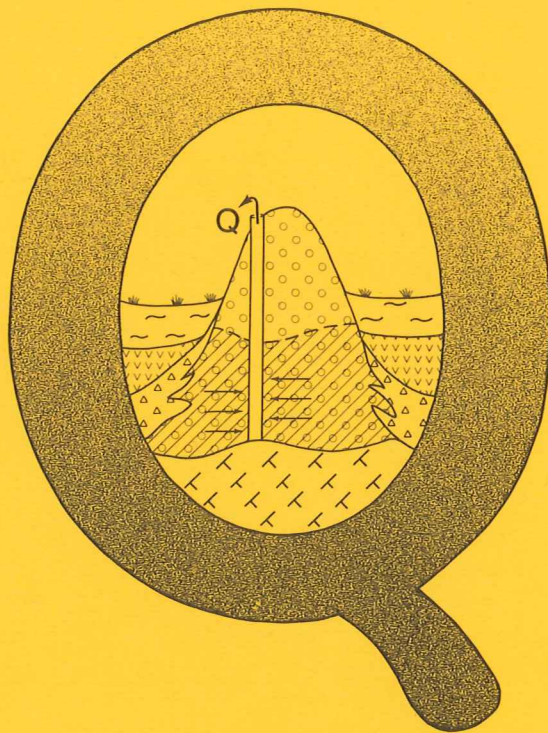


EXAMENSARBETEN I GEOLOGI VID LUNDS UNIVERSITET

Kvartärgeologi



ALKALISERING VID KONSTGJORD INFILTRATION

EN VATTENKEMISK STUDIE I TRE VATTENTÄKTER
I SYDÖSTRA SMÅLAND

Karin Kockum

Lunds univ. Geobiblioteket



15000

600954135

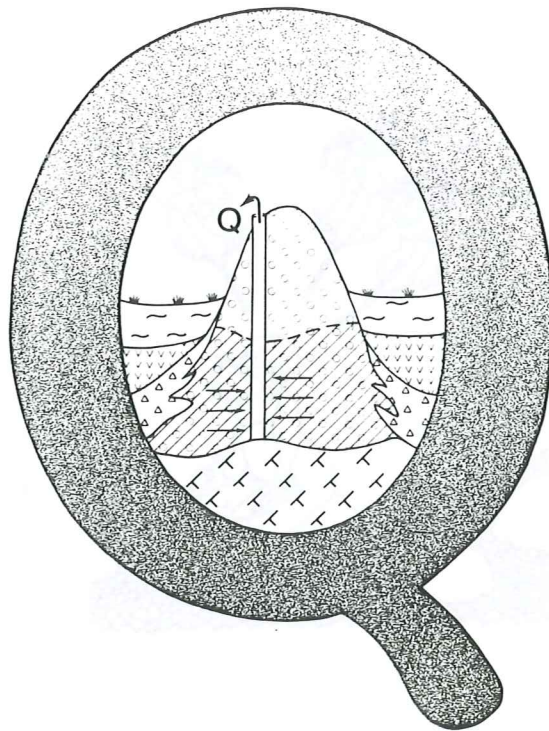
GEOLOGISKA
INSTITUTIONENS BIBLIOTEK
LUND *per*

NR 20

INSTITUTIONEN LUNDS UNIVERSITET

EXAMENSARBETEN I GEOLOGI VID LUNDS UNIVERSITET

Kvartärgeologi



ALKALISERING VID KONSTGJORD INFILTRATION

EN VATTENKEMISK STUDIE I TRE VATTENTÄKTER
I SYDÖSTRA SMÅLAND

Karin Kockum

LUND 1987

GEOLOGISKA
INSTITUTIONENS BIBLIOTEK
LUND

NR 20

GEOLOGISKA INSTITUTIONEN LUNDS UNIVERSITET



LA SOURCE

Förord

Denna studie är gjord som examensarbete på geovetarlinjens fyraåriga variant vid Kvärtärgeologiska avdelningen, Lunds universitet.

Ett stort och varmt tack för fin hjälp vill jag rikta till min handledare Bertil Sundlöf.

Allan Niklasson, Bo-Eddy Rosbol och Sune Gustavsson samt Bengt-Erik Bengtsson och Ingvar Ohlsson vid Emmaboda respektive Lessebo kommun har varit till värdefull hjälp vid insamling av material och vid visning av vattentäkter. Tack!

Dessutom ett tack till alla kurskamrater och alla andra som på ett eller annat sätt hjälpt till under arbetets gång.

Lund april 1987

Karin Kockum

ABSTRACT

A water chemistry study has been made at three public water supplies with artificial recharge in the county of Småland in the south of Sweden. At the water system of Emmaboda the surface water has been treated with slaked lime and at the water system of Kosta with soda ash. The aim of this study was to show whether the alkalization has changed the quality of the artificial ground water regarding its content of iron, aluminum, calcium and its alkalinity. In Kosta a significant increase in alkalinity was found after alkalization was begun. No significant change in iron and aluminum content was found. A correlation ($r=0,724$) between aluminum concentration and average monthly precipitation before water sampling, was established. The results obtained from the water supply of Emmaboda indicate an increase in calcium content and in alkalinity due to the liming. At a distance of 12 km upstreams the water supply of Lindås lake liming with powdered limestone has been made since 1980. This water system was studied in order to show whether the lake liming has changed the calcium content of the artificial ground water. There was no significant change in calcium content.

SAMMANFATTNING

Tre kommunala vattentäkter med konstgjord infiltration i sydöstra Småland har studerats. I Emmaboda vattentäkt har infiltrationsvattnet alkaliserats med släckt kalk sedan 1977 och i Kosta med soda sedan 1985.

Målsättningen med studien har varit att påvisa förändring i totalhårdhet, alkalinitet samt aluminium- och järnhalt för det konstgjorda grundvattnet sedan alkaliseringen påbörjats.

Resultat av alkaliseringen i Kosta:

- en signifikant ökning av alkalinitet
- ej signifikanta skillnader i järn- och aluminiumhalt

En korrelation ($r=0,724$ $p<0,01$) mellan aluminiumhalt och månadsmedelnederbörd före vattenprovtagning har påvisats i Kosta.

Alkaliseringen i Emmaboda tycks ha medfört:

- ökad totalhårdhet
- ökad alkalinitet

Hur järnhalten påverkas av alkaliseringen har ej kunnat klargöras.

Lindås vattentäkt har studerats för att påvisa om kalkning 12 km uppströms vattenverket påverkat det konstgjorda grundvattnets totalhårdhet.

Det föreligger ingen signifikant skillnad av totalhårdheten efter start med kalkning 1980.

Ett annat syfte med studien har varit att beräkna blandningsförhållandet mellan infiltrationsvattnet och naturligt grundvattnet. Med undantag av en kort period i Emmaboda vattentäkt har dessa beräkningar ej kunnat göras på grund av för få analyser.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Abstract

Sammanfattning

| | | |
|-------|---|----|
| 1 | INLEDNING..... | 1 |
| 1.1 | Bakgrund..... | 1 |
| 1.1.1 | Konstgjord infiltration..... | 1 |
| 1.1.2 | Vattenkvalitet..... | 1 |
| 1.2 | Målsättning..... | 2 |
| 2 | DEFINITIONER OCH VATTENKEMISKA PRINCIPER..... | 4 |
| 2.1 | Princip för konstgjord infiltration..... | 4 |
| 2.2 | Blandningsförhållande..... | 5 |
| 2.3 | Oorganiskt kol..... | 5 |
| 2.4 | Totalhårdhet..... | 7 |
| 2.5 | Alkalisering - Alkaliseringsmedel..... | 7 |
| 2.6 | Aluminium..... | 8 |
| 2.7 | Järn..... | 9 |
| 2.8 | Kemisk fällning..... | 10 |
| 3 | METODIK..... | 11 |
| 3.1 | Val av vattentäkter..... | 11 |
| 3.2 | Insamling av vattenanalysprotokoll..... | 11 |
| 3.3 | Vattenanalysmetoder..... | 11 |
| 4 | OMRÅDESBESKRIVNING..... | 12 |
| 4.1 | Berggrund och topografi..... | 12 |
| 4.2 | Jordarter..... | 13 |
| 4.3 | Hydrologi och hydrogeologi..... | 13 |
| 4.4 | Sjökalkning i området..... | 15 |
| 5 | BESKRIVNING AV DE KOMMUNALA VATTENTÄKTERNA..... | 15 |
| 5.1 | Kosta vattenverk..... | 15 |
| 5.1.1 | Geologi och hydrogeologi..... | 15 |
| 5.1.2 | Beskrivning av infiltrationsanläggningen..... | 17 |
| 5.2 | Emmaboda vattenverk..... | 18 |
| 5.2.1 | Geologi och hydrogeologi..... | 18 |
| 5.2.2 | Beskrivning av infiltrationsanläggningen..... | 18 |
| 5.3 | Lindås vattenverk..... | 21 |
| 5.3.1 | Geologi och hydrogeologi..... | 21 |
| 5.3.2 | Beskrivning av infiltrationsanläggning..... | 22 |
| 5.4 | Vattenkvalitet..... | 22 |

| | |
|--|----|
| 6 RESULTAT OCH DISKUSSION..... | 23 |
| 6.1 Blandningsförhållande i Kosta..... | 23 |
| 6.2 Vattenkemi i Kosta..... | 23 |
| 6.3 Vattenkemi och blandningsförhållande i Emmaboda...28 | |
| 6.4 Totalhårdhet i Lindås..... | 35 |
| REFERENSER..... | 36 |

1 INLEDNING

1.1 Bakgrund

1.1.1 Konstgjord infiltration

Under 1900-talets urbanisering och industrialisering har behovet av konsumtionsvatten ökat. Det naturliga grundvattnet har då blivit otillräckligt i vattentäkter med begränsade uttagsmöjligheter. Med hjälp av konstgjord infiltration, en metod att öka grundvattenbildning på konstgjord väg, har det ökande behovet ibland kunnat tillgodoses.

En av de stora förespråkarna för konstgjord infiltration i Sverige var ingenjör J.G Richert. Han anlade 1898 i Göteborg Sveriges första vattenverk med konstgjord infiltration (Richert 1911). "Grundvattenfabriken", som Richert kallar den, gav goda resultat och byggdes ut 1909.

Konstgjord infiltration används framför allt vid kommunala vattentäkter, som ofta är belägna i isälvsavlagringar. Av Sveriges totala vattenproduktion vid kommunala vattentäkter uttages 22% från vattentäkter med konstgjord infiltration (VAV 1983).

1.1.2 Vattenkvalitet

Vid konstgjord infiltration används ytvatten. Ytvatten håller som regel sämre kvalitet än det naturliga grundvattnet. Höga halter av organiskt material ibland med bindningar till metaller samt bakteriologiska föroreningar, är några faktorer som ger ytvatten dess sämre kvalitet.

När nederbörd, som i Sverige har ett pH-värde på ca 4.5, når marken sker kemiska reaktioner mellan vattnet och humusämnen och mineral. Vid dessa reaktioner sker en neutralisation av det nedträngande vattnet. I kalkrika jordar, dvs jordar med hög buffertkapacitet, löses kalciumkarbonat ut vid neutraliseringen. I jordar med liten buffertkapacitet neutraliseras vätejonerna genom kemisk vittring av icke kalkinnehållande mineral. Resultatet blir då att metalljoner från mineral och humusämnen löses ut och föres med markvattnet till vattendrag och grundvattenmagasin (SNV 1981).

För att öka sjövattnets och markens buffringsförmåga kalkas vissa försurningskänsliga områden i Sverige. Vid några kommunala vattentäkter alkaliserar ytvatten före infiltration med hjälp av olika alkaliseringsmedel såsom släckt kalk och soda.

1.2 Målsättning

Tre kommunala vattentäkter med konstgjord infiltration - Kosta Emmaboda och Lindås - har studerats i detta arbete. I Emmaboda alkaliserar infiltrationsvattnet sedan 1977 med släckt kalk och i Kosta sedan 1985 med soda. I Lindås vattentäkt sker ingen alkalisering.

Avsikten med studien var ursprungligen bl a att påvisa eventuella vattenkemiska förändringar efter alkalisering av infiltrationsvattnet vad beträffar aluminium, järn, totalhårdhet, alkalinitet, tungmetaller och fluor. Efter genomgång av analysprotokoll framkom att tungmetaller och fluor ej har analyserats vid något av vattenverken och aluminium ej har analyserats i Emmaboda. Dessa parametrar har därför ej kunnat studeras.

Målsättningen med studien är:

- att klargöra motiven för och den förväntade påverkan av alkaliseringsen i Kosta och Emmaboda.
- att i Kosta vattentäkt påvisa eventuell förändring av alkalinitet, aluminium- och järnhalt i blandvattnet^{*} efter start med alkalisering 1985.
- att i Emmaboda vattentäkt påvisa eventuell förändring av alkalinitet, totalhårdhet och järnhalt i blandvattnet efter det att alkalisering påbörjades 1977.
- att beräkna blandningsförhållandet mellan infiltrationsvatten och naturligt grundvatten i Kosta och Emmaboda.

Lindås vattentäkt har valts för:

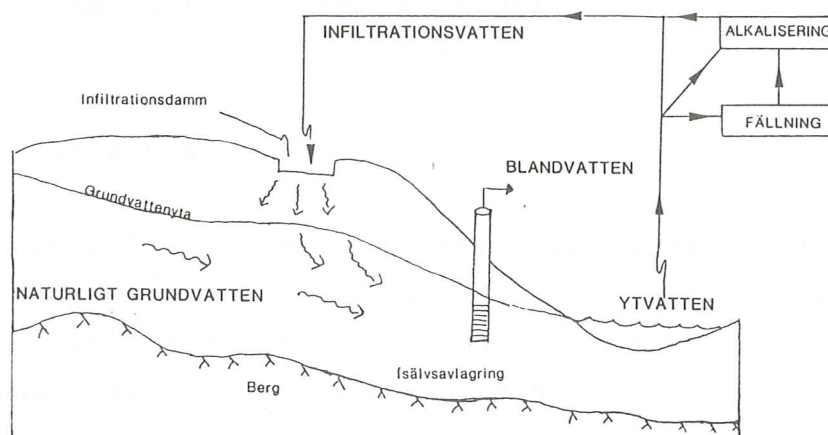
- att påvisa om kalkningen i Kvarnmålen ca 12 km uppströms vattenverket påverkat det uttagna blandvattnet med avseende på totalhårdhet.

* I detta arbete benämns det konstgjorda grundvattnet blandvatten

2 DEFINITIONER OCH VATTENKEMISKA PRINCIPER

2.1 Princip för konstgjord infiltration

Vid konstgjord infiltration förstärks grundvattenbildningen i en akvifer. Genom att låta vatten från en infiltrationsdamm infiltrera och sedan perkolera till ett grundvattenmagasin ökar vattenmängden i magasinet. Vatten pumpas antingen direkt till infiltrationsdammen eller efter fällning och/eller alkalisering. Från uttagsbrunnar i akviferen föres blandvattnet till vattenverk för vidare behandling (fig 1).



Figur 1. Vattentäkt med konstgjord infiltration.

I föreliggande arbete används följande benämningar på de olika vatten som ingår i processen:

- Ytvatten = Vatten i sjöar och vattendrag
- Infiltrationsvatten = Vatten i en infiltrationsdamm. Då ingen förbehandling sker är infiltrationsvatten lika med ytvatten.
- Naturligt grundvatten = Grundvatten som ej är påverkat av infiltrationsvatten.
- Blandvatten = Blandning av infiltrationsvatten och naturligt grundvatten.

2.2 Blandningsförhållande

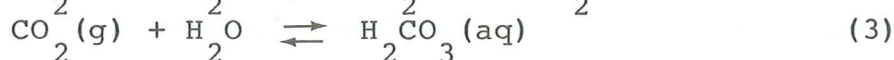
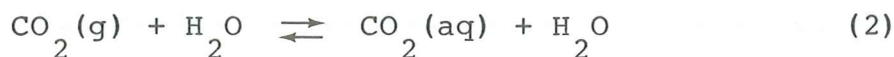
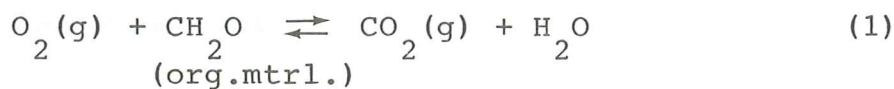
För att med säkerhet kunna bestämma blandningsförhållandet mellan naturligt grundvatten och infiltrationsvatten i en akvifer måste man göra ingående spårämnesförsök. Genom att tillsätta en radioaktiv isotop med känd koncentration till infiltrationsvattnet och sedan mäta koncentrationen i blandvattnet kan blandningsförhållandet mellan de olika vattnen bestämmas. Ett annat sätt är att med stabila joner, som naturligt finns i vatten, på samma sätt räkna ut koncentrationsförhållandena (Lundberg 1977). Om mindre stabila joner eller konduktivitet används blir resultatet mindre säkert, men kan ge en grov uppskattning om blandningsförhållandet.

2.3 Oorganiskt kol

Oorganiskt kol förekommer i vatten som kolsyra (H_2CO_3), vätekarbonat (HCO_3^-) och karbonat (CO_3^{2-}). Dessa komponenter brukar i engelsk litteratur benämnas DIC (total dissolved inorganic carbon) (Freeze och Cherry 1979).

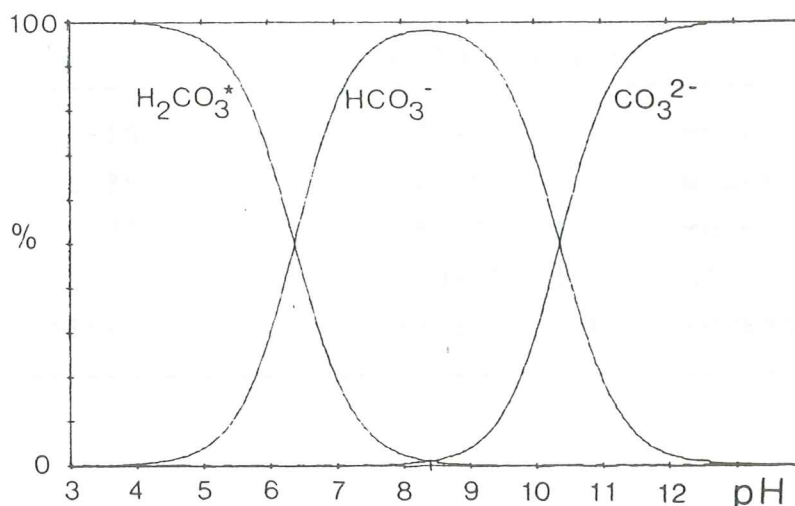
$$\text{DIC} = (\text{H}_2\text{CO}_3) + (\text{HCO}_3^-) + (\text{CO}_3^{2-})$$

Koldioxid, som finns i atmosfären och som bildas vid organisk nedbrytning (reaktion (1)) reagerar med vatten, och kolsyra bildas enligt reaktion (2) och (3).



Andelen löst koldioxid ($\text{CO}_2(\text{aq})$) som bildas är större än andelen löst kolsyra ($\text{H}_2\text{CO}_3^*(\text{aq})$), men som regel kallas båda föreningarna för kolsyra.

Det finns ett samband mellan pH och förhållandet mellan halterna av kolsyra, vätekarbonat och karbonat (fig 2). Vid lågt pH förekommer oorganiskt kol till största delen som kolsyra och vid högt pH som karbonat (Freeze och Cherry 1979).



Figur 2. Förhållandet mellan kolsyra, vätekarbonat och karbonat som funktion av pH. (Från Jansson och Broberg 1981).

Vid höga kolsyrehalter (lågt pH) ökar benägenheten för kemisk vittring av vissa mineral.

Aggressiv kolsyra är den del av i vattnet löst koldioxid som reagerar med tillsatt kalciumkarbonatpulver (marmorpulver) (Jacks och Maxe 1984).

Vätekarbonat- och karbonathalt är ett mått på vattnets alkalinitet, dvs förmåga att neutralisera vätejoner. Naturvatten har som regel ett pH-värde mellan 6 och 9,5. Detta innebär att ett naturvattens alkalinitet i huvudsak bestäms av vätekarbonathalten.

2.4 Totalhårdhet

Totalhårdhet är ett mått på koncentrationen av kalcium- och magnesiumjoner i ett vatten och uttrycks antingen som mg/l Ca eller med tyska hårdhetsgrader, °dH. En hårdhetsgrad är lika med 7 mg/l Ca. Tabell 1 visar en klassindelning av hårdhetsgraden (Engqvist m fl 1986).

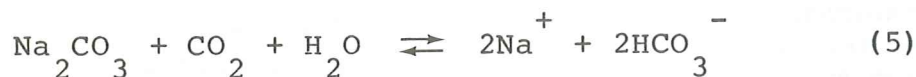
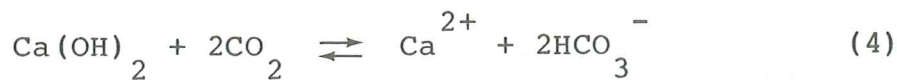
Tabell 1. Klassindelning av hårdhetsgraden.

| | | |
|---------------|-------------|---------------------|
| 0 -15 mg/l Ca | (0 -2 °dH) | mycket mjukt vatten |
| 15-35 | (2 -5 °dH) | mjukt vatten |
| 35-70 | (5 -10 °dH) | medelhårt vatten |
| 70-150 | (10-21 °dH) | hårt vatten |
| >150 | (>21 °dH) | mycket hårt vatten |

2.5 Alkalisering - Alkaliseringsmedel

Genom att alkalisera, dvs tillsätta en bas till ett surt vatten, neutraliseras vätejonerna.

Släckt kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) och soda (Na_2CO_3) är exempel på alkaliseringsmedel och reagerar med vätejoner enligt följande:



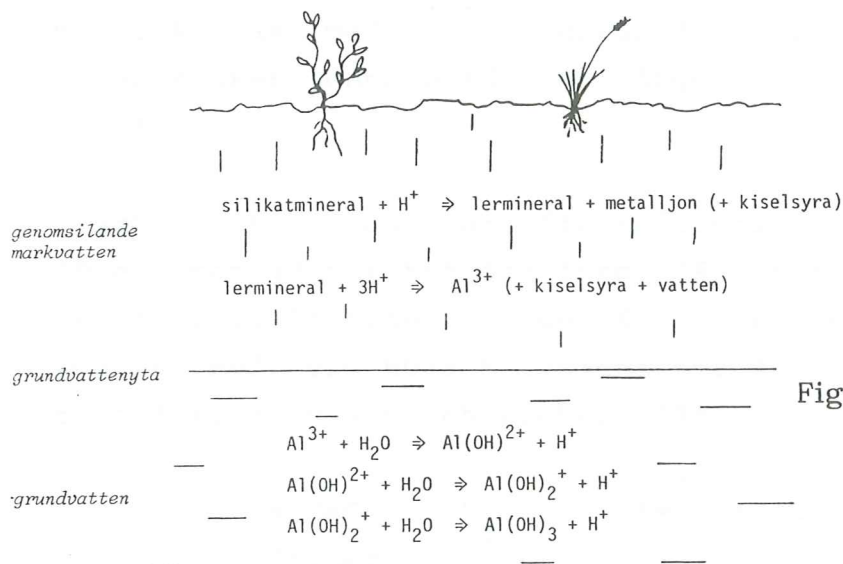
Detta medför att hårdheten ökar vid tillsats av släckt kalk. Enligt reaktion (5) kommer förhållandet mellan bildat Ca^{2+} och HCO_3^- i mol räknat att vara 1:2 vilket omräknat till mg/l ger ett förhållande på 1:3.

2.6 Aluminium

Aluminiumjonen (Al^{3+}) hydratiseras lätt till $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ och jonen är mycket komplexbenägen. Jordskorpan består till ca 8% av aluminium med fältspaterna som vanliga aluminiummineral. Skadliga effekter av höga aluminiumhalter har påvisats hos fiskar (SNV 1981). Aluminium har ingen känd biologisk funktion (Ganrot 1986).

Vid nedbrytning av organiskt material bildas humusämnen vilka är negativt laddade organiska syror, som bildar komplex med katjoner, t ex aluminiumjoner. En stor del av vittringen strax under humusskiktet orsakas av dessa organiska syror (Jacks och Maxe 1984).

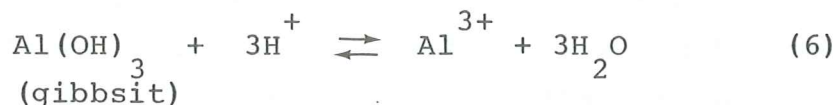
Markförsurningen i humusskiktet orsakas av vätejoner från nederbörd och kallas vätejonsaciditet. Försurningen längre ner i markskiktet och i grundvattenzonen orsakas främst av vätejoner som frigörs vid kemiska reaktioner med aluminium; aluminiumaciditet (Johnsson m fl 1981), se figur 3.



Figur 3. Kemisk vittring och aluminiumreaktioner vid vattnets passage genom marken och i grundvattenzonen. (Från SNV 1981).

För att dessa aluminiumreaktioner skall ske måste aluminiumjoner gå i lösning. Aluminium har hög löslighet vid pH-värden under 5,5 och över 8,5 (Troedsson och Nykvist 1973).

Detta innebär att om surt markvatten ($\text{pH} < 5,5$) kommer i kontakt med aluminiummineral kan aluminiumjoner lösas ut, se reaktion (6) och (7) (Johnson m fl 1981).

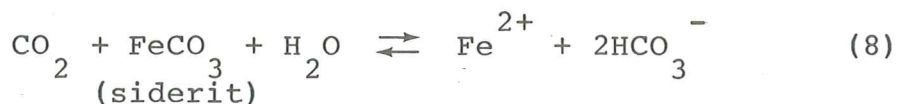


2.7 Järn

Jordskorpan består av ca 5% järn. Hornblände, biotit, pyrit och siderit är några mineral som innehåller järn. Järn är nödvändigt för vissa enzymssystem i organismernas ämnesomsättning.

Vid oxiderande förhållanden förekommer järn i trevärd form (Fe^{3+}) och vid reducerande som tvåvärd (Fe^{2+}). Då syrgas kommer i kontakt med Fe^{2+} oxideras denna till Fe^{3+} . Om pH är lägre än 4 sker denna oxidation långsamt (Jansson och Broberg 1981).

I grundvattenzonen, där ofta reducerande förhållanden råder, förekommer järn i tvåvärd form. Järnhalten i grundvattnet beror på lösligheten hos de järnmineral som vattnet kommer i kontakt med. Vid höga kolsyrehalter ökar lösligheten, se reaktion (8), (Jansson och Broberg 1981).



3 METODIK

3.1 Val av vattentäkter

Ett femtontal vattenverk med konstgjord infiltration kontakta-
des och av dessa var det två - Kosta och Emmaboda - som alka-
liserar före infiltration. Dessa utvaldes för närmare studium.
Senare tillkom Lindås vattenverk, som ej alkaliserar före in-
filtration, men som nyttjar vatten från ett ytvattensystem där
sjökalkning gjorts.

3.2 Insamling av vattenanalysprotokoll

Vid besök på vattenverk och kommunkontor har protokoll från
vattenanalyser, driftsjournaler och konsultrapporter angående
vattentäkterna samlats in. Antal analyser av infiltrations-
vattnet i Emmaboda var få. Komplettering med recipientkont-
rollanalyser från en provtagningsplats i närheten av vatten-
verket blev där nödvändig. Analysprotokollen från recipient-
platsen har jag fått från Emmaboda kommun och länsstyrelsen i
Kalmar.

3.3 Vattenanalysmetoder

Samtliga vattenprover är analyserade på KM-laboratoriet i Väx-
jö, enligt Svensk standard och Medicinalstyrelsen nr 122.

Analysmetoder:

Totalhårdhet: SS 02 81 21

Alkalinitet: Medicinalstyrelsen nr 122

Aluminium: SS 02 81 41

Järn: Titrerings (1966-1983)
SS 02 81 52 (1983-)

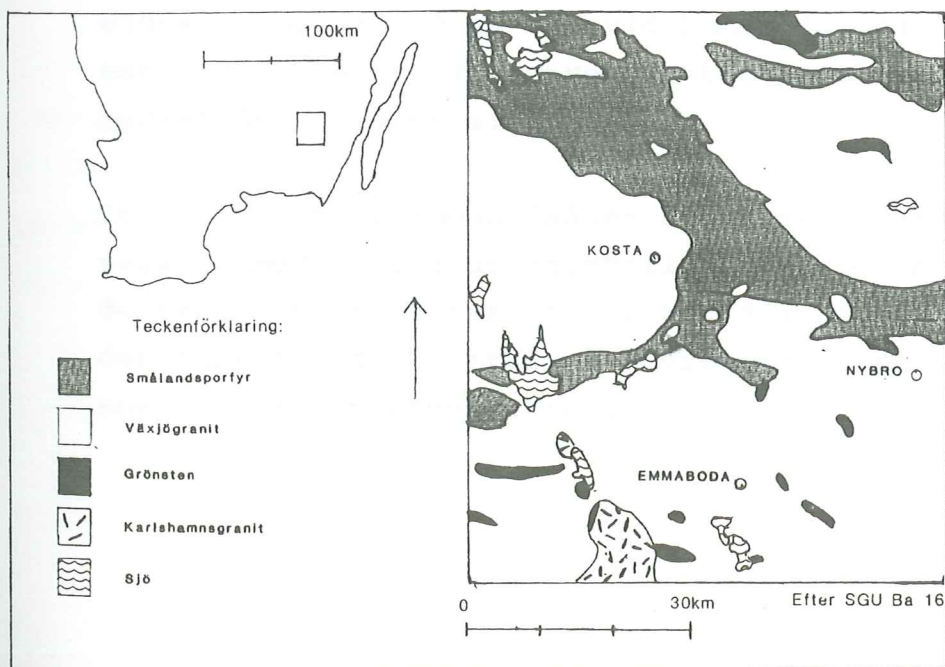
De två analysmetoderna för järn har under en längre tid utförts parallellt utan att någon skillnad i resultat har påvisats (Bergfors muntl.).

Vid Emmaboda och Kosta vattentäkt har kompletterande vattenprover tagits. Även dessa är analyserade på KM-laboratoriet i Växjö.

4 OMRÅDESBESKRIVNING

4.1 Berggrund och topografi

Kosta, Emmaboda och Lindås vattenverk ligger alla i sydöstra Småland. Området är beläget på det småländska höglandets sydöstra sluttning. Landskapet är småkuperat och höjderna har en relativt konstant toppnivå, som avtar mot sydost. Toppnivåerna i Kostaområdet är ca 230 m ö h och i Emmabodatrakten ca 140 m ö h. Berggrunden i området består av urberg, som har bildats under Gotisk tid (1400–1750 m a). Granit och porfyr är de dominerande bergarterna. Graniten är jämnkornig samt fältpatrik och kallas Växjögranit. Porfyren, som benämns Smålandsporfyr, är en ytbergart till graniten och kännetecknas av strökorn av fältspat och kvarts i en tät och röd grundmassa (Lundegårdh m fl 1978). De båda bergarternas utbredning framgår av figur 4.



Figur 4. Berggrunden i undersökningsområdet.

4.2 Jordarter

Undersökningsområdet är beläget över högsta kustlinjen. Morän och torv är de vanligaste jordarterna. De berggrundsdominerade höjdpartierna kännetecknas av tät förekomst av drumliner. I dalgångarna är moränen småkullig och ofta blockrik. Torv förekommer i lågpunkter i dalgångar och höjdområden. Emmabodaåsen, även kallad Lindåsen (Knutsson 1962) är en isälvsavlagring som löper fram i Lyckebyåns dalgång. Denna karakteriseras av stor variation med omväxlande åsnät, getryggsåsar, sandfält och lateralterrasser och avlagringen upphör helt på några ställen (Knutsson 1962). De tre undersökta vattenverken är belägna vid Emmabodaåsen (fig 5).

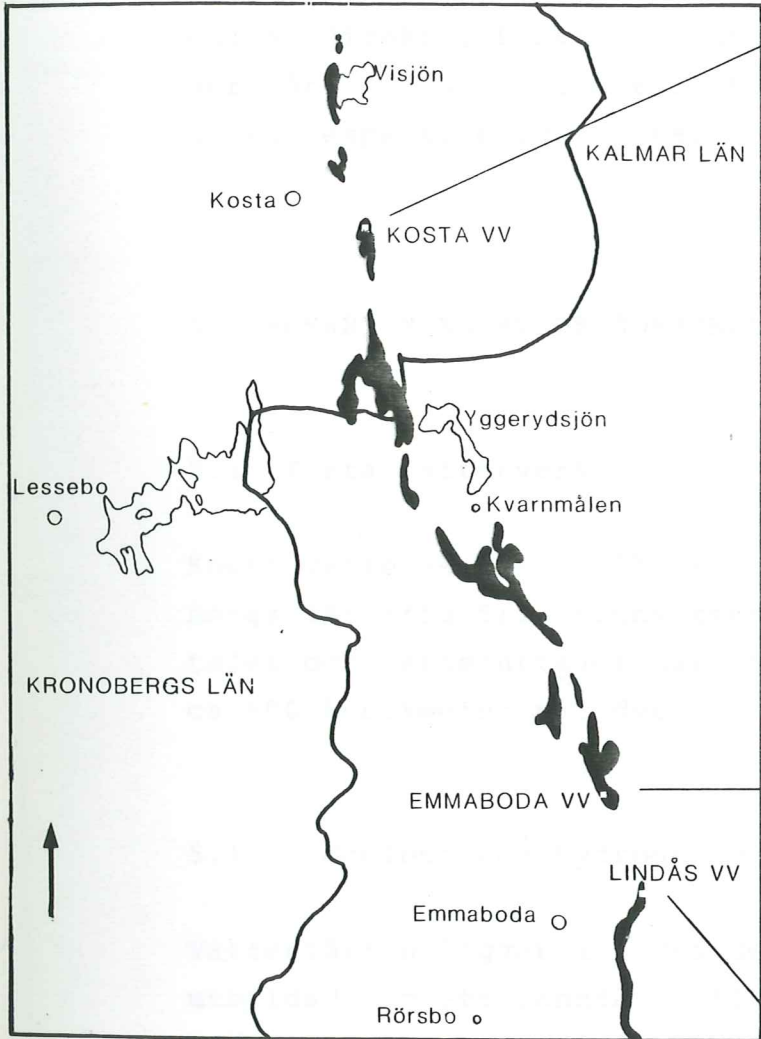
4.3 Hydrologi och hydrogeologi

Årsmedelnederbörden i området är med hjälp av två nederbördsstationer - Rørsbo och Lessebo - beräknad till ca 550 mm (ej korrigerad). Grundvattenbildningen är uppskattad till 250 mm per år (Pousette m fl 1981).

Lyckebyån, som ligger i en flack dalgång, rinner från norr mot söder och har sitt utlopp vid Blekingekusten. Äns källsjöar är Visjön m fl. De oligotrofa sjöarna längs Lyckebyån är grunda med ett medeldjup på ca 1,5 m, vilket gör att den teoretiska omloppstiden blir mycket kort, ca fem dygn (Larsson 1978). Tillrinningsområdets areal i Lyckebyåsystemet är vid Yggerydsjöns utlopp 11340 ha och vid Emmaboda 21440 ha (Emmaboda kommun 1984). De tre vattenverken tar infiltrationsvatten från Lyckebyåns sjösystem.

Större delen av Emmabodaåsen är klassificerad som grundvattenmagasin med dåliga uttagsmöjligheter (Pousette m fl 1981). Vid de tre vattentäkterna ligger grundvattenytan ca tre meter under markytan och vattnet i akvifererna kan därmed betraktas som ett ytligt grundvatten.

Figur 5. Översiktsskarta med Emmabodaåsens utbredning.

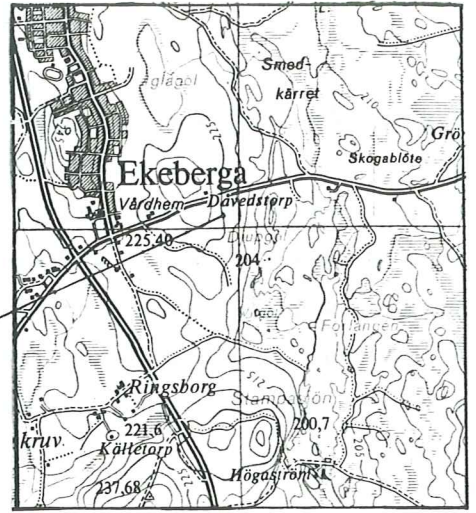


0 2 10km

Teckenförklaring:

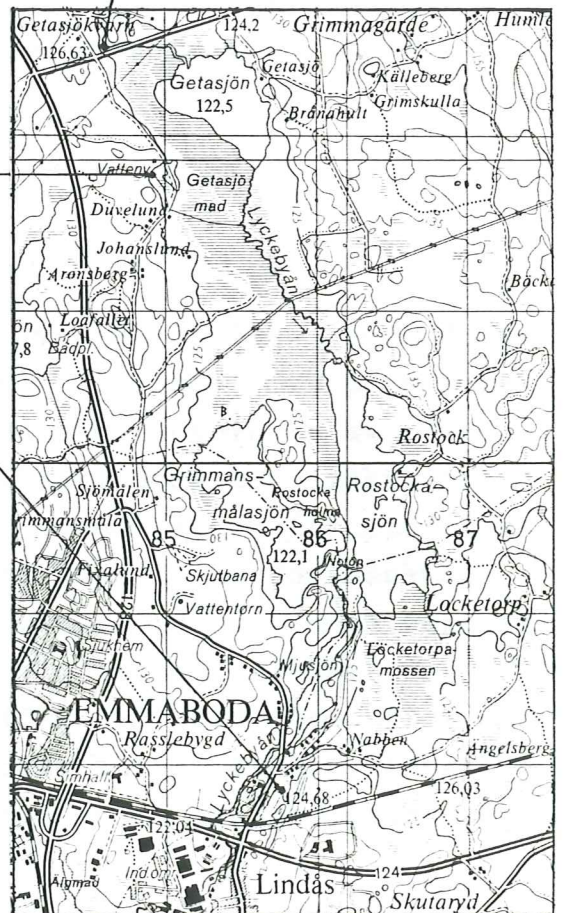
- Isälvsavlagring
- Länsgräns
- VV Vattenverk

Efter SGU Ab nr 4 o. 15



Skala ca 1:50 000

PLATS FÖR RECIPIENTPROVTAGNING



Skala ca 1:50 000

4.4 Sjöalkning i undersökningsområdet

Sydöstra Småland är ett försurningskänsligt område på grund av de sura bergarter och grovkorniga jordarter som finns i området. För att minska effekterna av försurningen har man de senaste tio åren utfört kalkning i området. Vid Kvarnmålen (fig 5) har man sedan 1980 kontinuerligt kalkat med kalkstenspulver direkt i Lyckebyån. Kalkgivan är ca 600 ton per år. Under våren 1985 och i april 1986 kalkades Djupgöl vid Kosta med ca 45 respektive 22 ton kalkstenspulver.

5 BESKRIVNING AV DE KOMMUNALA VATTENTÄKTERNA

5.1 Kosta vattenverk

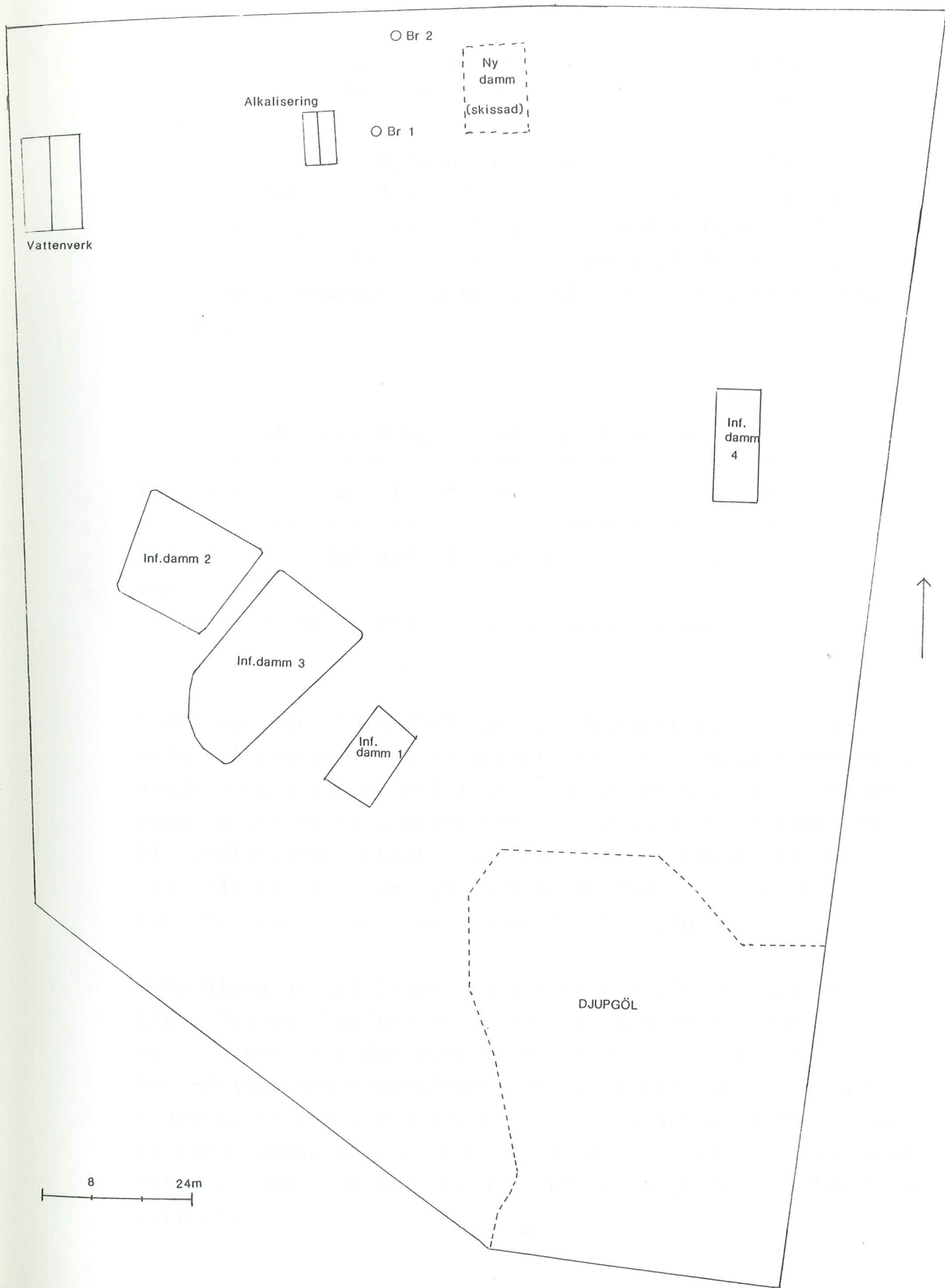
Kosta vattenverk är beläget ca 2 km sydost om Kosta i Kronobergs län (fig 5). Grundvattentäkten togs i bruk under 1950-talet och vattenuttaget har under de senaste åren uppgått till ca 600 kubikmeter per dygn.

5.1.1 Geologi och hydrogeologi

Vattentäkten ligger i norra delen av Emmabodaåsen, som här är utbildad som ett sandfält. Flera rördrivningar och provgropsgrävningar har gjorts i samband med undersökningar av täkten. Rördrivningarna visar att isälvsavlagringens medelmäktighet är ca 4 m med avtagande mäktighet mot NO och att materialet har hög permeabilitet då grus, sand och sten är de dominerande jordartsfraktionerna (Orrje & Co 1970). Vid propumpningar utförda 1949, innan täkten togs i bruk, lutade grundvattenytan svagt från norr mot sjön Djupgöl (fig 6). Gradienten fick motsatt riktning, mot Br1, efter en tids uttag. Grundvattenståndet är starkt nederbördsberoende med stora avsänkningar vid torrperioder.

Figur 6.

Planskiss över KOSTA VATTENTÄKT



5.1.2 Beskrivning av infiltrationsanläggningen

År 1971 påbörjades konstgjord infiltration i vattentäkten. Ytvatten tages från Djupgöl och pumpas till fyra infiltrationsdammar, som utnyttjas växelvis (fig 6). Infiltrationsdamm 4, anlagd 1983, utnyttjas endast när avsänkningarna är extremt stora. Flödestiden för infiltrationsvattnet till brunnarna är osäker men uppskattas till ca 60 dygn för dammarna 1, 2 och 3 och ca 30 dygn för infiltrationsdamm 4 (Ledel muntl). Infiltrationsmängden varierar med växlingar i grundvattennivån (tabell 2).

Tabell 2. Infiltrationsmängd i Kosta vattentäkt 1986.

| mån 1986 | J | F | M | A | M | J | J | A | S |
|---------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| inf.mängd ₃ | 440 | 490 | 545 | 235 | 400 | 760 | 715 | 725 | 820 |
| medel (m ³ /d) | | | | | | | | | |

Under perioden 1971-1985 har blandvattnet pumpats växelvis från två brunnar - en sänkbrunn (Br1) och en grusfilterbrunn (Br2) - till vattenverket för vidare behandling. Vattenprovtagning har skett i dessa båda brunnar. Sedan hösten 1985 har återinfiltration skett i täkten. Detta innebär att vatten pumpas från Br1 till en nyanlagd damm (fig 6) och allt blandvatten har sedan dess uteslutande tagits från Br2.

Behandling av infiltrationsvattnet har pågått sedan november 1985. Ungefär hälften av detta får passera genom ett snabbfilter och hela mängden alkaliserar med soda före infiltration. Man började med sodatillsättning i avsikt att reducera höga aluminiumhalter i blandvattnet. Doseringen av soda har varit konstant sedan starten och uppgår till ca 13 g per kubikmeter vatten. Detta ger ett pH-värde på ca 7-7,5 för infiltrationsvattnet.

5.2 Emmaboda vattenverk

Emmaboda vattenverk är beläget i Getasjökvarn, 5 km NO om Emmaboda i Kalmar län (fig 5). Uttag av konsumtionsvatten började 1949 och idag är vattenuttaget ca 1300 kubikmeter per dygn.

5.2.1 Geologi och hydrogeologi

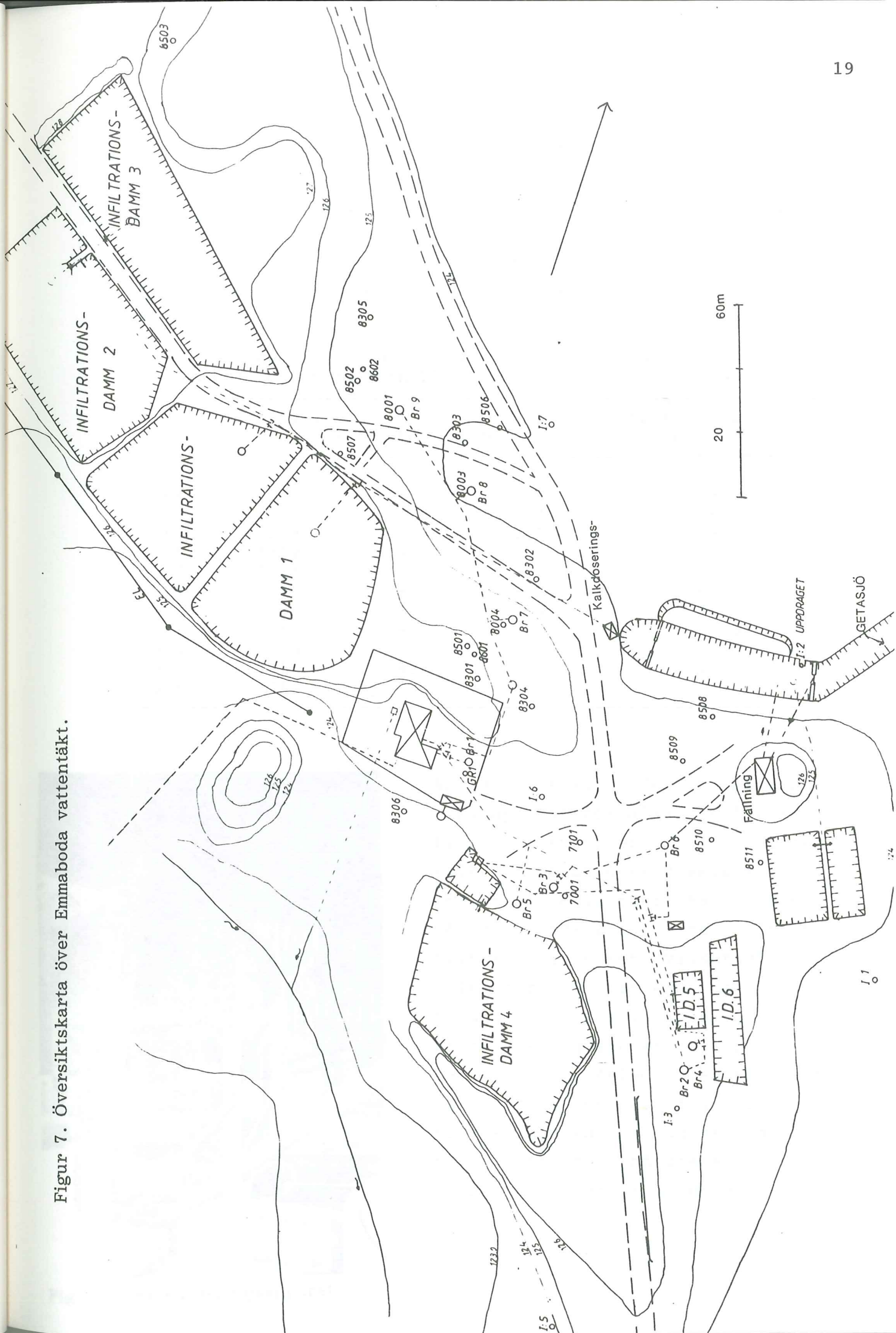
Vattentäkten ligger i ett sandfält med en mäktighet på fem till tio meter. Den största mäktigheten är vid uttagsbrunnarna vid sydöstra delen av täkten (fig 7). Sand och grus är de dominerande jordartsfraktionerna. Det har konstaterats att hydraulisk kontakt föreligger mellan Getasjön och vattentäkten (VIAK 1970). Vid genomgång av observationsrörsmätningar, gjorda efter att konstgjord infiltration påbörjats, framkom att grundvattenytan oftast har en generell lutning från NV mot Getasjön. Då vattenståndet i Getasjön är högt - under snösmältningen och vid riklig nederbörd - lutar dock grundvattenytan från sjön mot uttagsbrunnarna. Härvid märks en försämring av kvaliteten på blandvattnet på grund av att sjövattnen direktinfiltreras till uttagsbrunnarna.

5.2.2 Beskrivning av infiltrationsanläggningen

Emmaboda vattenverk har under åren haft olika behandlingsmetoder för infiltrationsvattnet, vilket tillsammans med gradientvariationerna (se 5.2.1) försvårar en vattenkemisk studie av täkten.

År 1974 påbörjades förstärkning av grundvattenbildningen i täkten med konstgjord infiltration. Infiltrationsmängden har med åren successivt ökat. Tabell 3 visar ett ungefärligt medelvärde på infiltrationsmängden per dygn under de sista sex åren.

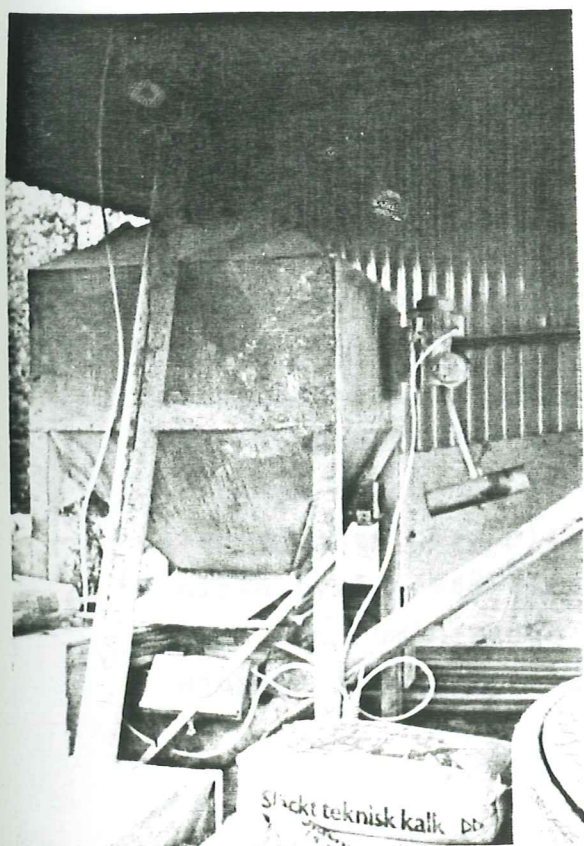
Figur 7. Översiktskarta över Emmaboda vattentäkt.



Vattenuttaget har från och med 1966 ökat något (tabell 3). Infiltrationsvattnet, som tages från Getasjön, pumpas till infiltrationsdammarna 1, 2 och 3 (fig 7), vilka utnyttjas växelvis. Blandvattnet till vattenverket tages sedan 1980 från fem uttagsbrunnar (Br1, 5, 7, 8 och 9). Flödestiden för infiltrationsvattnet från infiltrationsdammarna 1, 2 och 3 till Br1 och Br5 är uppskattad till 2-3 månader (Bååth 1973).

Tabell 3. Uttags- och infiltrationsmängd i Emmaboda vattentäkt, där data erhållits, under perioden 1966-1986.

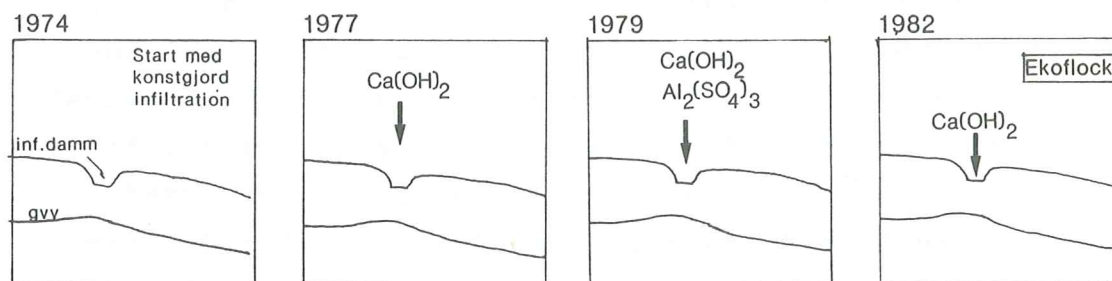
| År | Uttag medel (m ³ /d) | År | Uttag medel (m ³ /d) | Infiltrationsmängd medel (m ³ /d) |
|------|------------------------------------|------|------------------------------------|---|
| 1966 | 1098 | 1977 | 1264 | - |
| 1967 | 1076 | 1978 | 1154 | - |
| 1968 | 1298 | 1979 | 1155 | - |
| 1969 | 1302 | 1980 | - | - |
| 1970 | 1316 | 1981 | - | 750 |
| 1971 | 1324 | 1982 | - | 850 |
| 1972 | 1376 | 1983 | 1250 | 900 |
| 1973 | 1463 | 1984 | 1300 | 1000 |
| 1974 | 1404 | 1985 | - | 1075 |
| 1975 | 1350 | 1986 | 1315 | 1150 |
| 1976 | 1285 | | | |



Figur 8. Kalkdoseringsapparat.

År 1977 installerades en kalkdoseringsapparat för alkalisering av infiltrationsvattnet (fig 8). Släckt kalk har sedan dess doserats till infiltrationsvattnet. Man försöker hålla ett pH-värde på ca 8 för infiltrationsvattnet, vilket gör att kalkdoseringen varierar med pH förändringar i ytvattnet. Doseringen är ca 15-20 g släckt kalk per kubikmeter vatten. Anledningen till att man började med kalkning var att försöka minska den aggressiva kolsyran och att höja hårdheten (kalciumkoncentrationen) i blandvattnet.

På grund av höga järn- och manganhalter började man 1979 att fälla infiltrationsvattnet med aluminiumsulfat. Detta gjordes direkt i dammarna, vilket medförde att man fick igensättningsproblem i desamma. Sedan 1982 fälls infiltrationsvattnet med ekoflock före infiltration (fig 9).



Figur 9. Behandlingsmetod för infiltrationsvattnet under olika perioder, Emmaboda vattentäkt.

Sedan 1977 har man haft återinfiltration i en del av vattentäkten. Från Br3 pumpas vatten till infiltrationsdamm 4, där släckt kalk med okänd dosering tillsätts. I och med att grundvattenytan lutar från dammen mot Br5 påverkas uttagsvattnet i Br5 och förmodligen i Br1 av denna alkalisering.

5.3 Lindås vattenverk

Lindås vattenverk ligger ca 1,5 km öster om Emmaboda (fig 5). Vattentäkten togs i bruk i början på 1960-talet och vattenuttaget har under de senaste åren uppgått till ca 400 kubikmeter per dygn.

5.3.1 Geologi och hydrogeologi

Vattentäkten är belägen i mellersta delen av Emmabodaåsen, som här är utbildad som ett åsnät. Rördrivningar visar att avlagringens mäktighet är minst 3-5 meter men kan vara större då man ej nått berg eller morän vid rördrivningarna (Kommunaltekniska byrån 1965). Materialet i åsen är grovt med grus och sand som dominerande fraktioner. Grundvattenytan lutar från Mjusjön i norr mot vattenverket i söder (K-konsult 1980).

5.3.2 Beskrivning av infiltrationsanläggningen

I mitten på 1960-talet påbörjades konstgjord infiltration i vattentäkten. Infiltrationsvatten tages från Mjusjön till en infiltrationsdamm, som ligger ca 250 meter söder om sjön (fig 5). Då det ej finns någon vattenmätare är infiltrationsmängden okänd. Vid högt grundvattenstånd och om blandvattnets beskaffenhet är dålig sker ingen konstgjord infiltration. Detta inträffar normalt ca 2-3 månader per år. Blandvattnet tages från en sänkbrunn som ligger ca 150 meter söder om infiltrationsdammen. Det finns ej några uppgifter på flödestider för infiltrationsvattnet.

5.4 Vattenkvalitet

För att få en uppfattning om vattenkvaliteten för de olika vattnen i de tre vattentäkterna har en sammanställning av analysresultaten från 1983 gjorts (tabell 4).

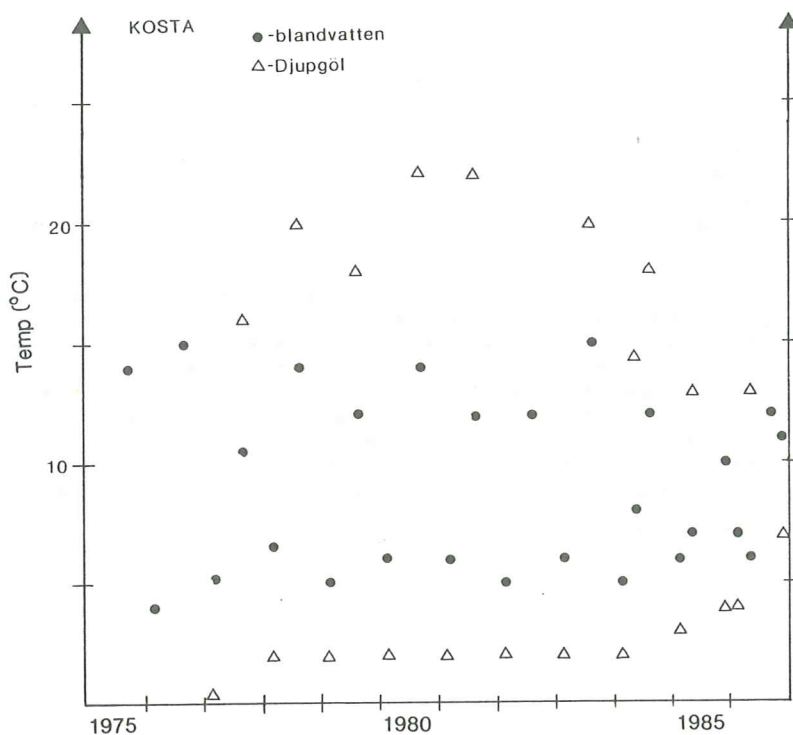
| | KOSTA | | EMMABODA | | LINDÅS | |
|--------------------------------------|-------|------|----------|-------|--------|------|
| FYSIKALISK- KEMISK UNDER SÖKNING | bland | inf | bland | inf | bland | inf |
| | 8/2 | | 15/2 | 22/3 | 15/3 | 22/2 |
| Temperatur °C | 6 | 2 | 7 | - | 6 | 0,4 |
| Färgvärde mg/l Pt | <5 | 70 | 10 | 20 | 15 | 60 |
| Perman.förbr. mg/l KMnO ₄ | 5 | 33 | 18 | 13 | 15 | - |
| Spec.ledningsförm. mS/m | 7,1 | 6,1 | 13,5 | 9,3 | 10,2 | 9,1 |
| pH | 5,6 | 4,9 | 6,2 | 6,9 | 6,6 | 6,2 |
| Totalhårdhet mg/l Ca | 7 | 6 | 22 | 16 | 14 | 11 |
| Totalhårdhet °dH | 1,0 | 0,84 | 3,1 | 2,2 | 2,0 | 1,6 |
| Järn mg/l | <0,05 | 0,9 | 0,10 | <0,05 | <0,05 | - |
| Mangan " | <0,05 | 0,06 | <0,05 | 0,07 | 0,08 | - |
| Aluminium " | 0,26 | 0,28 | - | - | - | 0,23 |
| Bikarbonat " | 3 | <1 | 27 | 19 | 5 | - |
| Klorid " | 8 | 8 | 15 | 13 | 12 | - |
| Sulfat " | 19 | 19 | 23 | 19 | 24 | - |
| Aggresiv kolsyra " | 15 | 12 | 25 | 1 | 21 | - |

Tabell 4. Analysvärden för bland- och infiltrationsvatten i de tre vattentäkterna feb-mars 1983.

6 RESULTAT OCH DISKUSSION

6.1 Blandningsförhållande i Kosta

Eftersom det ej finns några analyser på det naturliga grundvattnet har blandningsförhållandet mellan infiltrationsvatten och naturligt grundvatten ej kunnat beräknas. Att en blandning sker märks bl a på blandvattnets stora temperaturvariationer under året (fig 10). Normalt brukar ett grundvatten ha konstant temperatur under hela året. Ytvatten däremot har kraftiga årstemperaturväxlingar.



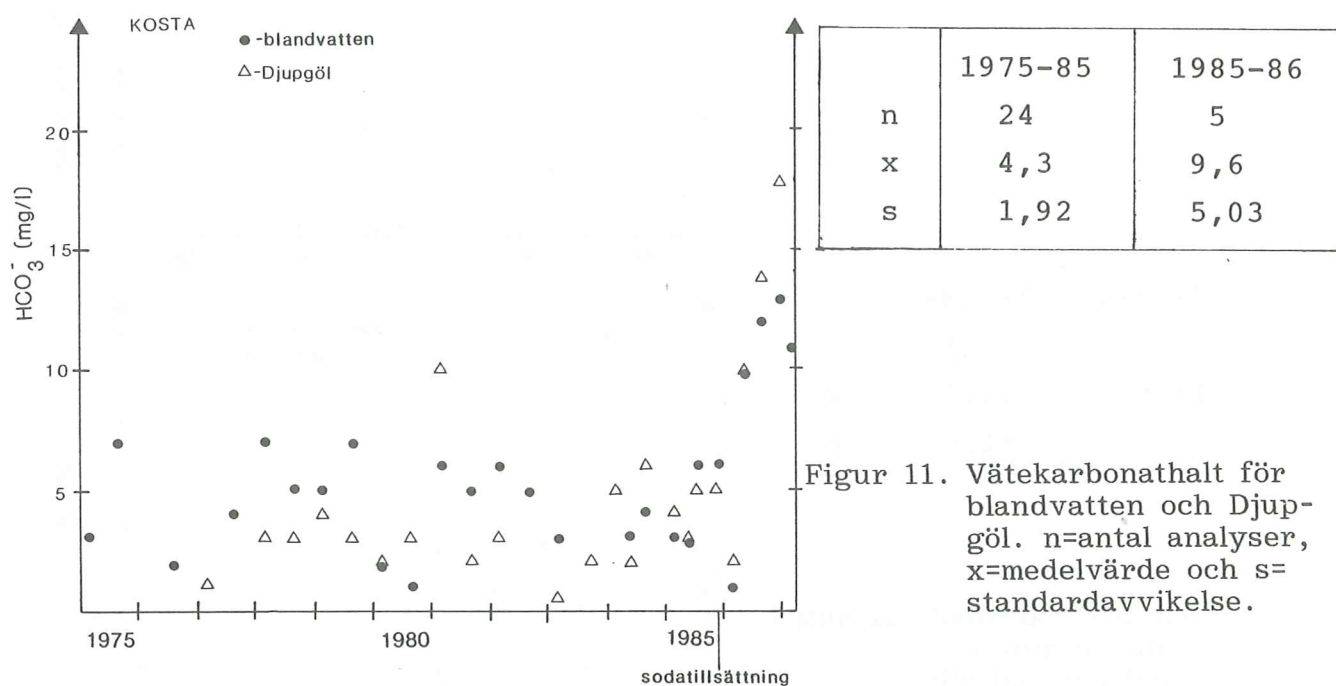
Figur 10. Temperaturvärden för blandvattnet och Djupgöl.

6.2 Vattenkemi i Kosta

De statistiska metoder som används i föreliggande arbete är t-test och Pearsons korrelation (Till 1974). Alkalisering av infiltrationsvattnet har skett sedan ett år. Detta medför att endast en begränsad bedömning av effekterna av alkalisering kunnat göras i denna studie.

Alkalinitet

Medelalkaliniteten har ökat från 4 mg/l HCO_3^- innan alkalisering påbörjades till 10 mg/l HCO_3^- efter november 1985 (t-test $p < 0,01$), se figur 11. Det bör påpekas att även kalkningen av Djupgöl 1985 och 1986 (se 4.4) bör ha påverkat denna vätekarbonatökning.



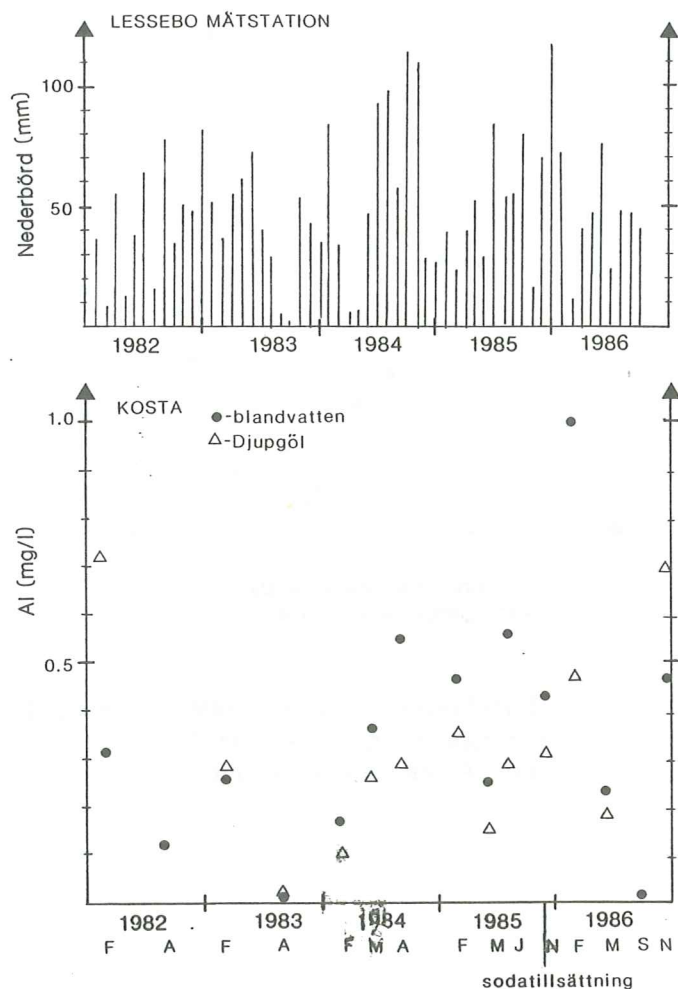
Figur 11. Vätekarbonathalt för blandvatten och Djupgöl. n=antal analyser, x=medelvärde och s=standardavvikelse.

Aluminium

Analysvärdena anger totalhalten av aluminium och visar därmed ej hur stor del som är oorganiskt respektive organiskt bundet. Man började analysera aluminium 1982.

Det kan ej påvisas någon signifikant skillnad på aluminiumhalten i blandvattnet före och efter alkaliseringsstarten (fig 12).

Det föreligger en korrelation ($r=0,724$ $p<0.01$) mellan aluminiumhalt och månadsmedelnederbörd före vattenprovtagning (Lessebo nederbördsstation), se figur 13. Detta tyder på att kemisk vittring av aluminiummineral ökar vid ökad nederbördsmängd. Att detta skulle vara den enda faktor som påverkar aluminiumhalten är dock ej troligt, då det är många processer i mark- och grundvattenzonen som kan påverka aluminiumhalten (se 2.6).

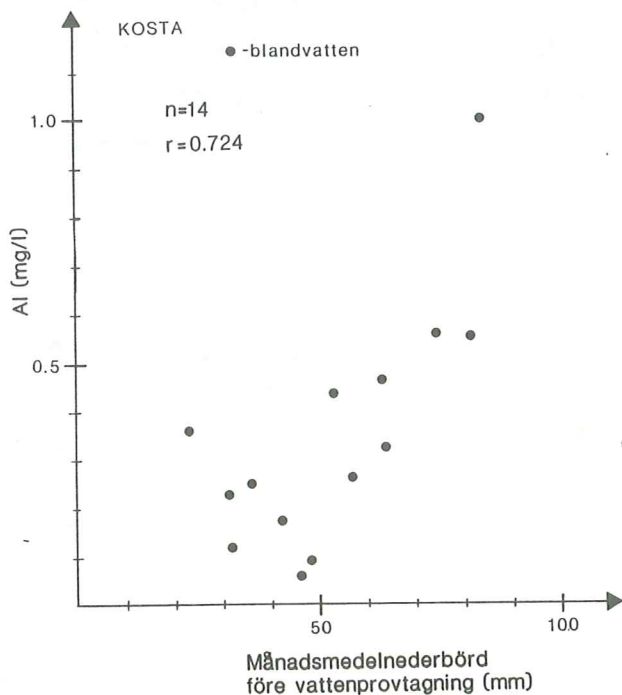


| | 1982-85 | 1985-86 |
|---|---------|---------|
| n | 11 | 4 |
| x | 0,32 | 0,44 |
| s | 0,16 | 0,41 |

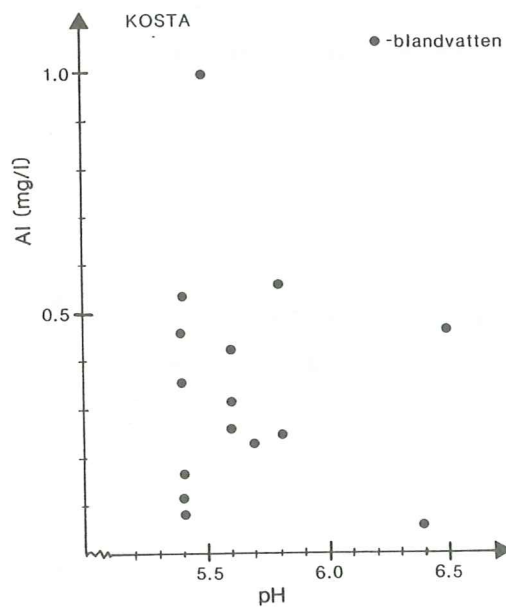
Figur 12. Nederbördsmängd och aluminiumhalt för blandvatten och Djupgöl. n= antal analyser, x=medelvärde och s= standardavvikelse.

Det har konstaterats att aluminiumhydroxid ($\text{Al}(\text{OH})_3$) fälls ut när aluminiumrikt naturvatten med pH 4 blandas med ett vatten med pH-värde 8 (Theobald m fl 1962). Man kan därför förmoda att aluminiumhalten reduceras i Kosta vattentäkt om blandvattnets pH ökar till en viss nivå. Vilket pH-värde blandvattnet kommer att få beror bl a på blandningsförhållandet i akviferen. Koncentrationen av aluminium i blandvattnet i Kosta visar inget samband med pH (fig 14).

Detta kan tala för att aluminiumet är humusbundet (SNV 1981). Man kan också tänka sig att det aktuella pH-intervallet är allt för snävt för att en eventuell korrelation skall bli påvisbar.



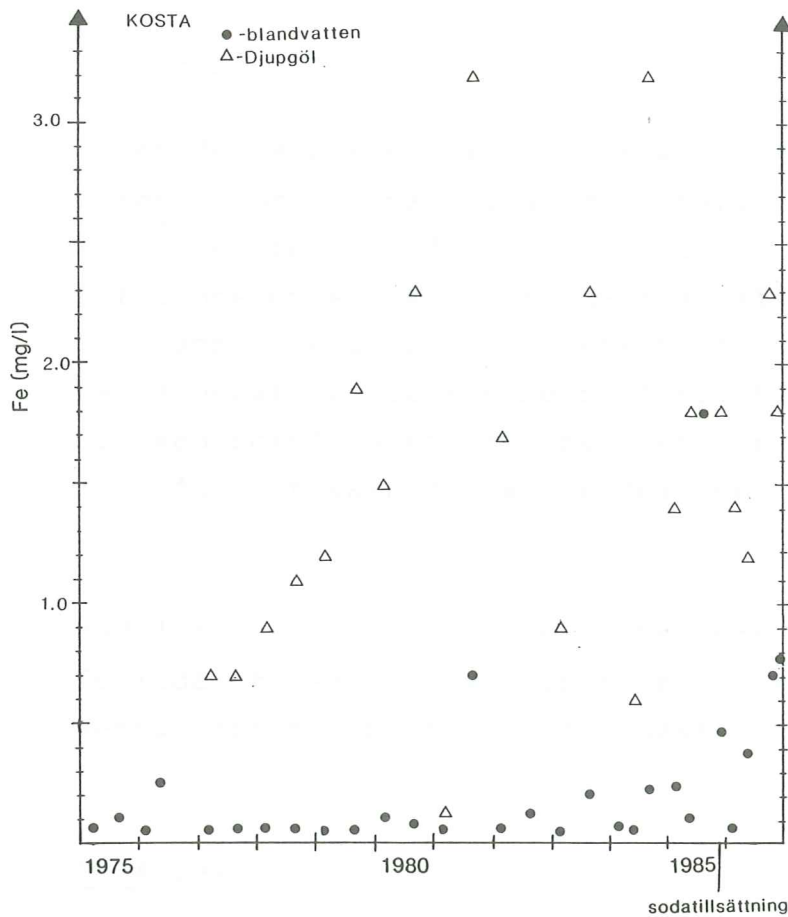
Figur 13. Månadsmedelnederbörd före vattenprovtagning som funktion av Al-halt.



Figur 14. Relationen mellan aluminiumhalt i blandvatten och pH.

Järn

Det föreligger ingen signifikant skillnad i järnhalt i blandvattnet före och efter alkaliseringsstarten (fig 15). Man kan se en tendens till ökning av järnhalten i blandvattnet från och med 1983. Denna ökning beror sannolikt på att man då började utnyttja infiltrationsdamm 4 varifrån gångtiden till brunnarna är kort (ca 30 dygn). Det humusbundna järnet hinner då ej fällas ut eller filtreras bort vid passagen genom akviferen.



| | 1975-85 | 1985-86 |
|---|---------|---------|
| n | 24 | 4 |
| x | 0,21 | 0,47 |
| s | 0,37 | 0,33 |

Figur 15. Järnhalt för blandvatten och Djuggöl. n=antal analyser, x=medelvärde och s=standardavvikelse.

6.2 Vattenkemi och blandningsförhållande i Emmaboda

Då behandlingsmetoderna för infiltrationsvattnet varierat är det ej möjligt att jämföra vattenkvaliteten före och efter det att alkalisering påbörjades. I stället görs en jämförelse mellan perioder med samma behandlingsmetod. Vattenprovtagningsplats har växlat under åren i och med byten av uttagsbrunnar. Detta samt de olika behandlingsmetoderna gör att jag bedömt det olämpligt med statistiska beräkningar för Emmaboda vattentäkt. I jämförelsen mellan olika perioder förutsättes att vattenkvaliteten är likartad i hela akviferen. De provtagningsplatser som är kända är markerade på figur 16 och 17.

1966-1973

Under denna period sker ingen konstgjord infiltration. Alkaliniteten för det naturliga grundvattnet är i medeltal 30 mg/l HCO_3^- och totalhårddheten 17 mg/l Ca (tabell 6, fig 16 och 17). Det finns en sjunkande tendens av alkaliniteten från 1966 till 1973 som innebär att vattnets buffringskapacitet successivt har minskat. Detta kan bero på tilltagande vätejonbelastning. Det kan också tänkas att mängden direktinfiltrerat sjövattnet med låga vätekarbonathalter ökat med den ökande uttagsmängden.

Medeljärnhalten är 0,63 mg/l Fe (tabell 6 och fig 18). Man kan förmoda att en del av järnet är humusbundet då koncentrationerna varierar mycket i ett snävt pH-intervall (fig 19).

1974-1977

År 1974 påbörjades konstgjord infiltration. Blandningsförhållandet mellan naturligt grundvatten och infiltrationsvatten har beräknats med konduktivitetsmedelvärde för de olika vattenen. Detta ger inget exakt blandningsförhållande utan skall ses som en uppskattning.

För det naturliga grundvatten har använts konduktivitetsvärden från perioden 1966-1973. Medelkonduktiviteten för det naturliga grundvattnet antas ej ha ändrats från föregående period. Medelvärdet för det naturliga grundvattnet är 100 mS/m, för infiltrationsvattnet 70 mS/m och för blandvattnet 84 mS/m (tabell 5). Detta ger ett blandningsförhållande på ca 50% naturligt grundvatten och ca 50% infiltrationsvatten enligt följande formel:

$$100x + 70x = 84$$

$$x = \frac{84}{170} = 0,49 \approx 50\%$$

Tabell 5. Konduktivitetsvärden för naturligt grundvatten, infiltrations- och blandvatten i Emmaboda vattentäkt.

| Naturligt gv. 1966-73 (mS/m) | Inf. vatten 1974-77 (mS/m) | Blandvatten 1974-77 (mS/m) |
|------------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| 105 | 74 | 86 |
| 100 | 71 | 78 |
| 100 | 59 | 86 |
| 100 | 58 | 88 |
| 88 | 68 | 84 |
| 95 | 95 | |
| 103 | 56 | |
| 74 | 62 | |
| 100 | 84 | |
| 100 | 78 | |
| 105 | 63 | |
| 135 | | |
| 91 | | |
| x=99,7 | x=69,8 | x=84,4 |

Försämring av vattenkvaliteten i form av lägre vätekarbonathalter och tendens till lägre hårdhetsgrad märks under denna period. Medelalkaliniteten är 10 mg/l HCO_3^- och totalhårdheten 12 mg/l Ca (tabell 6). Dessa förändringar beror sannolikt på infiltrationsvattnets påverkan på blandvattnet. Infiltrationsvattnet håller låga vätekarbonathalter under denna period (fig 16).

Det förefaller ej vara någon påtaglig skillnad i järnhalt mellan de två perioderna (tabell 6 och fig 18).

1977-1979

Då det ej finns analyser på infiltrationsvattnet och det naturliga grundvattnet, har blandningsförhållandet ej kunnat beräknas.

Efter start med alkalisering 1977 ökade vätekarbonat- och kalciumkoncentrationen för blandvattnet med 22 mg/l HCO_3^- respektive 7 mg/l Ca (tabell 6). Detta ger ett kalcium-vätekarbonatförhållande för ökningen på ca 1:3 och stämmer väl överens med det teoretiska förhållande man väntar sig vid tillsättning av släckt kalk i ett naturvatten (se 2.5).

Medeljärnhalten för blandvattnet har under perioden 1977-1979 minskat till 0,23 mg/l Fe. Tänkbara orsaker till detta kan vara:

- byte av uttagsbrunnar
- konstgjord infiltration
- pH-höjning i akviferen till följd av kalktillsättning

Genom byte av uttagsbrunnar som är belägna längre från Getasjön bör direktinfiltration av järnrikt sjövattnet minska. Även förstärkning av grundvattenbildningen bör minska direktinfiltrationen då grundvattenytans gradient från NV mot Getasjön stabiliseras därav. Att pH-höjningen i sig medfört sänkt järnhalt stöds ej av föreliggande data (fig 19).

Ett kalkningsförsök i en kommunal vattentäkt med återinfiltration visar att järnhalten minskar vid pH-höjning i grundvattenmagasinet (Gedda 1985). Det kan tänkas att det oorganiska järnet har minskat i Emmaboda vattentäkt till följd av kalktillsättningen medan effekten på det humusbundna järnet har varit liten. Detta går dock ej att påvisa eftersom analysvärdena anger totalhalten av järn och ej hur mycket som är oorganiskt respektive organiskt bundet.

1979-1982

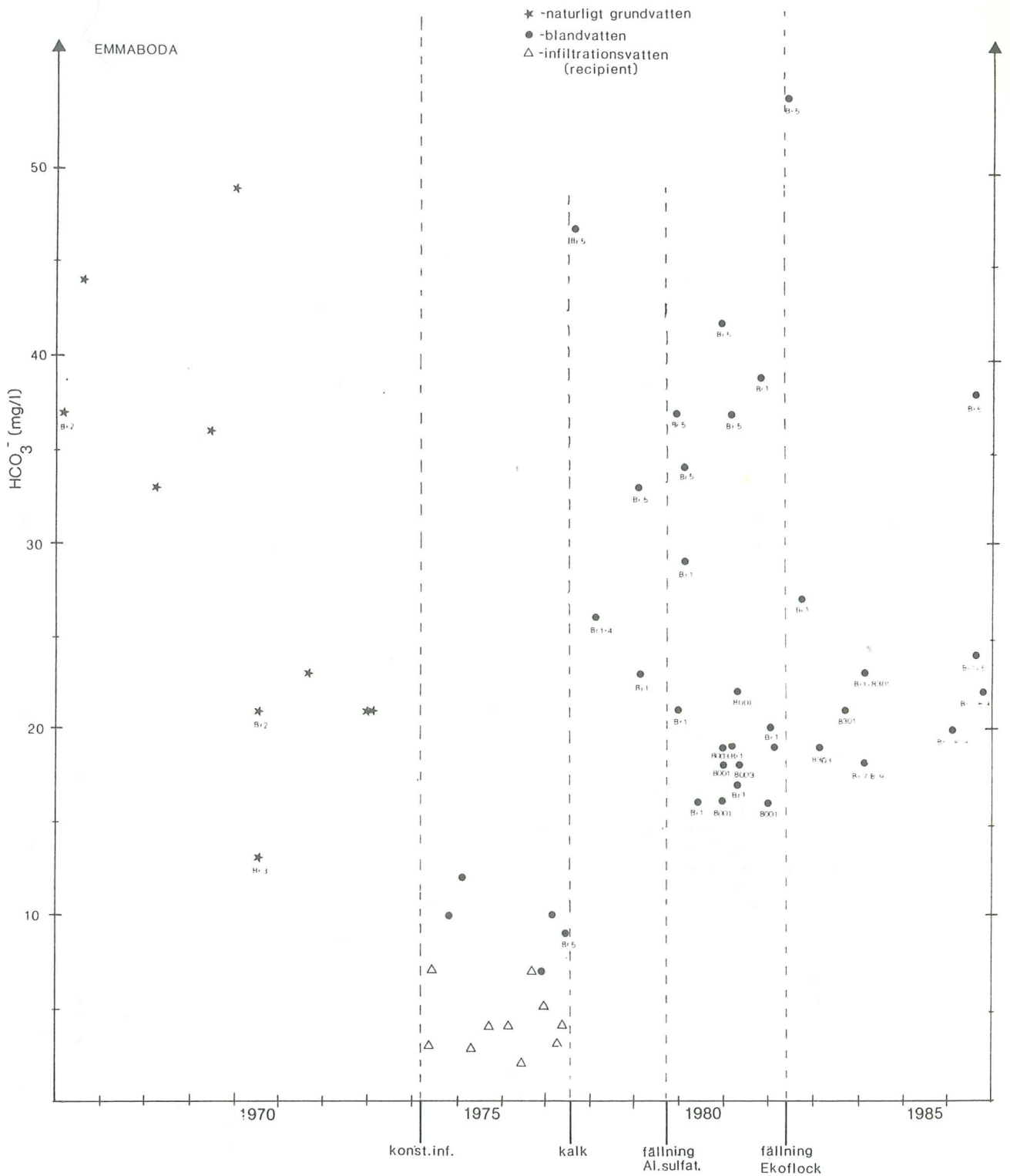
Även under denna period saknas analyser på infiltrationsvattnet. Man kan förmoda att delen infiltrationsvatten i blandvattnet ökat i och med att infiltrationsmängden har ökat.

Efter det att kemisk fällning med aluminiumsulfat startade 1979 har en minskning av medelalkaliniteten till 24 mg/l HCO_3^- skett (tabell 6). Då kemisk fällning är en surgörande process bör denna minskning i alkalinitet vara orsakad av fällningen. Totalhårdheten tenderar att öka något och kan förklaras av den eventuella ökade delen infiltrationsvatten i blandvattnet.

Järnhalten minskar under perioden och uppgår i medeltal till 0,07 mg/l Fe. Denna minskning beror sannolikt på att en stor del av det humusbundna järnet avlägsnas från vattnet vid fällning med aluminiumsulfat. Den fortsatta pH-höjningen genom kalktillsättningen bör minska det oorganiska järnet i det naturliga grundvattnet samt hindra att järn löses ut vid vattnets passage genom akviferen.

1982-1986

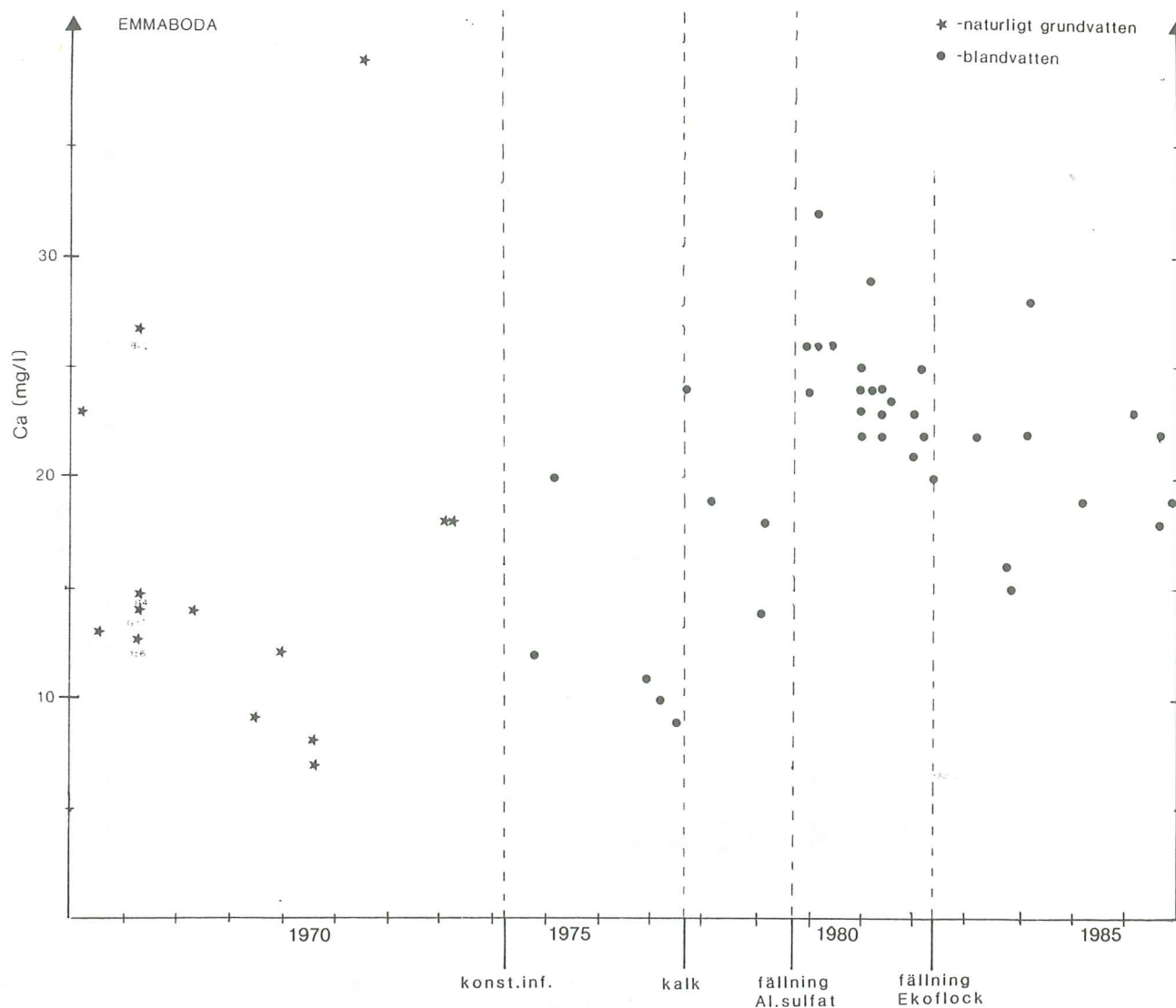
Det är ingen påtaglig skillnad i järnhalt, totalhårdhet och alkalinitet för blandvattnet under denna period jämfört med föregående (tabell 6, fig 16, 17 och 18). Dessa parametrar tycks reagera likartat för aluminiumsulfat och ekoflock tillsammans med släckt kalk.



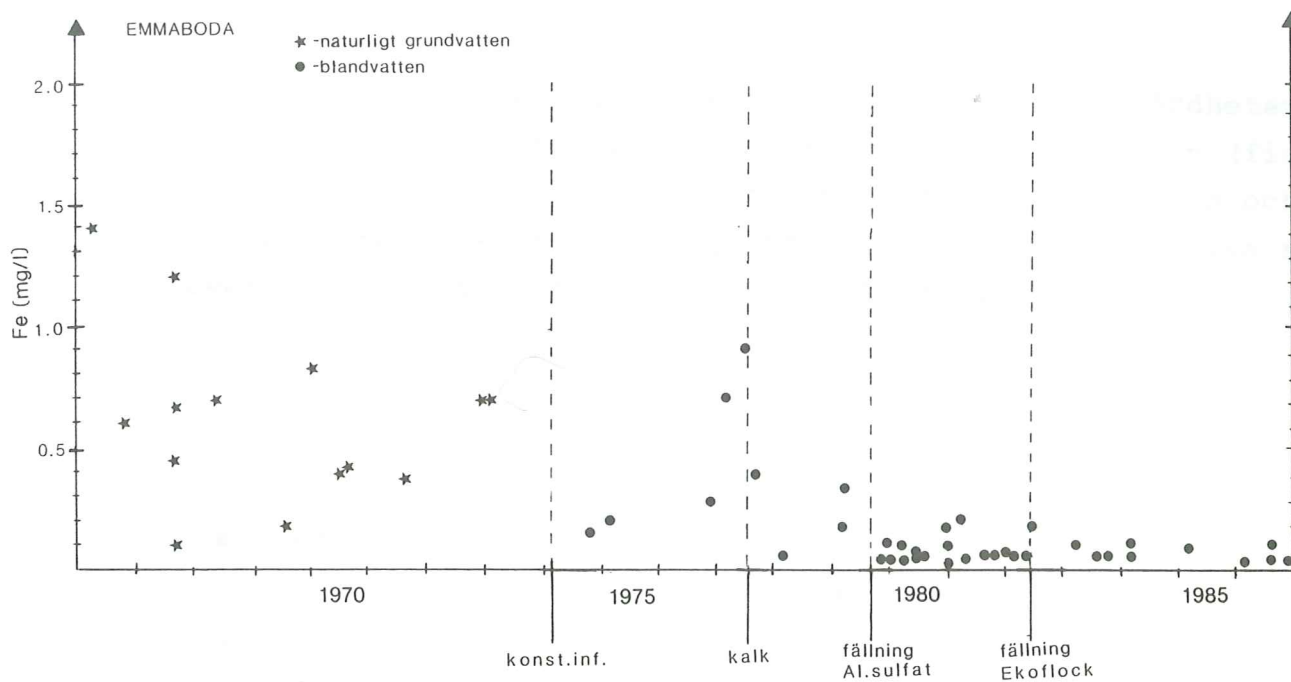
Figur 16. Vätekarbonat för naturligt grundvatten och infiltrationsvatten, Emmaboda vattentäkt. Markering under punkt anger provtagningsplats.

Tabell 6. Medelkoncentrationer av kalcium, vätekarbonat, järn och pH för blandvattnet under period med samma behandlingsmetod samt för naturligt grundvatten. (se fig 9).

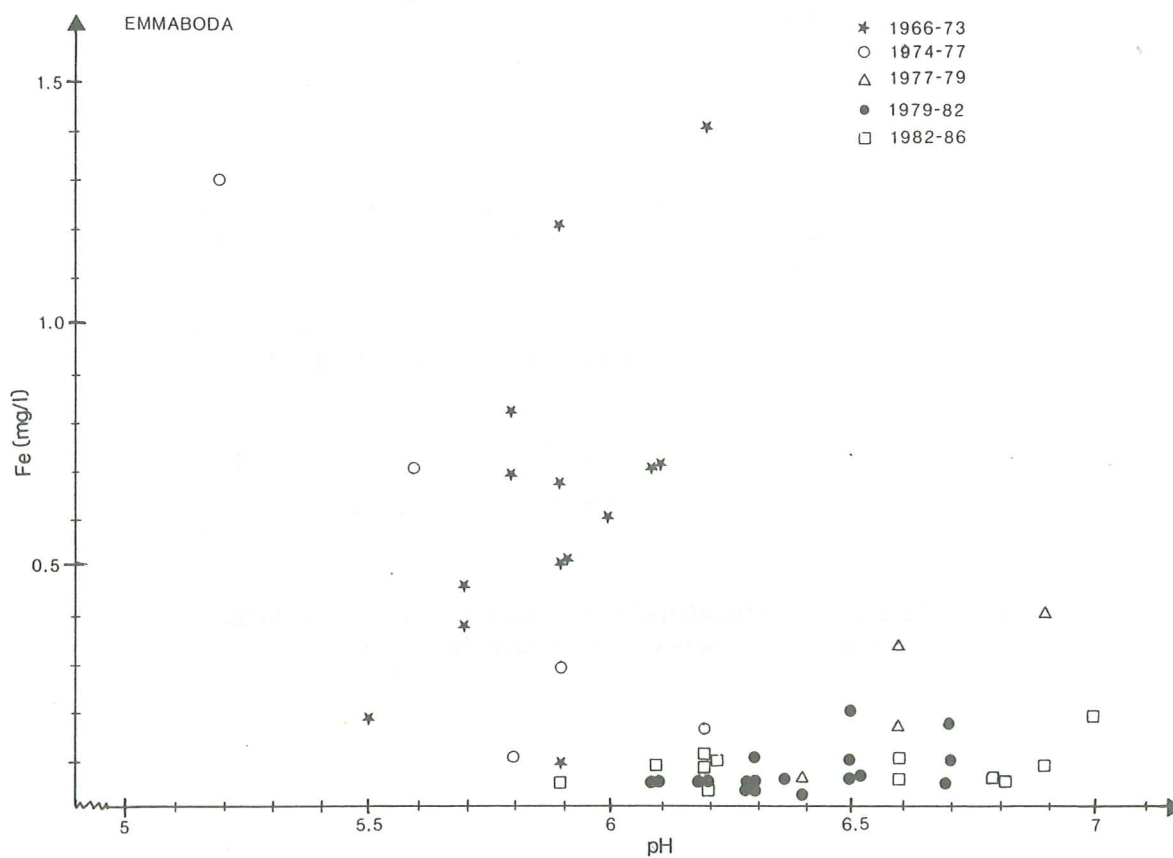
| | Ca (mg/l) | HCO ₃ ⁻ (mg/l) | Fe (mg/l) | pH |
|---------------------|--------------|---|--------------|-----|
| 1966-1973 (n=14) | 16,7 | 29,7 | 0,63 | 5,9 |
| 1974-1977 (n=5) | 12,2 | 9,6 | 0,50 | 5,7 |
| 1977-1979 (n=4) | 18,7 | 32,2 | 0,23 | 6,6 |
| 1979-1982 (n=18) | 24,6 | 24,2 | 0,07 | 6,4 |
| 1982-1986 (n=11) | 20,4 | 26,4 | 0,08 | 6,4 |



Figur 17. Kalciumhalt för naturligt grundvatten och blandvatten, Emmaboda vattentäkt.



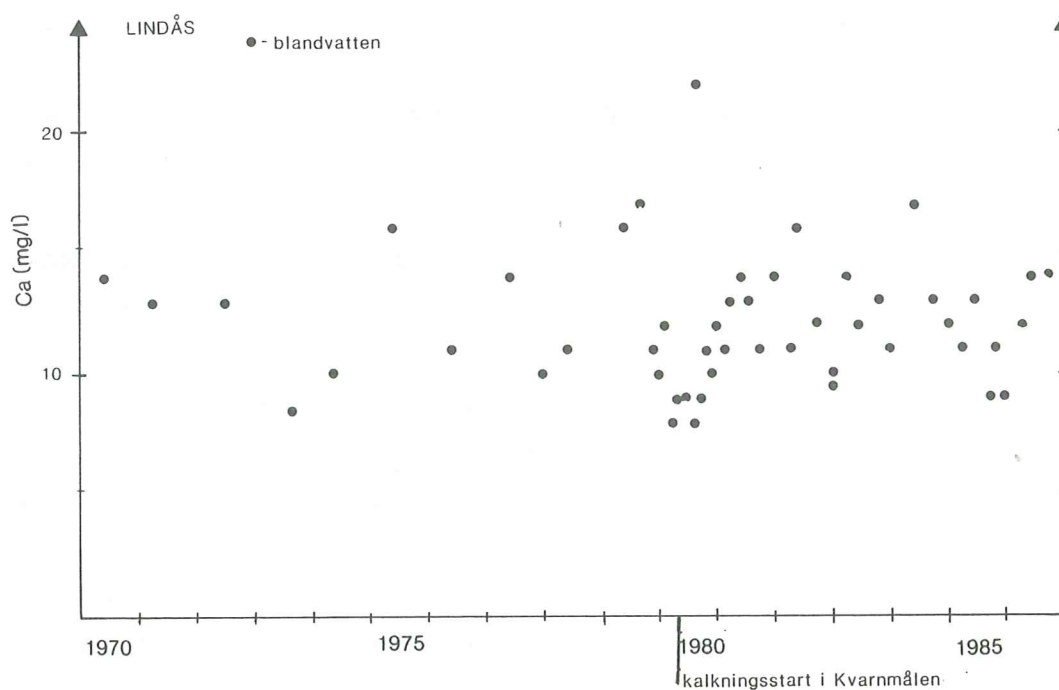
Figur 18. Järnhalt för blandvatten och naturligt grundvatten Emmaboda vattentäkt.



Figur 19. relationen mellan järnhalt och pH, Emmaboda vattentäkt.

6.3 Totalhårdhet i Lindås

Det föreligger ingen signifikant skillnad av totalhårddheten för blandvattnet efter start med kalkning i Kvarnmålen (fig 20). Det är troligt att avståndet mellan kalkningsplats och Lindås vattenverk är för långt för att nuvarande kalkgiva ska påverka infiltrationsvattnets totalhårdhet.



| | 1970-80 | 1980-86 |
|---|---------|---------|
| n | 16 | 35 |
| x | 12,2 | 12,1 |
| s | 2,71 | 2,68 |

Figur 20. Kalciumhalt för blandvattnet i Lindås vattentäkt. n=antal analyser, x=medelvärde och s=standardavvikelse.

REFERENSER

- BÅÅTH AB, 1973: Redogörelse för 1971 års försök med konstgjord infiltration i Emmabodas vattentäkt vid Getasjökvärn samt förslag till åtgärder, Emmaboda kommun. 10 s.
- EMMABODA KOMMUN, 1984: Kalkningsplan för Emmaboda kommun. Miljö - och hälsoskyddsavdelningen, s. 9-12.
- ENGQVIST P., FAGERLIND T., LUNDSTRÖM A. och SANDSTRÖM S., 1985: Svenskt vattenarkiv Grundvattenkvalitet. Sveriges Geologiska Undersökning, Rapporter och meddelanden nr 44, 113 s.
- FREEZE R.A. and CHERRY J.A., 1979: Groundwater. Printice-Hall. s. 81-141, 238-297.
- GANROT P.O., 1986: Aluminium - metabolism och möjliga hälsoeffekter. Läkartidningen Vol 83, s. 3479-3481.
- GEDDA C., 1985: Kalkning av grundvatten genom återinfiltration Försök vid kommunal vattentäkt. Statens naturvårdsverk, Rapport nr 3074, 47 s.
- JACKS G. och MAXE L., 1984: Surt grundvatten En kunskapsöversikt. Statens naturvårdsverk, Rapport nr 1849, 47 s.
- JANSSON M. och BROBERG A., 1981: Abiotiska faktorerers karaktäristika, omsättning och funktion i sjövattnen. Limn. Inst. Uppsala, 205 s.
- JOHNSON N.M., DRISCOLL C.T., EATON J.S, LIKENS G.E. and MC DOWELL W.H., 1981: "Acid rain", dissolved aluminum and chemical weathering at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. Geochim. Cosmochim. Acta Vol 45, s. 1421-1437.
- K-KONSULT, 1980: Emmaboda kommun, Vattenförsörjningsanläggningen i Lindås PM beträffande kompletterande utbyggnad av grundvattentäkt i Lindås samhälle. 6 s.

KNUTSSON G., 1962: Algutsbodatraktens geologi. Särtryck ur Algutsbodaboken 1962. 42 s.

KOMMUNALTEKNISKA BYRÅN, 1965: Vissefjärda kommun Ansökan avseende fastställelse av skyddsområden kring vattentäkt i Lindås samhälle. 5 s.

LARSSON P.E., 1978: Lyckebyåns försurning - förslag till åtgärder i huvudfåran, Emmaboda kommun. 15 s.

LUNDBERG B., 1977: The effect of artificial recharge on the quality of the ground water in the Uppsala esker. Striae Vol 4, s. 33-34.

LUNDEGÅRDH P.H., LUNDQVIST J. och LINDSTRÖM M., 1978: Berg och jord i Sverige. Almqvist & Wiksell. s. 116-120.

ORRJE & CO SCANDIACONSULT, 1970: Ekeberga kommun Redogörelse förberedande geohydrologiska undersökningar av Kosta samhälles vattentäkt för bedömning av möjligheter till förstärkning genom konstgjord infiltration. 4 s.

POUSETTE J., MULLERN C.F., ENGQVIST P. och KNUTSSON G., 1981: Beskrivning och bilagor till hydrogeologiska kartan över Kalmar län. Sveriges Geologiska Undersökning, Ah 1, 111 s.

RICHERT J.G., 1911: Om Sveriges grundvattenförhållande. C.E. Fritzes bokförlag AB. 108 s.

SNV, 1981: Försurning av mark och vatten. Statens naturvårdsverk, meddelande nr 3/Monitor-81, 175 s.

THEOBALD Jr. P.K., LAKIN H.W., and HAWKINS D.B., 1963: The precipitation of aluminum, iron and manganese at the junction of Deer Creek with the Snake River in Summit County, Colorado. Geochim. Cosmochim. Acta Vol 27, s. 121-132.

TILL R., 1974: Statistical methods for the earth scientist an introduction. Macmillan Publisher LTD. s. 56-64, 83-88

TROEDSSON T. och NYKVIST N., 1973: Marklära och markvård. Almqvist & Wiksell. s. 49-154.

VAV, 1983: Vattenbeskaffenhet 1980 Uppgifter om bakteriologisk och fysikalisk - kemisk beskaffenhet hos rå - och renvatten vid större kommunala vattenverk. Svenska vatten - och avloppsföreningen, 61 s.

VIAK AB, 1970: Emmaboda köping Redogörelse för försök med återinfiltration vid Getasjövattentäkt. 5 s.

WHO, 1964: Operation and control of water treatment processes. Geneve 1964. s. 58.

Muntliga referenser:

BERGFORS S., f.d laboratoriechef vid KM - laboratoriet i Växjö.

LEDEL J.Å., Bååth AB i Växjö.

Tidigare publicerade arbeten i serien "Examensarbeten i Geologi vid Lunds Universitet':

1. Claeson, D., Nilsson, M.: Beskrivning av och relationer mellan karlshamnsgniten och leukogniten i Blekinge. 1984.
2. Möller, C.: Eklogitiska bergarter i Roan, Vestranden, Norge. En mineralinventering och texturstudie. 1984.
3. Simeonov, A.: En jämförelse mellan Jorandomens tennanomala graniter och revsundgnitens (Västerbotten) mineralogiska och petrografiska karaktär. 1984.
4. Annertz, K.: En petrografisk karakteristik av en sent postorogen mafisk intrusion i östra Värmland. 1984.
5. Sandström, K.: Kartläggning av grundvattenförhållandena i ett delområde av provinsen Nord Kordofan, Sudan. 1984.
6. Gustafsson, B.-O., Ralfsson, S.: Undersökning av högsta kustlinjen på Rydsbjär vid Margreteberg i södra Halland. 1985.
7. Helldén, J., Nilsson, A.-G.: Undersökning av den baltiska moränleran vid Svalöv, NV-Skåne. 1985.
8. Persson, K.: Kobolt i pyrit från Kiruna Järnmalmgruva. 1985.
9. Ekström, J.: Stratigrafisk och faunistisk undersökning av Vitabäckslerorna i Skåne. 1985.
10. Säll, E.: Neobeyrichia from the Silurian of Bjärsjölagård, Scania, Sweden. 1986.
11. Markholm, C.-O.: Svagt naturgrus och bergkrossmaterial till bärlager. En laboratoriestudie. 1986.
12. Hellström, C.: Klassifikation av leptiter i malmstråket mellan Ö. Silvberg och Vallberget, Dalarna. 1986.
13. Öhman, E.: En petrografisk och mineralogisk studie av en komplex gång bestående av metadiabas och kvartskeratofyr i Kiirunavaara-gruvan. 1986.
14. Holmberg, G., Johansson, L.: Sedimentologisk undersökning av de övre glaci-fluviala avlagringarna i Vombsänkan, södra Skåne. 1986.
15. Thuning, B., Linderson, H.: Stratigrafi och överplöjning i Bussjösjöområdet, Ystad. 1986.
16. Bergstedt, E., Löf, A.I.: Naturvärme - teknik och geologi med en översiktlig kartläggning av tillgångarna i Kalmar län och Västerviks kommun. 1986.