med avseende på tid och nivå i stålröret. Punkterna är från analys i laboratorium och punkterna med linje är från analys i fält.

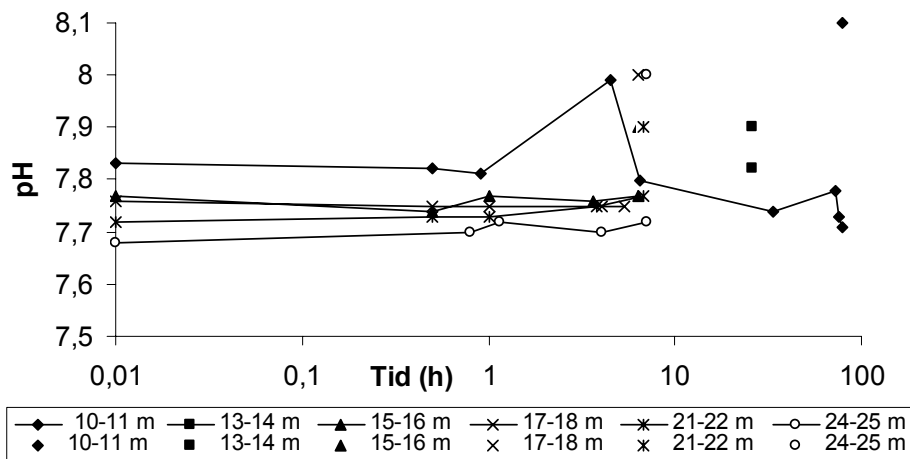


Fig. 26 pH med avseende på tid och nivå i plaströret. Punkterna är från analys i laboratorium och punkterna med linje är från analys i fält. På djupet 13-14 m är den undre punkten den som mättes i fält och den övre punkten den som mättes i laboratorium.

pH-värdena mätt i laboratorium är högre än de uppmätta i fält vilket tyder på att koldioxid avgick från grundvattnet på grund av minskat tryck och att pH i vattnet då ökade.

Den uppmätta konduktiviteten i stål- och plaströret illustreras i figur 27 och 28. Konduktiviteter uppmätta i fält och uppmätta i laboratorium skiljer sig väldigt mycket både i stål- och plaströr. Detta kan bl.a. förklaras med att konduktivetsmätaren som användes i fältmätningen inte var kalibrerad.

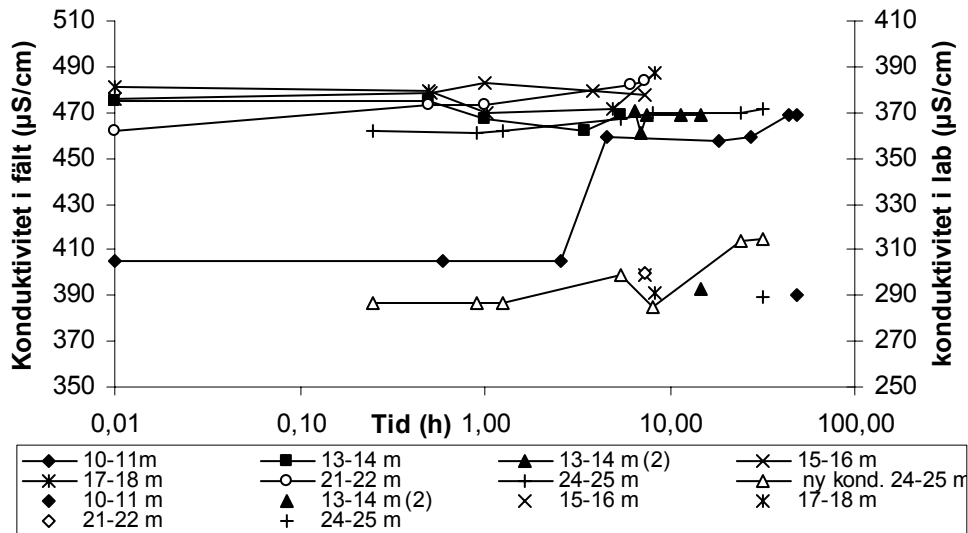


Fig. 27 Konduktivitet med avseende på tid och nivå i stålröret. Data med linje är analyserad i fält och data utan linje kommer från laborierresultat. En uteliggare är avlägsnad vid 10-11 m i stålröret då konduktivetsmätaren visade $21\mu\text{S}$, det är efter 10 timmars pumpning.

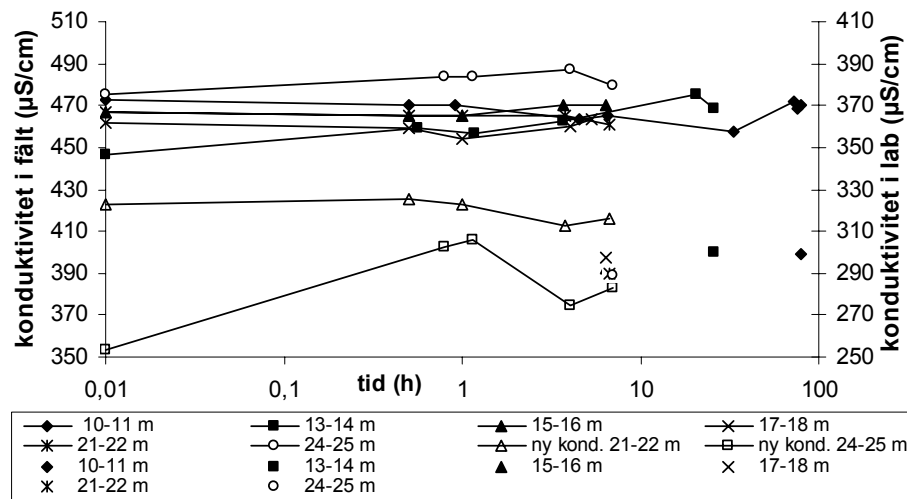


Fig. 28 Konduktivitet med avseende på tid och nivå i plaströret. De data utan linje kommer från laborierresultat. Data tagna med ny konduktivetsmätare och punkterna med linje är tagna i fält.

Resultaten av redoxpotentialen (Eh) illustreras i figur 29 och 30. Eh är väldigt ostadig i båda rör och i plaströret är Eh högre på alla djup under markytan än stålröret.

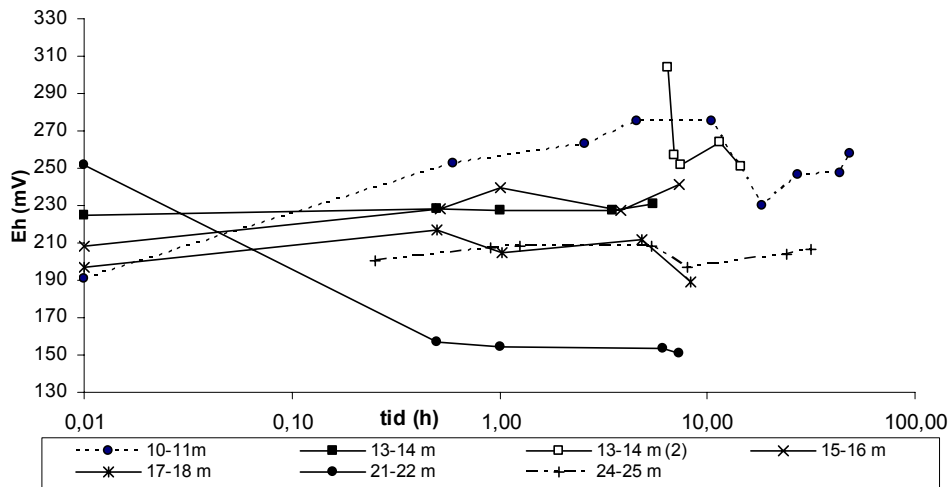


Fig. 29 Eh i stålröret med avseende på pumpad tid från pumpstart och djup under markytan.

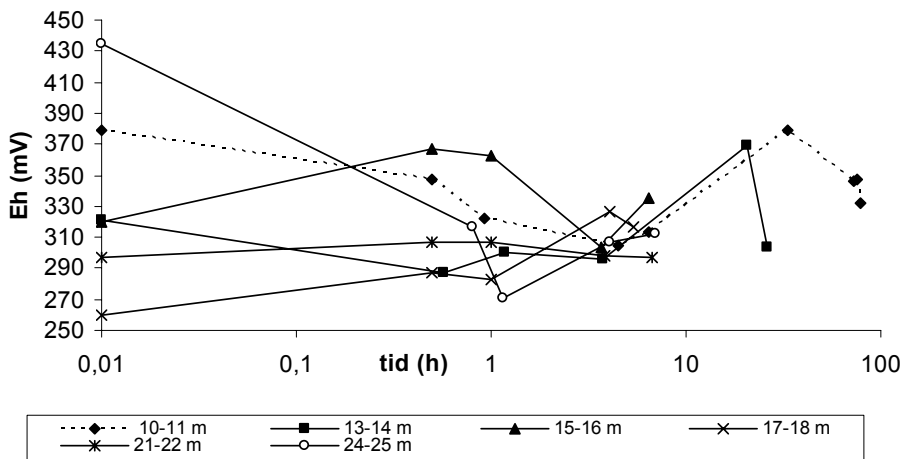


Fig. 30 Eh med avseende på pumpad tid från pumpstart och djup under markytan i plaströret.

Syrgashalten skiljde sig mycket i de båda rören (fig. 31 och fig. 32). Syrgashalten tenderar att ligga på samma värde efter en timmes pumpning i plaströret, dock ej i stålröret. I stålröret är syrgashalten mycket högre vid 10-11 m och 13-14 m djup under markytan än i plaströret.

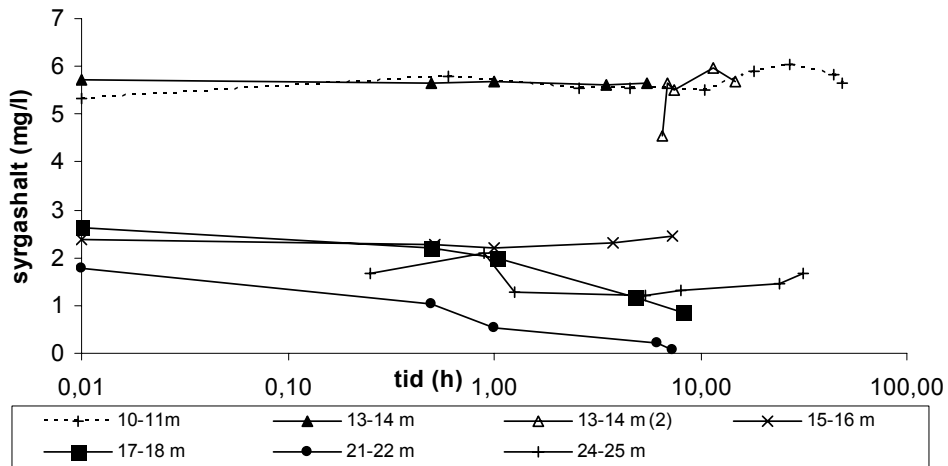


Fig. 31 O_2 -halt med avseende på pumpad tid från pumpstart och djup under markytan i stålröret.

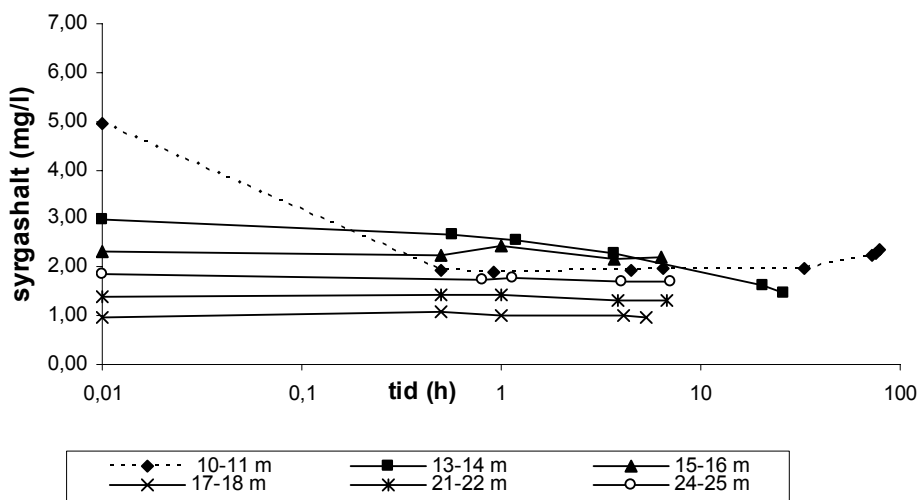


Fig. 32 O_2 -halt med avseende på pumpad tid från pumpstart och djup under markytan i plaströret.

I figur 33 och 34 illustreras turbiditeten i stålröret respektive plaströret. I stålröret och plaströret var turbiditeten hög till en början och sjönk till noll efter några timmars pumpning vid samtliga djup. Stålröret visade högre turbiditet de första timmarna efter påbörjad pumpning jämfört med plaströret.

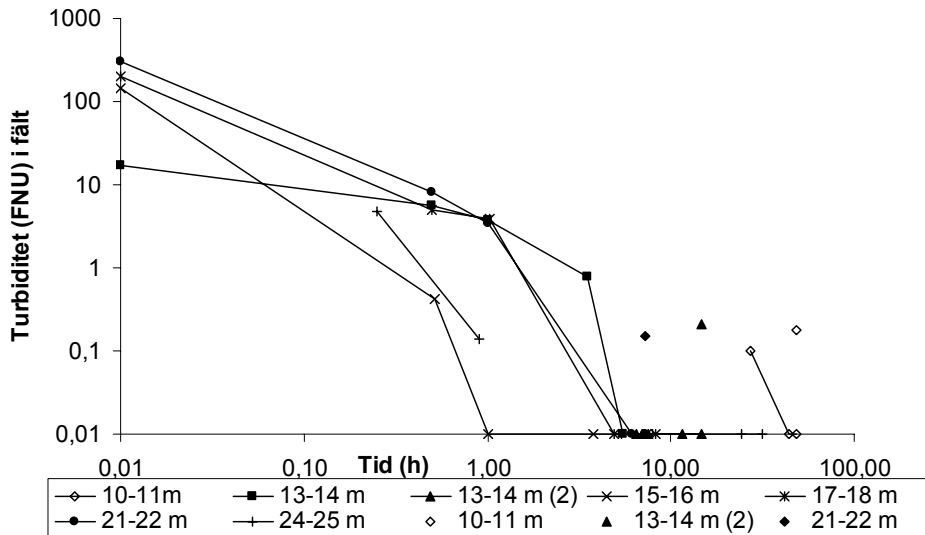


Fig. 33 Turbiditeten i stålröret mätt i fält och i laboratorium. Analysvärde från laboratorium visas med punkter utan linje. I analys från laboratorium vid 15-16 m, 17-18 m, 24-25 m var turbiditeten under detektionsgräns ($<0,1$ FNU). De turbiditetsvärden som i fält uppmättes till noll redovisas med värdet 0,01 FNU i diagrammet. Detta gjordes för att halterna skulle kunna plottas på en logaritmerad axel.

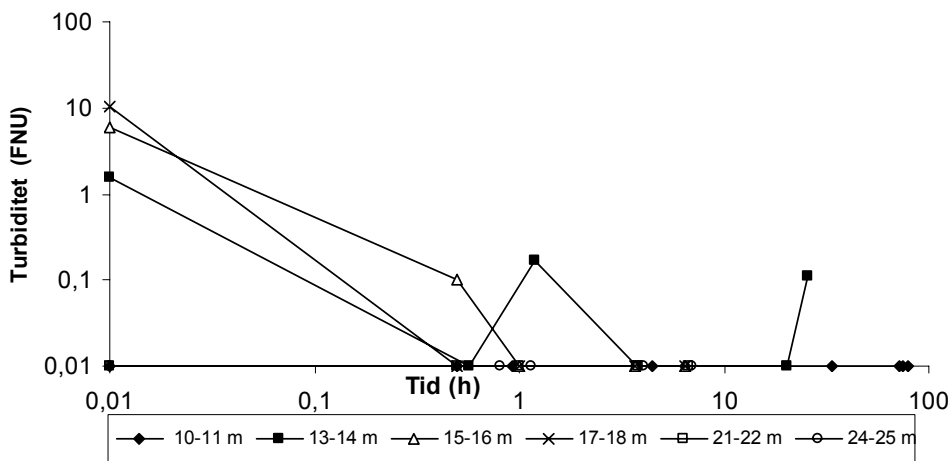


Fig. 34 Turbiditet i plaströret i med avseende på tid och nivå. Resultaten från analys i laboratorium för samma provpunkter var samtliga under detektionsgräns ($<0,1$ FNU). De turbiditetsvärden som i fält uppmättes till noll redovisas med värdet 0,01 FNU i diagrammet. Detta gjordes för att halterna skulle kunna plottas på en logaritmerad axel.

4.2.4. Regressionsanalys

I detta avsnitt redovisas korrelationer mellan de uppmätta parametrarna i fält och i laboratorium för att åskådliggöra om några samband mellan de uppmätta parametrarna och järnhalten finns. Korrelationskoefficienten (r) för tidsserierna mellan de uppmätta parametrarna i fält redovisas i tabell 5 och 6 för plaströret respektive stålröret.

Tabell 5 Korrelationskoefficienten (r) i tidsserien mellan uppmätt järn och syrgas, redoxpotential, pH och konduktivitet i plaströret för varje djup och korrelationskoefficienten (r) i tidsserien mellan syrgas och redoxpotential. Fetstilen visar de korrelationer som är signifikanta vid 5 % signifikans

Djup (m)	Syrgas -						Fe - ny kond.
	Eh	Eh - Fe	O ₂ - Fe	Fe - turb.	Fe - pH	Fe - kond.	
10-11	0,57	0,06	0,09	-	0,15	0,42	
13-14	-0,43	-0,18	-0,51	-0,58	-	0,30	
15-16	0,54	-0,62	-0,75	-0,42	0,21	0,96	
17-18	-0,25	0,66	-0,26	-0,25	-0,25	0,10	
21-22	0,80	-0,44	-0,85	-0,84	0,88	-0,66	-0,84
24-25	0,79	0,12	0,12	0,20	-0,48	-0,19	0,20
alla djup	0,41	-0,27	-0,23	-	-0,06	-0,21	0,31

Tabell 6 Korrelationskoefficienten (r) i tidsserien mellan järn och syrgas, redoxpotential, pH och konduktivitet i stålröret för varje nivå och korrelationen (r) i tidsserien mellan syrgas och redoxpotential. Fetstilen visar de korrelationer som är signifikanta vid 5 % signifikans

Djup (m)	Syrgas -						Fe - ny kond.
	Eh	Eh - Fe	O ₂ - Fe	Fe - turb.	Fe - pH	Fe - kond.	
10-11	0,12	-0,15	-0,65	-0,96	-	-0,6	
13-14	-0,6	-0,21	0,35	0,68	-0,02	0,75	
13-14 (2)	-0,9	-0,65	0,68	-	-0,27	-0,2	
15-16	-0,2	-0,88	0,41	1,00	-0,88	-0	
17-18	0,26	-0,4	0,67	1,00	0,57	0,26	
21-22	0,87	-0,74	-0,77	-0,73	-0,74	0,62	
24-25	0,1	-0,21	-0,16	-	-0,16	0,64	0,46
alla djup	0,72	-0,13	-0,02	0,30	-0,17	-0,2	0,46

Korrelationskoefficienten (r) mellan mätparametrarna (konduktivitet, pH, temperatur i vattnet, syrgas- och järnhalt, redoxpotential och turbiditet) och den pumpade tiden undersöktes (tabell 7 och 8) för att undersöka om de uppmätta parametrarna tenderade att öka eller minska efter det att uppumpningen av grundvattnet påbörjats.

Tabell 7 Korrelationskoefficienten (r) mellan pumpad tid och de uppmätta parametrarna i fält i plaströret. Fetstilen visar de korrelationer som är signifikanta vid 5 % signifikans

djup (m)	tid -		tid -				tid - ny	
	el.kond.	tid - pH	tid - temp.	syrgashalt	tid - Fe	tid - Eh	tid - turb.	el.kond.
10-11	0.10	-0.65	-	-0.15	-0.59	0.13	-	
13-14	0.88	-	0.12	-0.96	0.45	0.49	-0.36	
15-16	0.86	0.29	-	-0.60	0.92	-0.35	-0.49	
17-18	0.48	-0.51	-	-0.53	0.45	0.91	-0.51	
21-22	-0.89	0.99	-	-0.76	0.84	-0.54	-	-0.70
24-25	0.74	0.57	0.85	-0.77	-0.59	-0.38	-	-0.48
alla djup	0.20	-0.09	0.07	0.11	-0.22	0.24	-0.13	-0.32

Tabell 8 Korrelationskoefficienten (*r*) mellan pumpad tid och de uppmätta parametrarna i fält i stålröret. Fetstilen visar de korrelationer som är signifikanta vid 5 % signifikans

djup (m)	tid -		tid -				tid - turb.	tid - ny el.kond.
	el.kond.	tid - pH	tid - temp.	syrgashalt	tid - Fe	tid - Eh		
10-11	0.21	-	-0.65	0.48	-0.62	0.11	-	
13-14	-0.95	-0.53	0.06	-0.61	-0.62	0.72	-0.74	
13-14 (2)	0.28	-0.72	-	0.58	0.87	-0.47	-	
15-16	0.58	0.29	0.53	0.56	-0.48	0.59	-0.46	
17-18	0.40	0.38	-	-0.96	-0.46	-0.49	-0.48	
21-22	0.90	-0.84	-	-0.83	0.43	-0.52	-0.50	
24-25	0.84	-0.10	-	-0.01	0.75	0.03	-0.44	0.81
alla nivåer	-0.05	-0.06	-0.27	0.19	-0.14	0.15	-0.21	0.81

De uppmätta parametrarna som mättes sist på varje djup i respektive rör jämfördes med laboratoriets mätdata från varje djup (tabell 9).

Tabell 9 Korrelationskoefficienten (*r*) mellan laboratoriets mätvärdes djupvariationer och de som mättes i fält i de båda rören (*n*=12). Fetstilen visar de korrelationer som är signifikanta vid 5 % signifikans

Korrelationskoefficienten (<i>r</i>)	
Turb. - Laboratoriets turb.	-0.17
pH - Laboratoriets pH	-0.33
Kond. - Laboratoriets kond.	0.34
Järnhalt - Laboratoriets järnhalt	0.94
Ny kond. - Laboratoriets kond.	0.61

5. DISKUSSION

5.1 GRUNDTVATTENKEMI I ETT URVAL ISÄLVSÄVLINGAR I DALARNA

Eftersom syftet var att undersöka hur vattnets kemiska sammansättning i olika åsakviferer i Dalarna påverkade järn- och manganhalten i grundvattnet undersöktes sambandet i ett Piperdiagram, som är ett lättillgängligt sätt att illustrera grundvattnets kemi från flera provtagningar, vilket framhölls i avsnitt 3.2.. Resultaten från dessa undersökningar diskuteras i detta avsnitt. Piperdiagrammet (fig. 16) visar att pH ligger mellan 6,2 – 8,5. När pH i vissa fall är under 7 kan grundvattnet ha påverkats av sulfider från gruvor eller inträngning av vatten från myrar med lågt pH. Orsaken till att pH i vissa fall är över 7 kan vara att jorden innehåller kalciumkarbonat och då även mycket Ca^{2+} och HCO_3^- joner. Piperdiagrammet visar att jonerna i grundvattnet består mestadels av HCO_3^- och Ca^{2+} joner, varför grundvattnet således kan karakteriseras som mestadels Ca- HCO_3 typ. I vissa fall förekommer en större andel Mg^{2+} och Cl^- joner (jämför fig. 7 och 16), och då är grundvattnet mer en Ca-Mg- HCO_3 -Cl blandning.

I Piperdiagrammet i figur 16 kan ett kluster och därmed ett samband urskiljas med att en hög Ca^{2+} -halt ger ett högt pH. Kalciumkarbonat är närvarande i de studerade åsakvifererna, varför höga Ca^{2+} -halter (och bikarbonathalter) tyder på jämvikt med kalciumkarbonat (reaktion 7). Denna jämvikt fungerar som en buffert på tillförd syra (avsnitt 2.3.2.), varför den ger ett högre pH-värde. I romben i Piperdiagrammet i figur 15 finns ett samband mellan ökande manganhalt och ökande alkalinitet, Ca- och Mg-halt. Enligt Appelo & Postma (1993) kan en ökande manganhalt med ökande alkalinitet bero på att rhodochrosite (MnCO_3) finns närvarande i akviferen. Mangan kan också förekomma som ett spårämne i kalciumkarbonat (kalcit), som frigörs under kalciumkarbonatupplösning.

Järnhalten varierar mellan 0-17 mg/l och inget samband mellan den hydrokemiska sammansättningen och järnhalten kan påvisas (fig. 14). Anledningen till att nästan inga parametrar i Piperdiagrammet påverkar järnhalten kan bero på att (1) nästan alla provers vattenkemiska karaktäristika är rätt så likartade, och (2) att i vissa fall kom det uppmätta järnet i grundvattnet från stålrören, som användes för provtagning, varför de inte hade något samband med vattenkemin. Järn kan förekomma i grundvattenprov från vissa rör för att stålrören rostar. Därför kunde det vara så att en del resultat inte visade något samband på grund av stålrören, medan andra prover, som inte påverkades av stålröret kunde visa ett samband. Alternativ (2) kan leda till att det totalt inte blev något tydligt samband.

5.2 PROVTAGNINGEN I FÄLT PÅ LENNHEDEN

Provtagningen i fält gjordes för att undersöka bästa tillvägagångssätt vid provtagning av grundvatten med avseende på järn- och manganhalten. Då stålrör misstänks bidra till ökad järnhalt i grundvattnet undersöktes grundvattnet från ett stål- och ett plaströr. I fältundersökningen analyserades även hur djupvariationerna i grundvattnets sammansättning och den pumpade tiden påverkade järnhalten. Därför jämförs resultaten från provtagning ur ett stål- och ett plaströr i kommande avsnitt.

5.2.1 pH och alkalinitet

Vid jämförelse av tidsplottarna för de uppmätta pH värdena i varje rör visar pH-värdet mindre variation i grundvattnet från plaströret (fig. 26) än från stålröret (fig. 25). Variationerna är dock i samma storleksordning som mätosäkerheten varför i så fall inga skillnader i pH mellan rören kan påvisas med säkerhet.

De uppmätta halterna på alkaliniteten är 130-150 mg/l (fig. 22), denna alkalinitet är enligt Naturvårdsverket (1999) tillräckligt hög för att även i framtiden bibehålla acceptabel pH-nivå. Därför påverkas troligtvis inte pH-värdet av reaktioner som bidrar till låga järnhalter i grundvattnet, såsom järnutfällning (reaktion 2) och små förändringar i vätgashalter (reaktion 2). I figur 21 och 22 visar magnesium-, kalium-, natrium-, bikarbonat-, sulfat- och fluoridhalten en viss tendens att öka mot djupet (dock minskar halten vid 24-25 m) vilket är förväntat då TDS (Total Dissolved Solids) i normala fall ökar mot djupet på grund av reaktioner mellan grundvatten och akvifermaterialiet (Freeze & Cherry, 1979).

5.2.2 Elektrisk konduktivitet, redoxpotential, syrgashalt och turbiditet

Konduktiviteten skiljer sig mellan analyserna i laboratorium och mätningarna i fält (fig. 27 och fig. 28). De konduktiviteter som mättes i laboratorium är lägre. Dessa skillnader kan bero på mätosäkerheter i fältmätarna, då cellkonstanten i fältkonduktivitetmätarna inte kalibrerats på länge och en spricka uppkom i den ena mätcellen. Skälet till att konduktiviteterna från laboratorium var lägre kan bero på att vissa joner fällde ut under tiden provet transporterades från provtagningsplatsen till dess att mätning i laboratorium utförts. Konduktiviteten skiljer sig obetydligt i tidsplottarna med avseende på djup och rör med tanke på mätosäkerheterna. Detta talar dock emot en tendens i ökning i TDS som nämndes i föregående stycke.

Den uppmätta redoxpotentialen varierade mer än konduktiviteten i båda rören (fig. 29 och 30). Osäkerheten och variationen beror på att redoxmätaren enligt Appelo & Postma (1993) endast mäter potentialen lokalt och den kan då påverkas av många redoxreaktioner som sker i vattnet, inte bara reaktioner beroende av järn men också reaktioner beroende av syrgas, mangan, nitrat, och sulfat. Att flera redoxpar bidrar till den uppmätta redoxpotentialen kan leda till svårigheter att korrelera redoxpotential med enstaka uppmätta parametrar, vilket illustrerades i tabell 5,6,7 och 8 där korrelationskoefficienten redovisas. Korrelationstabellerna redovisar en allmänt låg korrelation för en linjär regression mellan jämförda parametrar, med få signifikanta korrelationer. Detta tyder på att ett starkt linjärt samband mellan de studerade parametrarna saknas. Korrelationer kan finnas, men dessa korrelationer är ej linjära och kan t.ex. vara exponentiella istället. Detta har dock inte undersökts.

Svårigheten med att finna ett samband mellan redoxpotentialen och grundvattenkemi illustreras i figur 35, som visar resultatet från en studie av Linberg & Runnels (1984). Denna visar relationen mellan uppmätta redoxpotentialer i fält mot uträknade redoxpotentialer från redoxpar (ekvation 13). Även om redoxpotentialen är svår att mäta så finns det anledning att mäta den, då redoxpotentialen visar ett högre värde vid oxiderande förhållande och lägre värde vid reducerande förhållande (Appelo & Postma, 1993). I stålröret (fig. 29) är redoxpotentialen lägre än i plaströret (fig. 30), vilket visar på mer reducerande förhållande i stålröret och tyder på en skillnad i grundvattenkemin beroende av rörmaterialet.

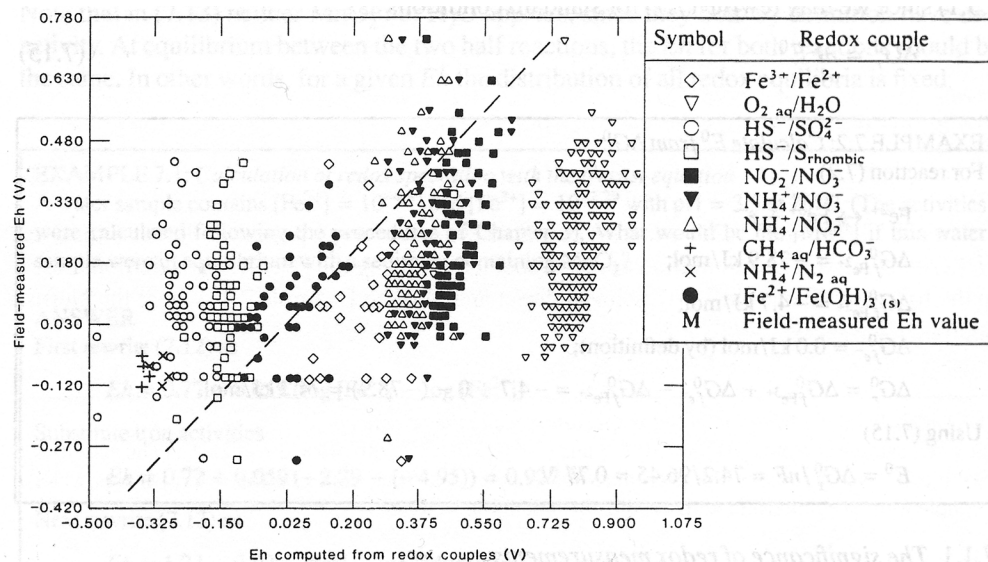


Fig. 35 Jämförelse mellan uppmätt Eh i fält med uträknade potentialer för det individuella redoxparet (Lindberg & Runnels, 1984). Detta är ifrån en studie och redoxresultat ser inte alltid ut så här.

Syrgashalten i det uppumpade grundvattnet (fig. 31 och 32) visar en mindre variation än redoxpotentialen i de båda rören (fig. 29 och 30). Den ser ut att vara mest stabil de 10 första timmarna. Vid en jämförelse av syrgashaltens variation mot djupet tenderade syrgashalten att minska mot djupet. I rören uppvisar plaströret en stabilare syrgashaltnivå än stålröret och det kan bero på att plaströret installerades ungefär två månader innan provtagningen började, medan stålröret installerades precis innan provtagningen startade varför halterna i stålröret är mer instabila.

Rörinstallationen påverkade jordmaterialet runt röret. Eftersom andelen jordpartiklar i uppumpat grundvattnet påverkar turbiditeten i röret, kan det därför antas att installationen påverkar turbiditeten. Efter det att uppumpning av grundvattnet börjat sjönk turbiditeten i båda rör med pumpad tid (fig. 33 och 34). Det kan som tidigare nämnts bero på att installationen av rören påverkar turbiditeten, men kan även bero på att när grundvattnet pumpas upp skapas ett naturligt filter av jordpartiklar utanför rörens inlopp, som filtrerar bort partiklar i suspensionen. Ett ytterligare skäl till sjunkande turbiditet i stålröret kan vara att en del rost på röret spolades bort. Vid en jämförelse av turbiditeten i båda rör så har stålröret en högre turbiditet i grundvattnet de första timmarna efter påbörjad pumpning. Detta beror troligtvis på att öppningen som vattnet flödade in genom var större (hål som var 6 mm i diameter) i stålröret än plaströret (0,3 mm breda slitsar), varför mer partiklar trillade in i röret.

5.2.3 Järn i grundvattnet

Provtagningsresultaten visar att grundvattnet från plaströret hade en medeljärnhalt på 0,01 mg/l, jämfört med grundvattnet från stålröret som hade en medeljärnhalt på 0,11 mg/l (tabell 4). I figur 18 visas järnhalterna från stålröret som mättes i laboratorium, vilka delvis samvarierar med fältmätningarna på samma rör. Vid de tillfällen då järnhalterna som mättes i laboratorium var högre än i fält kan det bero på att laboratoriet mätte både tvåvärt och trevärt järn och i fält mättes endast tvåvärt järn. Varför trevärt järn, som är sällsynt i dessa förhållande kunde ha kommit med i grundvattnet. Tabell 9 visar på en bra korrelation mellan uppmätt järn i fält och i laboratorium.

Vid en närmare undersökning av de uppmätta järnhalterna i fält syns att järnhalten endast vid vissa djup sjunker med tiden och detta sker bara i stålröret. Vid djupet 15-16 m och 17-18 m syns det att järnhalten i stålröret (fig. 23) sjönk med tiden. Detta tyder på att den uppmätta järnhalten påverkats av en reduktion av rostet i röret, som sedan sköljts ur under pumpningen. I samtliga provtagningsdjup i stålröret ligger järnhalten på en stabil nivå en timme efter påbörjad pumpning. Däremot sjunker järnhalten inte något med tiden i plaströret (fig. 24), som visar en jämn och lägre halt av järn under hela tidsserien med små variationer i järnhalterna ($\pm 0,02$ mg/l). Dessa variationer är lika stora som mätosäkerheten i mätinstrumentet. Ett bidrag till mätosäkerheterna kan vara att kondens bildades på kyvetternas yta vid varmt och fuktigt väder. Dessa kyvetter användes vid järn- och turbiditetsmätningarna. Emellertid borde kondensen inte ha påverkat järnhaltsresultatet eftersom järnmätningarna mäts med en reagenslösning och en nollreferens, som båda hade kondens.

De relativt stora skillnaderna i järnhalter i plast- och stålröret tyder på att rörmaterialet har påverkat järnhalterna i grundvattenproverna. Järnhalten i det uppumpade grundvattnet från plaströret påverkades inte av rörmaterialet och den uppmätta järnhalten (med ett medelvärde av 0,01 mg/l) kan antas vara den mest representativa halten järn i grundvattnet. De små järnhalter som fanns i det grundvatten som pumpats upp från plaströret kunde också ha kommit från närliggande stålrör (fig. 8).

5.3 GRUNDTVATTENPARAMETRARS PÅVERKAN PÅ JÄRNHALTER

I undersökningen om den kemiska sammansättningen på grundvattnet påverkade järn- och manganhalten användes ett Piperdiagram, dock hittades inget samband med järnhalten och den kemiska sammansättningen på grundvattnet. Med hjälp av fältundersökningen i Lennheden kunde andra faktorer, som påverkar järnhalten i grundvattnet beläggas. Dessa diskuteras nedan.

pH-värdet vid provtagningsplatsen (Lennheden) var mellan 7,6-8 och redoxpotentialen låg mellan 0,15-0,43 V, medan medeljärnhalten i grundvattnet var 0,01 mg/l och 0,11 mg/l från plaströret respektive stålröret. Då förekomstformen av järn är beroende av pH och redoxpotential är ett Eh-pH diagram (som framhölls på s. 8) ett bra sätt att illustrera järnets aktuella förekomstform. Genom att placera dessa värden i ett Eh-pH diagram för järn kan man visa att järnet under jämviktsförhållanden bör huvudsakligen förekomma i form av mineralet ferrihydrit, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (fig. 36). För att löst järn enligt figur 36 huvudsakligen ska förekomma som Fe^{2+} krävs vid ett pH på 7,7 att redoxpotentialen är under 0,1 V. Om pH är 5,5 så kan Fe^{2+} förekomma vid en högre redoxpotential på 0,5 V.

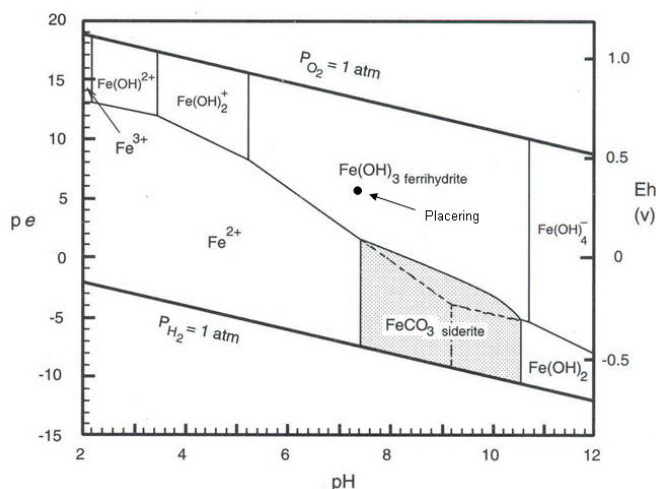


Fig. 36 Redoxdiagram (Eh-pH diagram) för ett Fe-O-H₂O-CO₂-system vid 25 °C. Punkten visar vart i diagrammet provtagningarna vid Lennheden hamnade. Se figur 3 för detaljer om diagrammet (från Appelo & Postma, 1993).

Fältmätningarna vid Lennheden visar att tvåvärt järn och syrgas förekommer i samma vattenprover. Normalt borde inte tvåvärt järn och löst syrgas kunna förekomma i samma prov, eftersom syrgasen kan oxidera tvåvärt järn. En förklaring till att både tvåvärt järn och löst syrgas förekommer samtidigt har med reaktionskinetiken att göra. För att uppnå kemisk jämvikt i vattnet krävs att reaktionen är snabbare än uppehållstiden för vattnet (Langmuir, 1997). Eftersom flödes hastigheten i den aktuella akviferen var hög kunde pumpen pumpa upp grundvattnet relativt snabbt. Det var troligtvis för snabbt för att jämvikt i rör och akvifer skulle råda, vilket ledde till att järnet (Fe(II)) som fanns löst i grundvattnet inte alltid hann oxidera till Fe(OH)₃ innan det pumpades upp. Om däremot grundvattnet flödat långsammare och jämvikt kunnat nås, hade järnet börjat oxidera enligt figur 36 och förbrukat syrgas och då bildat Fe(OH)₃. Därför kan syrgas vid dessa förhållanden förbrukas så länge flödet är lågt och järnet får tid på sig att oxidera. Det bör noteras att syrgashalten är mycket högre än järnhalten, och syrgasförbrukningen på grund av järnoxidation skulle inte ge ett märkbart utslag på syrgasmätningarna.

Flödes hastigheten påverkas av den hydrauliska konduktiviteten på det geologiska materialet, vilket till stor del påverkas av materialets kornstorlek (bilaga 4). Detta motiverar till att jämföra jordmaterialets kornstorlek med järnhaltens variation i djupled (fig. 18). Vid alla nivåer utom den lägsta är kornstorleken i stort sett densamma för bägge rören. Inget samband kan dras då de flesta djupvariationer av järnhalten i stål och plaströret är inom intervallet för mätosäkerheten.

Turbiditeten påverkas av grumligheten i vatten. Trevärda järnhydroxider kan bidra till att vatten blir grumligt, därför kan turbiditeten samvariera med järnhalten. Finns det en hög järnhalt i vattnet, så finns det turbiditet, men finns det en hög turbiditet, behöver inte järnhalten vara hög eftersom andra partiklar, som mineraler och jordpartiklar också kan påverka turbiditeten. I tabell 6 var det turbiditeten av alla jämförda parametrar, som hade högst korrelation med järnet, dock kunde ingen signifikans beräknas då turbiditetsvärdena inte var normalfördelade. De uppmätta parametrarna som verkar ha påverkats mest av den pumpade tiden i stålröret är turbiditeten och järnhalten. Dessa två parametrar är de som gör att grundvattnet måste pumpas en viss tid för att få ett representativt grundvattenprov. Den järnhalt som mättes i fält i stålröret ligger på en stabil nivå redan efter en timme (fig. 23). Detta visar på att det går att mäta upp en

representativ järnhalt som kommer från ett uppumpat grundvatten ur ett 51 mm stålrör redan efter en timme, förutsatt att det är endast tvåvärt järn som mäts och att den mäts direkt i fält. För att få en representativ järnhalt på samma sorts grundvatten från analys i laboratorium (som mäter både tre- och tvåvärt järn) krävs att pumpning utförs till dess att turbiditeten är noll, vilket i detta fall är ca 10 timmar (fig. 33). Om vattenprov skickas in för analys i laboratorium innan turbiditeten gått ner till noll i fält, kan den höga turbiditeten bidra till ett icke representativt resultat på de analyserade parametrarna. För plaströret gick turbiditeten ner till noll efter ungefär 1 timme (fig. 34) och i ett sådant rör kan därför grundvattenprov tas och skickas in till analys i laboratorium redan efter en timme.

I figur 19 är redoxpotentialen synbart lägre i stålröret än plaströret, vilket tyder på mer reducerande förhållande i stålröret. Detta förhållande visar att ett stålrör skapar reducerande förhållande vid rörets yta och kan då lösa ut järn lokalt, medan plast-, galvaniserat stål- och rostfria stålrör inte påverkar redoxpotentialen. Diagrammen med de laboriemätta parametrarna mot djupet visar även dessa på en högre järnhalt i stålröret än i plaströret. Samma tendens syntes för manganhalten (högre halt i stålröret), men tendensen är inte lika stark (fig. 20).

Resultaten visar att det är olämpligt att mäta järnhalten ur stålröret vid den aktuella provtagningsplatsen eftersom järn kan lösas upp från stålröret eller akviferen. Endast en plats har studerats i fält, varför det kan diskuteras huruvida resultaten är tillämpliga på fler provtagningsplatser i området, då många andra vattenprov på grundvatten från ett stålrör haft en låg järnhalt ($<0,05$ mg/l, bilaga 1). Därför behöver mätningar på grundvatten ur ett stål och ett plaströr göras på fler platser med olika geologiska sammansättningar. I detta fall kan järnet ha kommit från rosten i stålröret eller från järn i jordmaterialet i akviferen. Om jordmaterialet runt stålröret inte innehåller något järn och stålröret inte är rostigt kan det antas att bidraget till järnhalten från stålröret blir lägre i uppumpat grundvatten än om stålröret är väldigt rostigt och det finns järn i akviferen.

5.4. SLUTSATSER

Från analyserna i Piperdiagrammen kunde det utläsas att grundvattnet i de undersökta lokalerna i Dalarna har ett pH mellan 6,2-8,5 och att manganhalten var 0-3,1 mg/l och järnhalten var 0-17 mg/l. I dessa lokaler (figur 16) märktes ett samband mellan ett ökande pH och en ökande Ca-halt. Ett annat samband märktes med att manganhalten tenderade att bli högre ju högre alkaliniteten, Ca- och Mg-halten var (fig. 15), dock kunde inget samband hittas mellan grundvattnets sammansättning i de studerade lokalerna och järnhalten i det uppumpade grundvattnet (fig. 14). Detta kunde bero på att stålröret som använts vid provtagningarna bidrog till en ökad järnhalt i grundvattnet och att det inte alltid var grundvattnets sammansättning som bidrog till järnhalten.

Stålrörets bidrag till järnhalten i grundvattnet undersöktes i fält i Lennheden och visade på att det är olämpligt att mäta järnhalten i grundvattnet från ett stålrör med stålspets. Medelvärdet på järnhalten i uppumpat grundvatten, som mättes i fält ur ett stålrör var 0,11 mg/l, vilket är mycket högre än medelvärdet på järnhalten i grundvatten från ett närliggande plaströr på 0,01 mg/l (tabell 4). Dessa mätningar stöds av den uppmätta redoxpotentialen som visade på en påverkan av stålröret eftersom redoxpotentialen från grundvattnet i stålröret var lägre än i plaströret (fig. 19). Det kan möjligtvis vara reaktioner mellan grundvatten och stålröret, som orsakar en vätgasbildning i stålröret och bidrar till mer reducerande förhållande. Sammantaget kommer dessa resultat från endast en provtagning och tillämpligheten i dessa resultat kan därför diskuteras, varför fler liknande mätningar behöver göras på andra fältlokaler.

När järn- och manganhalten i grundvattnet ska skickas in för analys i laboratorium, bör därför vattnet pumpas upp ur ett plaströr (alternativt galvaniserat stål- eller rostfritt stålrör) för att få säkra resultat (Bjerg m.fl., 1997). Då måste även turbiditeten som mäts i fält vara noll när provet tas då inverkan av partiklar och hydroxider annars kan störa analysresultaten. I denna undersökning tog det lång tid (ca 9 timmar) att pumpa fram ett vatten med turbiditeten noll. Det finns dock fördelar med att ta grundvattenprov med avseende på järnhalten med ett 51 mm stålrör. Stålrören är lättare att borra ner än plaströr. Nackdelen är att de kan ge felvisande järnhalt i grundvattnet varför syftet med mätningen inte nås.

Grundvatten som pumpas upp ur ett plaströr har däremot en järnhalt som är representativ för grundvattnet om turbiditeten i grundvattnet är noll vid provtagning. Ett representativt grundvattenprov med avseende på järnhalten kunde i detta fall tas en timme efter pumpstart. Nackdelarna med ett plaströr är att det är omständligt att installera och tar därför även längre tid att installera. Installationen av ett plaströr är även dyrare än installationen av ett stålrör då metoden kräver annan teknik och är mer tidskrävande.

Förslagsvis kan stålrör användas vid övergripande undersökning av ett område. De kan då även visa var järnhalterna är lägst (förutsatt att kvalitén på stålrören är lika och järnhalten från grundvattnet är underordnad järnhalten från stålröret). Plaströr kan sedan användas vid detaljerad undersökning av järnhalten i grundvattnet när bästa plats valts.

6. REFERENSER

6.1. SKRIVNA KÄLLOR

- Aastrup, M., Berntell, A., Bertills, U., Johnsson, J. & Thunholm, B., (1995). *Grundvattnets kemi i Sverige*, Naturvårdsverket, rapport 4415, Berlings, Arlöv.
- Andersson, O.H., (1981). *Borrning och dokumentation*, rapportkod: LUNBDS/(NBGK-1008)/1-281/(1981), Lunds Universitet, kvartärgeologiska avdelningen, ISSN 0346 8976.
- Appelo, C. A. J. & Postma, D., (1993). *Geochemistry, groundwater and pollution*, A.A. Balkema, Rotterdam.
- Bydén, S., Larsson, A. & Olsson, M., (2003). *Mäta vatten: undersökningar av sött och salt vatten*, 3^e uppl., Institutionen för miljövard och kulturvard, Göteborgs Universitet, Göteborg, ISBN 91 88376 22 2.
- Drever, J. I., (1997). *The geochemistry of Natural waters - Surface and groundwater environments*, 3rd ed., Prentice-Hall, New Jersey.
- Freeze, R. A. & Cherry, J. A., (1979). *Groundwater*, Prentice-Hall, New Jersey.
- Gustafsson, J.P., Jacks, G., Nilsson, M. & Simonsson, M., (2003). *Mark- och vattenkemi teori, Markvetenskap för W3, vt 2003*, Avdelningen för markkemi och jordmånlära, institutionen för markvetenskap, SLU, Uppsala.
- Grip, H. & Rodhe, A., (1994). *Vattnets väg från regn till back*, 3^e uppl., Hallgren & Fallgren Studieförlag AB, Uppsala.
- Johnson, R. A., (2000). *Miller & Freund's Probability and statistics for engineers*, 6th ed., Prentice Hall, New Jersey.
- Langmuir, D., (1997). *Aqueous environmental geochemistry*, Prentice-Hall, New Jersey.
- Lindberg, R.D. & Runnels, D.D., (1984). *Ground water redox reactions: An analysis of equilibrium state applied to Eh measurements and geochemical modeling*, Science 225, 925-927.
- Lindström, L., (2003). *Falu gruvans miljöhistoria*, 1 uppl., Stiftelsen Stora Kopparberget, ÅF-Miljöforskargruppen, Falun, ISBN 91 631 3535 3.
- Livsmedelsverket, (2005). *Livsmedelsverkets författningssamling, föreskrifter om ändring i livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2001:30) om dricksvatten*, SLVFS 2005:10.
- Naturvårdsverket, (1999). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet*, Grundvatten, rapport 4915, Naturvårdsverket förlag, Stockholm.
- Ryttar, P. A., (1995). Lennheden, Hydrogeologisk undersökning, rapport 2027, Midvatten AB.

Zumdahl, S. S., (1998). *Chemical Principles*, 3rd ed., Houghton Mifflin Company, Boston.

6.3. ÖVRIGA KÄLLOR

Nysten, Per, Geologiska institutionen, (2005) Muntl. (2005-10-02).

Strömgren, Jonatan, Midvatten AB, (2005) Brev (2005-06-01).

Bilaga 1 Analysdata till Piperdiagram

Samtliga joner är i halten (mg/l)

Datum visar vilket datum provet togs

Djup visar vilket djup vatten pumpades upp från i brunnen

ID	DATUM	PLATS	NAMN	Ca	Mg	Na	K	CO3	Alkalinitet	Cl	SO4	Fe	pH	Mn	djup (m)	djup under gvy (m)
1	1983-03-17	AGS	Br124	46,0	5,6	4,8	1,5	0,0	160,0	12,0	17,0	0,0	7,5	0,4		
2	2000-12-13	AG	Br5	72,0	7,5	14,0	<2	0,0	200,0	28,0	20,0	0,0	7,7	0,1	31,7	
3	2000-12-14	AG	Br7	74,0	7,6	13,0	<2	0,0	200,0	13,0	12,0	0,0	8,0	0,2	37,6	
4	2000-12-21	AG	Br10	70,0	7,2	13,0	<2	0,0	200,0	26,0	18,0	0,0	8,1	<0,02	32,5	
5	2000-12-21	AG	ScBr1	68,0	7,1	13,0	<2	0,0	200,0	26,0	18,0	0,0	8,1	<0,02	30,4	
6	2000-12-13	AG	Rb0102	69,0	7,2	13,0	<2	0,0	180,0	31,0	19,0	0,1	7,7	<0,02	20,0	7,0
7	2004-09-02	AG	Br8	66,0	6,8	13,0	<2	0,0	180,0	23,0	12,0	0,0	7,9	<0,02	24,4	
8	1999-01-18	A	Rb7501	59,2	3,4	6,7	0,9	0,0	160,0	12,0	21,0	3,2	8,0	0,0	16,8	9,8
9	1999-01-19	A	Rb6803	73,0	5,7	12,0	2,3	0,0	230,0	16,0	19,0	1,7	7,5	0,5	17,5	12,5
10	1989-07-19	A	Rb8901	55,0	6,4	9,0	1,5	0,0	150,0	30,0	21,0	0,0	7,8	0,0	30,0	3,7
11	1999-03-19	A	Rb9901	33,0	4,1	4,2	1,3	0,0	89,0	<2	<2	0,5	7,3	0,0	29,5	4,0
12	1999-03-18	A	Rb9902	31,0	5,3	6,0	1,6	0,0	71,0	15,0	13,0	0,6	7,0	0,0	21,0	13,0
13	1999-03-23	A	Rb9903	27,0	4,5	6,8	1,8	0,0	66,0	14,0	11,0	17,0	8,5	0,2	27,0	10,0
14	1999-03-18	A	Rb9904	52,0	7,9	35,0	7,4	0,0	110,0	79,0	28,0	6,7	6,8	0,3	27,0	18,3
15	2000-04-12	A	Rb0004	70,0	14,0	12,0	2,0	0,0	270,0	13,0	5,0	2,6	7,7	1,0	37,0	32,5
16	2000-04-04	A	Rb0006	34,0	3,7	3,4	<2	0,0	120,0	4,0	<1	15,0	8,2	0,4	33,0	23,0
17	1997-04-16	A	Br100	28,0	3,6	7,2	1,1	0,0	59,0	20,0	14,0	7,7	7,7	0,0	56,0	46,0
18	1999-03-23	A	Br101	42,0	6,0	7,5	2,1	0,0	89,0	29,0	20,0	0,0	7,8	<0,005	48,0	40,0
19	1999-01-18	A	Br102	19,0	1,6	2,3	0,5	0,0	54,0	<2	8,7	0,0	8,4	<0,005	43,0	35,0
20	1999-03-29	A	Br105	74,0	7,3	30,0	2,1	0,0	150,0	90,0	19,0	0,2	7,9	0,0	35,0	27,0
21	1992-09-03	A	Br106	40,0	4,0	28,0	1,2	0,0	65,0	96,0	18,0	0,0	7,3	<0,02	110,0	87,0
22	1993-08-18	A	Br107	92,0	11,0	71,0	2,2	0,0	79,0	290,0	20,0	0,8	8,1	0,0	100,0	87,0
23	1993-08-18	A	Br111	27,0	3,5	6,0	0,8	0,0	73,0	19,0	11,0	0,4	7,8	<0,02	41,0	32,0
24	1993-01-25	A	Br117	32,0	3,3	5,0	0,8	0,0	88,0	14,0	13,0	0,0	7,9	<0,02	9,4	4,5
25	2004-04-01	AGu	Rb 0401	60,0	6,8	13,0	6,0	0,0	160,0	30,0	13,0	0,2	7,8	<0,02	29,7	
26	2004-04-02	AGu	Rb 0402	62,0	7,2	11,0	4,0	0,0	160,0	25,0	13,0	0,3	7,8	<0,02	30,4	3,7
27	2004-06-02	AGu	G15	67,0	7,7	9,0	<2	0,0	200,0	15,0	12,0	0,0	8,0	2,7		
28	2004-03-24	AH	Rb0402	9,4	3,4	2,3	<2	0,0	37,0	2,0	4,0	0,7	6,5	0,3	5,3	
29	2004-03-24	AH	Rb0404	7,8	2,2	3,6	<2	0,0	25,0	6,0	3,0	4,2	6,2	0,2	8,6	3,1

30	2005-03-29	AH	Rb0503	5,1	1,9	5,7	0,6	0,0	33,0	4,0	3,0	12,0	6,2	0,4	10,0	8,0
31	2005-03-29	AH	Rb0504	6,3	3,4	2,1	0,6	0,0	33,0	1,0	7,0	5,3	6,6	1,3	8,8	4,8
32	2005-03-29	AH	Rb0505	4,6	1,5	8,3	0,4	0,0	12,0	12,0	6,0	0,2	6,3	<0,02	11,1	4,1
33	1995-01-04	BL	Br10	48,0	2,6	3,4	0,9	0,0	151,0	4,0	16,0	0,0	8,1	0,0		
34	1995-06-28	BL	Br201	48,0	2,6	<0,01	3,4	0,0	151,0	4,0	16,0	0,0	8,1	0,0	33,7	23,7
35	1995-06-28	BL	Br203	18,6	1,4	1,7	0,5	0,0	63,0	1,0	<5	0,0	8,0	0,1	11,0	8,0
36	1995-06-29	BL	Br204	9,6	1,0	1,6	1,0	0,0	32,0	2,0	6,0	0,0	6,7	<0,02		
37	1995-06-29	BL	Br205	42,0	3,2	1,6	3,4	0,0	131,0	1,0	8,0	0,0	7,1	<0,02		
38	1995-06-29	BL	Br206	10,5	1,1	3,0	2,0	0,0	34,0	3,0	<5	0,0	6,7	<0,02		
39	1995-06-29	BL	Br211	50,4	3,6	3,6	1,1	0,0	166,0	3,0	19,0	0,1	8,1	0,1	17,0	14,5
40	1994-07-06	BL	Br212	43,0	3,7	4,0	0,8	0,0	138,0	3,0	14,0	0,8	8,1	0,1	72,0	67,0
41	1994-06-30	BL	Br254	31,0	2,0	1,6	0,6	0,0	103,0	1,0	<5	0,2	8,2	1,0	15,0	
42	1994-07-28	BL	Br262	48,0	2,2	3,0	2,0	0,0	135,0	3,0	0,5	0,5	8,0	0,2	14,0	
43	1995-07-04	BL	Br265	38,8	2,5	4,1	0,7	0,0	126,0	5,0	10,0	0,4	8,1	0,1		
44	1994-07-06	BL	Rb9202	46,0	4,0	3,5	1,2	0,0	148,0	2,0	12,0	3,8	8,1	0,1	26,0	21,0
45	1995-06-26	BL	Rb9203	49,7	3,1	16,0	1,0	0,0	132,0	35,0	12,0	0,3	8,1	0,1	27,5	24,5
46	1995-06-29	BL	Rb9205	37,0	2,5	3,4	0,8	0,0	114,0	5,0	14,0	0,5	8,1	0,1	27,5	24,5
47	1995-06-28	BL	Rb9302	49,7	3,1	16,0	1,0	0,0	132,0	35,0	12,0	0,3	8,1	0,1	15,0	10,0
48	1994-12-06	BL	Rb9303	45,0	2,7	2,9	0,8	0,0	142,0	2,0	15,0	0,0	8,1	<0,02	12,0	8,0
49	1998-06-08	BL	Br273	27,0	4,0	20,0	1,2	0,0	140,0	2,4	<2	1,5	8,4	1,5		
50	1998-04-29	BP	Br1	45,0	3,1	3,6	0,9	0,0	152,0	5,4	13,0	0,5	8,1	0,2	52,0	
51		FB	Rb0301	37,0	8,3	13,0	2,0	0,0	80,0	20,0	22,0	0,2	7,3	<0,02	28,9	
52	1995-06-26	FS	Rb5805	7,6	1,4	6,0	0,9	0,0	14,0	13,0	7,0	5,7	6,7	0,1	11,0	9,0
53	1995-06-26	FS	Rb9203	9,0	1,6	4,5	0,7	0,0	32,0	6,0	5,0	3,1	7,3	0,2	6,0	4,0
54	1995-06-26	FS	Rb9204	17,3	3,9	8,9	1,5	0,0	38,0	32,0	11,0	1,0	6,2	0,4	6,0	3,5
55	1992-03-11	FV	Rb9102	49,0	7,6	7,8	2,4	0,0	140,0	18,0	34,0	0,6	7,7	0,2	6,3	5,3
56	1991-09-27	FV	Rb9105	23,0	5,3	5,3	1,2	0,0	59,0	15,0	20,0	0,2	6,7	<0,02	9,0	6,0
57	1991-09-27	FV	Rb9106	39,0	7,3	8,1	2,4	0,0	110,0	26,0	22,0	0,2	7,0	0,3	13,0	10,0
58	1991-09-27	FV	Rb9107	46,0	8,2	7,9	2,4	0,0	140,0	20,0	28,0	0,1	7,2	<0,02	25,0	24,0
59	1991-09-27	FV	Rb9110	13,0	2,7	4,1	1,2	0,0	37,0	6,0	18,0	0,1	7,0	0,0	6,0	5,6
60	1992-03-10	FV	Rb9208	43,0	7,4	7,0	1,9	0,0	142,0	15,0	23,0	0,2	7,5	<0,02	23,0	20,0
61	1992-03-12	FV	Br100	44,0	6,0	6,2	2,8	0,0	134,0	11,0	19,0	0,5	7,3	0,3		
62	1992-03-11	FV	Br101	50,0	7,0	7,0	3,5	0,0	160,0	14,0	22,0	0,6	7,9	0,6		
63	1992-03-11	FV	Rb9102	49,0	7,6	7,8	2,4	0,0	140,0	18,0	34,0	0,6	7,7	0,2		
64	1989-07-07	GFE	Rb8902	11,0	3,4	7,0	1,6	0,0	50,0	7,1	10,0	10,0	6,6	0,4	20,0	19,0
65	1982-13-07	GSS	Br3	53,0	3,7	4,1	1,1	0,0	180,0	6,0	8,0	0,0	7,8	0,0	49,3	15,7

66	1985-09-03	GSU	råvattenbrunn	60,0	8,9	8,5	2,4	0,0	180,0	17,0	38,0	0,5	6,8	0,2	18,0	10,5
67	1989-09-20	GSF	Rb8902	7,5	0,9	2,7	0,7	0,0	20,0	2,0	9,0	0,2	6,8	0,0	19,6	16,1
68	1989-09-02	GSF	Rb8902	20,0	2,6	4,5	1,8	0,0	62,0	5,0	11,0	0,3	7,3	0,0	13,6	10,6
69	1990-08-27	GSF	Br1	7,1	0,9	3,4	0,8	0,0	23,0	3,0	5,0	0,0	7,1	<0,01	15,0	13,0
70	1990-08-27	GSF	Br2	8,7	1,1	3,0	0,9	0,0	24,0	4,0	6,0	0,0	7,0	<0,01	15,0	11,0
71	1990-08-27	GSF	R6	3,6	0,5	1,8	0,6	0,0	10,0	3,0	4,0	0,6	6,6	0,1	9,0	6,5
72	1990-08-27	GSF	Rb8901	15,0	2,0	5,3	1,0	0,0	45,0	8,0	7,0	0,8	7,3	<0,01		
73	1990-07-15	GSF	BrE	7,0	0,8	2,9	0,7	0,0	20,0	3,0	6,0	0,8	6,9	0,0		
74	1990-07-15	GSF	Br101	9,1	1,2	3,1	1,0	0,0	29,0	3,0	7,0	0,0	7,1	<0,01		
75	1996-11-06	LS	Rb9605	35,0	3,9	2,4	0,8	0,0	119,0	1,0	13,0	0,6	8,2	0,6	53,0	
76	2003-04-02	LS	Rb9802	47,0	6,4	2,8	<2	0,0	160,0	<2,0	11,0	0,2	8,1	0,2	43,0	
77	2000-01-11	LS	Rb9803	42,0	3,7	3,8	1,0	0,0	120,0	9,5	17,0	0,7	8,1	0,7	41,0	
78	2000-01-11	LS	Rb9804	32,0	2,7	2,8	0,8	0,0	100,0	<2	10,0	0,4	8,0	0,4	35,0	
79	2000-01-11	LS	Rb9805	40,0	2,8	3,2	1,2	0,0	95,0	17,0	8,5	1,2	8,2	1,2	47,0	
80	2000-01-11	LS	Rb9806	32,0	3,4	2,4	0,7	0,0	100,0	<2	12,0	0,5	8,2	0,5	41,0	
81	2000-01-11	LS	Rb9901	53,0	2,7	4,0	0,8	0,0	180,0	<2	6,3	3,1	7,7	3,1		
82	2000-10-18	LS	Rb0001	38,0	2,9	3,0	<2	0,0	110,0	2,0	3,0	0,3	8,1	0,3	70,0	
83	2001-07-18	LS	Rb0101	56,0	4,5	4,9	<2	0,0	160,0	8,8	17,0	0,4	7,8	0,4	30,0	29,7
84	2001-07-31	LS	Rb0102	56,0	4,3	4,6	<2	0,0	170,0	7,8	16,0	0,8	8,0	0,8	39,0	38,7
85	2001-08-13	LS	Rb0104	47,0	2,8	3,0	<2	0,0	130,0	7,1	11,0	1,5	7,9	1,5	72,0	71,7
86	2001-08-22	LS	Rb0105	33,0	3,3	3,1	<2	0,0	95,0	4,4	11,0	0,4	7,7	0,4	56,0	55,6
87	2003-04-02	LS	Rb0106	52,0	5,0	2,2	<2	0,0	160,0	<2,0	12,0	0,2	7,9	0,2	50,0	49,7
88	2001-09-03	LS	Rb0107	34,0	3,4	2,9	<2	0,0	99,0	4,3	9,8	0,5	8,0	0,5	57,0	56,7
89	2002-10-10	LS	Rb0203	31,0	3,3	2,8	<2	0,0	92,0	3,1	12,0	0,2	8,1	0,2	46,0	
90	1999-06-28	LS	Br1	39,7	3,0	7,5	1,2	0,0	120,0	5,0	16,0	0,6	7,9	0,6	75,0	
91	2002-08-14	LS	Br2	42,0	4,1	3,3	<2	0,0	120,0	3,9	12,0	1,3	8,0	1,3	62,5	
92	2005-04-27	LS	Br3	46,0	2,5	3,3	0,7	0,0	130,0	2,0	11,0	0,0	7,9	0,0	41,0	
93	2000-01-11	LS	Br103	35,0	3,6	2,9	0,7	0,0	110,0	2,1	10,0	0,3	8,2	0,3	55,0	
94	2003-06-04	LS	Br106	77,0	7,3	7,2	1,1	0,0	210,0	23,0	33,0	0,0	7,9	<0,010	40,4	
95	2005-04-07	LS	Br107	63,0	6,2	6,4	2,0	0,0	200,0	7,0	27,0	0,5	7,8	0,5	85,0	
96	2005-04-07	LS	Br110	57,0	4,5	6,1	1,0	0,0	160,0	13,0	20,0	0,6	7,7	0,6	82,0	
97	2002-06-19	LS	Br111	64,0	4,4	10,0	4,0	0,0	160,0	12,0	10,0	2,1	7,8	2,1	70,0	
98	1995-05-30	MS	råvattenbrunn	11,0	1,2	12,0	1,8	0,0	17,0	31,0	6,0	0,1	6,4	0,0	12,0	8,0
99	2003-07-03	SS	Rb0301	45,0	3,6	7,5	<2	0,0	110,0	11,0	11,0	0,2	7,7	<0,02	24,0	17,0
100	2003-11-06	SS	Br5	50,0	3,8	7,1	<2	0,0	110,0	11,0	10,0	0,0	7,8	<0,02	23,5	
101	2004-08-03	VÄ	Br1	13,0	3,8	6,0	<2	0,0	36,0	9,0	8,0	0,1	6,8	0,0		

102	2004-08-04	VÄ	Br2	13,0	5,2	3,6	<2	0,0	49,0	6,0	5,0	7,4	6,6	0,3		
103	2004-08-04	VÄ	Rb9808	13,0	3,4	7,3	<2	0,0	31,0	9,0	10,0	0,6	6,5	<0.02		
104	2004-08-03	VÄ	Rb0401	14,0	3,1	7,6	<2	0,0	28,0	11,0	10,0	0,9	6,5	<0.02	16,0	11,3
105	2004-08-03	VÄ	Rb0402	13,0	2,7	8,5	<2	0,0	26,0	1,0	10,0	0,5	6,5	<0.02	18,0	13,6
106	2004-08-03	VÄ	Rb0403	13,0	3,2	8,3	<2	0,0	27,0	11,0	10,0	0,4	6,6	<0.02	18,0	13,4
107	2004-08-03	VÄ	Rb0404	11,0	3,9	5,2	<2	0,0	30,0	8,0	8,0	3,2	6,6	0,2	16,0	11,4
108	2004-08-04	VÄ	Rb0405	9,2	3,8	3,4	<2	0,0	32,0	7,0	6,0	12,0	6,3	0,3	20,0	15,4
109	2004-08-04	VÄ	Rb0406	11,0	4,3	3,2	<2	0,0	40,0	6,0	6,0	4,1	6,3	0,4	18,0	13,4
110	2004-08-04	VÄ	Rb0407	11,0	5,6	4,1	<2	0,0	42,0	8,0	7,0	3,2	6,8	0,1	18,0	13,5

AGS=Avesta Germundsbo/Skogsbo, AG=Avesta Germundsbo, A=Avesta, AGu=Avesta Gubbmossen, AH=Avesta Horndal, BL= Borlänge Lennheden

BP=Borlänge Postterminalen, FB=Falun Blixbo, FS=Falun Svärdsjö, FV=Falun Vika, GFE=Gamla utredningar Falun Enviken

GSS=Gamla utredningar Solbackens Sjukhem, GSU=Gamla utredningar Stora Skedvi Uppbo

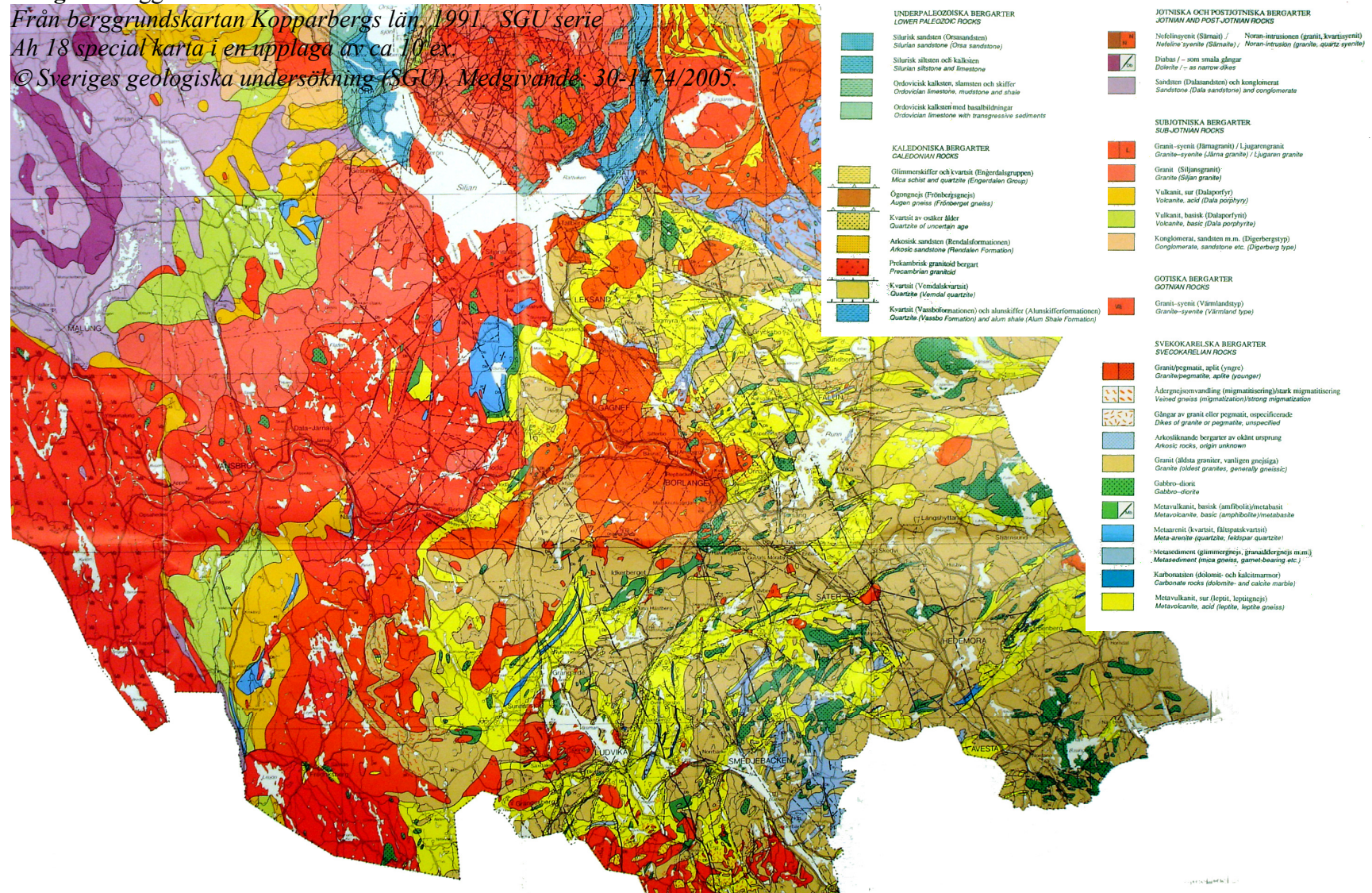
GSF=Gamla utredningar Gagnefs kommun Sandvikens Fäbodlar, LS=Leksand Storheden, MS=Mora Siknäs, SS=Säter Solvarbo, VÄ=Vansbro Äppelbo

Bilaga 2 Berggrundskarta

Från berggrundskartan Kopparbergs län, 1991, SGU serie

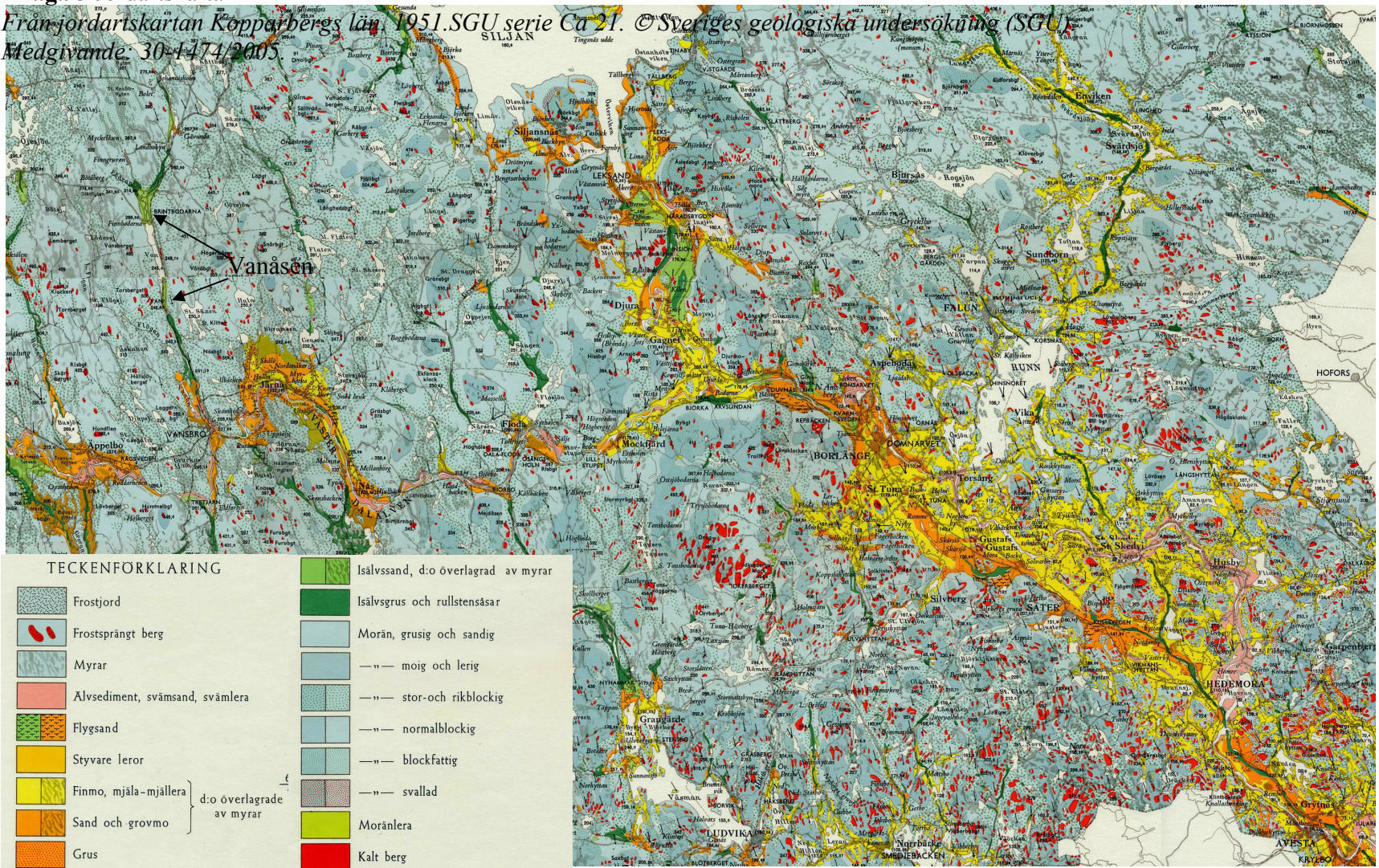
Ah 18 special karta i en upplaga av ca 10 ex.

© Sveriges geologiska undersökning (SGU), Medgivande: 30-1474/2005.

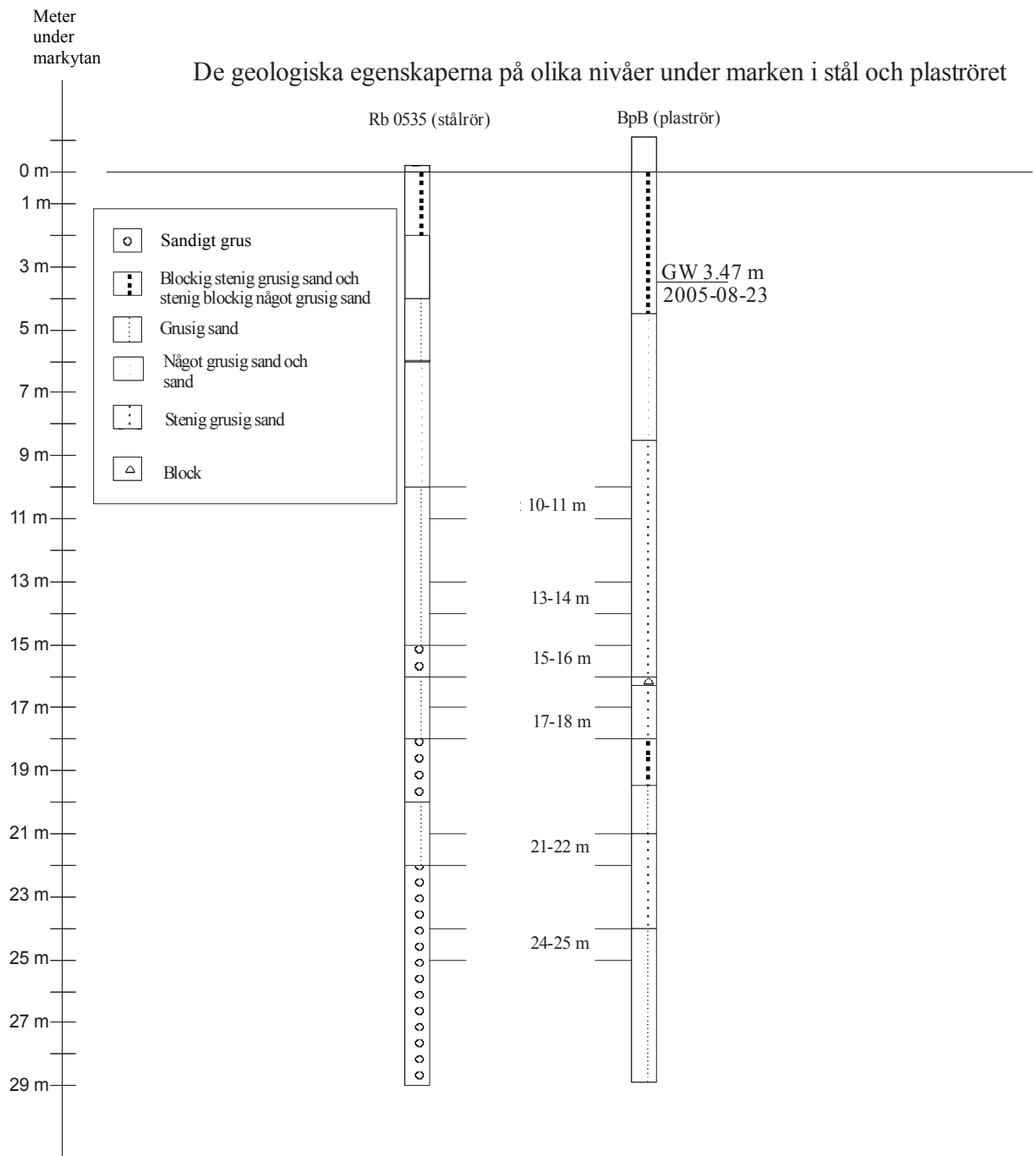


Bilaga 3 Jordartskarta

Från jordartskartan Kopparbergs län 1951.SGU serie Ca 21. ©Sveriges geologiska undersökning (SGU)
Medgivande: 30-1474/2005



Bilaga 4 Geologi



Bilaga 5 Standardkurva för spektrofotometer

Standardlösningar mot uppmätta lösningar mätta innan och efter provtagning i fält i mg/l

beredda Fe(II)halter innan provtagning	uppmätta Fe(II)halter innan provtagning	beredda Fe(II)halter efter provtagning	uppmätta Fe(II)halter efter provtagning
2	1,36	1	0,74
1	0,56	0,1	0,11
0,1	0,07	0,05	0,06

datum	2005-08-10	2005-08-10	2005-08-10	2005-08-10	2005-08-11	2005-08-11
nivå (m)	13-14	13-14	13-14	13-14	13-14	13-14
ca tid efter start (h)	0	0,57	1,18	3,72	20,5	25,9
aktuell tid	13:00	13:34	14:11	16:43	09:30	14:54
konduktivitet (µS/cm)	288	292	290	298	302	302
korrigerad konduktivitet (µS/cm) till 25°C	447	459	456	462	475	468
pH	IH	IH	IH	IH	IH	7,82
redoxpotential (mV)	103,8	70	83	78,9	152	87
Korrigerad redoxpotential (Eh) (mV)	320,8	287	300	295,9	369	304
temperatur i vattnet (°C)	7	6 & 7	6 & 7	7	6 & 7	7
syrehalt/ korrigerad syrehalt (mg/l)	2,03/ 2,96	1,9/ 2,65	1,84/ 2,54	1,74/ 2,29	1,23/ 1,62	1,15/ 1,48
temperatur som syremätaren visar (°C)	22,9	20,4	20	18,5	18	17,4
Fe(2+) prov 1 (mg/l)	0	0,03	0,03	0,01	0,01	0,04
Fe(2+) prov 2 (mg/l)	0	0,01	0,05	0,01	0,03	0,04
turb.1 (FTU)	0,3	0	0,28	0	0	0
turb.2 (FTU)	1,85	0	0,06	0	0	0,28
turb.3 (FTU)	2,44	0	-	0	0	0,06

IH = nstrument haveri

- = ingen mätning gjord

datum	2005-08-17	2005-08-17	2005-08-17	2005-08-17	2005-08-17
nivå (m)	15-16	15-16	15-16	15-16	15-16
ca tid efter start (h)	0	0,5	1	3,67	6,4
aktuell tid	09:51	10:21	10:51	13:31	16:15
konduktivitet (µS/cm)	301	300	300	303	303
korrigerad konduktivitet (µS/cm) till 25°C	467	465	465	470	470
pH	7,77	7,74	7,77	7,76	7,77
redoxpotential (mV)	103,2	150	145,2	86,2	117,7
Korrigerad redoxpotential (Eh) (mV)	320	367	362	303	335
temperatur i vattnet (°C)	7	7	7	7	7
syrehalt/ korrigerad syrehalt (mg/l)	1,88/ 2,31	1,87/ 2,24	2,05/ 2,43	1,86/ 2,16	1,94/ 2,20
temperatur som syremätaren visar (°C)	15,5	14,4	14	13,2	12,1
Fe(2+) prov 1 (mg/l)	0	0	0	0,01	0,01
Fe(2+) prov 2 (mg/l)	0	0	0	0,01	0,01
turb.1 (FTU)	6,31	0,01	0	0	0
turb.2 (FTU)	5,36	0,12	0	0	0
turb.3 (FTU)	5,95	0,17	0	0	0

datum	2005-08-18	2005-08-18	2005-08-18	2005-08-18	2005-08-18
nivå (m)	17-18	17-18	17-18	17-18	17-18
ca tid efter start (h)	0	0,5	1	4,08	5,33
aktuell tid	10:40	11:10	11:40	14:45	16:00
konduktivitet (µS/cm)	302	300	297	301	303
korrigerad konduktivitet (µS/cm) till 25°C	462	459	454	460	463
pH	7,76	7,75	7,75	7,75	7,75
redoxpotential (mV)	43	70	66	110	100
Korrigerad redoxpotential (Eh) (mV)	260	287	283	327	317
temperatur i vattnet (°C)	7 & 8	7 & 8	7 & 8	7 & 8	7 & 8
syrehalt/ korrigerad syrehalt (mg/l)	0,89/ 0,99	0,98/ 1,08	0,93/ 1,02	0,93/ 0,99	0,92/ 0,98
temperatur som syremätaren visar (°C)	11,7	11,5	11,2	10,1	10
Fe(2+) prov 1 (mg/l)	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01
Fe(2+) prov 2 (mg/l)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
turb.1 (FTU)	10,23	0	0	0	0
turb.2 (FTU)	10,94	0	0	0	0
turb.3 (FTU)	9,91	0	0	0	0
datum	2005-08-23	2005-08-23	2005-08-23	2005-08-23	2005-08-23
nivå (m)	21-22	21-22	21-22	21-22	21-22
ca tid efter start (h)	0	0,5	1	3,82	6,73
aktuell tid	09:04	09:34	10:04	12:53	15:48
konduktivitet (µS/cm)	301	300	300	300	297
korrigerad konduktivitet (µS/cm) till 25°C	467	465	465	465	461
pH	7,72	7,73	7,73	7,75	7,77
redoxpotential (mV)	80,2	90	90	80,8	80
Korrigerad redoxpotential (Eh) (mV)	297,2	307	307	297,8	297
temperatur i vattnet (°C)	7	7	7	7	7
syrehalt/ korrigerad syrehalt (mg/l)	1,25/ 1,39	1,3/ 1,42	1,3/ 1,44	1,22/ 1,30	1,25/ 1,33
temperatur som syremätaren visar (°C)	11,3	10,5	11,1	9,5	9,5
Fe(2+) prov 1 (mg/l)	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02
Fe(2+) prov 2 (mg/l)	0,01	0,01	0	0,02	0,02
turb.1 (FTU)	0	0	0	0	0
turb.2 (FTU)	0	0	0	0	0
turb.3 (FTU)	0	0	0	0	0
konduktivitet(2) (µS/cm)	271	271	271	269	270
temp. som kond.mätare(2) visar (°C)	6,8	6,6	6,8	7,4	7,2

Konduktivitet (2) är mätt med Basic Conductivity meter model 115A från Thermo Orion med mätcellen Orion Cond Cell 011510

Konduktivitet är mätt med Contronic Developments Conductivity meter typ BCH B339 med tillhörande mätcell

datum	2005-08-24	2005-08-24	2005-08-24	2005-08-24	2005-08-24
nivå (m)	24-25	24-25	24-25	24-25	24-25
ca tid efter start (h)	0	0,8	1,15	4,05	7,02
aktuell tid	09:09	09:57	10:18	13:12	16:10
konduktivitet (µS/cm)	298	303	303	305	305
korrigerad konduktivitet (µS/cm) till 25°C	476	484	484	487	480
pH	7,68	7,7	7,72	7,7	7,72
redoxpotential (mV)	218	99,3	54,2	90	94,8
Korrigerad redoxpotential (Eh) (mV)	435	316,3	271,2	307	311,8
temperatur i vattnet (°C)	6	6	6	6	6 & 7
syrehalt/ korrigerad syrehalt (mg/l)	1,66/ 1,85	1,6/ 1,74	1,6/ 1,76	1,6/ 1,72	1,61/ 1,70
temperatur som syremätaren visar (°C)	10,5	9,4	10	9	8,7
Fe(2+) prov 1 (mg/l)	0,02	0,02	0,01	0,01	0
Fe(2+) prov 2 (mg/l)	0	0,03	0	0,01	0
turb.1 (FTU)	0,02	0	0	0	0
turb.2 (FTU)	0	0	0	0	0
turb.3 (FTU)	0	0	0	0	0
konduktivitet(2) (µS/cm)	263	267	270	262	263
temp. som kond.mätare(2) visar (°C)	12,3	8	8,1	10	9,3

Bilaga 9 Resultat från fältmätningarna i stålröret

De korrigerade mätresultaten som användes i beräkningarna står som korrigerade mätresultat

datum	2005-08-09	2005-08-09	2005-08-09	2005-08-09	2005-08-10	2005-08-10	2005-08-10	2005-08-11	2005-08-11
nivå (m)	10-11m	10-11m	10-11m	10-11m	10-11m	10-11m	10-11m	10-11m	10-11m
ca tid efter start (h)	0,00	0,60	2,58	4,57	10,43	18,33	27,22	43,87	48,55
aktuell tid	14:21	14:57	16:56	18:55	00:47	08:41	17:34	10:13	14:54
konduktivitet (µS/cm)	261	289	291	292	21	291	292	298	298
korrigerad konduktivitet (µS/cm) till 25°C	405	405	405	459		458	459	469	469
pH	IH	IH	IH	IH	IH	7,92	IH	IH	7,81
redoxpotential (mV)	-26	36	46	58	58	12,9	29,9	30	41
Korrigerad redoxpotential (Eh) (mV)	191	253	263	275	275	229,9	246,9	247	258
temperatur i vattnet (°C)	7	7	7	6 & 7	6 & 7	6 & 7	6 & 7	6 & 7	6 & 7
syrehalt (mg/l)	3,86	4,24	3,97	3,93	3,8	3,9	4,4	4,2	4
temperatur som syremätaren visar (°C)	20,5	20,1	21	21	22	23,9	19,7	20,2	21
korrigerad syrehalt (mg/l)	5,33	5,80	5,54	5,56	5,50	5,88	6,04	5,83	5,65
Fe(2+) prov 1 (mg/l)	0,12	0,18	0,11	0,16	0,18	0,18	0,03	0,07	0,08
Fe(2+) prov 2 (mg/l)	0,26	0,1	0,06	0,15	0,24	0,13	-	0,06	0,08
turb.1 (FTU)	I	I	I	I	I	I	0	0	0
turb.2 (FTU)	I	I	I	I	I	I	0,34	0	0
turb.3 (FTU)	I	I	I	I	I	I	0,1	0	0

vid denna nivå var det ett stopp mellan 15:00 den 10/8 och 16:30 samma dag eftersom koppartråden i sladden ner till pumpen smält sönder

IH = instrument haveri

- = ingen mätning gjord pga tidsbrist

F = felläsning

I = ingen mätning gjord

datum	2005-08-12	2005-08-12	2005-08-12	2005-08-12	2005-08-12
nivå (m)	13-14	13-14	13-14	13-14	13-14
ca tid efter start (h)	0,00	0,50	1,00	3,50	5,50
aktuell tid	11:30	12:00	12:30	15:00	17:00
konduktivitet (µS/cm)	302	302	301	298	298
korrigerad konduktivitet (µS/cm) till 25°C	475	475	467	462	469
pH	7,88	7,86	7,88	7,95	7,72
redoxpotential (mV)	7,9	11,5	10	10	13,5
Korrigerad redoxpotential (Eh) (mV)	224,9	228,5	227	227	230,5
temperatur i vattnet (°C)	6 & 7	6 & 7	7	7	6 & 7
syrehalt (mg/l)	4,1	4,03	4,07	4,1	4,1
temperatur som syremätaren visar (°C)	-	20,5	21	20	19,8
korrigerad syrehalt (mg/l)	5,73	5,63	5,68	5,60	5,64
Fe(2+) prov 1 (mg/l)	0,1	0,11	0,06	0,07	0,08
Fe(2+) prov 2 (mg/l)	0,1	0,1	0,09	0,08	0,08
turb.1 (FTU)	17,5	7,3	3,12	0,73	0
turb.2 (FTU)	15,63	1,19	3,46	0,8	0
turb.3 (FTU)	18,01	8,33	4,44	0,8	0

vid denna nivå var det ett stopp efter den sista mätningen tagits, pumpningen startades på nytt vid samma nivå ungefär 2 dagar senare, se nedan

datum	2005-08-15	2005-08-15	2005-08-15	2005-08-15	2005-08-15
nivå (m)	13-14	13-14	13-14	13-14	13-14
ca tid efter start (h)	0,50	0,97	1,50	5,58	8,62
omräknad tid efter start för infogning i diagram (6,50	6,97	7,50	11,58	14,62
aktuell tid	09:02	09:30	10:02	14:07	17:09
konduktivitet (µS/cm)	299	293	298	298	298
korrigerad konduktivitet (µS/cm) till 25°C	470	461	469	469	469
pH	7,71	7,95	-	7,65	7,61
redoxpotential (mV)	87,1	40	35	47	33,5
Korrigerad redoxpotential (Eh) (mV)	304,1	257	252	264	250,5
temperatur i vattnet (°C)	6 & 7	6 & 7	6 & 7	6 & 7	6 & 7
syrehalt (mg/l)	3,9	4,05	4	4,6	4,3
temperatur som syremätaren visar (°C)	12,8	20,4	19,8	17,2	18,2
korrigerad syrehalt (mg/l)	4,54	5,65	5,50	5,95	5,70
Fe(2+) prov 1 (mg/l)	0,07	0,07	0,07	0,08	0,08
Fe(2+) prov 2 (mg/l)	0,06	0,09	0,07	0,08	0,11
turb.1 (FTU)	-	0	0	0	0
turb.2 (FTU)	-	0	0	0	0
turb.3 (FTU)	-	0	0	0	0

vid denna nivå startades pumpningen efter det att vid denna nivå startades pumpningen efter det att pumpen gått ungefär 1 dygn och stått 2 dygn

datum	2005-08-16	2005-08-16	2005-08-16	2005-08-16	2005-08-16
nivå (m)	15-16	15-16	15-16	15-16	15-16
ca tid efter start (h)	0,00	0,52	1,00	3,80	7,38
aktuell tid	08:57	09:28	09:57	12:45	16:20
konduktivitet (µS/cm)	307	304	307	309	308
korrigerad konduktivitet (µS/cm) till 25°C	476	478	483	479	478
pH	7,67	7,72	7,73	7,7	7,72
redoxpotential (mV)	-9	11	22,2	10	24
Korrigerad redoxpotential (Eh) (mV)	208	228	239,2	227	241
temperatur i vattnet (°C)	7	6 & 7	6 & 7	7	7
syrehalt (mg/l)	1,88	1,8	1,8	1,9	2
temperatur som syremätaren visar (°C)	17	16,3	15	15,1	15,2
korrigerad syrehalt (mg/l)	2,39	2,28	2,21	2,31	2,44
Fe(2+) prov 1 (mg/l)	0,41	0,09	0,06	0,06	0,06
Fe(2+) prov 2 (mg/l)	0,44	0,08	0,07	0,07	0,08
turb.1 (FTU)	144	0,06	0	0	0
turb.2 (FTU)	143	0,99	0	0	0
turb.3 (FTU)	139	0,24	0	0	0

datum	2005-08-17	2005-08-17	2005-08-17	2005-08-17	2005-08-17
nivå (m)	17-18	17-18	17-18	17-18	17-18
ca tid efter start (h)	0,00	0,50	1,03	4,87	8,27
aktuell tid	08:25	08:55	09:27	13:17	16:41
konduktivitet (µS/cm)	310	309	303	304	314
korrigerad konduktivitet (µS/cm) till 25°C	481	479	470	472	487
pH	7,77	7,73	7,73	7,76	7,76
redoxpotential (mV)	-20	F	-11,9	-5	-28
Korrigerad redoxpotential (Eh) (mV)	197	217	205,1	212	189
temperatur i vattnet (°C)	7	7	7	7	7
syrehalt (mg/l)	2,11	1,8	1,64	1,04	0,8
temperatur som syremätaren visar (°C)	16,1	15,2	14,9	11,7	10,1
korrigerad syrehalt (mg/l)	2,63	2,19	1,99	1,17	0,86
Fe(2+) prov 1 (mg/l)	0,32	0,08	0,1	0,05	0,09
Fe(2+) prov 2 (mg/l)	0,3	0,08	0,09	0,09	0,09
turb.1 (FTU)	208	5,72	4,06	0	0
turb.2 (FTU)	202	4,22	3,83	0	0
turb.3 (FTU)	202	-	3,66	0	0

datum	2005-08-18	2005-08-18	2005-08-18	2005-08-18	2005-08-18
nivå (m)	21-22	21-22	21-22	21-22	21-22
ca tid efter start (h)	0,00	0,50	1,00	6,12	7,28
aktuell tid	08:53	09:23	10:23	15:00	16:10
konduktivitet (µS/cm)	298	305	305	311	312
korrigerad konduktivitet (µS/cm) till 25°C	462	473	473	482	484
pH	7,97	7,88	7,86	7,82	7,8
redoxpotential (mV)	35	-60	-63	-63,8	-65,7
Korrigerad redoxpotential (Eh) (mV)	252	157	154	153,2	151,3
temperatur i vattnet (°C)	7	7	7	7	7
syrehalt (mg/l)	1,55	0,9	0,5	0,21	0,06
temperatur som syremätaren visar (°C)	13	12,3	10,5	6,9	6,6
korrigerad syrehalt (mg/l)	1,79	1,02	0,54	0,21	0,06
Fe(2+) prov 1 (mg/l)	0,03	0,08	0,11	0,07	0,1
Fe(2+) prov 2 (mg/l)	0,08	0,07	0,1	0,08	0,11
turb.1 (FTU)	301	6,67	3,33	0	0
turb.2 (FTU)	299	9,9	3,19	0	0
turb.3 (FTU)	300	-	3,59	0	0

datum	2005-08-22	2005-08-22	2005-08-22	2005-08-22	2005-08-22	2005-08-22	2005-08-22
nivå (m)	24-25	24-25	24-25	24-25	24-25	24-25	24-25
ca tid efter start (h)	0,25	0,9	1,25	5,42	8,03	24,10	31,62
aktuell tid	08:50	09:29	09:50	14:00	16:37	08:41	16:13
konduktivitet (µS/cm)	298	297	298	301	303	303	304
korrigerad konduktivitet (µS/cm) till 25°C	462	461	462	467	470	470	472
pH	7,66	7,73	7,73	7,77	7,77	7,71	7,71
redoxpotential (mV)	-16,5	-10	-8,8	-8,8	-20	-13,3	-10,7
Korrigerad redoxpotential (Eh) (mV)	200,5	207	208,2	208,2	197	203,7	206,3
temperatur i vattnet (°C)	7	7	7	7	7	7	7
syrehalt (mg/l)	1,5	1,9	1,17	1,11	1,2	1,3	1,57
temperatur som syremätaren visar (°C)	11,1	11,3	11,1	10,3	10,5	12,1	9,7
korrigerad syrehalt (mg/l)	1,66	2,11	1,29	1,20	1,31	1,47	1,68
Fe(2+) prov 1 (mg/l)	0,09	0,09	0,1	0,1	0,11	0,12	0,12
Fe(2+) prov 2 (mg/l)	0,1	0,09	0,12	0,07	0,11	0,12	0,12
turb.1 (FTU)	4,74	0,41	-	0	0	0	0
turb.2 (FTU)	4,8	0	-	0	0	0	0
turb.3 (FTU)	-	0	-	0	0	0	0
konduktivitet(2) (µS/cm)	248	248	248	265	263	267	269
temp. som kond.mätare(2) visar (°C)	6,8	6,8	6,8	8,1	9,1	7	7,2

Konduktivitet (2) är mätt med Basic Conductivity meter model 115A från Thermo Orion med mätcellen Orion Cond Cell 011510

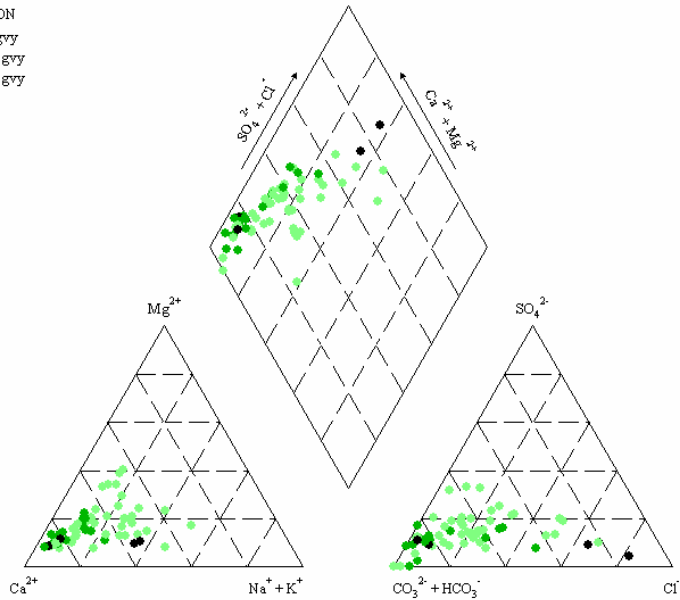
Konduktivitet är mätt med Contronic Developments Conductivity meter typ BCH B339 med tillhörande mätcell

Bilaga 10 Resultat av Piperdiagram

De hydrokemiska egenskaperna med avseende på djup under grundvattenytan

EXPLANATION

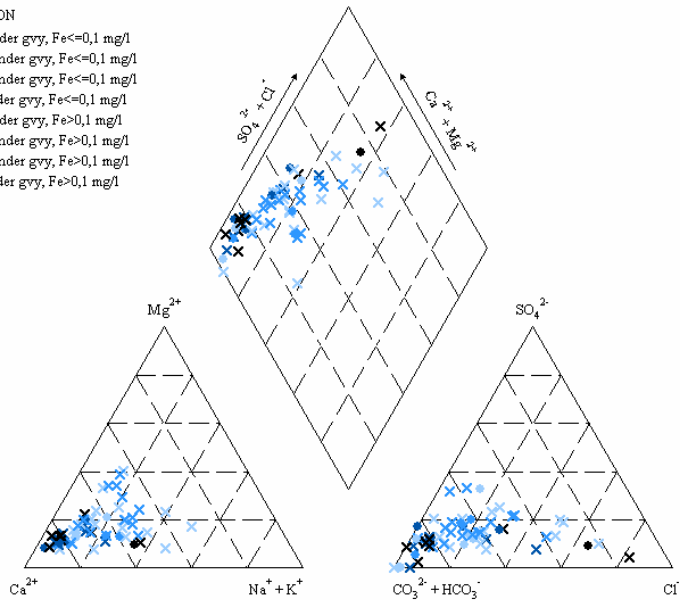
- 0-20 m u gvy
- 21-60 m u gvy
- 61-90 m u gvy



De hydrokemiska egenskaperna i grundvattnet med avseende på djup under grundvattenytan och Fe-halten

EXPLANATION

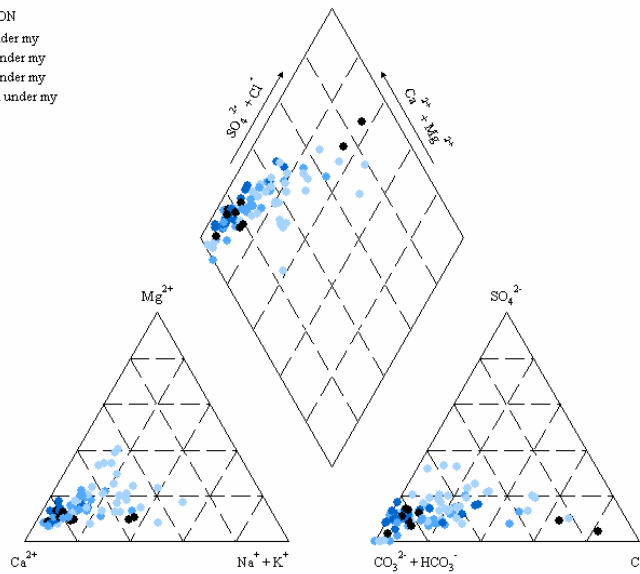
- 0-10 m under gvy, Fe < 0,1 mg/l
- 11-20 m under gvy, Fe < 0,1 mg/l
- 21-40 m under gvy, Fe < 0,1 mg/l
- >41 m under gvy, Fe < 0,1 mg/l
- × 0-10 m under gvy, Fe > 0,1 mg/l
- × 11-20 m under gvy, Fe > 0,1 mg/l
- × 21-40 m under gvy, Fe > 0,1 mg/l
- × >41 m under gvy, Fe > 0,1 mg/l



De hydrokemiska egenskaperna i grundvattnet med avseende på djup under markytan

EXPLANATION

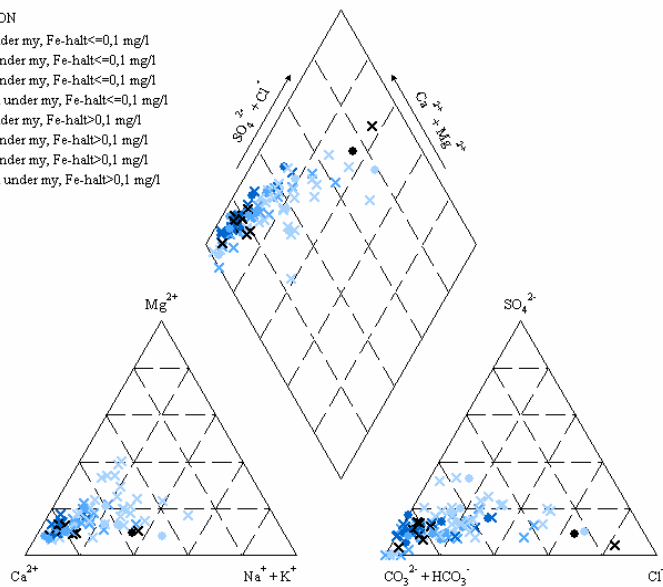
- 0-20 m under my
- 21-40 m under my
- 41-60 m under my
- över 61 m under my



De hydrokemiska egenskaperna i grundvattnet med avseende på Fe-halt och djup under markytan

EXPLANATION

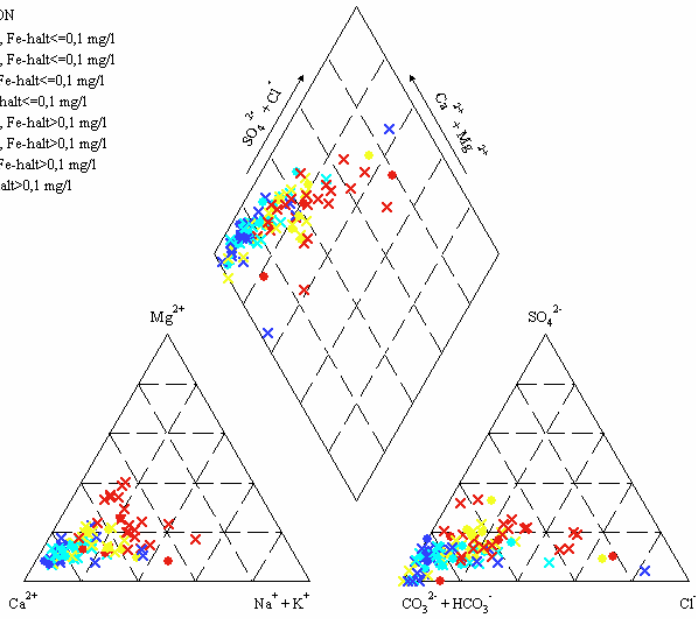
- 0-20 m under my, Fe-halt <= 0,1 mg/l
- 21-40 m under my, Fe-halt <= 0,1 mg/l
- 41-60 m under my, Fe-halt <= 0,1 mg/l
- över 61 m under my, Fe-halt <= 0,1 mg/l
- × 0-20 m under my, Fe-halt > 0,1 mg/l
- × 21-40 m under my, Fe-halt > 0,1 mg/l
- × 41-60 m under my, Fe-halt > 0,1 mg/l
- × över 61 m under my, Fe-halt > 0,1 mg/l



De hydrokemiska egenskaperna i grundvattnet med avseende på Fe-halt och pH

EXPLANATION

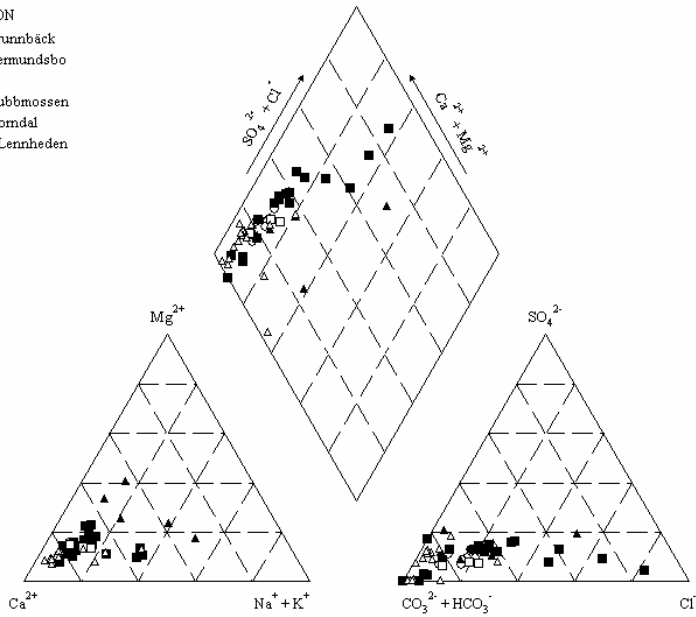
- pH 6,2-6,8, Fe-halt ≤ 0,1 mg/l
- pH 6,9-7,7, Fe-halt ≤ 0,1 mg/l
- pH 7,8-8, Fe-halt ≤ 0,1 mg/l
- pH > 8, Fe-halt ≤ 0,1 mg/l
- × pH 6,2-6,8, Fe-halt > 0,1 mg/l
- × pH 6,9-7,7, Fe-halt > 0,1 mg/l
- × pH 7,8-8, Fe-halt > 0,1 mg/l
- × pH >, Fe-halt > 0,1 mg/l



De hydrokemiska egenskaperna i de olika områden kring Borlänge

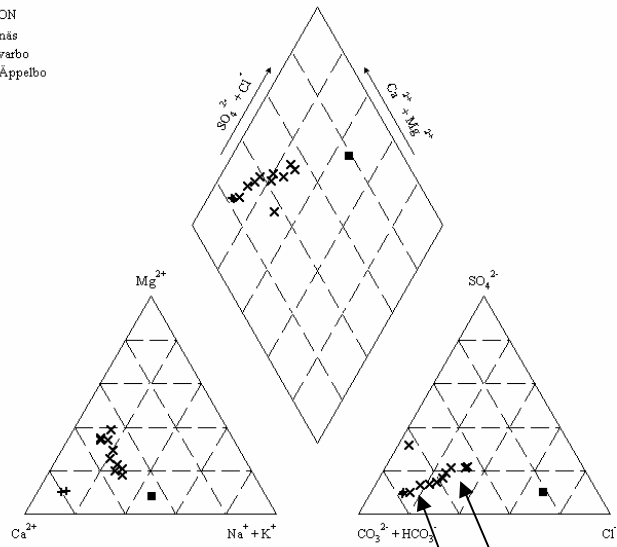
EXPLANATION

- Avesta Brunnbäck
- Avesta Germundsbo
- Avesta
- Avesta Chubbossen
- ▲ Avesta Horndal
- △ Borlänge Lennheden



De hydrokemiska egenskaperna i de olika områden kring Borlänge

- EXPLANATION
 ■ Mora Siknäs
 + Säter Solvarbo
 X Vansbro Äppelbo



Sådana här streck och övriga raka linjer streck visar på en blandning av 2 vatten

De hydrokemiska egenskaperna i de olika områden kring Borlänge

- EXPLANATION
 ● Borlänge Postterminalen
 ○ Falun Elixbo
 ■ Falun Svärdsjö
 + Falun Vika
 □ Falun Enviken
 ▲ Borlänge Solbacken
 △ Stora Skedvi Uppbo
 ▼ Gagnef
 X Leksand Storheden

