



Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket medför att den OCR-tolkade texten kan innehålla fel och därför bör man visuellt jämföra med verkets bilder för att avgöra vad som är riktigt.

This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may contain errors, so one should always visually compare it with the images to determine what is correct.



Rapport

R149:1985

Miljöförändringar vid värmeutvinning ur berg och grundvatten

Bo Olofsson
Lars O Ericsson

BYGGDOK

Institutet för byggdokumentation
Hälsingegatan 49
113 31 Stockholm, Sweden
08-34 01 70 Telex 125 63

INSTITUTET FÖR
BYGGDOKUMENTATION

Accnr

Dulebl

Plac

Ser

Byggeforskningsrådet

R149:1985

MILJÖFÖRÄNDRINGAR VID VÄRMEUTVINNING
UR BERG OCH GRUNDVATTEN

Bo Olofsson
Lars O Ericsson

Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 821546-8
från Statens råd för byggnadsforskning till Institutionen
för kulturteknik, KTH, Stockholm.

I Byggforskningsrådets rapportserie redovisar forskaren sitt anslagsprojekt. Publiceringen innebär inte att rådet tagit ställning till åsikter, slutsatser och resultat.

R149:1985

ISBN 91-540-4497-9

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Förord	6
Sammanfattning	7
1 ENERGIBRUNNAR	10
2 PROJEKTETS MÅL OCH UPPLÄGGNING	12
3 NATURFÖRUTSÄTTNINGAR FÖR GRUNDVATTENVÄRME OCH BERGVÄRME I SVERIGE	13
3.1 Grundvattentillgångar i jordlager	13
3.2 Grundvattentillgångar i berggrund	14
3.3 Grundvattenkemi i jordlager	15
3.4 Grundvattenkemi i berggrund	17
3.5 Naturliga temperaturvariationer i mark och grundvatten	18
4 VÄRMETRANSPORT I BERG	21
4.1 Värmeledningsförmåga	21
4.2 Värmekapacitet	21
4.3 Bergarters termiska egenskaper	21
5 MILJÖEFFEKTER SOM ÄR KONSTATERADE ELLER TÄNKBARA	23
5.1 Litteratursökningar	23
5.2 Termisk påverkan	24
5.2.1 Termisk påverkan av bergvärmesystem	24
5.2.2 Termisk påverkan av grundvattenvärmesystem - återinfiltration	27
5.2.3 Termisk påverkan av grundvattenvärmesystem - avledning	31
5.2.4 Sammanfattande synpunkter angående termisk påverkan	32
5.3 Fysikaliska, kemiska och mikrobiologiska förändringar av grundvattnet	32
5.3.1 Fysikaliska förändringar till följd av temperatursänkningen	32
5.3.2 Kemiska förändringar till följd av temperatursänkningen	34
5.3.3 Mikrobiologiska förändringar genom temperaturändringar	37
5.4 Effekter till följd av systemutformningen	37
5.4.1 Utfällningar, igensättningar	37
5.4.2 Korrosion	39
5.4.3 Haverier i värmepumpsystemet	39
5.5 Vattenkemiska förändringar vid stora grundvattenuttag	44
5.6 Övriga effekter till följd av stora grundvattenuttag	46

6	ERFARENHETER FRÅN DRIFT AV ENERGIBRUNNAR I SVERIGE	47
6.1	Värmeanläggningens utformning och läge	47
6.1.1	Tidpunkt för installationen	47
6.1.2	Läge	47
6.1.3	Kombination med dricksvattenuttag	50
6.1.4	Värmeeffekt	52
6.2	Slutna bergvärmesystem	52
6.3	System där vatten fungerar som köldbärare	52
6.3.1	Öppna bergvärmesystem	54
6.3.2	Grundvattenvärme med återinfiltration av det avkylda vattnet	54
6.3.3	Grundvattenvärme med avledning av det avkylda vattnet	55
6.4	Kombinationssystem	55
6.5	Övriga drifttekniska erfarenheter	56
7	VATTENKEMISKA ASPEKTER VID VÄRMEPUMPSTILLÄMPNING	58
7.1	Fysikaliska parametrar	58
7.2	Kemiska parametrar	59
7.3	Klassificering enligt Ryznars Stabilitetsindex (RSI)	60
7.4	Galvanisk korrosion	62
8	VATTENKEMISKA FÖRÄNDRINGAR VID GRUNDVATTENUTTAG I JORD	64
8.1	Öppen akvifer, grundvattenbildning genom nederbördsinfiltration	65
8.2	Exempel 1: Prästjorden, Halmstads kommun	65
8.2.1	Allmänt	65
8.2.2	Hydrogeologi och markanvändning	66
8.2.3	Vattenbeskaffenhet	66
8.3	Exempel 2: Tullinge, Botkyrka kommun	71
8.3.1	Allmänt	71
8.3.2	Hydrogeologi och markanvändning	71
8.3.3	Vattenbeskaffenhet	71
8.4	Sluten akvifer, grundvattenbildning genom nederbördsinfiltration	75
8.5	Exempel 3: Starkentorp, Nynäshamns kommun	75
8.5.1	Allmänt	75
8.5.2	Hydrogeologi och markanvändning	76
8.5.3	Vattenbeskaffenhet	76
8.6	Exempel 4: Börstil, Östhammars kommun	81
8.6.1	Allmänt	81
8.6.2	Hydrogeologi och markanvändning	81
8.6.3	Vattenbeskaffenhet	81
8.7	Inducerad infiltration	85
8.8	Exempel 5: Långholmen, Kristinehamns kommun	86
8.8.1	Allmänt	86
8.8.2	Hydrogeologi och markanvändning	86
8.8.3	Vattenbeskaffenhet	87
8.9	Konstgjord infiltration	92
8.10	Exempel 6: Gälleråsen, Karlskoga kommun	92
8.10.1	Allmänt	92

8.10.2	Hydrogeologi och markanvändning	93
8.10.3	Vattenbeskaffenhet	93
9	VATTENKEMISKA FÖRÄNDRINGAR VID GRUNDVATTENUTTAG I BERG	99
9.1	Insamling av data	100
9.2	Databearbetning	100
9.3	Behandling av mätdata - problem	102
9.4	Grundvattenkemiska förändringar över tiden	103
9.5	Grundvattenkemisk påverkan vid uttags- förändringar	105
9.6	Exempel 1: Lidnäs, Alvesta kommun	107
9.6.1	Läge, geologiska förhållanden	107
9.6.2	Uttag, nederbörd	107
9.6.3	Vattenbeskaffenhet	108
9.7	Exempel 2: Alsterfors, Uppvidinge kommun	113
9.7.1	Läge, geologiska förhållanden	113
9.7.2	Uttag, nederbörd	113
9.7.3	Vattenbeskaffenhet	113
9.8	Exempel 3: Siknäs, Mora kommun	117
9.8.1	Läge, geologiska förhållanden	117
9.8.2	Uttag, nederbörd	117
9.8.3	Vattenbeskaffenhet	118
9.9	Exempel 4: Skeen, Ljungby kommun	122
9.9.1	Läge, geologiska förhållanden	122
9.9.2	Uttag, nederbörd	122
9.9.3	Vattenbeskaffenhet	123
9.10	Grundvattenuttag i sedimentär berggrund	128
9.11	Exempel 5: Råvattenbrunn B7, Kristianstads kommun	128
9.11.1	Allmänt	128
9.11.2	Hydrogeologi och markanvändning	128
9.11.3	Vattenbeskaffenhet	129
10	SLUTSATSER	132
10.1	Termiska effekter samt vattenkemiska för- ändringar till följd av systemutformningen	132
10.2	Vattenkemiska förändringar till följd av ändrade vattenuttag	133
10.3	Juridiska och planmässiga begränsningar	134
10.4	Behov av uppföljning	136
11	REFERENSER	137

Förord

Föreliggande arbete har utförts vid institutionen för kulturteknik, Kungl Tekniska Högskolan (KTH), Stockholm samt VIAK AB med anslag från Statens Råd för Byggnadsforskning (BFR). Huvudansvariga för undersökningen har varit institutionen för kulturteknik.

Inom ramen för projektet har en litteraturstudie genomförts, där ett flertal svenska databaser genomförts. En enkät utsändes hösten 1983 till 230 brunnsägare. Brunnarna var framtagna av Torbjörn Fagerlind vid brunnsarkivet hos Sveriges geologiska undersökning (SGU). Vattenkemiska data från tjugofem kommunala grundvattentäkter i jord och berg har insamlats och bearbetats tillsammans med nederbördsuppgifter från SMHI samt uppgifter från kommuner och länsstyrelser om vattenuttag och brunnsutformning. Materialet har datalagrats hos VIAK AB samt hos institutionen för kulturteknik och har bearbetats i två statistik- och plottningsprogram som utarbetats inom ramen för projektet.

Projektet har utförts av en projektgrupp främst bestående av tekn dr Lars O Ericsson (VIAK), professor Gert Knutsson (KTH) och forskningsassistent Bo Olofsson (KTH). Lars O Ericsson har svarat för kapitlen 1, 2, 4.1 - 4.3, 7.1 - 7.4, 8.1 - 8.10, 9.11, samt 10.3. Bo Olofsson har skrivit kapitlen 3.1, 3.2, 3.4, 3.5, 5.1 - 5.6, 6.1 - 6.5, 9.1 - 9.10, 10.1, 10.2 samt 10.4. Kap 3.3 har skrivits av KTH och VIAK tillsammans. Gert Knutsson och Bo Olofsson har textgranskat materialet. Ansvarig för projektet har varit Gert Knutsson.

Ett flertal personer har på olika sätt deltagit i projektet. Civilingenjör Ingvar Johansson (VIAK) har samlat in och bearbetat data om kommunala grundvattentäkter i jord. Civilingenjör Thomas Wenniger har samlat in uppgifter om grundvattentäkter i berg. Fil Dr Torbjörn Fagerlind (SGU) har tagit fram adresser till de energibrunnar som studerats. Bearbetning av enkäten har utförts av civilingenjör Anders Håkansson. Ett program för statistisk bearbetning och plottning av vattenkemiska data har utarbetats av docent Hans-Georg Wallentinus (KTH). Många av figurerna har ritats av May-Britt Rolén. Sekreterarna Christina Ek och Kerstin Indebetou har renskrivit manuskriptet. Förutom dessa personer har en mängd tjänstemän på kommuner och länsstyrelser bidragit till projektet genom att ta fram de uppgifter om grundvattentäkterna vi önskat.

Undersökningen har tidigare presenterats vid två tillfällen (Olofsson 1984, 1985). I februari 1985 redovisades och diskuterades dessutom resultatet på ett seminarium vid institutionen för kulturteknik. En sammanfattning av delar av projektet finns också redovisad i Byggnadsforskningsrådets rapport R28:1985 om värmepump-teknikens miljökonsekvenser.

Till alla er som deltagit i projektet och bidragit till dess genomförande samt alla som kommit med synpunkter under arbetets gång riktas ett varmt tack.

Stockholm i juni 1985

Gert Knutsson
projektledare

Sammanfattning

Detta projekt syftar till att klarlägga tänkbara och konstaterade miljöeffekter vid värmepumpsystem där berg eller grundvatten används som värmekälla. Projektet har bestått av litteraturstudier, en enkät till 230 energibrunnägare samt insamling och bearbetning av data från 25 kommunala grundvattentäkter. Litteraturstudierna visar att miljöpåverkan av bergvärme- och grundvattenvärmesystem beskrivs tämligen allmänt i litteraturen. Erfarenheterna utomlands kan inte heller direkt överföras till svenska förhållanden på grund av skilda geologiska/geohydrologiska miljöer.

De miljöeffekter, som skulle kunna uppstå kan indelas i:

- termiska effekter, d v s nedkylning av mark och grundvatten
- kemiska effekter under normal drift
- mikrobiologiska förändringar
- förorening till följd av haverier
- övriga effekter, t ex grundvattensänkning och därav sekundära földeffekter

Värmeutvinning ur berg och grundvatten innebär ett ingrepp i de naturliga temperaturvariationerna. För flertalet energibrunnssystem erhålls värmen från djupare nivåer än 10 m, d v s där de naturliga temperaturvariationerna är tämligen små. Matematiska simuleringar, som genomförts såväl i Sverige som utomlands, visar att temperaturförändringarna runt mindre bergvärme- och grundvattenvärmeanläggningar kommer att bli små i ytliga marklager och helt döljas av naturliga temperaturvariationer. De teoretiska modellerna har också visat sig stämma väl överens med uppmätta värden för de fall mätvärden funnits att tillgå. Genom nedkylning av grundvattnet skulle också vissa fysikaliska och kemiska förändringar kunna tänkas uppstå, t ex förändring av vattnets viskositet samt ändring av joners och gasers löslighet. Förändringarna är, för de aktuella temperaturintervallen, så små att de knappast kommer att kunna märkas på mycket lång tid.

Igensättningar i ett värmepumpsystem, t ex som en följd av suspenderat material, utfällningar eller biologisk substans, kan indirekt ge upphov till miljöproblem om svårigheter uppstår att återinfiltrera vattnet. De vanligaste utfällningarna i Sverige består av olika järn- och manganhydroxider som utfällts, dels beroende på ändrade redoxförhållanden, t ex vid luftning av vattnet, dels beroende på aktivitet av bakterier. Vissa grundvatten kan också vara korrosiva och angripa metalldelar i kontakt med vattnet. Korrosion kan också uppstå galvaniskt, d v s genom olämplig sammankoppling av två metaller så att en galvanisk cell uppstår. Genom vattenkemisk analys kan riskerna för utfällningar i systemet samt korrosionsbenägenheten hos vattnet fastställas. Genom att undvika luftning av grundvattnet samt välja lämpliga material i värmepumpsystemet kan riskerna för redoxbetingade utfällningar samt galvanisk korrosion minimeras.

Vid haverier i värmepumpsystemet kan föroreningar i form av oljor, klorfluorkarboner (t ex freon) och köldbärarvätskor tillföras grundvattnet. Som köldbärarvätska i slutna bergvärmesystem används vanligtvis en blandning av vatten och glykol. I enstaka fall används etanol eller en kalciumkloridlösning. Giftigheten och nedbrytbarheten hos dessa vätskor har inte studerats inom projektet. Nedbrytningshastigheten är dock starkt beroende av temperatur och tillgång till syre. Eftersom syrehalten i bergborrade brunnar redan något tiotal meter under markytan är så låg att syrefria förhållanden kan sägas råda, kan man anta att syretillgången blir den begränsande faktorn för nedbrytning av köldbärarvätska som läckt ut i en bergborrad brunn. Förutsatt att grundvattenströmningen genom borrhålet är liten kan ett eventuellt läckage till en bergborrad brunn tämligen enkelt saneras genom renspumpning.

För att klarlägga erfarenheterna av små grundvatten- och bergvärmearbänläggningar i drift har en enkät utsänts till 230 energibrunnssägare. Energibrunnarna, vilka framtagits ur brunnarkivet vid SGU, togs i bruk mellan 1979 och 1982. Svarefrekvensen var 75%. Bland energibrunnarna dominerar slutna bergvärmesystem (38%) och grundvattenvärmesystem där grundvattnet återinfiltreras (25%). I inget fall har läckage av köldbärarvätska från slutna bergvärmearbänläggningar kunnat konstateras. I knappt 10% av de arbänläggningar där grundvatten fungerar som värmebärare har utfällningar noterats. Eftersom energibrunnssägarna ofta inte känner till förhållandena i den egna brunnen, kan man anta att andelen arbänläggningar med utfällningar i verkligheten är betydligt högre. Utfällningar har konstaterats i såväl uttagsbrunnen, i värmepumpen och vid återinfiltration av vattnet. Utfällningsproblemen är huvudsakligen av driftteknisk art men sekundära följd-effekter kan uppstå, t ex haverier av värmepumpen samt svårigheter att bli av med det nedkylda grundvattnet. Försumpning har uppstått i ett fall där infiltrationskapaciteten varit otillräcklig.

Flertalet av energibrunnarna är belägna i områden med kommunalt vatten och avlopp. Från ca 1/6 av energibrunnarna tas även dricksvatten. Några allvarliga olägenheter av detta har inte konstaterats. Anmärkningsvärt är att från endast omkring hälften av brunnarna finns vattenkemi analyserad före installationen. Detta gäller även om brunnarna samtidigt används som dricksvattenbrunnar.

Vattenkemiska data från sex större kommunala grundvattentäkter i jord samt från nitton kommunala grundvattentäkter i berg har också bearbetats i avsikt att försöka klarlägga vilka vattenkemiska förändringar som kan tänkas uppkomma genom de stora, ofta ökade grundvattenuttag, som grundvattenvärmeutvinning medför. Vattentäkterna är valda så att de representerar olika geohydrologiska miljöer. De vattenkemiska förhållandena har visat sig beroende av bl a akvifertyp, infiltrationsförhållanden, markanvändningen i infiltrationsområdet och nederbördsförhållanden, varför några generella effekter av ökat vattenuttag inte kan anges. Vid öppna akviferer betyder markanvändningen i brunnen närhet ofta mycket för vattenbeskaffenheten. Slutna akviferer har ofta högre järn- och manganhalter än öppna system. Öppna och slutna akviferer förekommer både hos jord- och bergbrunnar. Om grundvattentillgången förstärks genom inducerad eller konstgjord infiltration erhålls i

allmänhet ett saltfattigare, syrerikare vatten, ofta med högre halt av organiskt material. Vid kraftigt ökade uttag kan ibland ett grundvatten med ytvattenkaraktär erhållas, om vattnets uppehållstid i grundvattenzonen blivit kort. Stora skillnader i grundvattenkemi mellan berg- och jordakviferer har noterats. Berggrundvatten har vanligtvis högre hårdhet, alkalinitet, pH och specifik ledningsförmåga men lägre halt av aggressiv kolsyra och nitrat än jordgrundvatten. Skillnaderna kan också förstärkas vid ökade uttag om vatten från djupare nivåer mobiliseras. Små grundvattenmagasin uppvisar i allmänhet större vattenkemiska förändringar till följd av uttagsändringar än stora magasin. Sprickakviferer i berg är därför oftast känsligare för uttagsändringar än porakviferer i sedimentära bergarter och jordlager.

För att kunna bedöma vilka vattenkemiska förändringar som kan tänkas uppstå för den enskilda brunnen krävs därför analys av de lokala geohydrologiska förhållandena.

Eftersom grundvattenvärmeutvinning ofta kan komma i konflikt med andra grundvattenintressen och för att undvika överexploatering av grundvattenvärmeanläggningar med medföljande miljöeffekter, bör kommunerna ha en god planläggning av grundvattenresurserna i respektive kommun.

1 ENERGIBRUNNAR

Energi kan erhållas ur berg och grundvatten med hjälp av värmepumpar där vatten eller en fryspunktsnedsättande vätska fungerar som värmebärare. Grundvattenvärme och bergvärme har idag en kommersiell tillämpning i Sverige. De brunnar som i första hand är avsedda för energiutvinning kallas i denna rapport gemensamt för energibrunnar, vilka kan uppdelas i grundvattenvärmebrunnar och bergvärmebrunnar.

De system där grundvatten fungerar som värmebärare visas i figur 1.1. Vid grundvattenmagasin med god kapacitet utnyttjas grundvattnets värmeinnehåll och vattnet avkyls i värmepumpens förångare, varefter det leds bort som ytvatten eller återförs till grundvattenmagasinet. Dessa system tillämpas för både jord- och berggrundsakviferer.

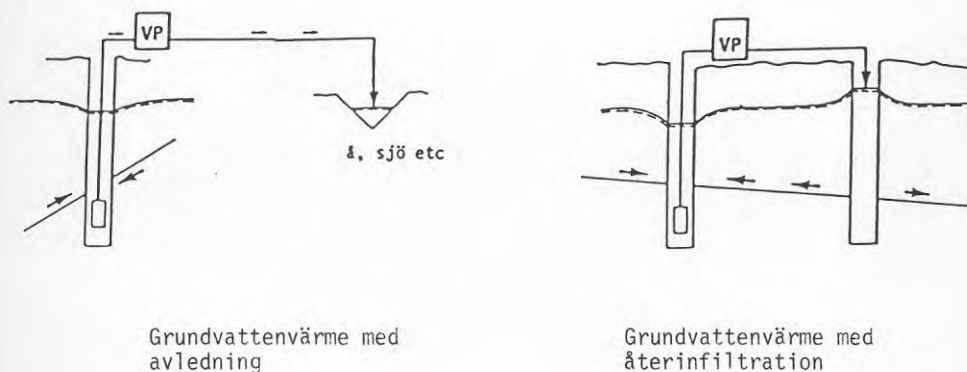
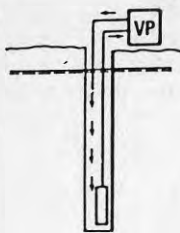
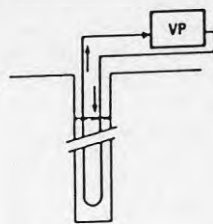


Fig 1.1 Några olika system för grundvattenvärmeutvinning.

Bergvärme kan erhållas genom att låta en vätska cirkulera genom ett bergborrhål, varvid värmeenergi tillförs genom värmeledning från berget. Systemet kan antingen vara "öppet", där grundvatten fungerar som cirkulationsvätska och efter värmeavgivning återförs till uttagsbrunnen eller "slutet", där en fryspunktsnedsättande vätska får cirkulera genom en slang nedsänkt i borrhålet (figur 1.2).



"Öppet" bergvärmesystem



"Slutet" bergvärmesystem

Fig 1.2 Olika typer av bergvärmesystem.

Ofta erhålls dock energin både från grundvatten och omkringliggande berg, t ex genom att systemet är utfört som ett kombinationssystem där en del av vattnet återförs till uttagsbrunnen och en del avleds, figur 1.3. Ibland kombineras systemen dessutom med uttag för vattenförsörjning.

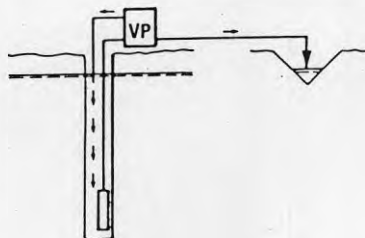


Fig 1.3 Kombinationssystem med återcirkulation och avledning.

2 PROJEKTETS MÅL OCH UPPLÄGGNING

En systematiserad utredning om de miljömässiga följderna vid grundvattenvärme- och bergvärmeanläggningar har hittills ej genomförts för svenska förhållanden. Denna rapport utgör slutredovisning av ett sådant projekt. Sammanfattningsvis har målet varit att:

- o beskriva de vattenkvalitetsförändringar som erfarenhetsmässigt kan förväntas vid grundvattenuttag i jord- och berggrundsakviferer
- o beskriva de eventuella drifttekniska problem vid grundvattenvärme och värmeväxling i borrhål, som ger konsekvenser för miljön
- o belysa direkt och indirekta miljökonsekvenser vid tillämpning av ovanstående tekniker.

Projektet har haft följande uppläggning:

- o Litteraturstudier och sammanställning.
- o Utformning och bearbetning av en enkät till 230 energi-brunnsägare; små anläggningar.
- o Bearbetning och sammanställning av vattenkemiska data från nitton kommunala vattentäkter i berg.
- o Bearbetning och sammanställning av vattenkemiska data från sex kommunala grundvattentäkter i jordlager. Olika hydrogeologiska förutsättningar råder vid respektive vattentäkt.

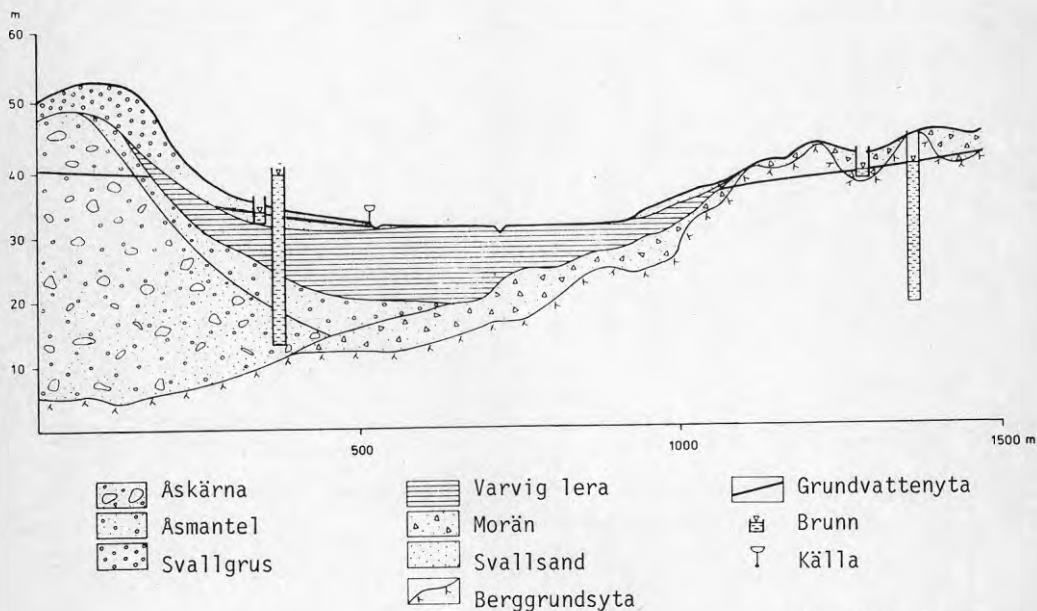
3 NATURFÖRUTSÄTTNINGAR FÖR GRUNDVATTENVÄRME OCH BERGVÄRME I SVERIGE

3.1 Grundvattentillgångar i jordlager

Faktorer som påverkar jordlagrens förmåga att magasinera vatten är bl a porositet, permeabilitet, lagerföljd, mäktighet, utbredning samt terrängläge. I jordakvifererna transporteras vattnet i lagrens porutrymmen.

De mest betydelsefulla akvifererna i Sverige utgörs av grovkorniga, sorterade avlagringar med stor utbredning, t ex större isälvsavlagringar under högsta kustlinjen (HK). De flesta stora grundvattentäkterna i Sverige är därför belägna på eller invid isälvsavlagringar, främst rullstensåsar och deltan. I de smala, osammanhängande åsarna på Sydsvenska höglandet och i Norrlands inland, är grundvattenmagasinen emellertid begränsade.

En principiell bild av topografin och lagerföljden i och omkring en ås under HK framgår av figur 3.1.



SGU Grundvattennätet 1975

Fig 3.1 Exempel på en rullstensås med god grundvattentillgång (efter Knutsson & Fagerlind 1977).

Landhöjningen och havets regression har inneburit att finsediment omger och överlagrar isälvsavlagringarna i lågområden, t ex dalstråk. Betydande grundvattenmagasin påträffas därför ofta i lerfyllda dalgångar om bottenmaterialet är vattengenomsläppligt, t ex i en del älvdalar i Norrland.

Vattentillgången i moränavlagringar är i hög grad beroende av lagringsförhållandena. Vattengenomsläppligheten är i allmänhet låg men om moränen innehåller horisonter av sorterat material, ökar förutsättningarna för grundvattenuttag.

3.2 Grundvattentillgångar i berggrund

Vatten i berg kan i huvudsak förekomma på tre sätt, i porer, i sprickor och i karstbildningar (hålrum i kalksten o d, bildade genom utlösning och erosion), se figur 3.2.



Fig 3.2 Huvudtyper av grundvattenförekomster i berg (från Knutsson & Fagerlind 1977).

Berggrunden i Sverige domineras av relativt täta och hårda bergarter tillhörande urberget, främst granit och gnejs, till största delen täckt av morän. Porösa, vattengenomsläppliga bergarter och sprickrika sedimentära bergarter har endast begränsad utbredning i Sverige och stora grundvattentillgångar finns egentligen endast i delar av Skåne. Övriga områden med kalk- och sandstenar har måttliga (t ex Västergötland) eller t o m små grundvattentillgångar (t ex Öland). I urberget är vattentillgången beroende av bergart, förskiffring och sprickriktningar. Allmänt kan sägas att stora, öppna krosszoner som har en regional utbredning kan vara rikt vattenförande. Sura massformiga bergarter, t ex granit, har ofta ett rikare och mer regelbundet sprickmönster än basiska bergarter. Hos förskiffrade bergarter, t ex gnejser, är ofta skiktställningen samt tillgången på tvärförbindelser mellan skikten avgörande för vattentillgången.

SGUs hydrogeologiska kartor utgör ett bra underlagsmaterial för grundvattenvärmebedömningar, eftersom de visar förutsättningarna för grundvattenuttag ur olika områden. Information om grundvattentillgångar kan även hämtas ur bl a brunnsarkivet vid SGU, dit uppgifter enligt lag måste lämnas vid brunnsborringar och grundvattenundersökningar. En mycket översiktlig karta över Sverige som visar områden med olika geologiska förutsättningar för grundvattenvärmeutvinning i berg och jordlager, visas i figur 3.3. En översiktlig bedömning av de svenska tillgångarna på grundvatten som kan nyttjas för grundvattenvärmeutvinning har gjorts av Agerstrand & Ericsson (1981).

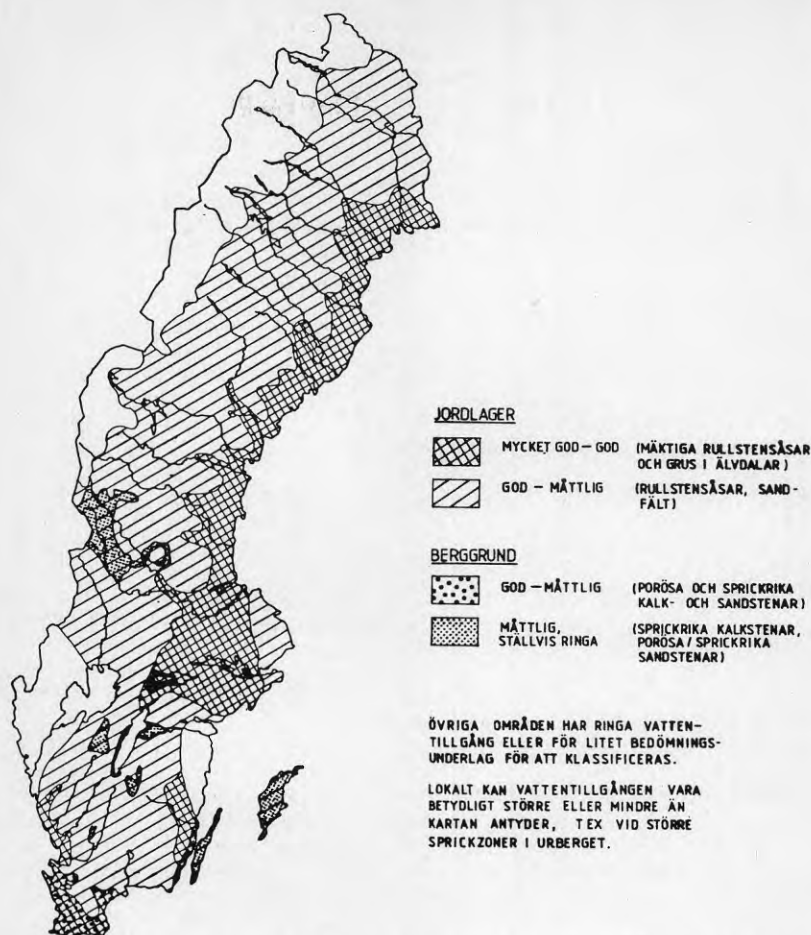


Fig 3.3 Grundvattentillgångar i Sverige (sammanställd efter Knutsson & Fagerlind 1977).

3.3 Grundvattenkemi i jordlager

Grundvattens naturliga sammansättning bestäms av en rad faktorer, bl a geologiska, klimatologiska, vattnets ålder samt organisk aktivitet. Grundvattens kemiska sammansättning har beskrivits av bl a Eriksson & Khunakasem (1970), Wenner et al (1974), Jacks (1973, 1978) samt Knutsson & Fagerlind (1977). Grundvattenkemiska data har också i stor utsträckning framtagits inom ramen för den hydrogeologiska karteringen vid SGU och publiceras fortlöpande i beskrivningarna till de hydrogeologiska kartbladen (Ser Ah).

Marken är ett komplext medium som innehåller både fasta komponenter, vätska och gaser. De fasta komponenterna kan grovt indelas i primära mineral, lermineral, organiskt material och levande organismer. I detta heterogena system fungerar markvätskan som det medium där kemiska reaktioner mellan de i de olika faserna ingående

komponenterna kan bli möjliga. Beroende på jordmaterialets förmåga att binda eller byta ut katjoner och anjoner (dvs positivt respektive negativt laddade joner), underlättas och möjliggörs många av dessa reaktioner.

De primära mineralen i marken, främst fältspater, glimrar och amfiboler är utsatta för en fortlöpande kemisk vittring och svarar för en kontinuerlig leverans av joner till marklösningen. Förutom de primära mineralen innehåller jorden också lermineral som spelar en stor roll för katjonbytesprocesser och adsorption av katjoner i marken.

Under vattnets transport genom den omättade zonen av marklagren, påverkas dess sammansättning också av biologiska processer, t ex genom rötters aktivitet samt oxidations-reduktionsförhållanden med hjälp av mikroorganismer. Vid den biologiska aktiviteten åtgår syre samtidigt som koldioxid produceras. Atmosfäriskt syre diffunderar då ner i markvattenzonen och ersätter förbrukat syre samtidigt som koldioxid avges till atmosfären. Vid vattenmättnad i rotzonen är gasutbytet mellan atmosfär och mark däremot nästan obefintligt. Reduktiva förhållanden inträder och koldioxidhalten ökar, vilket gör att vattnet blir aggressivt på olika mineral.

Vid infiltration av surt nederbördsvatten kommer vätejoner att bytas ut mot tillgängliga katjoner. Grundvatten är därför sällan surt, räknat i antal vätejoner (pH) men på sikt kan förrådet av utbytbara katjoner minska, varvid allt fler vätejoner kommer att tillföras grundvattnet.

Under vattnets uppehållstid i den omättade zonen och i grundvattenzonen förändras vattnets sammansättning i riktning mot en jämvikt mellan grundvattnet och omgivningen. Mineralsammansättningen och mineralens vittringsstabilitet samt kontaktytans storlek mellan vatten- och mineralfas spelar stor roll för hur lång tid det kommer att ta innan jämvikt uppnås. För ytliga grundvattenmagasin med stor och snabb vattenomsättning, t ex vissa stora isälsavlagringar, påverkar sammansättningen på nederbörden och det perkolerade vattnet därför i hög grad grundvattenkemin. I djupa bergakviferer med gammalt vatten samt i vissa moränavlagringar och torvmarker med små vattenrörelser kommer grundvattnet allt närmare en jämvikt med omgivande fasta fas och den ursprungliga sammansättningen på vattnet får allt mindre betydelse.

Grundvattnet inom de viktigaste grundvattenförande bildningarna (främst isälsavlagringar) kännetecknas av en jämförelsevis låg halt av salter. Vattenrörelserna i sand- och grusavlagringar är ofta betydande och en stor del av porutrymmena i markvattenzonen är luftfyllda. Oxidationsprocesser tillåts därför verka och lätt-rörliga joner (t ex sulfatjoner och nitratjoner) kan tillföras grundvattenmagasinet. I organiska jordarter med grundvattnets trycknivå nära markytan råder däremot reaktiva förhållanden. Svavlet befinner sig i reducerat tillstånd och vid tillförsel av vätejoner bildas svavelväte. Grundvatten i jordlager har, bl a som en följd av den snabbare omsättningen, vanligtvis lägre pH än berggrundvatten (Wenner et al 1974).

3.4 Grundvattenkemi i berggrund

Berggrundvattnets sammansättning varierar i hög grad mellan olika områden och olika djup. Grundvattnet i de sedimentära bergarterna i Skåne och på Gotland har en helt annan sammansättning än vattnet i urberget. Förekomsten av kalkhaltiga bergarter och jordarter ger i regel ett hårdare vatten (dvs högre halt av kalcium- och magnesiumjoner) samt högre halt av vätekarbonat och lägre tillgång på fri kolsyra (Wenner et al 1974).

För de vanligaste svenska bergakvifererna, dvs sprickakviferer, är de naturliga grundvattenrörelserna i allmänhet mycket små och vattnet är ofta betydligt äldre än i jordlagren. CO_2 -halten i vattnet minskar i regel med ökande djup allteftersom CO_2 konsumeras genom reaktioner med omgivningen. Därvid höjs också pH-värdet. Vid vittringen angrips främst lättvittrade mineral, t ex plagioklas, varför mängden kationer (främst Ca^{2+} och Na^+) ofta ökar med djupet. Höga halter av K^+ och Mg^{2+} påträffas inte i lika stor utsträckning i bergborrade brunnar, dels beroende på att ursprungsmineralen inte är lika lättvittrade, dels att jonerna snabbt tas om hand och ingår i bl a vissa sekundära lermineral (Jacks 1978).

Ibland påträffas i såväl jordbrunnar som bergborrade brunnar höga halter av järn och mangan. Komponenterna är starkt beroende av lokala faktorer och kan därför variera kraftigt mellan två närliggande brunnar. Koncentrationerna påverkas bl a av redoxpotential och pH (se Eriksson & Khunakasem 1970) och vid låga syrehalter kommer allt järn att vara reducerat. Vatten från bergborrade brunnar har dock ofta högre halt av järn än vatten från jordbrunnar, vilket bl a kan bero på de låga syrehalter som påträffas i djupa bergborrade brunnar (Jacks 1978), se figur 3.4.

I områden med låg grundvattenomsättning, t ex lerområden och berggrund täckt av lera, kan vattnet innehålla höga halter av klorid. Sådant reliktsaltvatten, främst från Litorinahavet för omkring 7000 år sedan, är vanligt förekommande i Väst- och Mellansverige, längs Norrlandskusten samt på Öland och Gotland. Genom stora uttag av grundvatten i bergborrade brunnar i kusttrakter, kan salt havsvatten tränga in i och helt förstöra brunnarna för dricksvattenändamål. En sammanställning av saltvattenbrunnar i Sverige har gjorts av brunnsarkivet vid SGU (se Lindewald 1985).

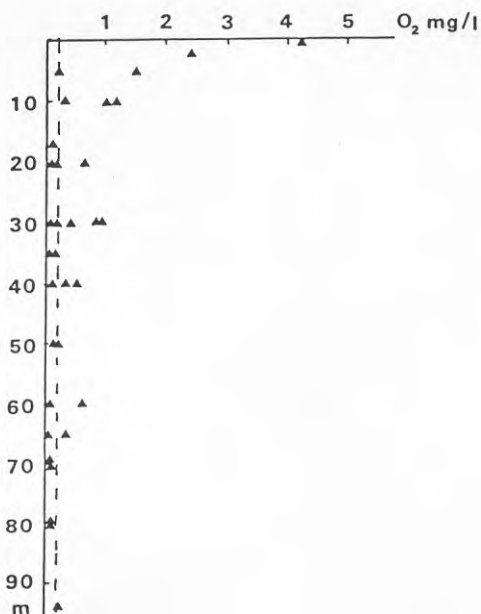


Fig 3.4 Syrehalt som en funktion av djupet för bergborrade brunnar i Gnesta och Skokloster. Gränsen för vad som kan betraktas som syrefria förhållanden (0.2 mg/l) är inlagd i figuren. (efter Jacks 1978)

3.5 Naturliga temperaturvariationer i mark och grundvatten

Temperaturen i marken ökar med djupet, i Sverige vanligtvis mellan 10-35°C/km. Denna s k geotermiska gradient beror av mängden radioaktivt sönderfall och bergets förmåga att leda värme. I genomsnitt är värmeflödet från djupare delar av jorden 0.06 W/m² (NE 1980:7).

De översta tio meterna är starkt påverkade av årstidsmässiga temperaturvariationer, se figur 3.5. Djupare än 30-50 m under markytan är årstidsvariationerna knappast mätbara. Möjligtvis kan flera år med luftmedeltemperaturer högre eller lägre än normalt påverka temperaturgradientens utseende något på stort djup (Eriksson & Malmqvist 1979). Dygnsmässiga temperaturvariationer är mätbara i stort sett bara inom den översta metern, se figur 3.6.

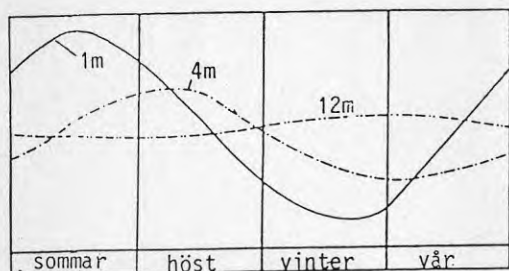


Fig 3.5 Temperaturens variation under året på olika djup, principskiss (efter Rouvé et al 1980)

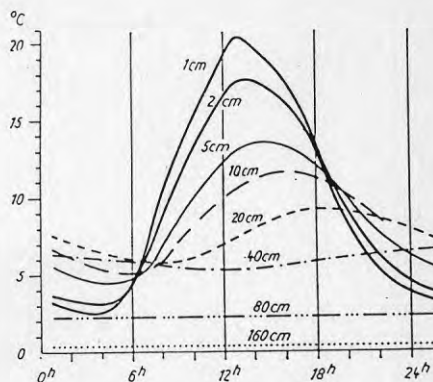


Fig 3.6 Marktemperaturen i sandjord under ett dygn i maj månad på olika djup (från Troedsson & Nykvist 1973, efter Fiedler & Riessig 1964)

De årstidsmässiga variationerna inom de översta tio meterna är ganska stora, särskilt nära markytan där temperaturskillnader på 15°C mellan max- och minmedelvärden inte är ovanligt. Ofta reagerar marken snabbt och följer i stort sett luftens medeltemperatur. På tio meters djup är dock temperaturvariationen bara någon grad och därtill färförskjuten ett halvt år med lägsta värde under sommaren.

Grundvattnet i jordlagren och berggrunden erhåller sin temperatur genom värmeledning från omgivningen och påverkas därför indirekt av den geotermiska gradienten och av luftens medeltemperatur. Snabba vattenflöden mot djupare nivåer och tröghet i värmeledningen gör dock att grundvatten från ytligare lager kanske inte alltid hunnit uppta den värme som motiveras av djupet. Detta förhållande kan förstärkas t ex vid stora grundvattenuttag ur en brunn, särskilt vid större vattenförande sprickor i berg där kontakten mellan vattnet och den fasta fasen är förhållandevis liten. I normalfallet varierar dock grundvattentemperaturen, på samma sätt som marktemperaturen, årstidsmässigt främst inom de översta tio meterna och är färförskjuten upp till ett halvt år. Grundvattnets årsmedeltemperatur följer för södra och mellersta Sverige i stort luftens årsmedeltemperatur, se fig 3.7. De dygnsmässiga temperaturvariationerna inom den översta metern blir, pga tröghet i temperaturledningen, mindre än för markpartiklarna.

4 VÄRMETRANSPORT I BERG

De termiska egenskaperna i marken, dvs den värmeledande och lagrande förmågan varierar. När det gäller berggrunden beror variationerna huvudsakligen på mineralsammansättningen och de texturella förhållandena. För vissa sedimentära bergarter är vattenhalten och porositeten avgörande. Värmeledningsförmågan och värmelagringsförmågan är dessutom temperaturberoende. Vid de temperaturnivåer som råder vid bergvärmesystem varierar de termiska egenskaperna mycket lite med hänsyn till temperaturskillnader.

Jordarternas värmeledningstal och magasinerande förutsättningar (specifika värmekapaciteten) styrs bl a av mineralsammansättning, porositet, vattenhalt och kornstorleksfördelning. En jordarts termiska egenskaper varierar mer än berggrundens.

I det nedanstående ges en kortfattad beskrivning av de väsentligaste parametrarna för värmetransport i berg. Innehållet är hämtat från Ericsson L O (1985).

4.1 Värmeledningsförmåga

Vid en bergvärmeanläggning tillgodogörs energin i berggrunden genom värmeväxling i borrhålet. Det huvudsakliga bidraget till värmeöverföringen i berggrunden erhålls genom konduktion. En bergarts värmeledningsförmåga beror i största utsträckning på de ingående mineralens konduktivitet och deras volymsandel. På grund av bildningssätt och tektonisk påverkan kan en bergart uppvisa en inhomogenitet och en anisotropi, som ger olika värmeledningsegenskaper i olika riktningar.

Om ett hål borras genom spricksystem som har olika hydrostatiska tryck kan ett egenflöde genom borrhålet uppstå beroende på tryckskillnaden och genomsläpplighetsegenskaperna i berggrunden. Detta ger ett konvektivt bidrag till värmeledningsförmågan. Grundvattenflöden i spricksystem som omger ett bergvärmesystem ger emellertid försumbara tillskott till ledningsförmågan (Claesson et al 1983).

4.2 Värmekapacitet

Vid ickestationär värmeledning påverkas förloppet av bergartens värmemagasinerande förmåga. Liksom för värmeledningen är värmekapaciteten eller specifika värmet beroende av bergartens mineralsammansättning, vattenhalt och luftinnehåll. En kristallin bergart har vanligtvis så liten porositet att den kan försummas. Som ett approximativt värde för värmekapaciteten väljs ofta $c = 800 \text{ J/kg, } ^\circ\text{C}$.

4.3 Bergarters termiska egenskaper

Eruptiva ytbergarter, vulkaniter, har vanligtvis en tät kornig grundmassa med spridda större mineralkorn. De är ur värmeteknisk synvinkel att betrakta som tämligen homogena och isotropa.

Eruptiva djupbergarter och gångbergarter har en grövre grundmassa än ytbergarterna. Djupbergarterna kan, liksom ytbergarterna, indelas med hänsyn till kiselsyrahalt, fältspatinnehåll och halt

av mörka mineral. Granit innehåller mer än 70-75% kiselsyra med kvarts och fältspat som dominerande mineral. De eruptiva djupbergarterna är korniga, varför de ur termisk synpunkt vanligtvis kan betraktas som isotropa. Om en granit blivit utsatt för ojämnt tryck uppstår en planskiffrighet med en viss anisotropi till följd. (Ledningsförmågan för granit är 3-4.5 W/m, °C.)

Sandsten är förhårdnad sand där kvarts är det dominerande mineralet. Lagringen i sandstenen kan leda till en viss anisotropi. Värmeledningsförmågan i sandsten är mycket beroende på konsolideringsgraden ($\lambda = 3-5$ W/m, °C).

Lerskiffer och lersten består av konsoliderad lera. Det finns en utpräglad anisotropi i värmeledningen hos dessa bergarter.

Kalksten utgörs av förhårdnade lager av skal och djurrester i utfällt kalkslam. Viss anisotropi i värmeledningsegenskaperna har konstaterats.

Om ett geologiskt ursprungsmaterial genom tryck- och temperaturpåverkan omvandlas mineralogiskt eller strukturellt kallas den nybildade bergarten för metamorf. Sandsten som omkristalliserats kallas för kvartsit och lerskifferar kan övergå till fyllit- eller glimmerskifferar. Dessa skifferar har anisotropa värmeledningsegenskaper. Då lerskifferar, sandstenar och eruptiva bergarter genomgår en starkare ombildning kan den ursprungliga bergarten övergå till gnejs. Eftersom gnejser i regel uppvisar skiffrighetsplan kan de från värmeledningssynpunkt ha en viss anisotropi ($\lambda = 2,5-4.5$ W/m, °C). Mer homogena och isotropa är de metamorfa bergarter som omvandlats av basiska silikatbergarter.

5 MILJÖEFFEKTER SOM ÄR KONSTATERADE ELLER TÄNKBARA

5.1 Litteratursökningar

Två litteratursökningar har genomförts vid KTHB och Byggdok. Ett flertal databaser har genomsökts, vilket givit ett relativt stort antal referenser, huvudsakligen från USA och Västtyskland. De flesta artiklarna är dock korta, mycket allmänna och behandlar knappast några miljöeffekter. Ett antal artiklar, t ex Kobus (1980), Kobus & Mehlhorn (1980) och Warner & Algan (1984), diskuterar dock värmepumpsystemens termiska effekter på mark och grundvatten. En mer genomgripande översikt över tänkbara miljöeffekter har publicerats av National Water Well Association i USA (NWWA 1980), som för övrigt också står bakom tidskrifterna Water Well Journal och Ground Water Heat Pump Journal, vilka innehållit flera artiklar där miljöpåverkan diskuterats.

19-20 nov 1979 hölls i Berlin ett symposium med temat "Wärmepumpen und Gewässerschutz". Föredragen behandlar tänkbar miljöpåverkan vid värmeutvinning ur bl a grundvatten, ytvatten och avloppsvatten. Här belyses även eventuella kemiska förändringar hos grundvattnet.

De erfarenheter från värmepumpar i drift som beskrivs i litteraturen behandlar huvudsakligen temperaturpåverkan på mark- och grundvatten och mätperioden omfattar i allmänhet bara något år. Praktiska erfarenheter från längre tids drift, särskilt när det gäller kemiska förändringar, har i mycket liten utsträckning publicerats. Utomlands har man dessutom i mycket hög grad satsat på rena grundvattenvärmesystem, med infiltration av det nedkylda vattnet. Förbrukningssystem och bergvärmesystem behandlas i mycket liten utsträckning i litteraturen. De erfarenheter som vunnits under drift av anläggningar i USA och Västtyskland kan heller inte direkt överföras till svenska förhållanden. I allmänhet skiljer sig de geologiska och geohydrologiska förhållandena markant, t ex avseende grundvattentillgång, typ av akvifer, grundvattentemperatur och vattenkemi. Klimatet inom vissa delar av USA gör att många värmepumpanläggningar istället används för kyl drift eller säsongvis kombination mellan uppvärmning och luftkonditionering.

De effekter som skulle kunna uppstå till följd av värmeuttag ur grundvatten och berg kan indelas i

- o termiska effekter, dvs nedkylning av mark och grundvatten
- o kemiska effekter under normal drift
- o mikrobiologiska förändringar, t ex ändring i mikroorganismernas artsammansättning
- o förorening till följd av haverier
- o övrig påverkan, t ex grundvattensänkning eller -höjning och därav sekundära följd effekter.

5.2 Termisk påverkan

Värme kan spridas i en akvifer och berg genom

- o naturlig grundvattenströmning
- o vertikala eller laterala grundvattenrörelser betingade av täthetsvariationer
- o inducerade grundvattenrörelser genom pumpning eller återinfiltration
- o konduktion genom den fasta fasen

Energiutvinning ur grundvatten eller värmeledning i berg innebär givetvis en avkylning av akviferen och omgivningen. Genom värmeledning och grundvattenrörelser tillförs den avkylda zonen värme från omgivningen. Samtidigt ökar det temperaturpåverkade området. Efter tillräckligt lång tid kommer en jämvikt att uppnås, där värmeuttaget kommer att balansera mot värmeflödet från omgivningen. Storleken på den temperaturpåverkade zonen är av betydelse för att bedöma minimiavståndet mellan två värmepumpanläggningar. Den maximala temperatursänkningen i anläggningens närhet är bestämmande för de termiska effekterna på djur- och växtliv.

Följande frågor kan uppställas:

- Hur stor är risken för en mer allmän nerkyllning av grundvattnet och marken genom energiutvinning, särskilt om antalet värmepump-anläggningar inom ett område är stort?
- Kommer temperaturpåverkan närmast anläggningen att vara större än de årstidsmässiga variationerna?

Värmeutvinning ur grundvatten och berg innebär givetvis ett ingrepp i de naturliga temperaturvariationerna. För många energibrunnssystem tas det mesta av värmeenergin från djupare nivåer än tio meter, dvs där de naturliga årstidsvariationerna är tämligen små. Undantag är ytligt liggande brunnar eller då ett grundvattenuttag på djupet mobiliserar vatten från ytliga lager, t ex via en sprickzon i berg.

5.2.1 Termisk påverkan av bergvärmesystem

Vid öppna och slutna bergvärmesystem, dvs där en antifrysavätska eller vatten är värmebärare från och till ett borrhål, tas värmen främst genom värmeledning från berget. Temperaturpåverkan på omgivningen och därigenom också förutsättningarna för energiuttag kommer att bli beroende av bergets värmeledningsförmåga. För vanliga bergarter i svensk berggrund varierar värmeledningsförmågan i allmänhet mellan 2-7 W/m⁰,C och beror bl a av mineralsammansättning, porositet, sprickighet. Jordarter får, beroende på den höga porositeten, i regel lägre värden.

För det enklaste fallet, där värme tas från en brunn där endast värmeledning förekommer, dvs utan grundvattenflöde, beror temperaturpåverkan på omgivningen främst av värmeuttagets storlek, brunnens djup och materialens värmeledningsegenskaper. En matema-

tisk simulering runt ett dylikt bergvärmesystem, visar att den största påverkan som uppkommer på en meters djup under markytan efter ca 100 år bara blir -0.12°C , beräknat på en temperatursänkning av 5°C gentemot ostört berg och ett värmefflöde av 3.5 W/m^2 . Brunnens djup var 146 m (Claesson et al 1983). Denna temperaturändring är mycket liten i förhållande till luftens och de ytliga marklagrens naturliga variation, varför några ekologiska effekter till följd av värmeuttaget knappast lär uppkomma, se figur 5.1.

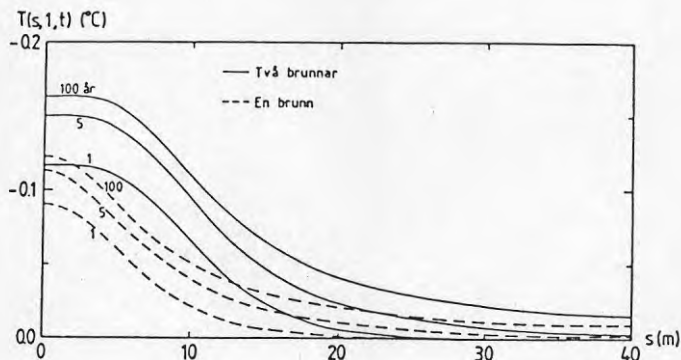


Fig 5.1 Beräknad temperaturstörning på en meters djup för en och två bergvärmebrunnar. Följande data om brunnen har använts:

Värmeledningsförmåga= 3.5 W/mK , Värmekapacitet= $2.16 \text{ MJ/m}^3\text{K}$,
 Djup= 146m , Radie= 0.08m , Värmeisolerad övre del= 4m ,
 $\Delta t=5^{\circ}\text{C}$, Avstånd mellan brunnarna= 10m , S =avstånd från
 brunnen eller från en punkt mellan brunnarna (m),
 T =temperatursänkningen($^{\circ}\text{C}$)

(efter Claesson et al 1983)

Teoretiska beräkningar har för de enkla fallen visat mycket god överensstämmelse med uppmätta värden. Tollin et al (1983) har jämfört simulerade temperaturvärden med uppmätta för en öppen recirkulationsbrunn i Djursholm. Brunnen är 106 m djup, borrarad i Stockholmsgranit och grundvattenytan ligger ca 15 m under markytan. Efter 4 månaders drift temperaturloggades brunnen. Värmepumpen stängdes därefter av ett dygn och temperaturförloppet registrerades. De uppmätta och teoretiskt beräknade medeltemperaturerna i brunnen visade sig stämma väl överens, se figur 5.2. Den temperaturpåverkade zonen efter en uppvärmningssäsong (4 mån) beräknades därefter teoretiskt. Två meter från brunnshållets centrum beräknades bergets medeltemperatur sjunka endast 1°C , figur 5.3.

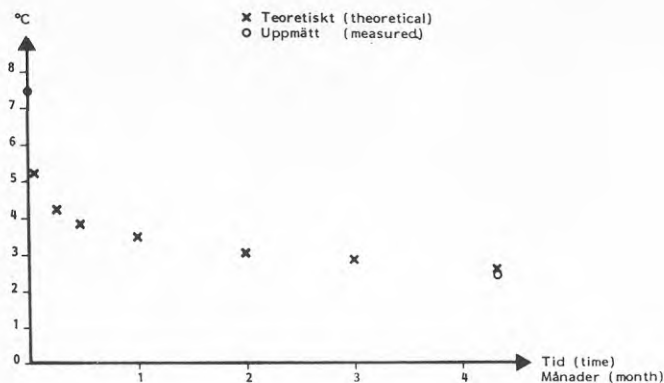
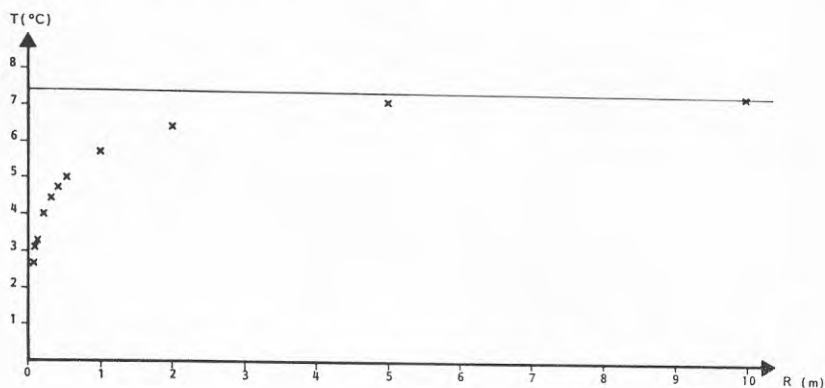


Fig 5.2 Uppmätt och teoretiskt beräknad medeltemperatur i en energibrunn i Djursholm efter ca 4 månaders drift (Tollin et al 1983)



R (m)	0,055	0,07	0,0825	0,1	0,2	0,3	0,5	1	2	5	10
Δt °C	4,72	4,46	4,29	4,09	3,37	2,94	2,41	1,70	1,00	0,26	0,02
Akt temp	2,69	2,94	3,11	3,31	4,03	4,46	4,99	5,70	6,40	7,14	7,38

Fig 5.3 Teoretiskt beräknad temperaturpåverkad zon för samma energibrunn efter en uppvärmningssäsong (4 mån) med uttag 23 W/m och bergets värmeledningstal $3.25 \text{ W/m}^0, \text{C}$ R = avstånd från brunnen. (Tollin et al 1983)

Vid uttag ur en öppen eller sluten bergvärmeanläggning där brunnen tillförs värme endast genom värmeledning mellan brunnen och omgivningen, kommer temperaturpåverkan i allmänhet att bli lika stor utmed hela djupet. Vid ett öppet system sker nämligen en cirkulation av vattnet i brunnen och vid ett slutet system erhålls värme samtidigt från hela brunnens djup. Temperaturpro-

filen i brunnen kommer därför i idealfallet att parallellförflyttas, se figur 5.4.

Inom de översta 10 meterna kommer dock de säsongsmässiga variationerna att helt dölja en eventuell temperaturpåverkan. Genom fasförskjutningen av temperaturkurvan ett halvt år, kommer också temperaturen på detta djup att vara som högst när behovet av värme är som störst.

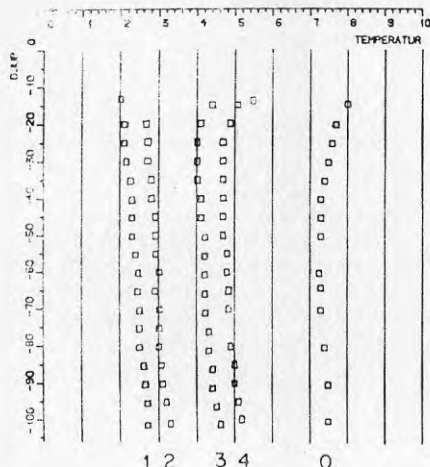


Fig 5.4 Temperaturprofil i en energibrunn i Djursholm (öppet system) före start (=0), efter 3000 timmar kontinuerlig drift (=1), samt efter $\frac{1}{2}$, 8 och 24 timmars driftuppehåll, kurva (2), (3) och (4) (Tollin et al 1983)

5.2.2 Termisk påverkan av grundvattenvärmesystem - återinfiltration

Återinfiltration av vattnet till akviferen via en infiltrationsbrunn, infiltrationsgrop, dike eller på annat sätt, används lämpligen då grundvattentillgången är begränsad. Sådana system är vanligt förekommande i USA och Västtyskland. Ofta används systemet även sommartid men då för kyländamål (luftkonditionering). Kallt grundvatten upptar värme från huset och återförs till akviferen. Därvid ökar möjligheterna till värmeuttag under vinterhalvåret.

De beräkningsmodeller över temperaturförändringarna runt brunnarna, som konstruerats i USA och Västtyskland, är inte direkt tillämpbara i vårt land. De geologiska och geohydrologiska förhållandena skiljer sig i allmänhet markant från de skandinaviska. Modellerna är ofta exemplifierade med slutna porakviferer (vanligtvis sand eller grus) men är dock konstruerade för att kunna användas under andra geologiska förhållanden. System med kombinerad uppvärmning/luftkonditionering är också sällsynt i Sverige. En kort sammanställning av de värmeflödesstudier vid återcirkulationssystem som genomförts utomlands kan ändå vara befogad, eftersom principerna är desamma om än med skilda parametrar och värden.

Vi återföring av avkyld grundvatten till akviferen kommer det återförda vattnet att spridas ut från brunnen. Om grundvattenflödet är litet, kommer den termiska anomalin att bli symmetrisk runt brunnen. Dess form i vertikalled påverkas dessutom av lufttemperatur, infiltrationsspetsens längd och akviferens hydrauliska konduktivitet. Avkylningen i samband med infiltration av kallt vatten i en sandakvifer har studerats i två försöksområden, Rhedebrügge och Vreden, i Västtyskland under 1978-79 (Balke 1979, 1980). I båda områdena infiltrerades avkyldt vatten från en värmepump i ett småhus (effektbehov 4.2 kW), till ett öppet grundvattenmagasin, 5 resp 22 m djupt. I försöksområdet Vreden var infiltrationsbrunnen inte helt nedförd i akviferen utan vattnet infiltrerades på ca 10-15 m djup under markytan. Ett stort antal mätbrunnar för temperaturmätningar upprättades runt infiltrationspunkterna och under 1978-79 registrerades temperaturförändringarna. Temperaturanomalins form påverkades något av grundvattenflödet genom områdena, vilket uppmättes till 1.6 resp 0.2 m/dygn. Temperaturanomalins vertikala utbredning under 15 månader för försöksfält Vreden, visas i figur 5.5 a-f. Den maximala temperatursänkningen 12 m från infiltrationsbrunnen var 2°C efter 11 månaders drift (Balke 1980). Den maximala utbredningen av temperaturanomalin under året 78/79 var mindre än 25 m, trots att vintern under detta år var extremt kall (Pascaly 1980). För de översta meterna är anomalins utbredning, som synes i figurerna, starkt påverkad av de naturliga temperaturvariationerna.

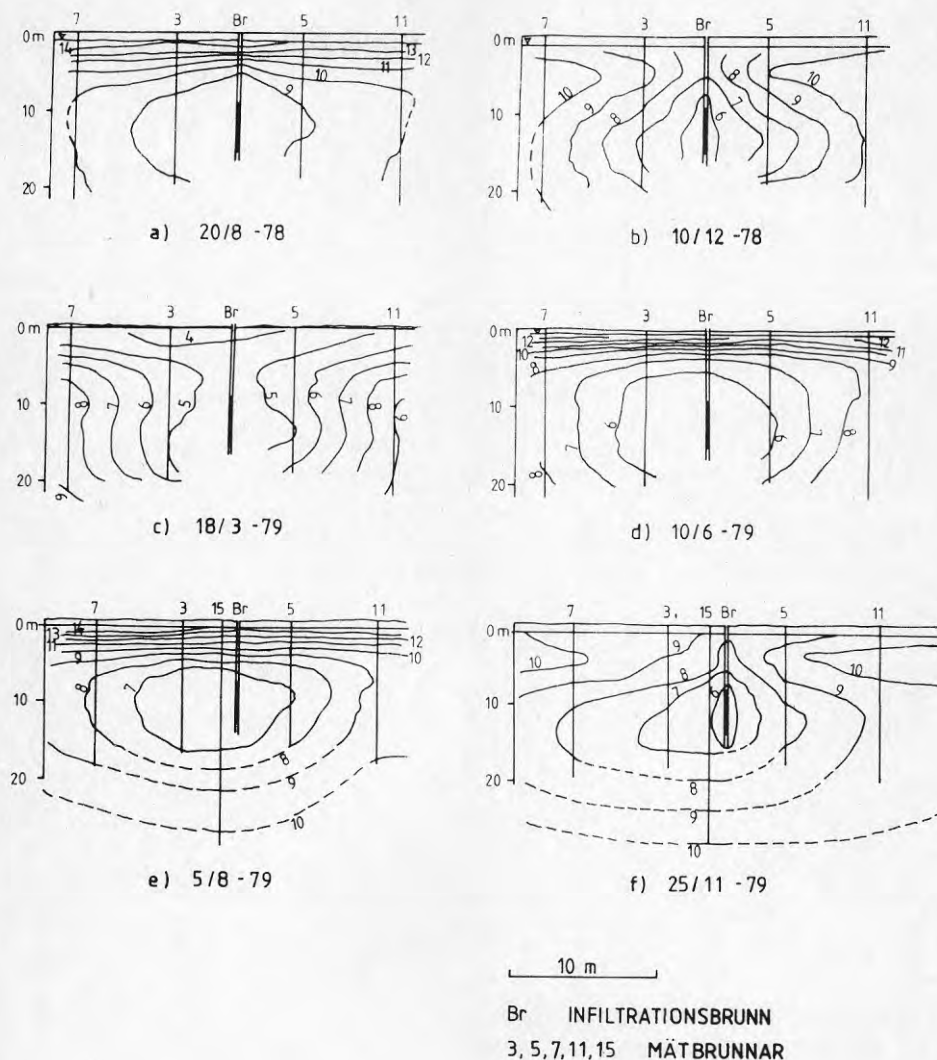


Fig 5.5 a-f Temperaturutbredningen runt en infiltrationsbrunn under 15 månader. Försöksfält Vreden, Västtyskland. (Från Balke 1980.)

Claesson et al (1983) beskriver en matematisk beräkning av temperaturpåverkan då kylt grundvatten återinjekteras till en 10 m tjock akvifer med värmeledningsförmågan $2.0 \text{ W/m}^{\circ}\text{C}$, värmekapaciteten 0.55 kWh/m^3 , C och grundvattenflödet 0.6 l/s . Om grundvattnets temperatur sänks 5°C , kommer temperaturen 1 m under markytan att ha sjunkit -0.8°C efter 100 år, figur 5.6.

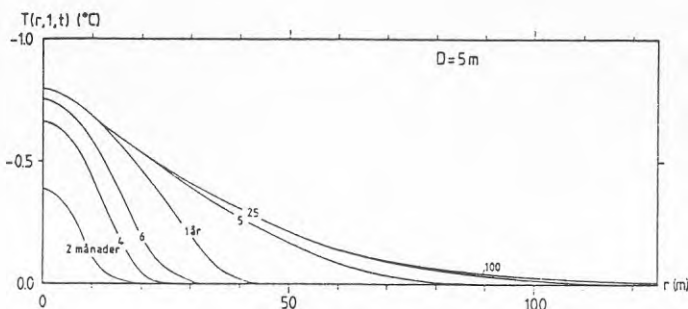


Fig 5.6 Temperaturstörning på djupet 1 m vid återinjektering av kylt grundvatten. Djupet till akviferen är 5m, övriga parametrar se texten.
 T =temperatursänkningen ($^{\circ}\text{C}$), r =avståndet från infiltrationspunkten(m) (Claesson et al 1983)

Om de två brunnarna ligger nära varandra kommer med tiden temperaturförändringen vid infiltrationsbrunnen att påverka uttagsbrunnen. En matematisk modell för beräkning av hur stor del av det avkylda, återinfiltrerade vattnet som åter når uttagsbrunnen, har presenterats av Caspary (1981). Beräkningarna förutsätter bl a stationära flöden, konstanta temperaturer samt grundvattenströmning mot uttagsbrunnen. För en injektionsmängd av $3.6 \text{ m}^3/\text{tim}$, grundvattenströmning på $1.7 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$ samt filterlängden 5 m och brunnsavståndet 35 m, beräknas cirkulationsandelen bli ca 20%.

Tiden för detta "termiska genombrott" och influensens storlek om brunnarna både nyttjas för uppvärmning och kylning, har beräknats av bl a Kazmann & Whitehead (1980), Kazmann (1981) och Clyde & Madabhushi (1983) i avsikt att fastställa minimiavståndet mellan brunnarna. Modellerna förutsätter "piston flow"-förhållanden, helt isotropa medier, att brunnarna penetrerar hela akviferen samt att inget termiskt utbyte mellan akviferen och omgivningen uppstår.

Clyde & Madabhushi (1983) diskuterar också hur tätt dylika anläggningar kan placeras i ett område med grundvattenströmning om inte installationerna i för hög grad ska påverka varandra. De fann att en tomtstorlek på bara 600 m^2 borde räcka för att någon större influens mellan systemen inte borde uppkomma. Avståndet mellan uttags- och infiltrationsbrunnarna varierade då mellan 15-25 m.

En jämförelse mellan beräknade och uppmätta temperaturförändringar runt brunnarna i ett uppvärmnings/luftkonditioneringsystem har utförts för en anläggning i Columbus, Ohio (Warner & Algan 1984). De beräknade och uppmätta värdena efter ett års drift tycks stämma väl överens, se figur 5.7. Efter 20 års drift beräknas akvifertemperaturen 10 meter från infiltrationsbrunnen knappast avvika från den ursprungliga temperaturen. Uppvärmningsbehovet under vintern

motsvarade i mycket hög grad den värmemängd som återfördes till akviferen genom luftkonditionering under sommarsäsongen, varför den termiska påverkan minimerades, figur 5.8.

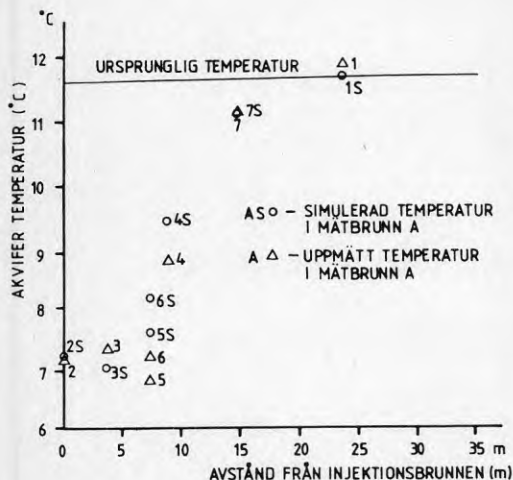


Fig 5.7 Beräknad och uppmätt akvifer-temperatur efter första uppvärmningssäsongen för en anläggning i Columbus, Ohio (efter Warner & Algan 1984)

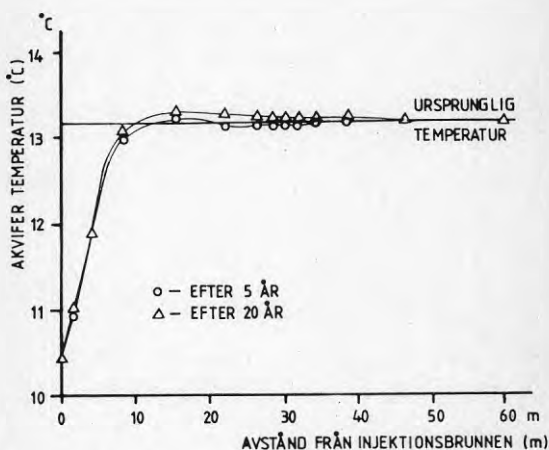


Fig 5.8 Beräknad akvifer-temperatur i slutet av uppvärmningssäsongen efter 5 resp 20 års drift för en anläggning i Columbus, Ohio (efter Warner & Algan 1984)

5.2.3 Termisk påverkan av grundvattenvärmesystem - avledning

Rena förbrukningssystem, dvs där det nedkylda vattnet återleds till ytvattendrag, sjöar eller dagvattenledningar, innebär ingen direkt temperaturpåverkan på grundvattnet eller marken i systemets omgivning. Avledning till ytvatten innebär ofta en spridning av den termiska störningen. Vintertid kan det nedkylda grundvattnet ha en högre temperatur än recipienten. Vid utsläpp i en sjö kommer påverkan att bli beroende av på vilken nivå, under eller över sprängskiktet, utsläppet äger rum. Den termiska påverkan, vilken kan medföra ändrade strömningsförhållanden, skiktning, isläggnings-tid m m, kan delvis jämföras med öppna ytvattenvärmesystem och har inte studerats inom ramen för detta projekt. De ändrade cirkulationsförhållanden som kan uppstå vid öppna ytvattenvärmesystem beskrivs bl a av Bengtsson (1982a, 1982b, 1984) samt Svensson et al (1980).

De biologiska effekter som eventuellt skulle kunna uppstå genom utsläpp av nedkyllt grundvatten har också legat utanför ramen för projektet. För kombinerade system, dvs olika kombinationer mellan avledning och återinfiltration, kommer den termiska påverkan också att spridas. Sammantaget blir inte påverkan större än för andra grundvattenvärmesystem.

5.2.4 Sammanfattande synpunkter angående termisk påverkan

Sammanfattningsvis kan sägas att lokalt kan de beskrivna systemen innebära en mindre avkylning av marken eller grundvattnet. Endast i energibrunnens eller infiltrationsbrunnens direkta närhet kommer påverkan att överstiga någon $^{\circ}\text{C}$. Förekomsten av en omättad jordlagerzon verkar isolerande, då värmeledningsförmågan i denna zon är mycket låg. De naturliga temperaturvariationerna i de ytligaste jordlagren är mycket stora, varför någon temperaturpåverkan vid jordytan knappast kommer att märkas. Antropogena effekter i form av värmeflöden från byggnader, avloppsrör, fjärrvärme etc, påverkar i mycket högre grad temperaturen i de ytligaste marklagren. Claesson & Efring (1982) har utfört en matematisk simulering av temperaturflödet från ett 8×12 m stort hus med oisolerad, 2.5 m djup, källare. Temperaturhöjningen vid källarväggen på 1 m djup är hela $+14^{\circ}\text{C}$. 1 m från väggen är störningen ca $+7^{\circ}\text{C}$, vilket innebär en betydligt större påverkan än vad som uppmätts och beräknats för omgivningen runt ett grundvattenvärme- eller bergvärme-system.

5.3 Fysikaliska, kemiska och mikrobiologiska förändringar av grundvattnet.

De fysikaliska och kemiska förändringar som kan uppstå hos grundvattnet till följd av energiutvinningen, kan bero på nedkylningen av vattnet, systemets utformning, haverier i systemet samt naturliga grundvattenkemiska förändringar betingade av stora grundvattenuttag.

Nedkylningseffekter:

- o nedkylning av vattnet förändrar vattnets fysikaliska egenskaper
- o nedkylning påverkar vattenkemin genom förändring av joners och gasers löslighet
- o nedkylning av vattnet hämmar eventuella biologiska nedbrytande processer

Effekter till följd av systemets utformning:

- o energisystemets utformning medför utfällningar och igensättningar
- o utlösning av metaller från rör och värmeväxларыtor (t ex genom korrosion)
- o haverier i värmepumpen, vilket kan medföra förorening av grundvattnet med olika oljor, klorfluorkarboner etc
- o läckage av antifrysavätska i energibrunnen

Effekter betingade av stora grundvattenuttag:

- o genom stora grundvattenuttag mobiliseras vatten från större djup, med en annan kemisk sammansättning
- o stora grundvattenuttag innebär ökad risk för inträngning av sjövattnet eller salt havsvatten
- o en sänkning av grundvattentytan genom stora uttag, kan innebära oxidation av t ex sulfider.

5.3.1 Fysikaliska förändringar till följd av temperatursänkningen

Vattnets fysikaliska egenskaper är beroende av temperaturen. De viktigaste fysikaliska parametrarna är vattnets täthet, ångtryck,

elasticitetsmodul, ytspänning och viskositet. Egenskapernas temperaturberoende framgår av figur 5.9.

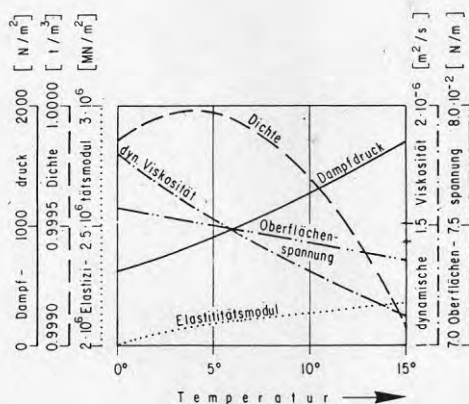


Fig 5.9 Temperaturberoende fysikaliska egenskaper hos vatten (Müller 1983 efter Matthes 1973)

Särskilt intressant är påverkan på viskositeten, vilken beror på intermolekylär attraktion och ökad viskositet ger därför minskad vattengenomsläpplighet enligt:

$$k_1 = k_0 \times v_0 / v_1$$

k_0 = ursprungligt k-värde
 k_1 = k-värdet efter avkylning
 v_0 = ursprunglig viskositet
 v_1 = viskositet efter avkylning

En sänkning av vattentemperaturen med 5°C, t ex från +8 - +3°C, innebär därför att k-värdet sjunker ca 15%. Med oförändrad grundvattenbildning kommer sålunda grundvattenytan att höjas då grundvattnet får svårare att strömma i marken. Vid regionala temperatursänkningar kan strömningsförhållandena ändras och kemiska förändringar av vattnet kan uppstå som en följd av grundvattennivåändringen. En matematisk simulering av grundvattennivåförändringen till följd av en regional temperatursänkning på 3°C, har utförts över Mannheim-Ludwigshafen i Västtyskland, figur 5.10. Vattengenomsläppligheten minskade 9%, vilket innebar en vattennivåhöjning som i allmänhet var några dm och ökade med avståndet från floden Rhen (Willibald 1980).



Fig 5.10 En matematisk simulering av grundvattennivåförändringen i Mannheim/Ludwigshafen som en följd av en regional sänkning av grundvattentemperaturen 3°C . Förändringen anges i cm-skala (Willibald 1980)

Om ytspänningen förändras kan detta påverka vattnets kapillära stighöjd. Den förändring av vattnets elasticitetsmodul och ytspänning som sker vid en temperatursänkning $4\text{--}5^{\circ}\text{C}$, är dock så liten (bara någon procent) att påverkan knappast blir mätbar (Müller 1983). En regional temperatursänkning hos grundvattnet är för övrigt mindre sannolik eftersom det kräver en mycket hög anläggningstäthet. De små fysikaliska förändringar som eventuellt kan uppstå är därför främst av lokal karaktär.

5.3.2 Kemiska förändringar till följd av temperatursänkning

Förändringen av vattnets ångtryck, som blir följden av en temperatursänkning, medför att lösligheten för gaser i grundvattnet

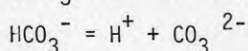
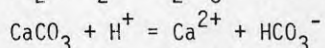
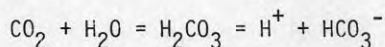
påverkas. En sänkning av temperaturen ökar lösligheten för de flesta gaser i vatten, se tabell 5.1.

En ökad halt av lösta gaser i vattnet innebär förändrade egenskaper hos vattnet. Ökad mängd syre ger t ex ökad risk för korrosion, svavelväte i vattnet kan ge obehaglig lukt.

Temperature, °C	N ₂	O ₂	Ar	CO ₂
<i>(ppm by weight in equilibrium with the atmosphere at 760 mm)</i>				
0	23	15	0.9	1
10	19	11	0.7	0.3
20	16	9	0.6	0.6
30	14	8	0.5	0.4
50	11	6	0.4	0.3
<i>(ppm by weight in equilibrium with given gas at 760 mm)</i>				
	N ₂	O ₂	H ₂ S	CO ₂
0	30	70	7000	3400
10	23	54	5200	2300
20	19	44	3900	1700
30	16	37	3000	1300
50	12	27	1900	760

Tab 5.1 Lösligheten av gaser i vatten vid olika temperaturer (Davis & De Wiest 1966)

För kolsyresystemet i vatten gäller följande ekvationer:



Eftersom halten koldioxid i vatten som synes också påverkar halten vätejoner, kommer pH-värdet att sjunka vid ökning av koldioxidens partialtryck. Eftersom lösligheten för CO₂ i vatten är temperaturberoende, kommer pH-värdet således att påverkas av temperaturen. För de små temperaturintervall det är frågan om här, kommer förändringen dock att bli mycket liten.

En ökning av halten koldioxid i grundvattnet förskjuter också jämvikten så att mer CaCO₃ går i lösning, vilket höjer hårdheten på vattnet något.

Vid en temperaturhöjning på vattnet, som kan uppstå vid luftkonditioneringsanläggningar, avges koldioxid istället, varvid kalciumkarbonat måste övergå i fast tillstånd. Detta kan medföra utfällningar på värmväxlarytor.

För de flesta andra komponenter i vattnet minskar lösligheten med sjunkande temperatur.

Ronge & Claesson (1982) har i laboratorieförsök visat att vid temperaturhöjning till 50°C sker bara små förändringar av vattnets sammansättning i kontakt med vanliga svenska silikatbergarter. För grusmaterial är dock utlakningen större, bl a beroende

på den större reaktionsytan (Claesson T. et al 1983). Vid de temperaturdifferenser som är aktuella vid grundvattenvärmeuttag, dvs Δt knappast överstigande 10°C , kommer endast mycket små förändringar i grundvattenkemin till följd av temperaturförändringen att uppstå. Förändringarna kommer att märkas först efter mycket lång tid (Schaeztle & Brett 1979).

Lösligheten för mineral är, förutom temperaturberoende, även beroende av bl a trycket, totala salthalten och vätejonkoncentrationen. Lösligheten för Si och Na är t ex starkt beroende av temperaturen, medan lösligheten för Fe och Al mer styrs av pH-förhållandena.

En praktisk försöksstudie av termiska och kemiska effekter till följd av värmeuttag ur grundvatten, beskrivs av Gass (1980). Vattenprov togs före och efter vattnet passerat en värmepump där temperatursänkningen var 6.7°C . Förändringarna var inga eller så små att de kan bero på mätfel, se tabell 5.2.

Tab 5.2 En jämförelse mellan grundvattnets kemiska sammansättning före och efter det passerat en värmepump med temperatursänkningen -6.7°C . Proven togs 15/2 1980. (Från Gass 1980)

parameter	konc före värmepumpen	konc efter värmepumpen
alkalinitet	335 mg/l	335 mg/l
kalcium	34 mg/l	35 mg/l
klorid	1 mg/l	2 mg/l
hårdhet	409 mg/l	396 mg/l
järn	8 mg/l	8 mg/l
sulfat	66 mg/l	59 mg/l

1979 uppdrog U.S Environmental Protection Agency åt National Water Well Association i USA att utreda effekterna av en allmän användning av grundvattenvärme. Dels utvecklades ett datorprogram för simuleringar av temperaturpåverkan på olika akviferer, dels byggdes en försöksanläggning för att testa datorprogrammet och studera vattenkemiska effekter av värmesystemet. Anläggningen bestod av en uttagsbrunn, en infiltrationsbrunn samt ett antal observationsbrunnar.

Varje vecka togs vattenprov från några av brunnarna, kontinuerligt mättes vattennivå och temperatur i samtliga brunnar. Efter ett års drift uppmättes temperaturförändringen till 2.8°C , knappt 8 m från infiltrationsbrunnen. Den enda kemiska förändringen som kunde noteras var en ökning av järnhalten från 2-4 mg/l i infiltrationsbrunnen. Denna ökning kan dock ha andra förklaringar, t ex att stora mängder järn hade utfällts i brunnen under en period då grundvattenytan var låg (Gass 1980).

5.3.3 Mikrobiologiska förändringar genom temperaturförändringar

Grundvatten innehåller normalt ganska låga halter av organiskt material. Förutom järn- och manganbakterier, som kan överleva trots mycket låga syrehalter, finns ofta även andra arter av bakterier, flera av dem ganska temperaturkänsliga. Mikroorganismerna behöver näring för att överleva, nitrifikation kräver t ex två bakteriearter, en för att överföra ammonium till nitrit, en annan för att förvandla nitrit till nitrat. Speciellt den senare bakterien är starkt känslig för kyla, varför nitratbildningen går mycket långsamt under +5°C och nitrithalten i vattnet därför kan öka vid låga temperaturer, se tabell 5.3 (Willibald 1980).

temp °C	nitrat (mg/l) bildat efter		
	4 veckor	5 veckor	6 veckor
2.8	0	0.2	1.6
5.5	12.0	16.0	29.2
8.3	35.2	55.2	55.4
11.1	55.8	60.4	60.0

Tab 5.3 Nitrifikation från ammonium i mark vid olika temperaturer (Willibald 1980 efter Anderson et al 1955).

I varmare trakter, t ex i de södra delarna av USA, rapporteras även problem med algblooming i vissa infiltrationsbrunnar för luftkonditioneringsanläggningar (NWWA 1980). Anledningen är inte utredd men problemet berör knappast svenska förhållanden.

5.4 Effekter till följd av systemutformningen

5.4.1. Utfällningar, igensättningar

Igensättning i ett grundvattenvärmesystem, t ex i brunnar, värmväxlarytor och slangar, kan indirekt ge upphov till miljöproblem. Svårigheter att infiltrera nedkyllt vatten kan ge upphov till försumpning. Riskerna för igensättningar i värmepumpssystem har belysts av bl a Person & Hart (1980) och Lindblad (1983). Gustafson (1983) diskuterar riskerna för igensättning av infiltrationsbrunnar.

Igensättningar kan uppstå till följd av suspenderat material, utfällningar eller biologisk substans (t ex bakterieslam). Igensättning till följd av suspenderat material och sand som medföljer grundvattnet uppstår främst vid återinfiltration av vattnet, då filterslitsar kan sättas igen. Igensättningar kan ofta behandlas med rensumpning.

Utfällningar kan uppstå i såväl uttagsbrunnar som infiltrationsbrunnar, på värmväxlarytor samt i slangar och på kopplingar. De vanligaste utfällningarna består av olika Fe- och Mn-hydroxider som dels kan utfällas beroende på ändrade redoxförhållanden, t ex vid öppna, luftade system, dels beroende på aktivitet av bakte-

rier, vilka lever på att oxidera järn och mangan. Flera av bakterierna trivs vid pH och syrehalter som är lägre än de förhållanden som gynnar kemisk utfällning. Järnbakteriernas aktivitet kan äga rum både i uttags- och infiltrationsbrunnar, medan redoxberoende utfällningar främst uppstår vid infiltration av det nedkylda vattnet.

Om grundvattnet är rikt på löst kalciumkarbonat kan kalkutfällningar uppstå vid tryckminskning eller temperaturhöjning. Vid stora grundvattensänkningar närmast uttagsbrunnen minskar det hydrostatiska trycket, varvid CO_2 kan avges och CaCO_3 fälls ut. Om vattnets temperatur höjs minskar också lösligheten av CO_2 , vilket kan medföra utfällning av CaCO_3 . I vissa delar av USA, där grundvattnet är mättat på CaCO_3 och där vattnet nyttjas för kylning varvid temperaturen höjs, är detta ibland ett allvarligt problem. Person & Hart (1980) hävdar att i Florida och på Bahamas, där grundvattnet inom vissa områden är mycket hårt, kan bara någon grads temperaturförändring innebära att jämvikten störs med karbonatutfällning som följd.

Igensättningar är ett ganska vanligt förekommande problem vid grundvattenanläggningar. Gustafson (1983) refererar till en studie bland 45 luftkonditioneringsanläggningar i USA, de flesta i sand- och grusakviferer eller kalkstensakviferer. Igensättningar hade uppstått i 17 fall, främst genom utfällning av järnhydroxider. Vid studier av tre svenska grundvattentäkter med konstgjord infiltration av ytvatten visade en av dessa stora problem med igensättning av infiltrationsbrunnen. De två övriga vattentäkterna, som var utrustade med långsamfilter innan infiltrationen, visade inga tecken på igensättning (Gustafson 1983).

Om grundvatten från en akvifer med en viss sammansättning återförs till en annan akvifer med ett annat vatten, kan problem uppstå med utfällningar. Lösligheten hos många komponenter är starkt beroende av Eh- och pH-förhållandena. Om förhållandena ändras, t ex till följd av blandning av två olika vatten, kan utfällningar inträffa i akviferen med minskad genomsläpplighet som följd, vilket påpekas av Bacon (1980). Sådana utfällningar kan uppstå om ett vatten rikt på kalcium, bikarbonat och karbonat infiltrerar i en akvifer med underskott på koldioxid, varvid kalciumkarbonat fälls ut. Om ett järnrikt vatten blandas med ett vatten med hög syrehalt kan järnhydroxider utfällas.

Genom vattenkemisk analys kan utfällningsbenägenheten hos ett vatten klarläggas. En del värmepumpstillverkare tillämpar vattenkemiska gränsvärden för grundvattenvärmesystem, vilket framkommit vid en rundringning (se Lindblad 1983).

Koss (1981) anger följande gränsvärden:

pH	6-8	fri CO_2	10 mg/l
Fe	1 mg/l	SO_4	100 mg/l
Mn	1 mg/l		

Gustafson (1983) refererar till en amerikansk studie där gränsvärden på 0.3 mg Fe/l och 100 mg/Ca/l rekommenderas. Vissa järnbakterier kan överleva vid en mycket låg järnhalt (0.02 mg/l) men de flesta arter vill ha 1 mg/l eller mer (FAO 1981).

För att minska risken för utfällningar och igensättningar bör man undvika luftning av vattnet. Genom att ha så stora filterslitsar som möjligt blir strömningshastigheten genom varje slits låg och utfällningsrisken minimeras. Suspenderat material kan filtreras bort före infiltrationen. Igensättningar kan ibland åtgärdas genom att köra systemet baklänges. Vissa utfällningar kan också behandlas kemiskt, järnbakterier t ex genom klorering av vattnet.

5.4.2 Korrosion

Korrosion innebär angrepp på metaller, varvid metalljoner frigörs. Korrosion kan därför innebära ökad risk för utfällningar och igensättningar, förorening av grundvattnet genom ökad halt av metalljoner samt risk för haverier i värmepumpsystemet som en följd av metallangreppet. Risken för korrosion bör särskilt beaktas om vattnet samtidigt nyttjas för dricksvattenförsörjning.

Korrosion kan uppstå på silar, rör, kopplingar, värmeväxlare samt i vissa fall förångaren, dvs vanligtvis på metalldelar i kontakt med grundvattnet. På metallytan bildas i regel en tunn, skyddande hinna av oxid eller hydroxid. Varje komponent i grundvattnet som förhindrar uppkomsten av denna hinna ger upphov till korrosion.

Korrosionsbenägenheten hos ett vatten påverkas främst av vattnets kemiska egenskaper, bl a syrehalt, svavelvätehalt, pH, halt av aggressiv kolsyra (CO_2) samt kloridhalt. Det räcker ofta med mycket låga halter av syre och svavelväte för att korrosion ska uppkomma. En halt av 0.5 ppm H_2S i vattnet räcker t ex för att koppar ska börja korrodera (Lehr 1982).

Även fysikaliska och biologiska processer medverkar dock, korrosionen ökar t ex med stigande temperatur. Järn- och manganoxiderande bakterier kan indirekt öka korrosionen, bl a genom att det slam som dessa bildar är en utmärkt livsmiljö för anaeroba svavelbakterier som bildar svavelsyra och svavelväte (Smith 1980).

Korrosion kan även uppstå galvaniskt, dvs genom olämplig sammankoppling av två metaller så att en galvanisk cell uppstår och den metall som kommer att fungera som anod förbrukas.

Problemen med aggressivt (dvs ledningsangripande) vatten är väl kända från installationer för vattenförsörjning. Korrosionsproblemet har dock accentuerats som en följd av den fortgående grundvattenförsurningen inom vissa delar av södra och mellersta Sverige.

Genom vattenkemisk analys kan risken för korrosion fastställas. Genom val av lämpliga material och begränsning av kontakten metall och vatten, kan korrosionen minimeras.

5.4.3 Haverier i värmepumpsystemet

Genom haverier i systemet kan föroreningar i form av oljor, klorfluorkarboner (t ex freon) och köldbärarvätskor tillföras grundvattnet.

Läckage av köldmedier

Som köldmedium i värmepumparna används vanligtvis någon klorfluorkol-förening (ofta betecknad med handelsnamnet freon). Även andra föreningar, t ex ammoniak och svaveldioxid kan användas men på grund av giftigheten hos dessa föreningar används de inte i svenska värmepumpsystem.

Värmepumpanläggningar för småhus innehåller endast några kilo köldmedier medan stora anläggningar ibland kan innehålla flera ton. Problemet med läckage av köldmedier berör samtliga värmepumpar, inte bara de som nyttjar grundvatten- och bergvärme, varför miljöeffekterna inte studerats inom ramen för denna undersökning. De köldmedier som nyttjas i värmepumpar återfinns i tabell 5.4. Samtliga av dessa föreningar bedöms ha en låg giftighet, vilket redovisas av bl a Pfeleiderer (1980) och Kolb & Heise (1980).

Tab 5.4 Vanliga köldmedier för värmepumpar	R11	CCl_3F
	R12	CCl_2F_2
	R13	CClF_3
	R22	CHClF_2
	R114	$\text{C}_2\text{Cl}_2\text{F}_4$
	R115	C_2ClF_5
	R502	48.8% R22 och 51.2% R115

De för små värmepumpar i Sverige vanligast förekommande köldmedierna är R22 och R502.

En stor del av den mängd köldmedier som finns i värmepumpar och kylskåp kommer på lång sikt att tillföras atmosfären eftersom destruering av freon är dyrt och någon återanvändning knappast förekommer. Köldmedier är inaktiva i den lägre atmosfären, varför dessa på lång sikt kan tillföras stratosfären och förmodas medverka till nedbrytning av jordens ozonskikt. I Sverige förbjöds därför i slutet av 70-talet användandet av vissa freoner (t ex R11 och R12) som drivgas i sprayförpackningar.

Genom haverier i värmepumpen kan klorfluorkarboner tillföras atmosfären eller grundvattnet. Vid normala tryck- och temperaturförhållanden är föreningarna gasformiga, varför största delen av utsläppet ofta direkt tillfaller atmosfären. Vid ett läckage till grundvatten kommer köldmediet att bilda gasblåsor som, om grundvattnet återcirkuleras till akviferen, kommer att tillföras markluften och så småningom, genom gasutbyte, nå atmosfären. Köldmediernas löslighet i vatten ökar med sjunkande temperatur och varierar med sammansättningen (se tabell 5.5).

Tab 5.5 Lösligheten i vatten för några köldmedier vid 10⁰ resp 25⁰C. (Efter Pfleiderer 1980 och Kitzmann 1982.)

köldmedium	löslighet i vatten (g/l)	
	vid 10 ⁰ C	vid 25 ⁰ C
R12	0.35	0.28
R22	4.2	3.0
R115	0.06	0.06

Riskerna för skador på grundvattnet genom läckage av köldmedier är därför beroende av:

- o mängd köldmedium som läckt ut
- o giftigheten hos köldmediet
- o vattenlösligheten
- o de geohydrologiska förhållandena (omblandnings- och spridningsförhållandena)

De köldmedier som används har låg giftighet vad beträffar inhalationsförhållanden, vilket konstaterats hos råttor och hundar. Inga symptom har iakttagits vid halter på 0.5-1.0 vol%. Högre koncentrationer kan ge akuta effekter på andningsorgan, hjärta och nervsystem. Halter på 0.25-1.0 vol% antas dock ge effekter på centrala nervsystemet hos människor (Norde11 1984). Vid koncentrationer på 1.2 g/l R12 resp 4.0 g/l R22 i vatten har fiskdödighet uppstått (Pfleiderer 1980). Påverkan på mikroorganismer i grundvattnet samt vad som händer om man dricker freonhaltigt vatten eller under lång tid inandas höga halter av köldmedier är dock ännu ofullständigt utrett. Svårigheten att bryta ner föreningarna måste också beaktas.

Vid byte av kompressor släpps ofta köldmediet ut och eftersom det är tyngre än luft kan det bli kvar runt värmepumpen, vilket också är ett arbetsmiljöproblem. Arbetarskyddsstyrelsen har fastslagit det hygieniska gränsvärdet 550 ppm och för kort tids exponering 750 ppm.

Läckage av köldbärarvätska

Läckage kan även uppstå på slutna bergvärmesystem, varvid köldbärarvätska kan tillföras marken och grundvattnet.

Köldbärarvätskans sammansättning bestäms av vätskans önskvärda egenskaper beträffande frypunktnedsättande förmåga, densitet, värmeledningsförmåga, specifik värme, viskositet samt korrosivitet. Som köldbärarvätska i bergvärmesystem används vanligtvis någon av följande blandningar:

- o vatten + monoetylglykol (CH₂OH)
- o vatten + propylenglykol (CH₃CHOCH₂OH)
- o vatten + etanol (C₂H₅OH)
- o vatten - kalciumklorid (CaCl₂)

För att uppnå önskad fryspunktnedsättning, -10 till -15°C, krävs vanligtvis en 20-30% blandning.

Giftigheten och nedbrytbarheten hos lösningarna har inte studerats inom projektet. En litteraturstudie över köldbärandevätskornas nedbrytning och uppträdande i mark har genomförts av Torstensson (1984). Vätskornas toxiska egenskaper på vissa mikroorganismer samt nedbrytning i kallt vatten har undersökts av Liljelund (1982a, 1982b). Praktiska försök avseende nedbrytbarhet och mobilitet i jord har genomförts av Sommer et al (1983).

Läckage av köldbärandevätska kan antingen uppstå i anslutning till värmepumpen, i marken mellan värmepumpen och brunnen eller direkt till brunnen. Om läckaget uppstår i marken kan problemet jämföras med läckage vid ytjordvärmeanläggningar. Vad beträffar vätskornas nedbrytbarhet och giftighet i jordlagren, hänvisas till Torstensson (1984) och Sommer et al (1983). Ett läckage direkt till energibrunnen är ur miljösynpunkt särskilt allvarligt om brunnen samtidigt nyttjas för dricksvattenändamål. Miljöeffekterna är beroende av

- o köldbärandevätskans toxicitet
- o köldbärandevätskans nedbrytbarhet
- o storleken på läckaget
- o omblandnings- och strömningsförhållanden

Etylenglykol är den klart giftigaste av köldbärandevätskorna och används ofta som kylarglykol i bilar. Konsumtion av koncentrerad etylenglykol leder till akut förgiftning; för människa beräknas dödlig oral dos uppgå till ca 1.4 ml/kg (Liljelund 1982a). Propylenglykol klassas i allmänhet inte som toxiskt. Liljelund (1982b) har vid toxicitetsförsök visat att 5% etylenglykollösning, 5% etanollösning resp 2% propylenglykollösning var toxiskt för den mikrobiologiska aktiviteten.

För att förhindra bl a korrosion och skumbildning i systemet, görs i allmänhet tillsatser av mindre mängder toxiska ämnen till köldbärandevätskorna, t ex aminer och aldehyder. Trietolamin, natriumnitrit samt triazolol anses vara de mest toxiska tillsatsmedlen (Dietrichson 1983). Det är ofta svårt, på grund av konkurrensskäl, att få reda på vilka tillsatser som gjorts. Om propylenglykol, etanol eller kalciumklorid nyttjas som köldbärandevätska, ligger största miljörisken hos korrosionsinhibitorer och andra tillsatser. Miljörisken med etylenglykol bedöms dock vara större än eller lika stor som tillsatsmedlen (SNV 1984).

Små läckage av etanol- och kalciumkloridlösningar till en brunn som även nyttjas för dricksvattenändamål, kommer tidigt att märkas och ge smak åt vattnet även i så låga halter som 0.01-0.1% (SNV 1984). Eftersom etylenglykol och propylenglykol inte ger smak åt vattnet i så låga koncentrationer, måste skaderisken vid lång tids konsumtion av små mängder glykol med olika tillsatser klarläggas.

Nedbrytbarheten av köldbärandevätskorna är starkt beroende av temperatur och syrehalt. Vid gynnsamma förhållanden, dvs hög temperatur och aerob miljö, kommer bakterier eller jästsvampar att relativt snabbt kunna bryta ner glykoler och alkoholer. Vid ofullständig,

anaerob nedbrytning av glykoler förmodas starkt illaluktande metaboliter bildas. Luktproblem har bl a uppstått på en del flygplatser där propylenglykol använts för avisning av flygplan, t ex Arlanda och Umeå (Torstensson muntl).

Nedbrytningen av köldbärarvätskorna avtar snabbt med fallande temperatur. Sommer et al (1983) har visat att nedbrytningstiden för etylenglykol, etanol och metanol fördubblades då temperaturen sjönk från 25 till 10°C. Vid de grundvattentemperaturer som blir aktuella för ett bergvärmesystem i drift, kommer nedbrytbarheten att vara mycket låg. Nedbrytningshastigheten för olika koncentrationer av köldbärarvätskor vid +6°C har studerats av Liljelund (1982b) och befunnits vara mycket låg. I några fall har ingen nedbrytning alls kunnat påvisas.

Syrehalten i grundvatten är i allmänhet mycket låg. Redan något tiotal meter under markytan i en bergborrad brunn, är syrehalten ofta så låg (<0.2 mg/l) att syrefria förhållanden kan sägas råda (Jacks 1978). Eftersom det åtgår ca 1.5 kg syre vid nedbrytning av 1 liter glykol eller alkohol, kommer också eventuellt tillgängligt syre snart att förbrukas. Syretillgången kan vara den mest begränsande faktorn för nedbrytning av köldbärarvätska i bergborrade brunnar.

Ett litet bergvärmesystem för en villa innehåller vanligtvis 1-2 m³ cirkulerande 20-30% köldbärarvätska. Vid ett läckage till en brunn kommer dock troligtvis endast en liten del av vätskan att läcka ut. I normalfallet stannar cirkulationspumpen när luft tränger in i systemet och läckaget kommer endast att bli några liter. I extrema fall kan ett större läckage uppstå, speciellt om köldbärarvätskan har en högre densitet än vatten. En 150 m djup bergborrad brunn med diam 110 mm, kan, förutom slangsystemet, innehålla drygt 1 m³ vatten. Vid ett läckage på några liter köldbärarvätska kommer troligtvis smakgränsen att uppnås för alkoholer och kalciumklorid, dock inte nödvändigtvis för glykoler. Vid nedbrytning av köldbärarvätskan skulle snart allt tillgängligt syre vara förbrukat och anaeroba processer uppkomma, vilket förmodas kunna ge upphov till att illaluktande metaboliter bildas. Vid ett uppmärksammat läckage på en ytjordvärmeanläggning i Vallentuna uppstod luktproblem, höga järn- och manganhalter samt hög bakteriell aktivitet i fyra närliggande bergborrade brunnar. Dessa effekter förmodas bero på de anaeroba kemiska reaktioner som inträffade vid nedbrytning av den propylenglykol som läckt ut (Lundin 1983).

Även vid små läckage av köldbärarvätska till en dricksvattenbrunn, skulle så mycket korrosionsinhibitorer och andra tillsatsmedel tillföras brunnen att gällande gränsvärden för dricksvatten skulle överskridas, vad beträffar de mest toxiska föreningarna.

Huruvida alkoholer, liksom syre, i små mängder skulle kunna tänkas diffundera genom polyetenslangarna, är inte klarlagt. Genom att använda slangar med större täthet (MD- eller HD-polyeten) kan diffusionen minimeras (Berntsson 1983).

Förekommer ett grundvattenflöde genom den förorenade brunnen medför detta att föreningen spås ut. Å andra sidan sprids kontamineringen, vilket kan förorena närliggande grundvattentäkter. Løkke (1984) har, genom infiltrationsförsök på olika jordarter, visat att adsorptionen av etylenglykol, alkoholer och metanol på fasta partiklar är mycket liten vid +6°C, ibland nästan obefint-

lig. Köldbärrävsätskorna kommer därför troligtvis att följa grundvattnets strömning under lång tid, tills dess biologisk nedbrytning kan äga rum. En bedömning av skaderiskerna måste därför grundas på de geohydrologiska förhållandena.

Läckage av oljor etc

Vid läckage i öppna bergvärmeanläggningar och grundvattenanläggningar kan oljor och andra föroreningar tillföras grundvattnet, vilket är särskilt allvarligt om dricksvattenbrunnar finns i närheten. Ett mindre oljeläckage kommer inte att ge upphov till toxiska koncentrationer men kan ge smak åt stora mängder vatten.

5.5 Vattenkemiska förändringar vid stora grundvattenuttag

Vid uttag av energi ur grundvatten krävs stora vattenflöden, ofta 20-30 ggr större än vid vanlig hushållsförbrukning. Om vattnet avleds från området eller återinfiltreras på ett sådant sätt att direktkoppling till uttagsbrunnen inte uppstår, kommer stora vattenmängder att mobiliseras runt uttagsbrunnen. Vid stora grundvattenuttag erhålls därför ofta ett vatten från djupare nivåer i marken eller från större avstånd från brunnen. Sammansättningen på vattnet och de miljöeffekter som skulle kunna uppstå är därför i hög grad beroende av de geohydrologiska förhållandena. Det finns i Sverige en stor mängd erfarenheter av grundvattenuttag i olika geohydrologiska miljöer. Hälften av allt vatten som produceras av kommunala vattenverk utgörs av grundvatten, naturligt eller konstgjort.

Grundvatten från djupare nivåer i marken är ofta ett äldre vatten, vilket haft längre tid på sig att uppnå jämvikt med omgivningen. Under de syrefattiga förhållanden som råder på större djup, kommer tvåvärt järn och mangan att gå i lösning om det finns tillgängligt i omgivningen. Högre hydrostatiskt tryck på större djup, kan medföra högre partialtryck för koldioxid, vilket innebär att mer kalciumkarbonat går i lösning. Vatten från djupare nivåer bör därför i allmänhet vara rikare på järn och mangan samt ha en större hårdhet än ytnära grundvatten, vilket innebär risk för utfällningar och igensättningar i värmepumpsystemet. I vatten från stora djup, t ex djupa bergbörade brunnar som är vanligt förekommande vid bergvärmeanläggningar, är det inte ovanligt med höga halter av svavelväte.

Inom många områden av Sverige finns det risk för att saltvatten mobiliseras vid stora grundvattenuttag. Höga kloridkoncentrationer i brunnar påträffas vanligtvis under högsta kustlinjen (HK) och kan ofta vara restvatten från ett tidigare havsstadium (Lindewald 1981). I kustområden kan stora grundvattenuttag medföra inträngning av recent, salt havsvatten, vilket bl a påvisats av Sund & Bergman (1981). Figur 5.11 visar var saltvattenbrunnar påträffats i Sverige.

Stora uttag av salt grundvatten kan ur miljösynpunkt innebära vissa risker. Vid återinfiltration kan vattnet tillföras och försalta en annan akvifer, vilket särskilt bör beaktas vid infiltration till en akvifer som nyttjas för vattenförsörjning, eftersom kloridjoner i mycket liten utsträckning absorberas på markpartik-

larna. Avledning till ytvatten kan, om recipienten är liten, innebära risker för skador på vattenorganismerna.

Höga kloridhalter innebär också, liksom höga svavelvätehalter, risk för ökad korrosion i värmepumpsystemet.

Fig 5.11
Kartan visar var salt grundvatten, kloridhalter > 300 mg/l, påträffats i bergborrade brunnar. (efter Lindewald 1985)



Grundvattenuttag ur isälsavlagringar kan även tänkas påverka vattenkemin i omkringliggande finsediment. En sänkning av grundvattentrycket skulle bl a kunna innebära ändrade redoxförhållanden, varvid sulfidrika gyttjeleror skulle kunna oxideras och sulfathalten i grundvattnet öka.

För att närmare kartlägga de vattenkemiska effekterna vid stora och ökade grundvattenuttag har data från ett antal kommunala grundvattentäkter i skilda geologiska miljöer bearbetats, se kap 8 och 9.

5.6 Övriga effekter till följd av stora grundvattenuttag

Det är sedan länge väl känt att avledning av stora mängder grundvatten kan ge upphov till geotekniska problem då grundvattentrycket sjunker i finkorniga jordarter. Problemen är av generell karaktär vid avledning av grundvatten och behandlas inte här. Eftersom grundvattenvärme kräver hantering av så stora vattenmängder, bör förbrukningssystem dock undvikas i sättningsbenägna områden. Även om grundvattnet återinfiltreras till marken kan sättningar uppstå, då grundvattentrycket sjunker i direkt anslutning till uttagsbrunnar.

Vid infiltrationsbrunnar kan, om infiltrationskapaciteten är otillräcklig, en höjning av grundvattenytan medföra skador på vegetationen, i extrema fall försumpning av området.

Inom flera områden av Sverige är vattentillgången så begränsad att system som innebär bortledning av grundvatten ej bör tillåtas. Återinfiltrationssystem bör dock ur miljösynpunkt kunna tillåtas även om vattentillgången är knapp, om vattenhanteringen inte innebär att vattenbeskaffenheten allvarligt förändras.

6 ERFARENHETER FRÅN DRIFT AV ENERGI-BRUNNAR I SVERIGE

För att studera erfarenheterna av små grundvattenvärme- och bergvärmeanläggningar i drift och att klargöra eventuella miljöeffekter, utsändes under hösten 1983 en enkät till 230 energibrunnsägare. Uppgifter om brunnarna är framtagna vid SGU. Endast brunnar t o m 1982 har medtagits, dvs anläggningar som varit i drift en tid. Svarsfrekvensen var 75%.

6.1 Värmeanläggningens utformning och läge

Enkäten visade följande fördelning mellan olika system:

38%	slutna bergvärmesystem (cirkulerande glykol-, etanol- eller saltlösning)
15%	öppna bergvärmesystem (vatten fungerar som värmebärare)
25%	grundvattenvärme (återinfiltration av vatten via infiltrationsbrunn, stenkista etc)
6%	grundvattenvärme (avledning av vattnet från området)
16%	kombinationssystem (olika kombinationer mellan bergvärme- och grundvattenvärme)

6.1.1 Tidpunkt för installationen

Huvuddelen av de undersökta anläggningarna togs i drift under 1981 eller 1982; brunnarna konstruerades i allmänhet några månader tidigare. Slutna bergvärmesystem introducerades först i slutet av 1981 men antalet sådana system ökade mycket snabbt under andra hälften av 1982, se figur 6.1. Denna utveckling tycks ha fortsatt under 1983 och man har under senare tid, på grund av drifttekniska problem, börjat att alltmer frångå öppna bergvärmeanläggningar.

6.1.2 Läge

De flesta anläggningarna finns koncentrerade i ett bälte från Stockholm till Göteborg samt i Skåne. I norra Sverige är anläggningarna som väntat tämligen få, i Norrbotten saknas de helt, se figur 6.2. Även i södra Sverige är dock spridningen av bergvärme- och grundvattenvärmeanläggningarna dålig, från Kalmar län har t ex ingen brunn rapporterats, från Blekinge endast en. Detta kan ha sin förklaring i att en ny energiidé först kommer att introduceras av ett begränsat antal installatörer och borrhare med en stark lokal förankring. En effektiv marknadsföring inom begränsade områden och kontakter mellan grannar, gör att systemen i första hand sprids lokalt. Tranås och Vadstena har därför ett oproporTIONERLIGT stor andel av anläggningarna.

Tillgången på vatten i en brunn har endast i mindre utsträckning styrt val av system. För slutna bergvärmeanläggningar har borrhålen ibland varit helt torra eller haft en så hög kapacitet som 25 000 l/tim, se figur 6.3.



Fig 6.2 De studerade energibrunnarnas fördelning i Sverige.

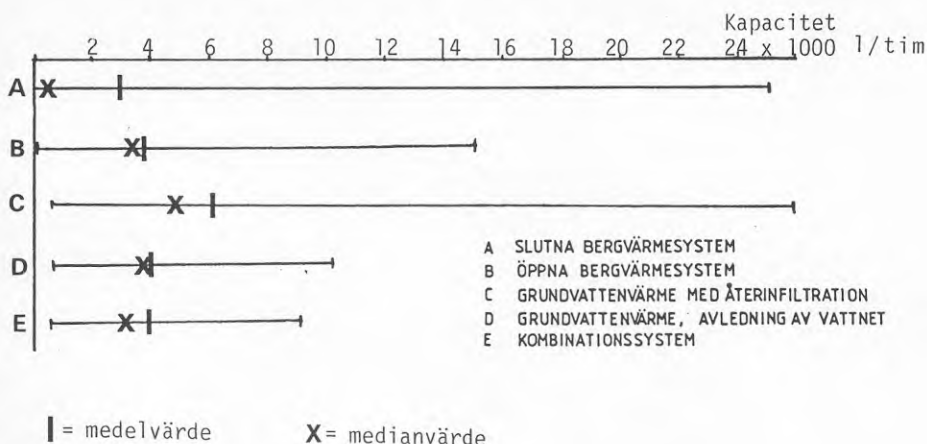


Fig 6.3 Angiven brunnskapacitet samt valt energibrunnssystem

I de mest tätbebyggda områdena med kommunalt vatten och avlopp, t ex i Stockholm, dominerar slutna bergvärmeanläggningar. I områden med sedimentär berggrund, t ex i Skåne och på Gotland, dominerar grundvattenvärmesystem med återcirkulation av vattnet. Grundvattenvärmesystem med avledning av vattnet från området är över huvud taget inte speciellt vanligt förekommande. Älvsborgs län visar den mest jämna spridningen mellan olika system, där samtliga system finns representerade trots att de flesta av brunnarna är borrade av en och samma borrfirma.

Nästan alla energibrunnsägare har energibrunnen belägen på egen mark. I tre fall är dock marken upplåten med tomträtt och det gäller grundvattenvärmeanläggningar med återinfiltration av vattnet. De flesta energibrunnarna är belägna i ägarens trädgård men både ängsmark, åker och skogsmark är i vissa fall upplåten.

6.1.3 Kombination med dricksvattenuttag

Flertalet energibrunnar är belägna i områden med kommunalt vatten och avlopp. 1/5 av energibrunnsägarna har egen dricksvattenbrunn men fördelat på olika system kan man se att slutna bergvärmeanläggningar nästan uteslutande finns belägna i områden med kommunalt vatten, vilket mindre än hälften av kombinationsanläggningarna är, figur 6.4.

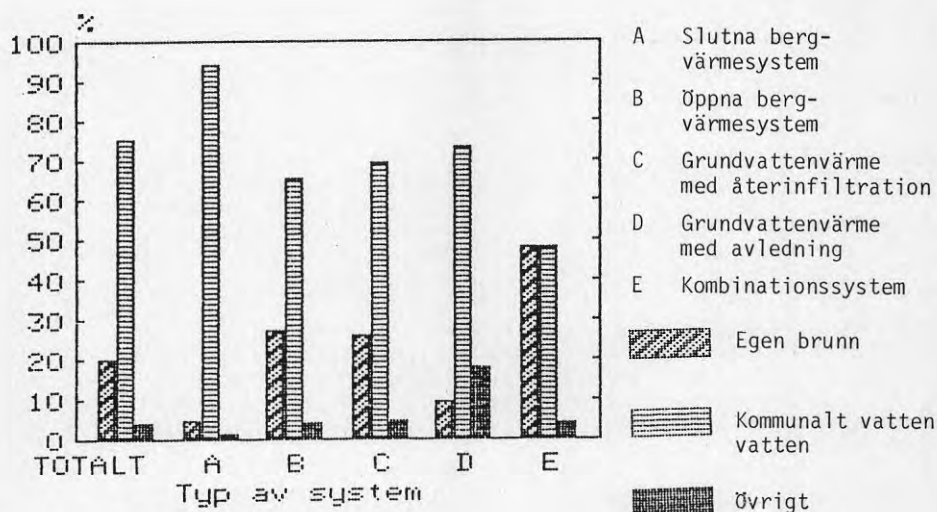


Fig 6.4 Energibrunnsägarnas dricksvattenförsörjning, fördelat på olika system.

21 energibrunnsägare uppger att dricksvattnet tas från energibrunnen eller i ett fall från en infiltrationsbrunn. 8 andra energibrunnsägare kan av olika anledningar förmodas göra detsamma. Fördelat på olika värmesystem:

System	Antal pers som antas ta dricksvatten ur energibrunn
slutna bergvärmesystem	2 (av 68)
öppna bergvärmesystem	6 (av 26)
grundvattenvärme, med återinfiltration	9 (av 45)
grundvattenvärme, med avledning	1 (av 11)
kombinationssystem	11 (av 28)

Det är, som synes, huvudsakligen system där vatten fungerar som värmebärare, som även ger dricksvatten. Av de som har kombinationssystem eller öppna bergvärmesystem tar 17 även upp dricksvatten ur samma brunn. 2 slutna bergvärmearläggningar ger också dricksvatten.

6.1.4 Värmeeffekt

90% av energianläggningarna är utformade att ge både tappvarmvatten och uppvärmning av huset. 70% av energibrunnsägarna får hela värmebehovet från energibrunnen; bland ägarna av slutna bergvärmesystem behöver hela 77% ingen annan tillskottsenergi.

6.2 Slutna bergvärmesystem

Slutna bergvärmeanläggningar med cirkulerande köldbärarvätska tycks tämligen problemfria, i varje fall den korta tid de varit i bruk. Den typiska bergvärmebrunnen har mediandjupet 139 m, kapaciteten 550 l/tim, och ligger i en villaträdgård i tätbebyggt område. Kapacitet och djup varierar dock avsevärt, flera av brunarna ger inget vatten alls. I kylslangen cirkulerar vanligtvis en blandning av glykol och vatten. Endast ett fåtal ägare har angivit vilken typ av glykol som nyttjas. I två av anläggningarna cirkulerar en kalciumkloridlösning och i en etanol.

Läckage på slangsystemet har endast angivits i ett fall då luft kommit in i systemet. Huruvida någon glykol läckt ut, är inte klarlagt. Nästan alla av de slutna bergvärmeanläggningarna är för övrigt belägna i tätbebyggda områden med kommunalt vatten och avlopp, varför några dricksvattenbrunnar i allmänhet inte finns i närheten.

Två av energibrunnsägarna uppgav att de tar sitt dricksvatten från energibrunnen. Båda har problem med järn, mangan och hårt vatten, den ena också med svavelväte. Problemen är dock vanligt förekommande vid vattenuttag ur djupa bergborrade brunnar och kan vara helt oberoende av energiutvinningen. Anläggningen med gasproblem är belägen i Östergötland, öster om Linköping, i ett område med kraftigt nerkrossad urbergsberggrund. Som köldbärare nyttjas etanol. I den andra brunnen, belägen vid Örebro, cirkuleras kalciumklorid och ägaren har numera installerat ett avhärdsningsfilter samt ett filter för järn och mangan. I ingen av anläggningarna gjordes någon vattenkemisk analys före installationen.

Eftersom slutna bergvärmeanläggningar i allmänhet inte finns nära någon dricksvattenbrunn, är risken för skador på grundvattnet genom läckage av köldbärarvätska, från människans utgångspunkt, liten. De som tar dricksvatten ur energibrunnen har också undvikit att nyttja den giftigaste av köldbärarvätskorna, monoetylglykol.

6.3 System där vatten fungerar som köldbärare

För de system som nyttjar vatten som köldbärare har de kemiska egenskaperna hos grundvattnet stor betydelse för vilka driftproblem och miljöeffekter som kan uppstå. I knappt 10% av anläggningarna där vatten är köldbärare har utfällningar konstaterats, vanligtvis i anläggningar med återinfiltration av vattnet. Främst rör det sig om bruna beläggningar på slangar och filter. I två fall har sänkpumpen satts igen och måst rengöras, troligtvis som en följd av järnbakterier. I en brunn har sand två gånger rasat från sprickor ner i energibrunnen och satt igen pumpen, varvid brunnen måste rensas.

Utfällningar och igensättningar konstateras i allmänhet först när brunnen varit i drift ett tag. Många av de brunnar där utfällningar konstaterats togs i drift 1980 och 1981. Eftersom det i närmare 40% av enkätsvaren uppgivits "vet ej" på frågan om utfällningar föreligger i energibrunnen, kan man anta att det verkliga antalet utfällningar är betydligt högre. Mer än hälften av de energibrunnar där utfällningar konstaterats är belägna i Halland, Älvsborgs samt Göteborg- och Bohuslän, dvs områden med dominans av järnrika gnejser.

Anmärkningsvärt är att endast från mindre än hälften av brunarna finns vattenkemi analyserat innan installationen, se figur 6.5.

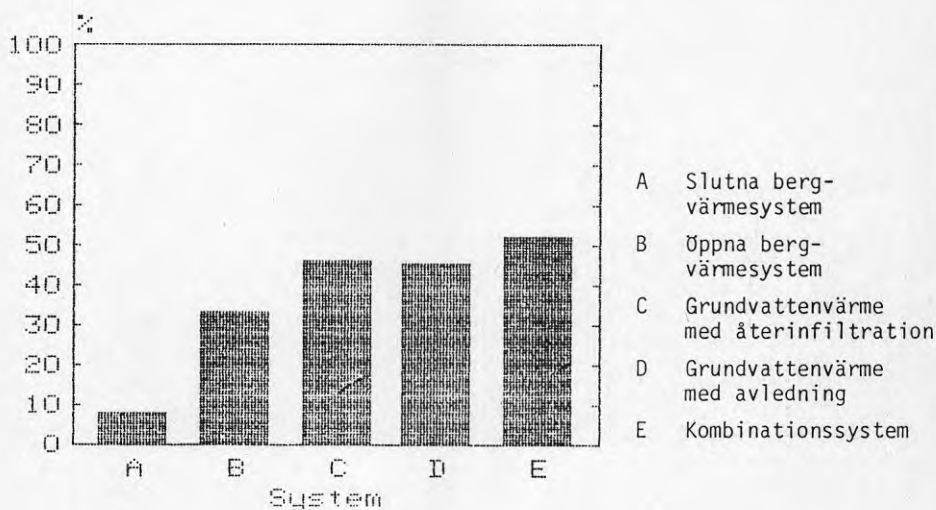


Fig 6.5 Vattenkemiska analyser före installationen av värmepumpsystemet, fördelat på system.

Utfällningar och igensättningar i energibrunnen med efterföljande rensningar medför ökade kostnader för ägaren och sämre värmeutbyte. I vissa fall har brunnen t o m måste fördjupas eller en ny brunn anläggas. Bland de 26 energibrunnar med cirkulerande grundvatten, vilka även ger dricksvatten, finns vattenprov analyserat endast från 14 brunnar.

Knappt 10% av energibrunnsägarna uppger att vattenkemiska problem förekommer i den egna dricksvattenbrunnen eller omkringliggande brunnar. Problemen utgörs ofta av missfärgningar i tvättställ samt dålig smak, t ex av järn. Eftersom 75% av energibrunnarna är belägna i områden med kommunalt vatten, har över hälften av ägarna inte besvarat frågan om vattenproblem eller svarat att de inte känner till om några vattenproblem förekommer. Problem med hårt vatten och järn-manganrikt vatten kan ibland förmodas öka vid stora grundvattenuttag, t ex vid grundvattenvärmeanläggningar.

Inte i något fall har några förändringar i omkringliggande brunnar med avseende på vattentillgång, färg, smak etc konstaterats, efter det att energibrunnen tagits i bruk. Många känner dock inte till förhållandena i omkringliggande brunnar.

6.3.1 Öppna bergvärmesystem

De äldsta bergvärmeanläggningarna utgörs av öppna system med cirkulerande grundvatten. De 26 brunnar som studerades i denna undersökning, uppvisar stora skillnader beträffande brunnsdjup, kapacitet och driftserfarenheter. Brunnsdjupet varierar t ex från 21 till 250 m och kapaciteten från 75 till 15000 l/tim. Samtliga av brunnarna ligger söder om Uppsala. Många av systemen är belägna i Östergötlands sedimentära berggrund och konstruerade av en och samma firma. Några särskilda problem med att energibrunnen ligger i sandsten och lerskiffer har inte kunnat upptäckas. En ägare uppger dock att gas förekommer i vattnet.

Det är svårt att dra en klar gräns mellan rena bergvärmesystem med värmeförsörjning endast genom värmeledning och kombinerade bergvärme-grundvattenvärmeanläggningar. I allmänhet har tappvattenkran installerats som medger vattenuttag för t ex bevattning. Genom vattenuttaget ökar värmeförsörjningen och värmeenergin erhålls i själva verket både genom direkt värmeledning från berget och från det tillförda grundvattnet. Ibland kan också ett naturligt grundvattenflöde genom borrhålet tillföra värmeenergi. Ca 1/5 av de studerade öppna bergvärmeanläggningarna tar också sitt hushållsvatten från samma brunn, vilket ger ett kraftigt värmeförlust till brunnen.

Inga allvarliga miljöeffekter har noterats vid undersökningen. De problem som uppges är ofta desamma som uppstår vid bergborrade vattentäkter. Tekniska problem har uppstått vintertid då vattnet i brunnen har frusit. I en anläggning uppstod, vid 100% recirkulation, isproppar i förångaren redan efter en månads drift, varvid konstruktören borrade en ny brunn och byggde om systemet till en grundvattenvärmeanläggning med återinfiltration via den nya brunnen.

6.3.2 Grundvattenvärme med återinfiltration av det avkylda vattnet

45 av de studerade grundvattenvärmeanläggningarna är utformade så att det avkylda vattnet återinfiltreras till akviferen eller marken via en eller flera infiltrationsbrunnar eller på annat sätt. Vid flertalet av anläggningarna återcirkuleras vattnet via en bergborrad brunn, vilken ofta till utformandet liknar uttagsbrunnen. 8 av anläggningarna nyttjar en grävd brunn för infiltrationen, ibland en äldre brunn som tidigare använts för vattenförsörjning. Infiltration via stenkista förekommer vid 5 anläggningar och via dräneringsslang i ett fall. 6 av anläggningarna har haft svårigheter att infiltrera allt vatten, vid några av anläggningarna har därför ett bräddavlopp konstruerats vid infiltrationsbrunnen, varvid vattnet vid behov kan avledas till en stenkista eller tillbaka till uttagsbrunnen. Vid 3 av anläggningarna har järnutfällningar hindrat infiltrationen av vattnet. Den verkliga omfatt-

ningen av igensättningsproblemen i samband med återinfiltration av vattnet har inte kunnat klarläggas eftersom flertalet av anläggningarna bara varit i drift något år och problemet upptäcks först när infiltrationskapaciteten har minskat så mycket att det är svårt att infiltrera allt vatten. I en anläggning i Skåne, som från början erhöll vatten från en sandavlagring, ökade järnhalten kraftigt efter någon månad, varvid den stenkista som nyttjades för infiltration av vattnet helt sattes igen av järnhydroxidutfällningar. Systemet omkonstruerades två gånger och slutligen borrades en ny brunn i sandsten, som ger ett mindre järnrikt vatten, vilket återinfiltreras till sandavlagringen. Systemet fungerar nu bra.

Ca 1/5 av anläggningarna som studerades i enkäten nyttjas samtidigt för uttag av hushållsvatten. Några ägare har uppgett kvalitetsproblem på vattnet, bl a svavelvätedoft och brunfärgat vatten från en brunn, borrade i kalksten i Skåne. En annan brunn har mycket hög halt av aggressiv kolsyra ($32\text{mg CO}_2/\text{l}$), vilket ger dålig smak på morgonen då vattnet stått stilla i ledningarna och grön beläggning i tvättställ. Problemet fanns dock redan innan värmepumpen installerades och har inte förvärrats. I en anläggning tas hushållsvattnet från infiltrationsbrunnen men några olägenheter av detta anges inte.

6.3.3 Grundvattenvärme med avledning av det avkylda vattnet

Ett mindre antal av de studerade anläggningarna är utformade som rena förbrukningssystem. Den typiska förbrukningsbrunnen är 100-150 m djup med en kapacitet på ca 4000 l/tim. I allmänhet avleds vattnet till en å eller till kommunens dagvattenledning. I några fall släpps vattnet ut i en sjö och i ett fall i ett dike. Inte i något fall har några effekter i recipienten påvisats, t ex med avseende på ändrad växtlighet, grumlighet, fisktillgång eller isläggning. En anläggning används även för vattenförsörjning och ägaren har uppgett vattenkvalitetsproblem, bl a med missfärgning av sanitetsporlin.

6.4 Kombinationssystem

Ofta konstrueras anläggningarna så att värmeenergin erhålls som en kombination mellan bergvärme och grundvattenvärme. Variationsmöjligheten vid systemutformningen är stor och mer än 1/4 av de studerade energibrunnarna är kombinationsbrunnar. När en infiltrationsbrunn inte kan ta emot allt vatten är det vanligt att en del av vattnet återleds till uttagsbrunnen. En annan vanlig kombination är att överföra en del av vattnet till uttagsbrunnen samt avleda resten till kommunens dagvattensystem. Vid några anläggningar infiltrerades vattnet i en stenkista eller avleddes till ett dike.

De problem som uppstått är samma som för öppna bergvärmesystem och rena grundvattenvärmesystem, dvs i några anläggningar järnutfällningar både i uttagsbrunnen och på slangarnas insidor. Två ägare klagar på brunfärgat vatten samt beläggningar i kokkärl och tvättställ. Vid en av dessa anläggningar, belägen på Gotland, uppträder problemen främst vid maximala vattenuttag sommartid.

Problem med aggressivt vatten, ibland rostfärgat genom hög halt av järn och mangan, uppges för en brunn i Stockholmstrakten. Vid en anläggning i Uppland, där hälften av vattnet återinfiltreras i marken via ett infiltrationsrör och resten återleds till uttagsbrunnen, är infiltrationskapaciteten otillräcklig. Vatten har trängt upp till markytan och försumpat ett 30-40 m² stort område, varifrån en rännil av vattnet rinner ner till en sjö.

Från mer än 1/3 av kombinationsanläggningarna tas även dricksvatten och från knappt hälften av dessa brunnar finns ingen vattenkemisk analys gjord.

6.5 Övriga drifttekniska erfarenheter

Ca 1/4 av anläggningarna har drabbats av tekniska problem. Fördelningen mellan olika system framgår av figur 6.6. Allmänt kan sägas att öppna system, dvs där grundvatten fungerar som köldbärare, i regel uppvisar fler driftproblem än slutna bergvärmeanläggningar. Antalet anläggningar som studerades är dock för vissa system så litet att resultatet inte med säkerhet är representativt. De studerade anläggningarna har framför allt tagits i bruk 1980, 1981 eller 1982 och under denna tid minskade procentuella andelen fel totalt. Dimensioneringsproblem och igångsättningsproblem förekommer såväl i äldre som yngre anläggningar men andelen anläggningar med dimensioneringsproblem visar en klart viktad trend allteftersom fler tas i drift, se figur 6.7.

Läckage av köldmedium, t ex freon, rapporteras från 7 anläggningar; hur stora mängder som läckt ut anges dock inte. Kompressorn har havererat och bytts ut i 7 anläggningar, vilket också i allmänhet ger upphov till utsläpp av köldmediet. Andra vanligt förekommande fel har varit elektriska eller pumphaverier.

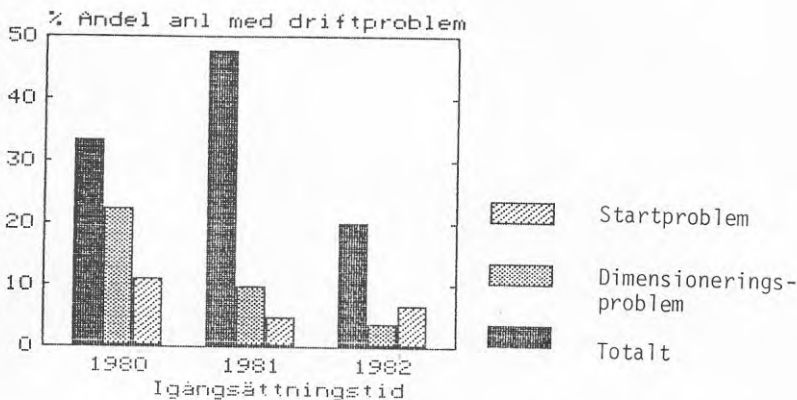


Fig 6.6 Andelen anläggningar med driftproblem bland de system som togs i bruk 1980, 1981 eller 1982

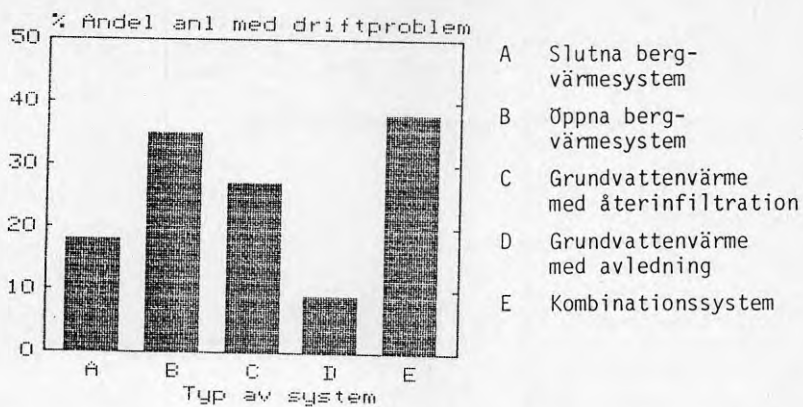


Fig 6.7 Totala andelen anläggningar med driftproblem, fördelade på system

7 VATTENKEMISKA ASPEKTER VID VÄRMEPUMPSTILLÄMPNING

Den enkät till energibrunnsgämare, som beskrivs i kapitel 6, har visat att hälften av grundvattenvärmesystemen har installerats utan föregående vattenkemisk analys. Utfällningsproblem och igensättningar, liksom korrosion kan ge upphov till driftstekniska problem och indirekt medföra skador på miljön. Grundvattnets kemiska egenskaper ligger också till grund för bedömning av

- systemutformning i stort
- val av komponenter i systemet
- drift- och underhåll

Nedanstående sammanställning kan tjäna som vägledning för vilka kemiska parametrar som är viktigast att undersöka före installation av grundvattenvärme. Sammanställningen upptar de vanligaste parametrar som brukar analyseras vid kemiska-fysikaliska undersökningar av grundvatten och är huvudsakligen hämtad från O Andersson (1982). För ytterligare kommentarer hänvisas till Andersson et al (1984).

Ett grundvatten kan vara antingen korrosivt eller utfällningsbenäget. Vissa vatten kan vara både och, beroende på hur det hanteras i ett system, se figur 7.1.

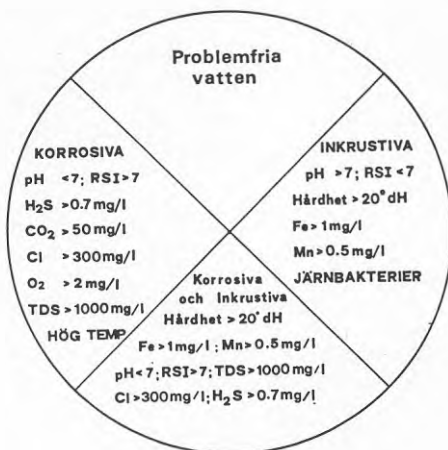


Fig 7.1 Grundvatten kan vara både korrosivt och/eller utfällningsbenäget.

7.1 Fysikaliska parametrar

Färg: Högt färgtal tyder vanligen på humus, humusbundet järn eller mikropartikulärt utfällt järn. Om så är fallet reduceras färgtalet vid syrabehandling.

Grumlighet: Består av organiska eller minerogena mikropartiklar, jfr med färg. Grumlighet fås också om en brunn ger ifrån sig fin-

korniga jordartsfraktioner. Detta kan medföra igensättningsproblemm i återinfiltrationsbrunnar.

Lukt: Syrefria vatten (reducerande) som innehåller bl a ammonium, luktar ofta oangenämt. Normalt är det svavelväte (H_2S) som står för lukten. Svavelväte är korrosivt särskilt mot koppar och kopparlegeringar.

7.2 Kemiska parametrar

pH: Värdet 7.0 uttrycker ett neutralt vatten. Är värdet lägre finns det ett överskott på vätejoner och vattnet kan då vara korrosivt. Är pH högre än 7 finns ett underskott av vätejoner. Vattnet kan då vara utfällningsbenäget.

Konduktivitet: Uttrycker en elektrisk ledningsförmåga. Konduktiviteten står i direkt samband med mängden lösta ämnen, vilket kallas total salthalt (TDS = total dissolved solids). Ett högt konduktivitetensvärde är en av parametrarna som kan indikera att vattnet är utfällningsbenäget. Å andra sidan kan samma höga värde peka på en hög kloridhalt. Tillsammans med syre blir vattnet då dessutom korrosivt.

Permanganatförbrukning: Anger vattnets innehåll av organisk substans. Höga värden betyder oftast att vattnet är humusbemängt, vilket kan orsakas av inläckning från ytvatten eller vatten från kärr- och torvområden. Igensättningsrisk kan föreligga vid återföring.

Järn: Höga halter av löst järn (> 1.0 mg/l) kan vara en källa till besvärligheter. Oxiderar järnet får vi utfällningar och igensättningsproblem (se Lindblad 1983). Vattnet måste av denna anledning hanteras utan kontakt med luftsyre.

En mycket heterogen grupp av mikroorganismer kallas järnbakterier. Gemensamt har de att de oxiderar Fe^{2+} till Fe^{3+} , varvid järnutfällningar kan uppstå.

Problem med järnutfällningar och järnbakterier kan åtgärdas med syrabehandling och klorering.

Mangan: Vad som sagts om järn gäller i stora drag även om mangan.

Ammonium: Förekomst av ammonium tyder på ett reducerat vatten. Man har då normalt också höga järn- och manganhalter samtidigt som nitrit och nitrat saknas. Ofta luktar vattnet oangenämt (svavelväte) och om hårdheten (se nedan) är låg är vattnet dessutom surt (lågt pH). Vattnet kan vara korrosivt. Vid luftning fås dessutom utfällningar av järn- och manganoxider.

Nitrit, nitrat: Utgör oxidationsprodukter av ammonium. Höga nitrathalter tyder på vatten i oxiderad miljö. Järn och mangan saknas ofta, liksom organisk substans.

Sulfat: Avsaknad av sulfat antyder ett klart reducerat vatten, ofta med ammonium och svavelväte.

Klorid: Höga kloridhalter förekommer ibland i kustnära områden, på större djup i sedimentära bergarter samt här och var i områden

som varit täckta av salt eller bräckt vatten, se figur 5.11. I princip gäller att vattnets korrosiva karaktär ökar med ökad kloridhalt. Besvärlig korrosion kan förväntas om vattnet syresätts.

Bikarbonat, hårdhet, kolsyra: Dessa bildar tillsammans en kemisk jämvikt som främst styrs av rådande temperatur- och tryckförhållanden. En minskad temperatur förhöjer lösligheten av kolsyra (CO_2) vilket medför lösning av kalk (CaCO_3). Ett minskat tryck leder till kolsyreavgång och utfällning av kalk.

Tryckreducering vid uttag av grundvatten ur brunn (avsänkings-tratten runt brunnen och eventuellt tryckfall i ledningar) innebär därför kalkutfällningsrisk i formationen utanför brunnsfiltret, i själva filtret, i ledningar, i ventiler och i värmeväxlare.

7.3 Klassificering enligt Ryznars Stabilitetsindex (RSI)

För att kunna göra en uppskattning av och förutsäga korrosionsproblem alternativt vattnets kalciumkarbonatfällande egenskaper kan man använda sig av Ryznars Stabilitetsindex (Ryznar 1944).

Indextalet grundar sig på kalkmättnads-pH (pH_s) samt rådande pH-värde och beräknas med formeln

$$\text{RSI} = 2 \text{pH}_s - \text{pH}$$

Kalkmättnads-pH kan bestämmas med följande formel:

$$\text{pH}_s = (\text{pK}'_2 - \text{pK}'_s) + \text{pCa} + \text{pAlk}$$

K'_2 = andra dissociationskonstanten för HCO_3

K'_s = aktivitetsprodukten för CaCO_3

Ca = kalciumkoncentrationen, mol/l

Alk = alkaliniteten (HCO_3) mol/l

p = negativ 10-logaritm

För att enkelt kunna få fram kalkmättnads-pH har ett hjälpdigram konstruerats för att beräkna $(\text{pK}'_2 - \text{pK}'_s)$ som funktion av vattentemperatur och total salthalt.

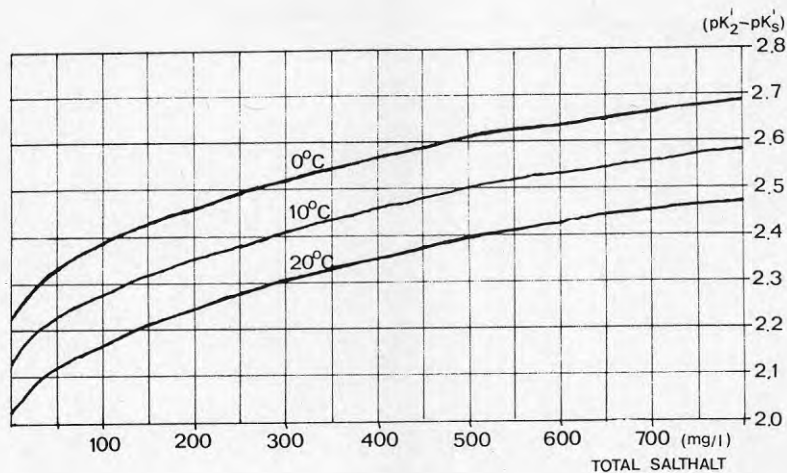


Fig 7.2 $(pK_2' - pK_s')$ som funktion av vattentemperatur och total salthalt (TDS = $0.63 \times$ konduktiviteten i $\text{ohm}^{-1} \times \text{cm}^{-1}$) (efter Langlier 1936).

Indextalet (RSI) bedöms sedan erfarenhetsmässigt, som framgår av diagram, figur 7.3. Indextal mellan 6.2 och 6.7 är de mest problemfria vattnen. Indextal mellan 7 och 8 kan sägas vara korrosiva. Överstiger indexet 8 kan allvarliga korrosionsproblem förutspås. Mellan 6.2 och ca 5.5 uppträder risk för utfällningar av kalciumkarbonat. Indextal under 5.5 måste ses som allvarliga ur utfällningssynpunkt.

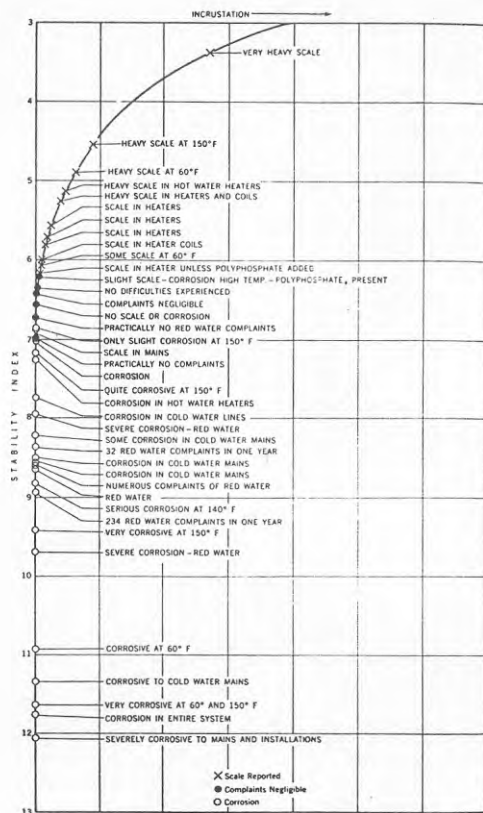


Fig 7.3 Tolkning av RSI-värde mot tidigare erfarenhet (efter Campbell & Lehr 1974).

7.4 Galvanisk korrosion

Vid val av systemlösningens komponenter måste galvanisk korrosion beaktas.

Problemställningen bygger på att alla metaller har en specifik elektrolytisk position i förhållande till varandra. Ju längre från varandra metallerna ligger i denna kedja ju större blir risken för elektrolytisk jonvandring från en metall till en annan. När två metaller av olika slag kopplas samman, fungerar en som anod och den andra som katod. Elektrolysen gör att "anodmetallen" upplöses och en påbakning fås på "katodmetallen". Tabellen nedan visar hur metallerna ligger ordnade i denna kedja.

Tabell 7.1 Metaller och metallegeringars elektrolyskedja

Anode sida (korrosion)	Magnesium Zink Aluminium Kadmium Stål, järn Kolstål Krom - järn Nickel Krom - nickel - järn Bly - tenn Bly Tenn Nickel Koppar Bron Koppar - nickel Monell Korrosionsresistenta specialleg- ringar med krom - nickel - järn - - molybden Silver Guld
Katode sida (påbakning)	Platina

I ett system skall man använda metaller som ligger nära varandra i kedjan. Om detta inte är möjligt bör man använda övergångar som bryter elektrolyskedjan, exempelvis plast-gummi och keramikmaterial.

8 VATTENKEMISKA FÖRÄNDRINGAR VID GRUNDVATTENUTTAG I JORD

Ett delmål i projektet har varit att beskriva de vattenkemiska förändringar, som kan förväntas vid grundvattenuttag ur jord och berg. En inventering har därför genomförts av 6 st. ur vattenförsörjningssynpunkt, stora grundvattentäkter i jord. Grundvattentäkterna är avsiktligt valda så att de uppvisar skilda svenska geohydrologiska förhållanden för att möjliggöra en viss generalisering. Det måste emellertid betonas att varje vattentäkt var den än ligger är unik med sina specifika vattenkemiska förutsättningar. Se figur 8.1.

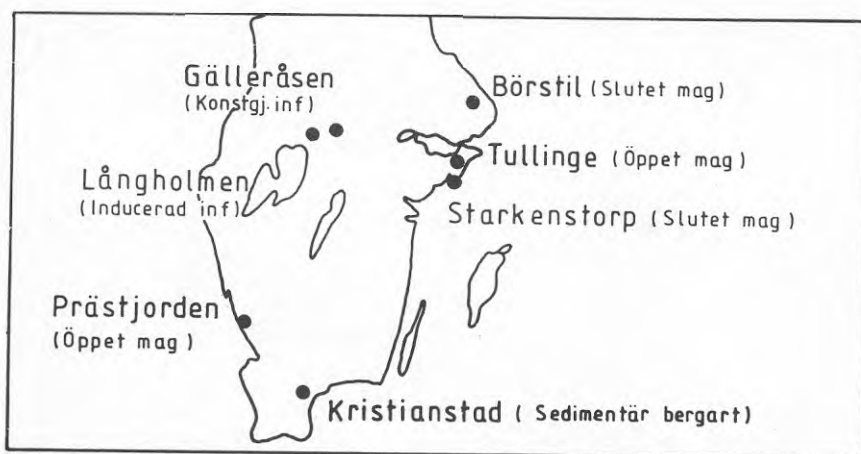


Fig 8.1 De studerade grundvattentäkternas geografiska lägen.

De grundvattentäkter som inventerats är följande:

Prästjorden, Halmstads kommun	- öppen akvifer
Tullinge, Botkyrka kommun	- öppen akvifer
Starkenstorp, Nynäshamns kommun	- sluten akvifer
Börstil, Östhammars kommun	- sluten akvifer
Långholmen, Kristinehamns kommun	- inducerad infiltration
Gälleråsen, Karlskoga kommun	- konstgjord infiltration

Inventeringsarbetet har omfattat följande arbetsinsatser:

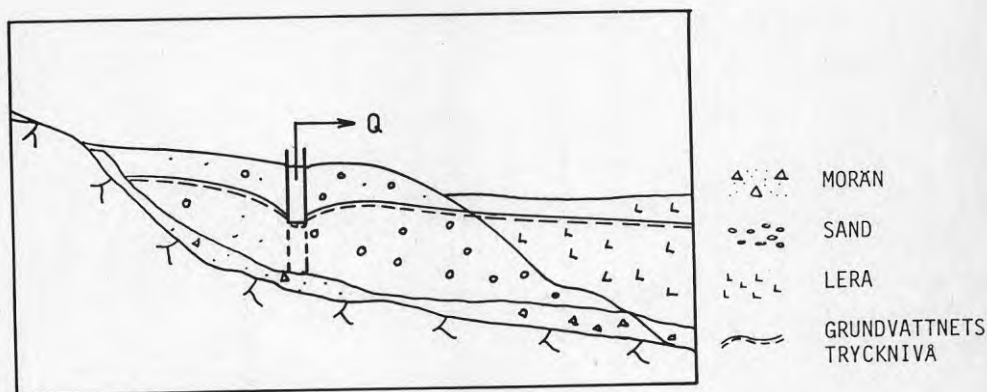
- Sammanställning och bearbetning av långa mätserier av fysikaliskt-kemiska råvattenanalyser från brunnarna
- Sammanställning av månads- eller årsuttag från grundvattentäkterna
- Sammanställning av nederbördsuppgifter från närbelägna nederbördsstationer
- Översiktlig bedömning av markanvändning och hydrogeologiska förhållanden

- Översiktlig bedömning av "försurningsläget"
- Kartläggning av driftproblem som uppkommit på grund av vattnets egenskaper

De olika vattentäkterna redovisas nedan i kapitel som omfattar generaliserade typfall.

8.1 Öppen akvifer, grundvattenbildning genom nederbördsinfiltration

I en öppen akvifer står grundvattnet i direkt kontakt med atmosfären, se figur 8.2. Grundvattnet har vanligtvis låga järn- och manganhalter (< 0.1 mg/l resp < 0.05 mg/l) på grund av att syre finns löst i vattnet. Totala salthalten varierar med hänsyn till mineralogisk sammansättning men är förhållandevis låg. Hårdheten ligger mellan 5-10 °dH. Omsättningen av lösta ämnen kan påverkas av urbanisering eller markanvändning.



Figur 8.2 Öppen akvifer.

8.2 Exempel 1: Prästjorden, Halmstads kommun

8.2.1 Allmänt

Prästjordens vattentäkt ligger ca 1 km öster om stadsdelen Kärleken i Halmstad. De förberedande undersökningarna för vattentäkten påbörjades år 1931 med rekognoseringsborrningar. Åren 1932 och 1933 utfördes två stycken 250 mm:s rörbrunnar (PR I och PR II) till ca 50 m djup under markytan. Marknivån ligger ca +10 m över havet. År 1951 utfördes ytterligare en 250 mm:s rörbrunn (SR I) 250 m nordost om de två tidigare brunnarna. Denna brunn borrades till ca 20 m under markytan. Leverans av vatten till staden från vattentäkten har pågått oavbrutet sedan 1934. (Halmstad kommun, Gatukontoret 1973).

8.2.2 Hydrogeologi och markanvändning

Vattentäkten ligger i kanten av den sk Vapnö-Galgbergsterrassen, ett isälvsdelta i kombination med flera tväråsar. Sidorna på avlagringen har täckts av en mäktig svallgruskappa. De finsediment som närmast omger Galgbergsterrassen är överlagrade av utsvallat grus- och sandmaterial (Caldenius et al 1966). Söder om vattentäkten finns ett utbrett svämsområde som följer Nissans dalgång. Sväm-sanden har kontakt med svallsediment.

Vid brunnarna utgörs de översta 15 m av jordlagren huvudsakligen av glacial lera. Därunder följer isälvsmaterial med varierande sammansättning till stort djup. Grundvattenbildningen sker huvudsakligen inom det vidsträckta område, där grovkorniga sediment går i dagen. Även om akviferen vid brunnarna täcks av lera, upp-träder den som ett öppet grundvattenmagasin. Ca 1 km norr om vattentäkten mot Enslöv förekommer också ett utbrett område där isälvs-material går i dagen. Det är sannolikt att de grovkorniga sedimenten utgör ett sammanhängande grundvattenmagasin.

Uppgifter om grundvattennivåns läge vid opåverkat tillstånd föreligger inte men den torde ungefärligen sammanfalla med marknivån.

Vattentäktens influensområde ligger helt och hållet inom jordbruksmark.

8.2.3 Vattenbeskaffenhet

Grundvattnet är förhållandevis fattigt på lösta salter. Järn- och manganhalterna har under hela driftperioden legat under analysgränsen 0.05 mg/l, vilket vittnar om att magasinet står i god atmosfärkontakt.

Nedan redovisas kvalitetsutvecklingen för några parametrar under tiden 1943-1983.

Uttag och nederbörd

Uttaget från vattentäkten har från år 1934 och framåt varierat mellan ca 20 l/s och 50 l/s, uttryckt som årsmedelvärden. Vattnets beskaffenhet har under driftperioden varit mycket god och inte medfört några tekniska eller sanitära problem.

Hårdhet

Hårdheten har under driftperioden varierat mellan 4 och 7 °dH. Det finns ett samband mellan vattenuttaget och hårdheten. Under exempelvis de relativt stora uttagen i slutet av 1960-talet och i början av 1970-talet steg hårdheten. Vid större uttag ökar influensområdet och när saltrikare avsnitt av akviferen ute i de lertäckta lågområdena.

Bikarbonat

Liksom hårdheten beror även bikarbonathalten av uttagets storlek. Bikarbonathalten har under driftperioden legat mellan 60 mg/l och 120 mg/l. Studeras kalciuminnehållet i förhållande till alkaliniteten är relationen nära 1:1, vilket skulle tyda på en kolsyravitrering i grundvattenbildningsområdet.

pH och kolsyra

Grundvattnet är svagt basiskt och har varierat mellan pH = 7.0 och pH = 8.5. Värejonkoncentrationen står i detta fall huvudsakligen i jämvikt med alkaliniteten

Åren 1963, 1968, 1969 och 1970 var pH nära lika med 8. Enligt kalk-kolsyrajämvikten når då alkaliniteten sitt maximala värde och den fria kolsyran (CO_2) saknas. Detta framgår av figur 8.5.

RSI-värdet (se kap 7) ligger på ca 9.5, vilket innebär att grundvattnet har något korrosiva egenskaper.

Sulfat

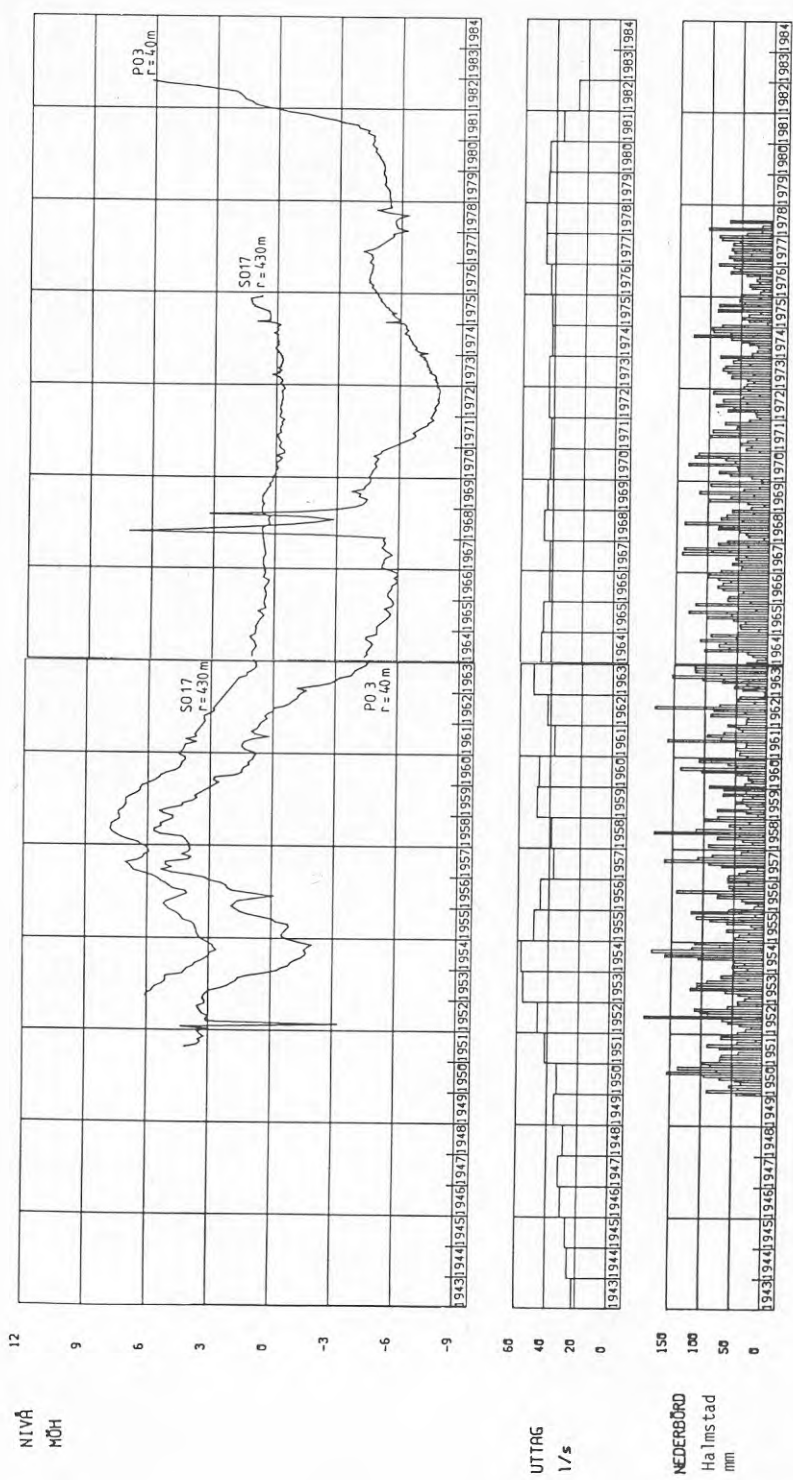
Sulfathalten följer i princip förändringarna för de hårdhetsbildande kalcium- och magnesiumjonerna, d v s ökar vid ökande hårdhet. Sulfathalten steg från ca 20 mg/l år 1943 till ca 40 mg/l år 1978. Med det minskande uttaget har därefter sulfathalten sjunkit till ca 30 mg/l.

Klorid

När vattentäkten togs i bruk låg kloridinnehållet på ca 20 mg/l. Med de ökande uttagen i mitten av 1960-talet följde en kloridhaltsökning till ca 40 mg/l. Därefter visar kloridhalten en svagt avtagande tendens.

Nitrat

Nitrathalten har varierat mellan ca 10 mg/l och 30 mg/l. Under den senaste 15-årsperioden finns en korrelation mellan ökande nitrathalt och minskande uttag. Det är troligt att ett mindre vattenuttags mer begränsade influensområde resulterar i en större andel grundvatten från jordbruksområden. Detta ger en högre nitrathalt.



LÄN: HALLAND
 KOMMUN: HALMSTAD
 VATTENTÄKT: PRÄSTJORDEN
 NIVÅ, UTTRÅ OCH NEDERBÖRD

Fig 8.3

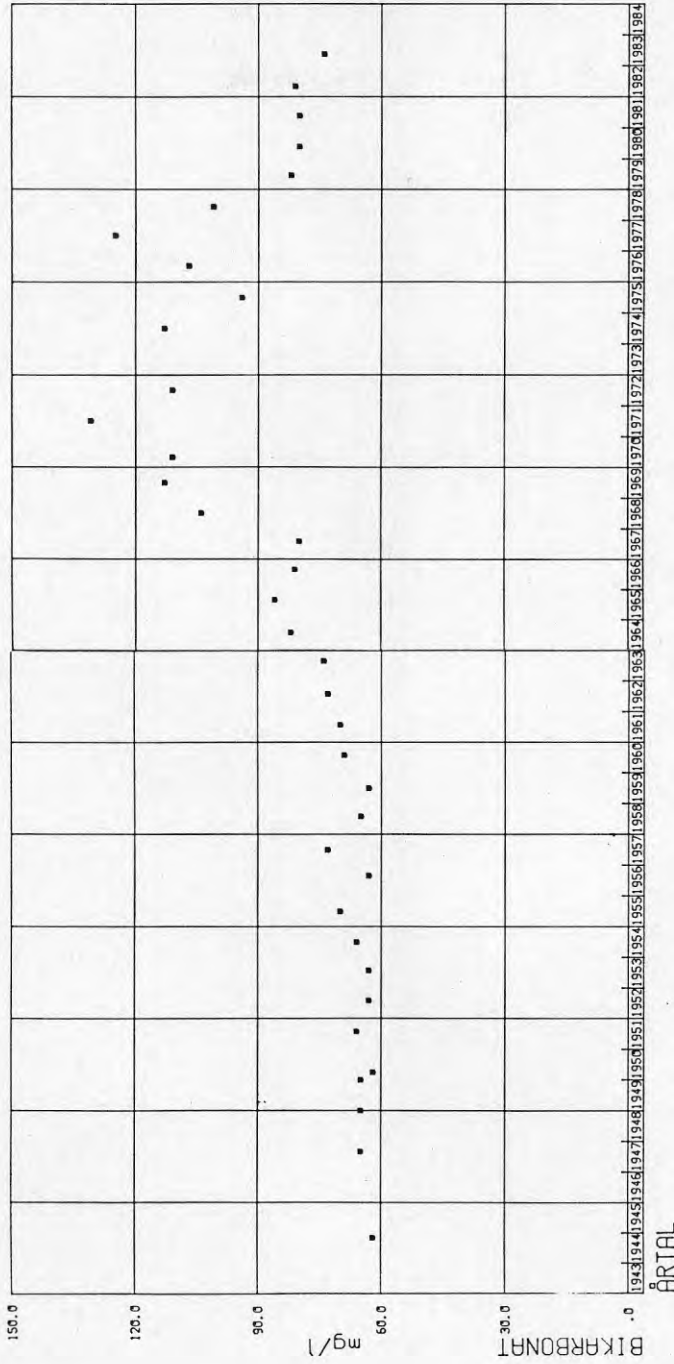


Fig 8.4

LÄN: HALLAND
 KOMMUN: HALMSTAD
 VATTENTÄKT: PRÄSTJORDEN
 GRUNDVATTENKEMI
 BIKARBONAT

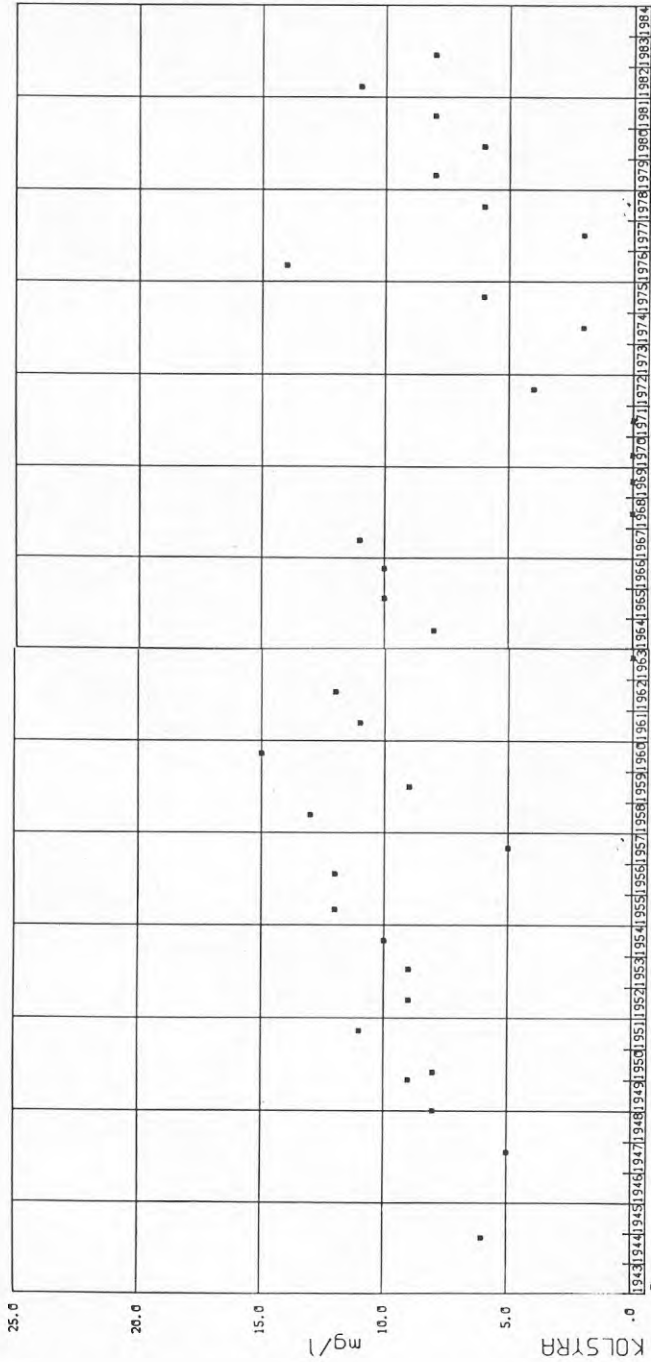


Fig 8.5

LÄN: HALLAND
 KOMMUN: HALMSTAD
 VATTENFÖR: PRÄSTJORDEN
 GRUNDVATTENKEMI
 KOLSTRYRA

8.3 Exempel 2: Tullinge, Botkyrka kommun

8.3.1 Allmänt

En av Botkyrka kommuns vattentäkter ligger vid Brantbrink ca 2.5 km öster om Tumba. Grundvattentillgången har utnyttjats som vattentäkt sedan 1930-talet. En successiv komplettering har skett med nya brunnar och under perioden 1971-1984 användes tre stycken 600 mm:s grusfilterbrunnar.

8.3.2 Hydrogeologi och markanvändning

Från Eklundshov vid Tullinge flygplats och norrut till Tullingesjöns sydspets utbreder sig stora mängder isälvs-material. Isälvs-materialiet är avsatt i den förkastningszon som utgör Tullingesjöns och Albysjöns sträckning. Akviferen ligger under den tidigare högsta kustlinjen. Den omgivande berggrunden når nivåer upp till 70 m över havet, medan Tullingesjön varierar i likhet med Mälaren mellan nivåerna -0.10 m till +1.2 m. Medelvattenståndet i Tullingesjön är +0.3 m över havsnivån.

Avståndet mellan Tullingesjöns sydspets och brunnsområdet är ca 200 m. Brunn I ligger närmast sjön och brunn II 40 m söder där-om. Brunn III ligger 80 m sydväst om brunn II. Sand- och grusavlagringen har stor mäktighet vid vattentäkten. Den djupaste brunnen (nr II) har t ex sin botten på nivån -25 m. I naturligt tillstånd varierar grundvattennivån mellan ca +0.5 m och +0.8 m. Flödesriktningen är då nordlig ut mot Tullingesjön.

En propumpning har visat att vid stora uttag infiltreras vatten från Tullingesjön till akviferen. Grundvattenbildningen sker annars direkt genom nederbördsinfiltration till isälvsavlagringen. I södra delen av vattentäktområdet pågår grustäktverksamhet, vilket innebär en förhöjd grundvattenbildning i detta avsnitt eftersom vegetation saknas.

8.3.3 Vattenbeskaffenhet

Kvävet i det blandade råvattnet från alla brunnarna förekommer som nitrat och ammonium. Detta avspeglar ett blandvatten som ej är i jämvikt. Ett oxiderat tillstånd i en öppen magasinindel ger nitratinnehållet, medan flödet från slutna magasinindel vid Tullingesjön ger ammoniuminnehållet.

Analysmaterialiet för det blandade råvattnet från de tre brunnarna tillsammans visar mangan- och järnhalter som normalt legat under analysgränserna. Likväl har det varit vissa driftproblem i vattenförsörjningen med huvudsakligen manganutfällningar i lågreservoar och distributionsnät.

Vid en intensivstudie 1982 konstaterades att ibland förekommer mangan i brunn I med halter över 0.1 mg/l. Detta har medfört tekniska olägenheter vid vattenverket. (Från och med 1984 skall detta åtgärdas med oxidationsbrunnar runt uttagsbrunnarna, s k VYR-metod).

Även om akviferen står i atmosfärskontakt förekommer alltså en viss halt av mangan. Brunn I är den brunn som ligger närmast Tullingesjöns sänka och har sitt influensområde där finsediment överlagrar delar av grundvattenmagasinet. Reduktiva förhållanden kan således uppstå (jfr nitrat och ammonium). Om reducerande förhållanden uppstår i marken går manganet i första hand i lösning, därefter järnet.

Nedan visas förändringarna för några kemiska parametrar under tiden 1965-1983.

Uttag och nederbörd

Tillförlitliga kapacitetssuppgifter föreligger endast från 1972 och framåt. Uttaget har varierat mellan 20 l/s och 30 l/s som årsmedelvärden, figur 8.6.

Inom brunnsområdet ligger grundvattennivån ofta under Tullingesjöns nivå, vilket som ovan nämnts kan ge inducerad infiltration.

Konduktivitet

Den totala salthalten är vid vattentäkten beroende av uttaget. Vid större uttag påverkas delar av akviferen som har mindre grundvattenomsättning. Dessa områden, som är de djupare delarna av grundvattenmagasinet samt finsedimenten i botten av Tullingesjön, har en högre salthalt. Eftersom grundvattenmagasinet är stort och magasin-koefficienten hög avspeglas ej nederbördsvariationerna så tydligt på salthalten (se figur 8.7).

Hårdhet mm

Salthaltsvariationerna motsvaras av hårdhetsförändringar, liksom av variationer i sulfat-, klorid- och bikarbonathalter. Hårdheten har varierat mellan 4 °dH och 6 °dH (se figur 8.8). Sulfathalten har under den studerade perioden legat mellan 20 mg/l och 35 mg/l. Kloridhalten uppvisar värden mellan 10 mg/l och 20 mg/l. Bikarbonathalten har varierat mellan 70 mg/l och 100 mg/l. pH-värdet följer i detta fall förändringarna i alkaliniteten. Högsta pH-värdet är 8 och lägsta värdet 6,6.

RSI-värde

RSI-värdet varierar mellan 9 och 10, vilket visar att grundvattenet har något korrosiva egenskaper.

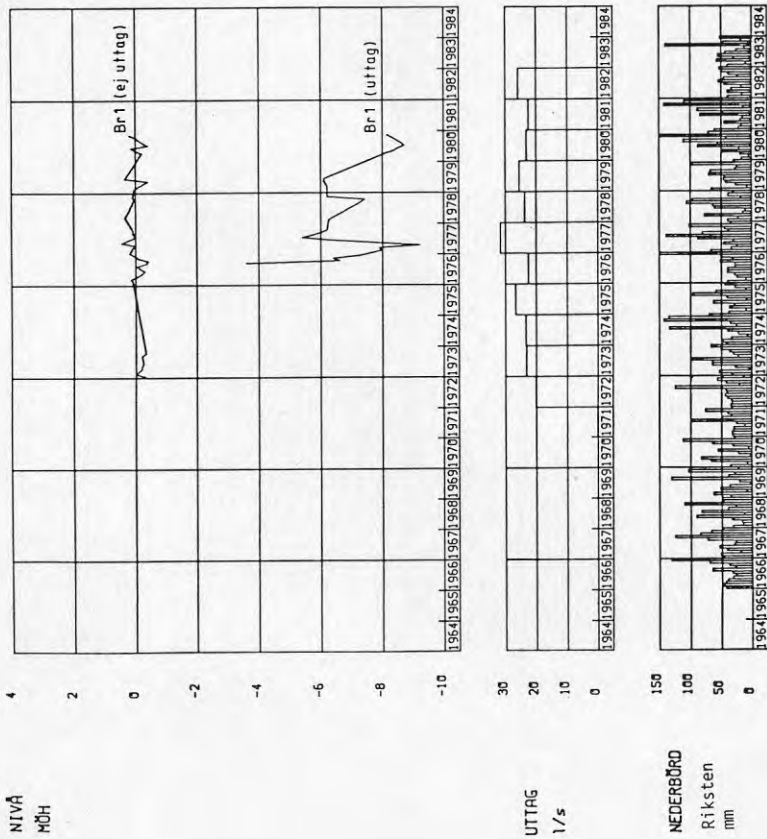
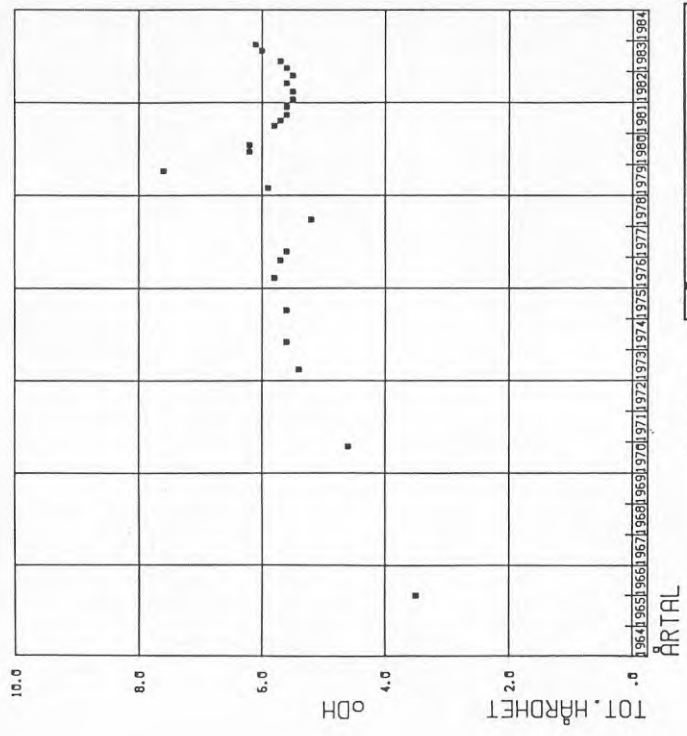


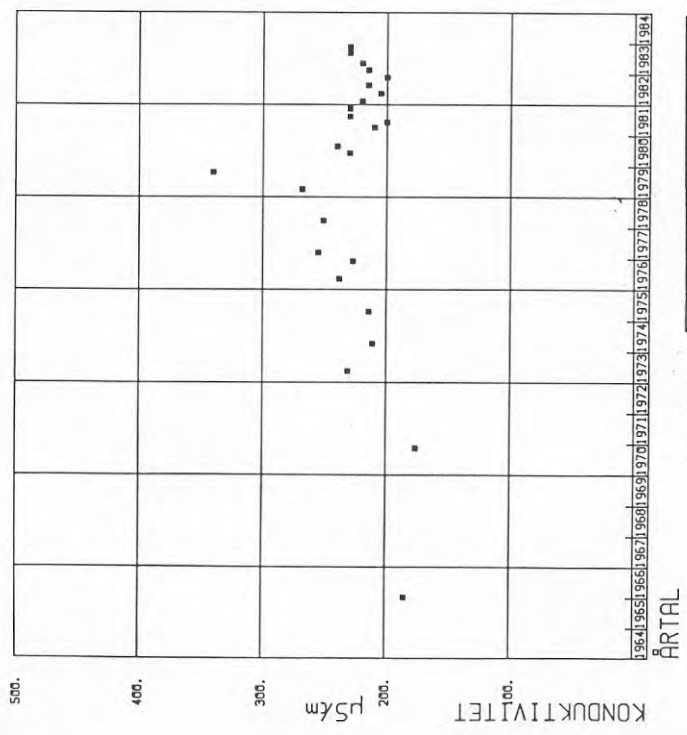
Fig 8.6

LÄN: STOCKHOLM
KOMMUN: BOTKYRKA
VATTENTÄKT: TULLINGE
NIVÅ, UTTAG OCH NEDERBÖRD



LÄN: STOCKHOLM
 KOMMUN: BÖTKYRKA
 VATTENFÄKT: TULLINGE
 GRUNDVATTENKEMTI
 TOT. HÄRDHET

Fig 8.8



LÄN: STOCKHOLM
 KOMMUN: BÖTKYRKA
 VATTENFÄKT: TULLINGE
 GRUNDVATTENKEMTI
 KONDUKTIVITET

Fig 8.7

8.4 Sluten akvifer, grundvattenbildning genom nederbördsinfiltration

Långvariga stora uttag kan påverka ovanliggande finsediment som ofta innehåller sulfidrika gyttjeleror. Salthalten i finsedimentens porvatten kan vara hög. Vattenkemin i det uttagna grundvattennet kan därför förändras avsevärt med tiden. På grund av reduktiv miljö finns järn och mangan i lösning och halterna kan öka. Vid Starkentorp, Nynäshamn, ökade under en 15-årsperiod, järnhalten från 1 till 10 mg/l och manganhalten från 0.2 till 0.9 mg/l. Detta trots att uttaget minskat från ca 3.5 l/s till ca 2 l/s. Vid sänkning av grundvattennivån oxideras sulfiderna till sulfater. Halten av SO_4 har vid Starkentorp ökat från ca 50 till 200 mg/l. Katjonbytesprocesser kan ge ökande hårdhet. De tendenser till försurning som märkts i vissa grundvattentäkter är alltså ibland till stor del en följd av det ingrepp i geohydrologin som vattentäkten i sig själv innebär. Såväl korrosions- som utfällningsproblem kan förekomma vid hantering av denna typ av vatten.

En vattentäkt som placerats i en akvifers slutna delar, kan ibland uppvisa säsongsmässiga variationer i vattenkemin om de vattenförande sedimenten har en utsträckning som går i dagen. Om brunnens influensområde når dessa delar med atmosfärkontakt, tillförs genom den direkta nederbördsinfiltrationen ett saltfattigt, syrerikare grundvatten.

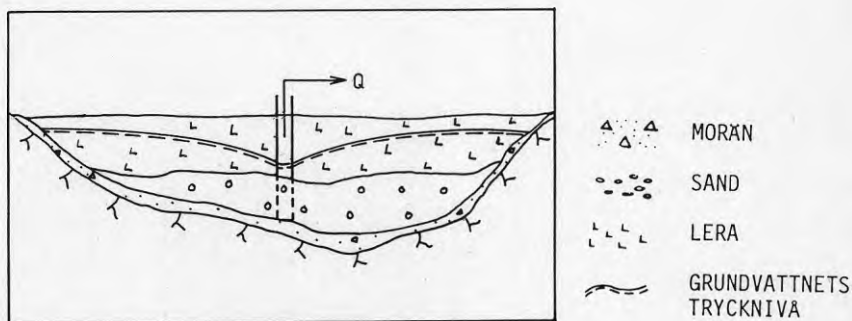


Fig 8.9 Sluten akvifer.

8.5 Exempel 3: Starkentorp, Nynäshamns kommun

8.5.1 Allmänt

Starkenstorp ligger ca 40 km sydsydväst om Stockholm. Vattentäkten har sedan 1955 svarat för vattenförsörjningen till Marsta samhälle och Stora Vika industriområde (Cementa AB). Av de befintliga tre brunnarna används idag endast två. Den ena brunnen är en provisorisk spetsrörbrunn och den andra är en rörbrunn ($\varnothing = 283$ mm) i rostfritt stål.

8.5.2 Hydrologi och markanvändning

I den brutna terrängen på södra delen av Södertörn finns inga sammanhängande isälvsavlagringar utan grovsediment förekommer endast på sydsidan av bergpartier, s k läbildningar. Vid Starkens-torp utnyttjas en sådan bildning som vattentäkt. Utmärkande för läbildningar är att de är mycket komplext lagrade och utgörs av både morän, grovsediment och silt-leraskikt.

Vattentäkten är belägen i norra delen av en nordostlig dalgång som helt omges av höga bergpartier där moräntäckning saknas eller är av ringa mäktighet. I dalgången går berggrunden på vissa ställen upp i dagen. Området ligger helt under högsta kustlinjen (HK). Dalgångens jordlager består av glaciala varviga finsediment (lera och silt), som underlagras av friktionsmaterial. Inom vattentäktområdet har finsedimenten en mäktighet av ca 6 m och det sandiga gruslagret är ca 9 m mäktigt.

Läbildningen går i dagen direkt norr om vattentäkten. Viss grustäktverksamhet har förekommit där. Dessa ytliga grovsediment har genom borrhningar konstaterats vara underlagrade av lera och siltskikt, som i sin tur underlagras av vattenförande sand och gruslager.

Akviferen är alltså omgiven av negativa hydrauliska gränser, höga berglägen, och får i princip hela grundvattenbildningen tillgodosedd genom läckage från de finkorniga ovanliggande jordarterna. Tillrinningsområdet är ca 2 km².

I opåverkat tillstånd ligger grundvattennivån inom brunnsområdet på ca +35.5 m. Markytan ligger ca +38 m över havsnivån.

Inom hela dalgången bedrivs jordbruk.

8.5.3 Vattenbeskaffenhet

Under de ca 30 år som vattentäkten varit i drift har pH-värdet legat kring 6.5. Nitrit- och nitrathalterna har varit lägre än analysgränserna.

Grundvattnets kemiska sammansättning har annars förändrats avsevärt under drifttiden. Nedan beskrivs förändringarna för några olika parametrar.

Uttag och nederbörd

Tillförlitliga värden på uttaget föreligger endast från 1969 och framåt. Fram till år 1969 var medeluttaget ca 3.0 l/s. Därefter har uttaget successivt minskat och under början av 1980-talet pumpades i medeltal ca 2 l/s från vattentäkten. Detta har gett upphov till en allmän höjning av magasinsnivån med ca 2.5 m.

Det slutna magasinet reagerar även förhållandevis snabbt på variationer i nederbörden, vilket påverkat grundvattennivån, se figur 8.10.

Järn

I det slutna magasinets reduktiva miljö går järn och mangan i lösning. Järnhalten har förändrats från ca 1 mg/l till 9 mg/l under den studerade perioden, se figur 8.11. Manganhalterna visar också en stigande trend från ca 0.1 mg/l till 0.9 mg/l.

Klorid

I de finkorniga glaciala sedimenten är vattenomsättningen låg på grund av den låga hydrauliska konduktiviteten. Området har legat under högsta kustlinjen, vilket innebär att relict, salt havsvatten ibland kan finnas kvarhållet i finsedimenten. Genom vattenuttaget har en dränering uppstått till de mer grovkorniga lagren, vilket givit en successiv ökning av salthalten vid vattentäkten. Kloridhalten har ökat från 8 mg/l till 28 mg/l, figur 8.12.

Sulfat

En successiv förhöjning av sulfathalten har ägt rum från det att vattentäkten togs i drift. Vid mitten av 1950-talet var sulfathalten ca 40 mg/l och vid slutet av 1970-talet uppmättes värden närmare 200 mg/l, figur 8.13. Möjligtvis har den relativa andelen grundvatten som dränerat genom sulfidrika finsediment ökat, vilket skulle kunna förklara den ökande sulfathalten. Grundvattnets trycknivå fluktuerar avsevärt (amplitud upp till 1.5 m) med hänsyn till nederbörd och grundvattenbildning. Vid aeroba förhållanden oxideras sulfiderna till sulfater och under nederbördsrika perioder med höga grundvattennivåer tillförs sedan grovsedimentens grundvattenmagasin en ökad andel sulfat och vätejoner.

Hårdhet

Den ökande sulfat- och salthalten motsvaras av en förhöjning av hårdheten. Studeras hårdheten i relation till alkaliniteten, konstateras att markvittringen sker under starksyrapåverkan (förhållandet mekv Ca/mekv $\text{HCO}_3^- = 2$). Ett katjonbyte i marken neutraliserar vätejonstillförseln genom att kalcium- och magnesiumjoner löses ut. Därför ökar hårdheten från ca 3.5 °dH till ca 13 °dH.

RSI-värde

RSI ligger strax under 10, vilket innebär att vattnet har korrosiva egenskaper. Eftersom järn-manganhalten samt hårdheten är hög, är vattnet också utfällningsbenäget.

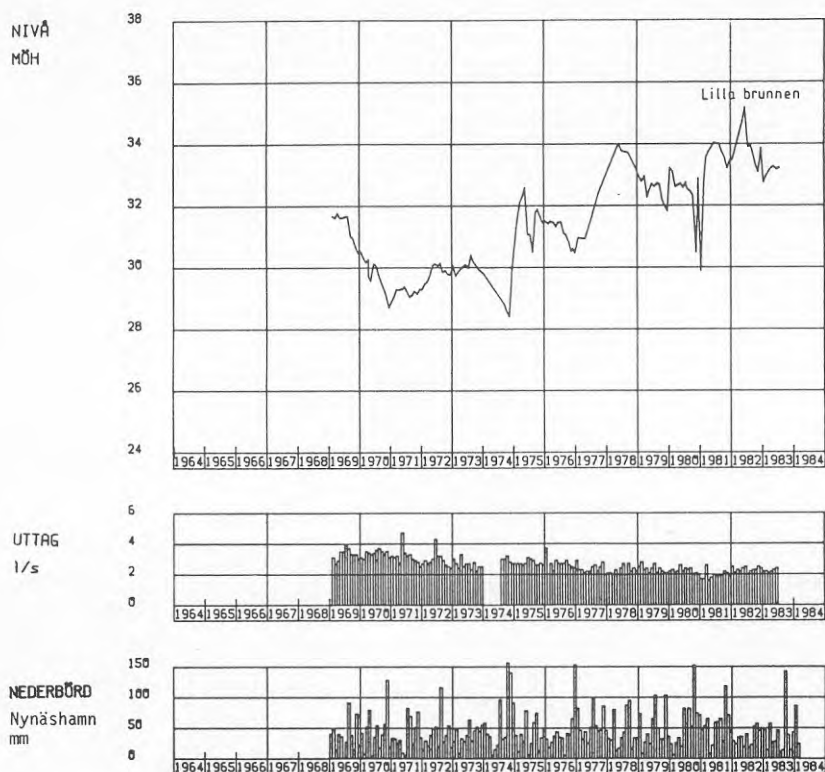


Fig 8.10

LÄN: STOCKHOLM
KOMMUN: NYNÄSHAMN
VATTENTÄKT: STARKENSTORP
NIVÅ, UTTAG OCH NEDERBÖRD

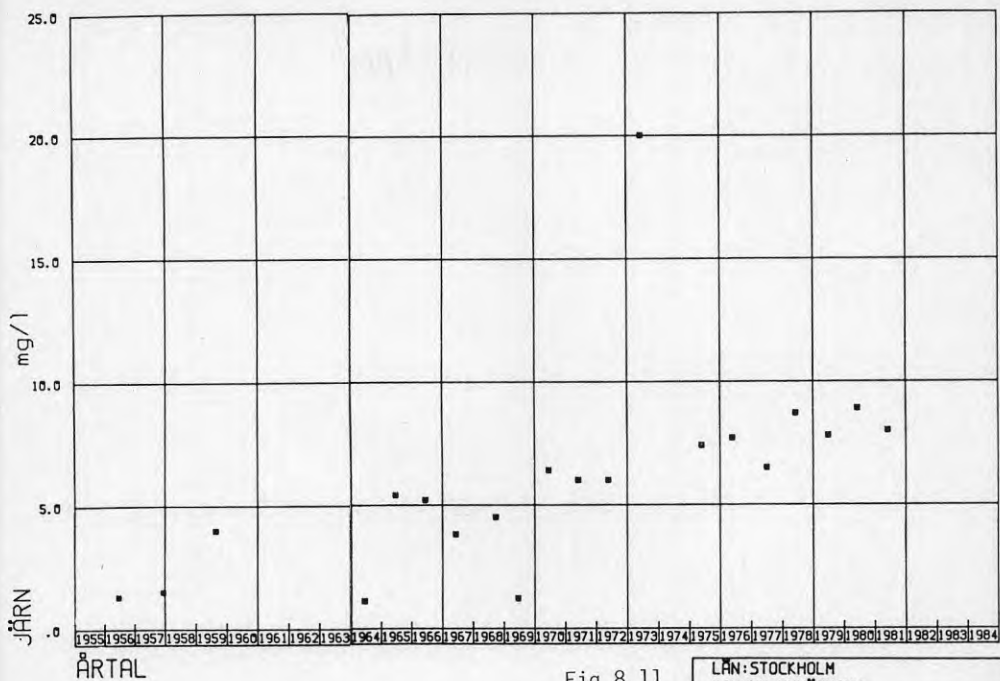


Fig 8.11

LÄN: STOCKHOLM
 KOMMUN: NYNÄSHAMN
 VATTENTÄKT: STARKENSTORP
 GRUNDVATTENKEMI
 JÄRN

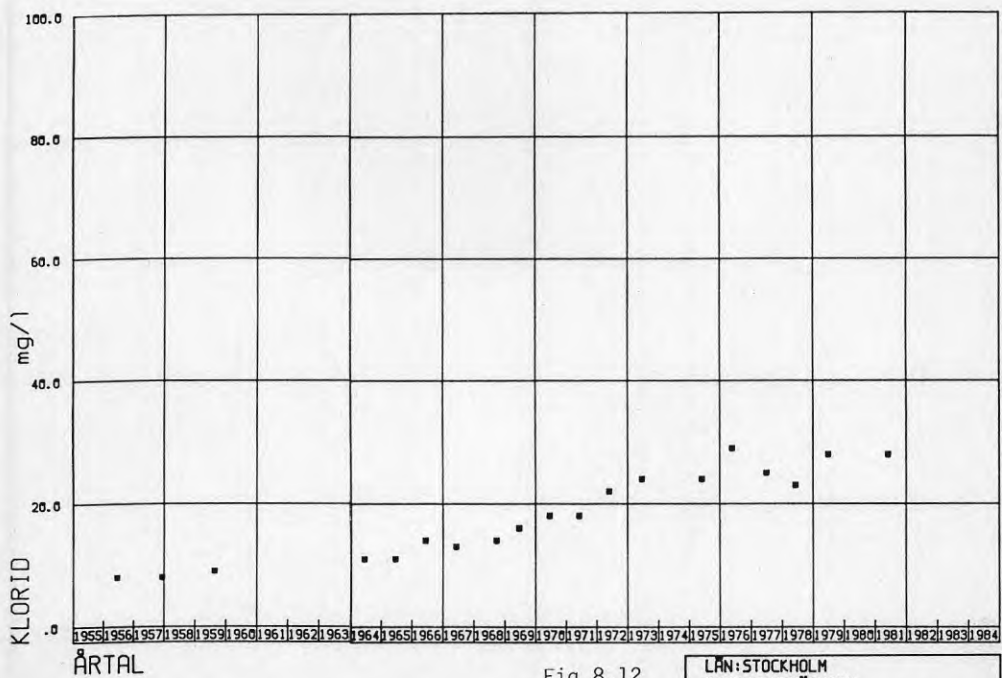


Fig 8.12

LÄN: STOCKHOLM
 KOMMUN: NYNÄSHAMN
 VATTENTÄKT: STARKENSTORP
 GRUNDVATTENKEMI
 KLORID

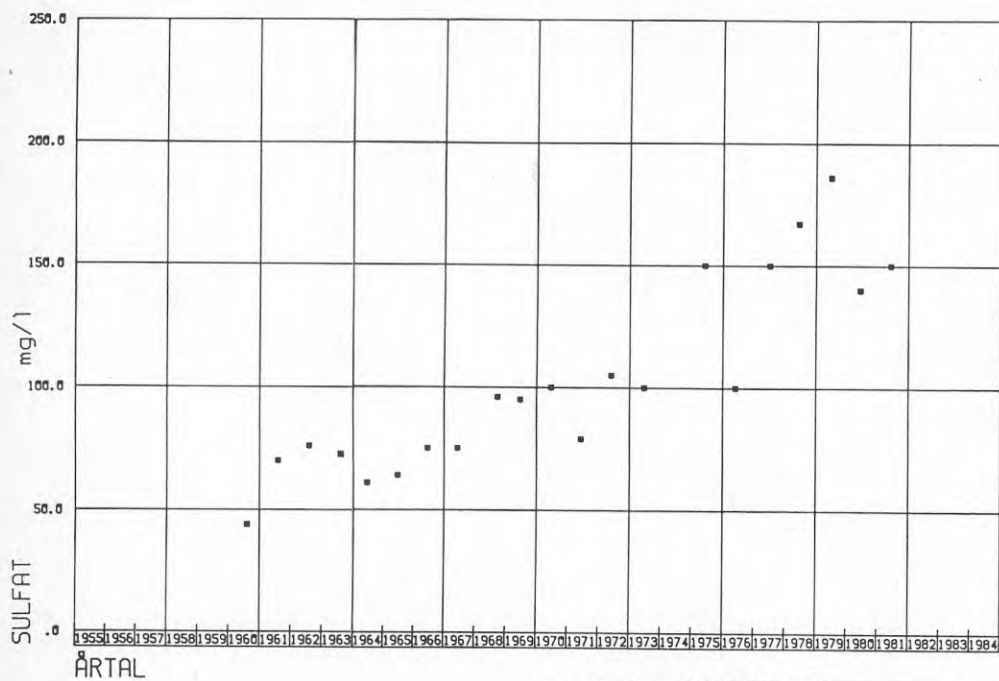


Fig 8.13

LÄN: STOCKHOLM
 KOMMUN: NYNÄSHAMN
 VATTENTÄKT: STARKENSTORP
 GRUNDVATTENKEMI
 SULFAT

8.6 Exempel 4: Börstil, Östhammars kommun

8.6.1 Allmänt

Börstil ligger ca 2.5 km sydväst om Östhammars centrum. Från och med år 1969 levereras råvatten från vattentäkten till en återinfiltrationsanläggning vid Ed, 2 km nordväst om samhällets centrum. Därifrån distribueras blandvatten till tätorten via en hög-reservoar. Brunnen vid Börstil är utformad som en 22.5 djup rör-brunn av grusfiltertyp ($\emptyset = 400$ mm) med intag på två nivåer.

8.6.2 Hydrogeologi och markanvändning

Vattentäkten är lokaliserad till grovkorniga isälvsediment av sand och grus som tillhör Börstilsåsen. Genom bearbetning av havet under landhöjningen har den ursprungliga åsen svallats och framträder endast på kortare sträckor som en markerad ås. Stråkets grovkorniga sediment är avsatta i berggrundssänkor som bildar separata grundvattenmagasin med avsevärda djup. Från ett område ca 0.5 km norr om Börstils kyrka och söder ut till Markasjöns sänka finns ett sådant magasin. Vid kyrkan går grovsedimenten i dagen. Söder om kyrkan framträder inte åsformationen i terrängen utan överlagras av finkorniga sediment och organiska jordlager (VIK 1971).

Brunnen ligger i den slutna magasinssdelen och grundvattennivån i ostört tillstånd är ca +6 m över havet. Markytan ligger på nivå ca +7.5 m över havet.

Vattentäktens influensområde utgörs av jordbruksmark.

8.6.3 Vattenbeskaffenhet

Grundvattnets beskaffenhet präglas i hög grad av uttagets storlek samt grundvattenbildningens variationer.

Även om vattentäkten ligger i ett magasinssnitt med slutna förhållanden påverkas grundvattenkemin av grundvattenbildningen i akviferens öppna delar vid Börstils kyrka. Det finns för vissa kemiska parametrar tendenser till en viss fördröjning i förändringen med hänsyn till den infiltrerade nederbördens uppehållstid.

pH har varierat mellan 7.0 och 7.5. Bikarbonathalten har i princip varit konstant under perioden (ca 310 mg/l).

Uttag och nederbörd

Tillförlitliga värden på uttaget föreligger från 1976 och framåt. Under åren 1976-1978 var uttaget i medeltal ca 7 l/s. Därefter ökades uttaget under 1979 och delvis under 1980 till ca 9 l/s. Under 1981 och 1982 minskade uttaget avsevärt på grund av tekniska problem. Från 1983 har uttaget varit i nivå med åren 1979 och 1980, d v s lika med ca 9 l/s (figur 8.14).

Klorid

I samband med projekteringen av vattentäkten år 1962 visade vatten från stort djup, 21-22 m under markytan en kloridhalt av 88 mg/l, medan det ytligare vattnet höll en kloridhalt av 29 mg/l. I de djupare, mindre omsatta delarna av grundvattenmagasinet har man alltså en högre kloridhalt. Under driftperioden varierar kloridhalten mellan 30 mg/l och 90 mg/l, se figur 8.15.

Hårdhet

Hårdheten påverkas av de kalkhaltiga finsedimenten och är genomgående hög (figur 8.16). Under torra perioder (1975-1976) har hårdheten legat kring 25 °dH. Efter de mer nederbördsrika åren 1980, 1981 har hårdheten sjunkit beroende på den ökade grundvattenbildningen från de delar av akviferen som har atmosfärskontakt.

Sulfat

Sulfathaltens förändring motsvaras i stort av hårdhetsvariationerna.

Järn och mangan

De varierande förhållandena när det gäller grundvattenbildningen styr halterna av järn och mangan, se figur 8.17. Ibland har t ex manganhalten stigit till närmare 0.4 mg/l och järnhalten har maximalt uppgått till ca 0.1 mg/l.

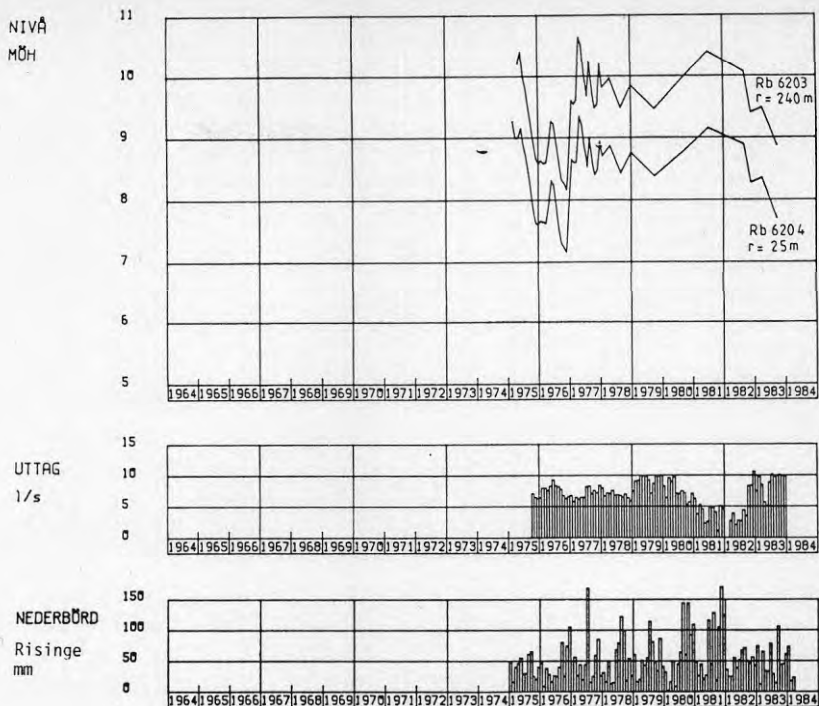


Fig 8.14

LÄN: UPPSALA
KOMMUN: ÖSTHAMMAR
VATTENTÄKT: BÖRSTIL
NIVÅ, UTTAG OCH NEDERBÖRD

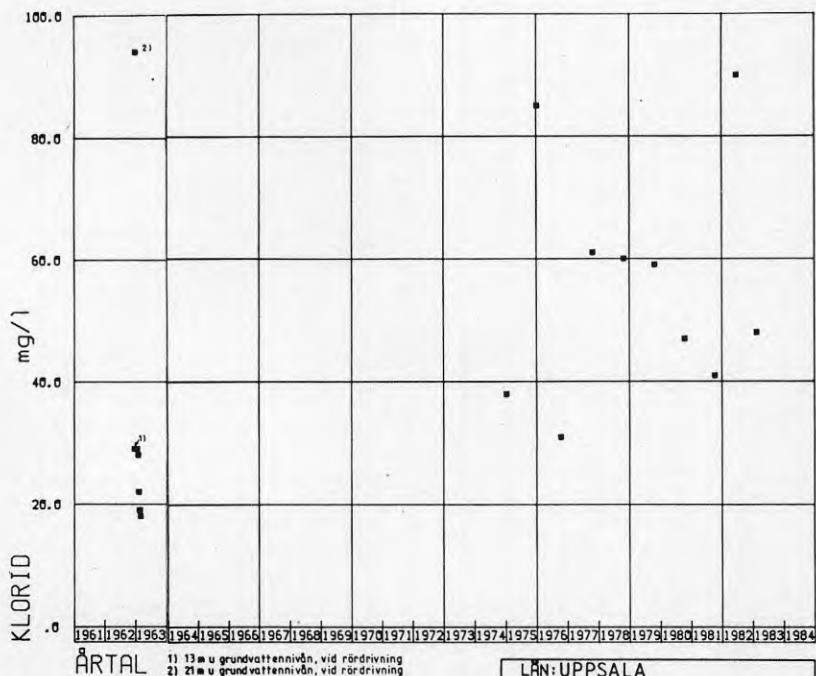


Fig 8.15

LÄN: UPPSALA
KOMMUN: ÖSTHAMMAR
VATTENTÄKT: BÖRSTIL
GRUNDVATTENKEMI
KLORID

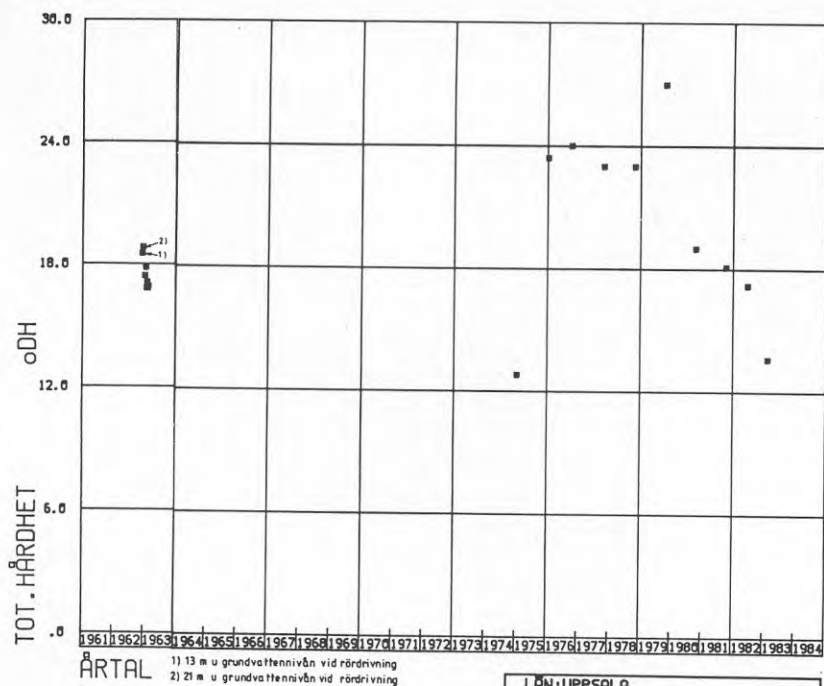


Fig 8.16

LAN: UPPSALA
 KOMMUN: ÖSTHAMMAR
 VATTENTÄKT: BÖRSTIL
 GRUNDVATTENKEMI
 TOT. HÄRDHET

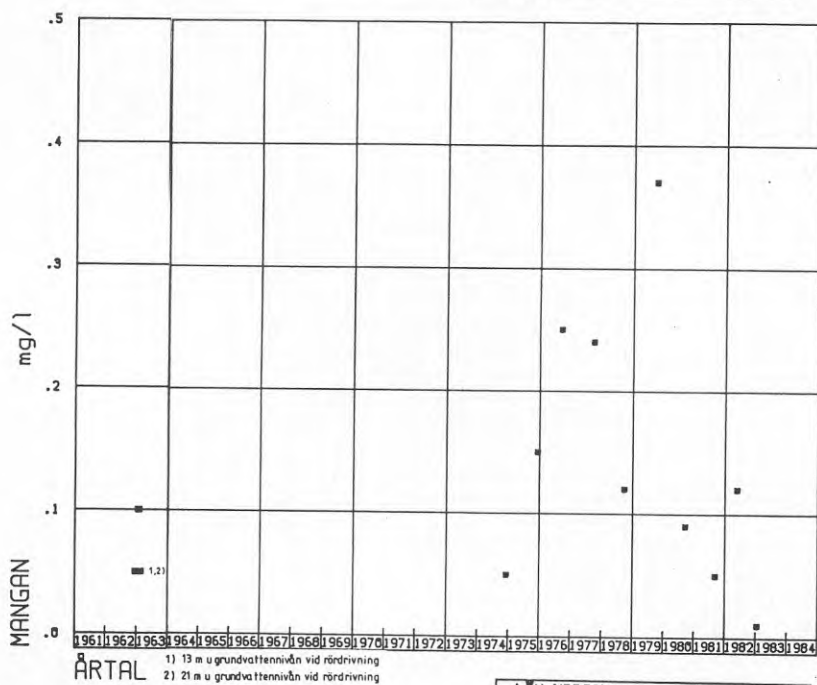


Fig 8.17

LAN: UPPSALA
 KOMMUN: ÖSTHAMMAR
 VATTENTÄKT: BÖRSTIL
 GRUNDVATTENKEMI
 MANGAN

8.7 Inducerad infiltration

Vattenförande geologiska formationer står ofta i hydraulisk kontakt med sjöar och vattendrag. Strand- och botteninfiltration förekommer naturligt när grundvattennivån är lägre än ytvattnets nivå. Vatten kan även induceras till ett grundvattenmagasin genom att grundvattennivån sänks under ytvattennivån. Genom inducerad infiltration kan grundvattenbildningen i gynnsamma fall ökas väsentligt utöver den del som härrör från nettonederbörden. (Se figur 8.18)

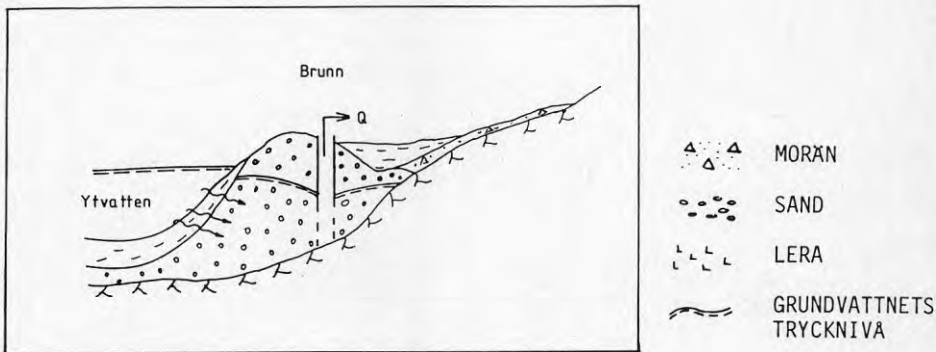


Fig 8.18 Inducerad infiltration till en vattentäkt

Vattenkemin i ett grundvatten som huvudsakligen beror på inducerad infiltration påverkas av:

- o ytvattnets kemiska sammansättning
- o bottensedimentens mineralogiska och organiska innehåll
- o det naturligt bildade grundvattnets kemiska sammansättning
- o uppehållstiden för grundvattenflödet mellan infiltration och uttag

Om bottensedimenten är mäktiga, finkorniga och innehåller organisk substans, förbrukas syre i det inläckande vattnet och kolsyra bildas. Vissa ämnen går härigenom i lösning från mineralkornen och förhöjer den totala salthalten. En reduktiv miljö kan ge höjda järn- och manganhalter i den strandnära delen av ett sådant grundvattenmagasin. Vid grundvattnets vidare transport mot uttagsbrunnen kan en oxidation äga rum om grundvattenmagasinet har atmosfärkontakt.

Om den hydrauliska kontakten mellan ett ytvatten och ett grundvattenmagasin är god samt om organiska bottensediment förekommer i ringa utsträckning, kommer det strandnära grundvattnet att anta en vattenkemisk sammansättning nära ytvattnets. Tydligast märks detta ofta i form av minskad total salthalt, hårdhet.

8.8 Exempel 5: Långholmen, Kristinehamns kommun

8.8.1 Allmänt

Vid Kristinehamns kommuns vattenverk har sedan 1972 grundvatten utvunnits från brunnar på Långholmen, en liten ö i Bergsjön norr om vattentäktområdet. Det grundvatten som utvinnes från Långholmen, bildas så gott som helt genom strand- och botteninfiltration från Bergsjön. Nedanstående beskrivning är i huvudsak hämtad från Gustafson (1982).

8.8.2 Hydrogeologi och markanvändning

Långholmen utgör en del av samma rullstensås, som utnyttjas för en infiltrationsanläggning vid Bergsjöns vattenverk. Åsen ligger här nedsänkt i sjöbäckenet och går i dagen som de två små holmarna Långholmen och Trinne holme. Se den geologiska kartan, figur 8.19.

Borrningar på öarna och i sjön har visat att åsen är kontinuerlig i sjöbäckenet. Dess totala mäktighet är ca 17 m vid borrning, Rb 7207.

Den naturliga infiltrationsytan för den del av åsen som ligger inom sjöbäckenet är mycket liten, ca 0.1 km². Under opåverkade förhållanden dräneras grundvatten från åsområdet söder om sjön ut mot Långholmen och läcker ut i Bergsjön.

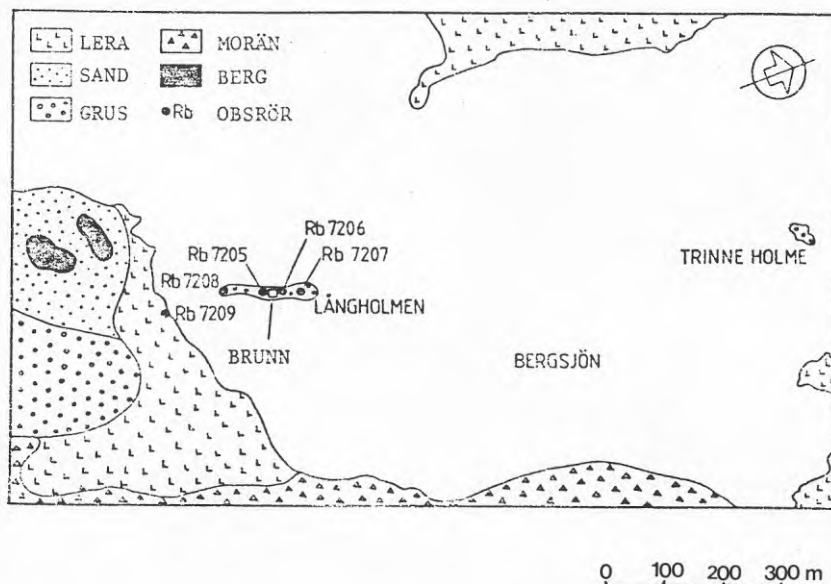


Fig 8.19 Geologisk karta över Bergsjön (från Gustafson 1982)

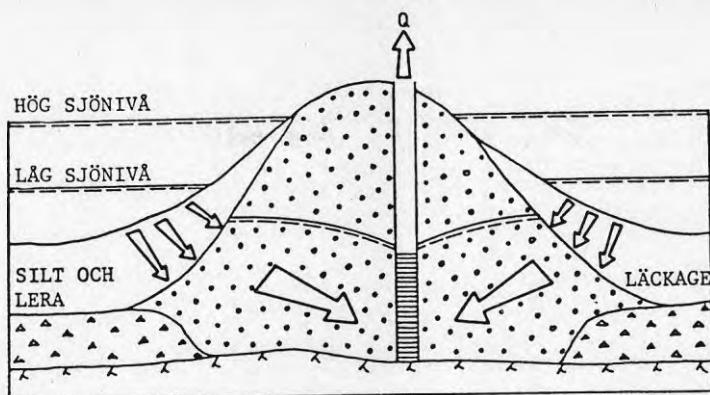


Fig 8.20 Strandinfiltration vid olika sjönivåer (från Gustafson 1982)

En analys av åsens hydrauliska egenskaper kommer att ge olika resultat vid olika sjönivåer. Via temperaturmätningar i sjön och i brunnen har konstaterats att uppehållstiden i grundvattenmagasinet är mycket kort.

Bergsjön (112 - 113 m ö h) omges av höjdområden på upp till 200 m ö h. Barrskogklädda moränområden och vidsträckta mossar dominerar i dessa höjdparter. Sankområdena avvattnas delvis mot Bergsjön. Runt Bergsjön förekommer en del fritidsfastigheter och viss begränsad jordbruksaktivitet.

8.8.3 Vattenbeskaffenhet

Grundvattenkemin påverkas av den uttagna vattenmängden, då de reningsprocesser som sker under infiltrationsförloppet påverkas av uppehållstiden.

Bergsjöns vatten är mjukt och har ett pH omkring 6. Sjövattnet innehåller syre, organisk substans och järn, sannolikt Fe^{3+} , bundet i humuskomplex. På sin väg från sjön till brunnen måste vattnet först passera genom sjöns bottensediment. Dessa har en hög halt organisk substans och sannolikt en viss mängd järnhydroxider. Under bottensedimenten finns silt och lera som täcker åsgruset och i de finkorniga jordarterna finns en del organisk substans. Mineralkornen innehåller ibland kalcium, järn och mangan i lösbar form.

När sjövattnet infiltreras ner i sjöns bottensediment förbrukas delvis dess innehåll av syre genom nedbrytningen av humusämnen och koldioxid bildas. Mätningar visar vidare att järnet i sjövattnet normalt inte passerar bottensedimenten. Man kan därför anta att de humuskomplex som binder järnet bryts ner och att järnet faller ut som hydroxider. Detta innebär vidare att syrehalten i vattnet fortfarande är så hög att Fe^{3+} inte reduceras till Fe^{2+} . I de finkorniga sedimenten fortsätter nedbrytningen av den organiska substansen till dess att syrehalten är försumbar. Den bildade kolsyran löser därvid ut kalciumjoner från sedimenten.

Den syrefattiga miljön medför vidare att mangan löses ut. I åsgruset fortsätter sedan processen men med lägre intensitet på grund av grusets mindre specifika yta.

Under slutet av 1970-talet konstaterades igensättningar i uttagsbrunnarna på Långholmen. Orsakerna har undersökts och flera rensningsåtgärder har vidtagits. Det är sannolikt att hasigheten i filterslitsarna har varit för hög, vilket givit lägre tryck och därmed utfällning av främst kalk. Vidare kan den höga manganhalten ge igensättningar.

Uttag och nederbörd

Pumpningen vid vattentäkten har varit relativt konstant med en kapacitet av ca 30 l/s. Under senare hälften av 1974 och i början av 1975 uppgick uttaget till ca 80 l/s, se figur 8.21.

Grundvattennivåerna på Långholmen samvarierar med sjönivån. Vid höga sjönivåer är nivåskillnaden mellan grundvattenytan och sjöytan mindre än vid låga.

Den årsvisa nederbörden har under perioden avvikit förhållandevis lite från normalmedelnederbörden (30 år). Största avvikelserna har uppträtt under åren 1973, 1975, 1976, då nederbörden varit 71%, 76% resp 72% av 30 års medelvärde.

Permanganatförbrukning

Permanganatförbrukningen var ursprungligen låg, men har gradvis ökat till 10-13 mg/l. Vid stora uttag ökar den till över 20 mg/l, vilket visar ett direkt inflytande från sjövattnet och kort uppehållstid, se figur 8.22.

En förbrukning av 10-13 mg/l är emellertid väsentligt lägre än värdena för sjövattnet, vilket indikerar en åtminstone partiell nedbrytning av sjövattnets humusämnen.

Hårdhet

Kalciumhalten ökade i slutet av 1973 till något mer än 30 mg/l och magnesiumhalten till något mer än 8 mg/l. Pumpningen hade innan dess avbrutits flera gånger och den totalt uttagna mängden var fortfarande låg. Ökningen av kalcium- respektive magnesiumhalten kan tolkas som ett utbyte av grundvattnet i de finkorniga sedimenten kring åsen. Dessa har en högre halt av hårdhetsbildande joner än åsgruset. Vattnet i finsedimenten har dessutom varit stagnant under lång tid, vilket tillåtit en utlösning av främst calciumbikarbonat.

Under vintern 1974-75, när vattenuttaget var högt, sjönk kalciumhalten till ca 5 mg/l, se figur 8.22. Detta visar tydligt ett inflytande från det mjuka sjövattnet. Vid detta uttag är sannolikt uppehållstiden i finsedimenten för kort för att tillåta någon väsentlig utlösning av kalcium.

Bikarbonat

Bikarbonathalten (Alkaliniteten) följer i princip Ca- och Mg-utvecklingen. I jonbalansen motsvaras alltså de hårdhetsbildande katjonerna av bikarbonaten som anjon.

pH-värde

Bergsjön har ett pH på omkring 6, medan grundvattnets pH varierar mellan 6.5 och 7.5 (figur 8.22).

Klorid

Under det första driftåret förhöjdes kloridhalten från ca 15 till ca 90 mg/l, varefter den avtagit. De lätttrörliga Cl-jonerna tvättades inledningsvis ur finsedimenten som omger grundvattenmagasinet.

I samband med det stora uttaget vintern 1974-1975 erhöles den hittills lägsta kloridhalten, ca 8 mg/l, eftersom uppehållstiden i finsedimenten då var extremt kort. Från 1976 och framåt märks en avtagande trend. 1982 var kloridhalten ca 13 mg/l.

Järn och mangan

Järn- och manganhalterna var ursprungligen låga. Vid slutet av 1973 ökade emellertid manganhalten till ca 0.3 mg/l, för att sedan åter sjunka under perioden med stort grundvattenuttag. Järn förekommer sporadiskt under pumpningstiden. Järnhalten 1974-75 stämmer väl överens med sjöns järnhalt och kan tolkas som ett direkt inflytande av sjövattnet. Om detta också gäller för övriga järntoppar kan de motsvara de höga sjönivåerna på våren i samband med snösmältningen. Vid dessa tillfällen kan sjövattnet infiltrera direkt i åsgruset.

Den höga manganhalten kräver behandling. Detta sker idag med syresättning och återinfiltration.

RSI-värde

RSI ligger i medeltal strax under 11. Detta innebär att vattnet har korrosiva egenskaper. I samband med hårdhetsförhöjningen mot slutet av 1973 erhöles det lägsta RSI-värdet trots att Cl-värdet då var som högst.

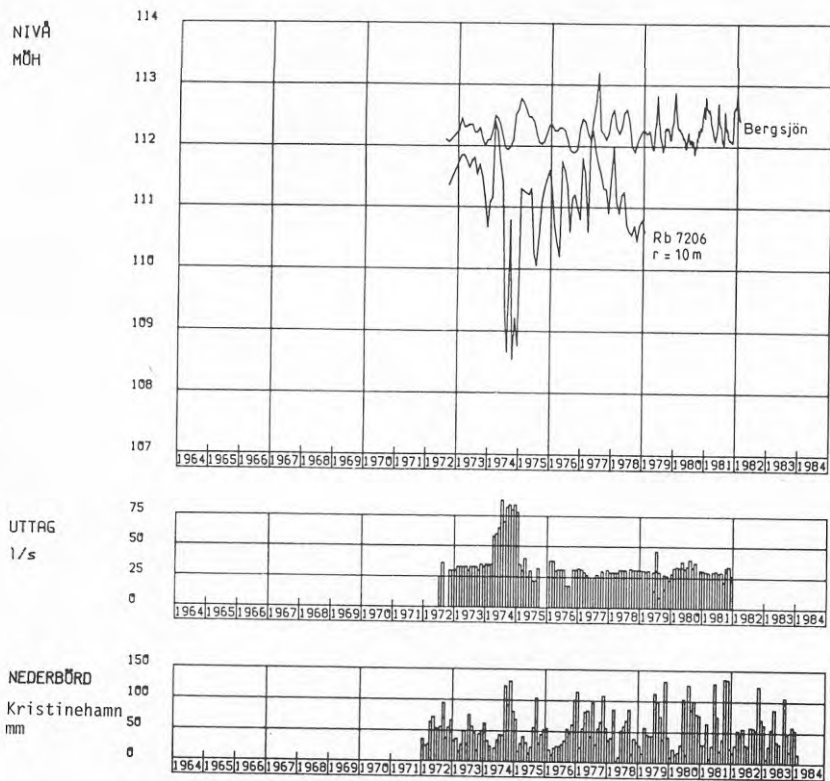


Fig 3.21

LÄN: VÄRMLAND
KOMMUN: KRISTINEHAMN
VATTENTÄKT: LÅNGHOLMEN
NIVÅ, UTTAG OCH NEDERBÖRD

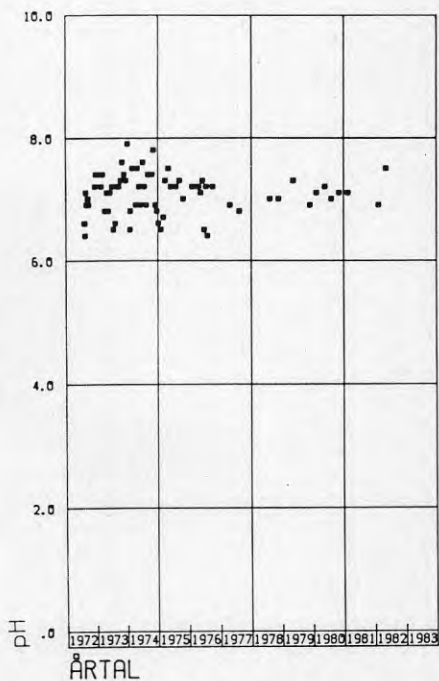
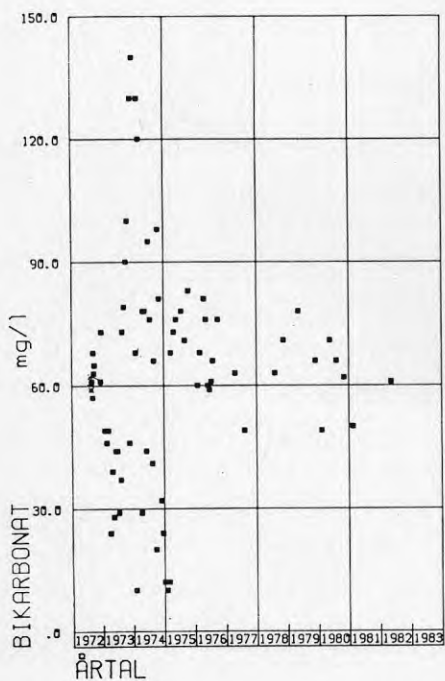
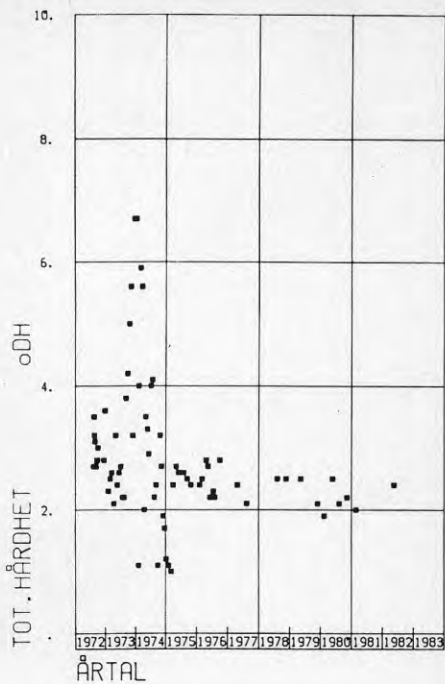
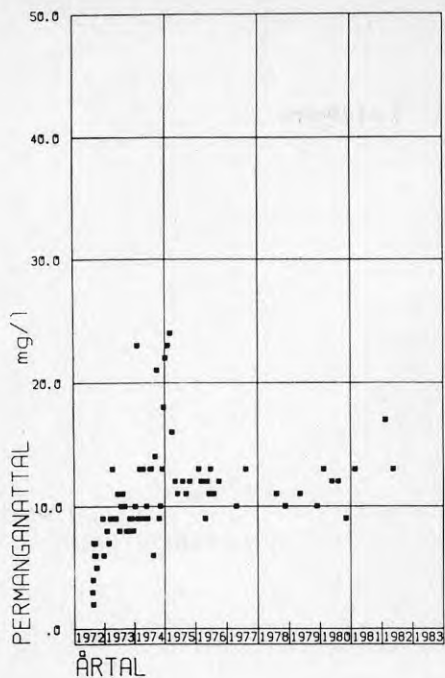


Fig 8.22

LÄN: VÄRMLAND
 KOMMUN: KRISTINEHAMN
 VATTENTÄKT: LÅNGHOLMEN
 GRUNDVATTENKEMI
 TOT. HÅRDHET BIKARBONAT
 PERMANGANATTAL pH

8.9 Konstgjord infiltration

Ofta förstärks grundvattenbildningen genom konstgjord infiltration av ytvatten, se figur 8.23. Vattenkemin i det uppumpade grundvatt-net påverkas i princip av samma faktorer som vid inducerad infiltra-tion med undantag av bottensedimentens inflytande. Den luftade sjunkvattenzonen blir väsentlig för vattenbeskaffenheten. Syre finns löst i vattnet, vilket ger låga järn- och manganhalter. Salthalten blir låg och vattnet är därmed ofta mjukt, 0-5 °dH.

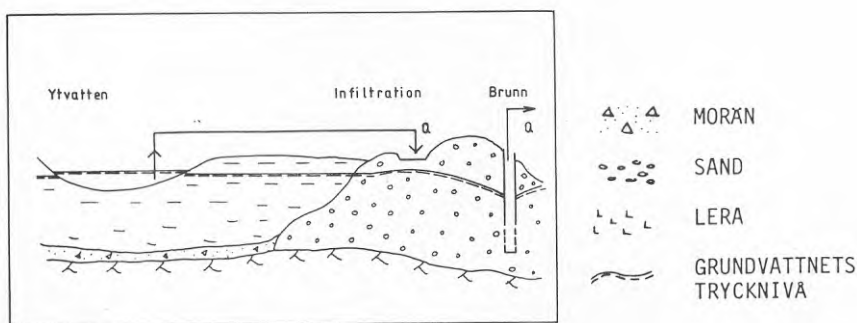


Fig 8.23 Konstgjord infiltration

8.10 Exempel 6: Gälleråsen, Karlskoga kommun

8.10.1 Allmänt

Gälleråsens vattenverk har sedan år 1947 försett staden Karlskoga och AB Bofors med vatten från en grundvattentäkt, som förstärkts med konstgjord infiltration. Till en början, år 1947, uttogs ca 2.5 miljoner m³ vatten per år, varav ca 1.2 miljoner var naturligt grundvatten. Resterande mängd (1.3 miljoner m³) utgjordes av vatten, som togs från Timsälven och efter snabbfiltrering tillfördes åsens grundvattenmagasin via bassänger söder om Gälleråsens gård.

I början av 1960-talet hade förbrukningen ökat så att ytterligare ett infiltrationsområde togs i drift på en åskulle vid Marielund, ca 1 km söder om filterbyggnaden. Vattenförbrukningen uppgick vid detta tillfälle till ca 5.5 miljoner m³/år.

Idag produceras drygt 6 miljoner m³ grundvatten per år från ett brunnsgalleri ca 600 m söder om infiltrationsbassängen vid Gälleråsen och från två grävda brunnar vid Timsbron. Brunnsgalleriet består av 10 st 250 mm rörbrunnar, av vilka 8 st är äldre än 25 år. De båda grävda brunnarna vid Timsbron är byggda på 1930-talet. Kommunen har övertagit dessa brunnar från AB Bofors (VIAK 1977).

8.10.2 Hydrogeologi och markanvändning

Gälleråsens vattentäkt är belägen i en del av Lokaåsen, som följer en stor nord-sydlig dalgång ned mot sjön Möckeln. Mellan sjön Möckeln och Karlskoga och ca 20 km norrut utgör Lokaåsen ett enda sammanhängande isälvstråk, som avsatts vid isavsmältningen strax under högsta kustlinjen.

Geologiskt sett kan åsen uppdelas i två olika enheter. Det södra avsnittet med vattentäkten passerar igenom ett öppet jordbrukslandskap, där åsen ligger centralt i en dalgång och utgör den högsta punkten inom ett större område.

Jordbruksverksamheten kring Gälleråsens vattenverk sker inom mäktiga lerområden, som omsluter åsen. Lerorna är senglaciala och härrör från havsstadiet efter isavsmältningen. Finsedimenten täcker åsryggarna utom i de allra högsta partierna, där svallningen under landhöjningsskedet avlägsnat leran och transporterat ut tunna kappor av sand och silt på lerytorna närmast åsen.

Under ostörda förhållanden har grundvattenflödet i åsen troligen läckt ut i Timsälven, dvs i det område där älven skär tvärs igenom åsen. I och med att Bofors brunnar togs i bruk orsakade grundvattensänkningen en viss infiltration av vatten från Timsälven till grundvattenmagasinet. Ökande järn- och manganhalter vid stora uttag i schaktbrunnarna talar för att en sådan inducerad infiltration förekommer.

De topografiska och geologiska förhållandena antyder att åsen ca 2 km norr om Gälleråsen läcker grundvatten till sina omgivningar. Söder därom är åsen dränerande och de enda större naturliga läckagepunkterna på detta avsnitt är belägna vid Timsälven samt där åsen går ut i Möckeln.

Vattnets uppehållstid i åsen mellan infiltration vid Gälleråsen och brunngalleriet har utifrån provpumpningar beräknats till ca 25 dygn. Tiden mellan infiltrationen vid de södra bassängerna och brunngalleriet beräknas till ca 16 dygn. Från de södra bassängerna till den östra och västra brunnen vid Timsälven beräknas flödestiden till ca 10 dygn.

Vid en värmepumpstillämpning är det av intresse att prognostisera temperaturen på det uppumpade grundvattnet. Studeras temperaturvariationerna för Timsälvens vatten och uppfordrat grundvatten finner man att de två cykliska förloppen är fasförskjutna ungefär tre månader i förhållande till varandra. Temperaturtoppen för Timsälvens vatten (ca +20 °C) infaller inder juli-augusti, medan grundvattnet har sin högsta temperatur (ca +10 °C) i oktober-november. Det infiltrerade vattnets värmeöverskott avges efter hand till jordmaterialet samt omgivande grundvatten. Man kan populärt uttryckt säga att en temperaturfront vandrar från infiltrationsplatsen till uttagsplatsen. Temperaturfronten rör sig långsammare än vattenmolekylerna på grund av värmeutbytet med jordmaterialet (VIAK 1977). Det infiltrerade ytvattnet har en minimitemperatur av ca +0.5 °C och det uppumpade vattnets lägsta temperatur är ca +4 °C.

8.10.3 Vattenbeskaffenhet

Det infiltrerade ytvattnet innehåller en del järn med halter mellan 0.1-0.5 mg/l. Manganhalten i vattnet ligger runt analys-

gränsen, ca 0.05 mg/l. Vattnet som pumpas upp efter infiltrationen uppvisar inget mätbart järn- eller manganinnehåll. Nitrathalten har under hela driftperioden legat omkring 2 mg/l eller strax däröver. Sulfathalten har varit ca 10 mg/l utan tecken på någon signifikant ökande eller minskande trend.

Uttag och nederbörd

Enligt SMHIs stationer i Villingsberg och Skråmforsen är årsmedel-nederbörden 740 mm. Uttaget vid brunnsgalleriet är idag i medeltal ca 140 l/s, se figur 8.24, och med hjälp av aktuella grundvatten-nivåer kan flödet norrifrån bestämmas till 60%, eller ca 80 l/s, och söderifrån till 40%, eller ca 60 l/s. Vid östra och västra brunnarna uttas i medeltal ca 60 l/s, vilket med motsvarande bedömning tyder på att flödet norrifrån är 65%, eller ca 40 l/s, och söderifrån 35%, eller ca 20 l/s.

Permanganatförbrukning

Ytvattnet har ett innehåll av organisk substans som ger en kaliumpermanganatförbrukning av 20-30 mg/l. Efter snabbfiltrering och infiltration minskar värdena till 5-10 mg/l.

Klorid

Grundvatten är generellt sett saltrikare än ytvatten. Klorid är en förhållandevis "lättrörlig jon" i marken. Om kloridinnehållet studeras kan blandningen mellan yt- och grundvatten åskådliggöras. Vid Gälleråsen uppgår det opåverkade grundvattnets kloridhalt till 15-20 mg/l. I figur 8.25 framgår det uppumpade vattnets respektive Timälvens kloridhalt genom åren. Det uppumpade vattnet har en något högre kloridhalt än ytvattnet. Förhöjningen står i proportion till andelen grundvatten som blandas med det infiltrerade ytvattnet.

pH-värde och bikarbonat

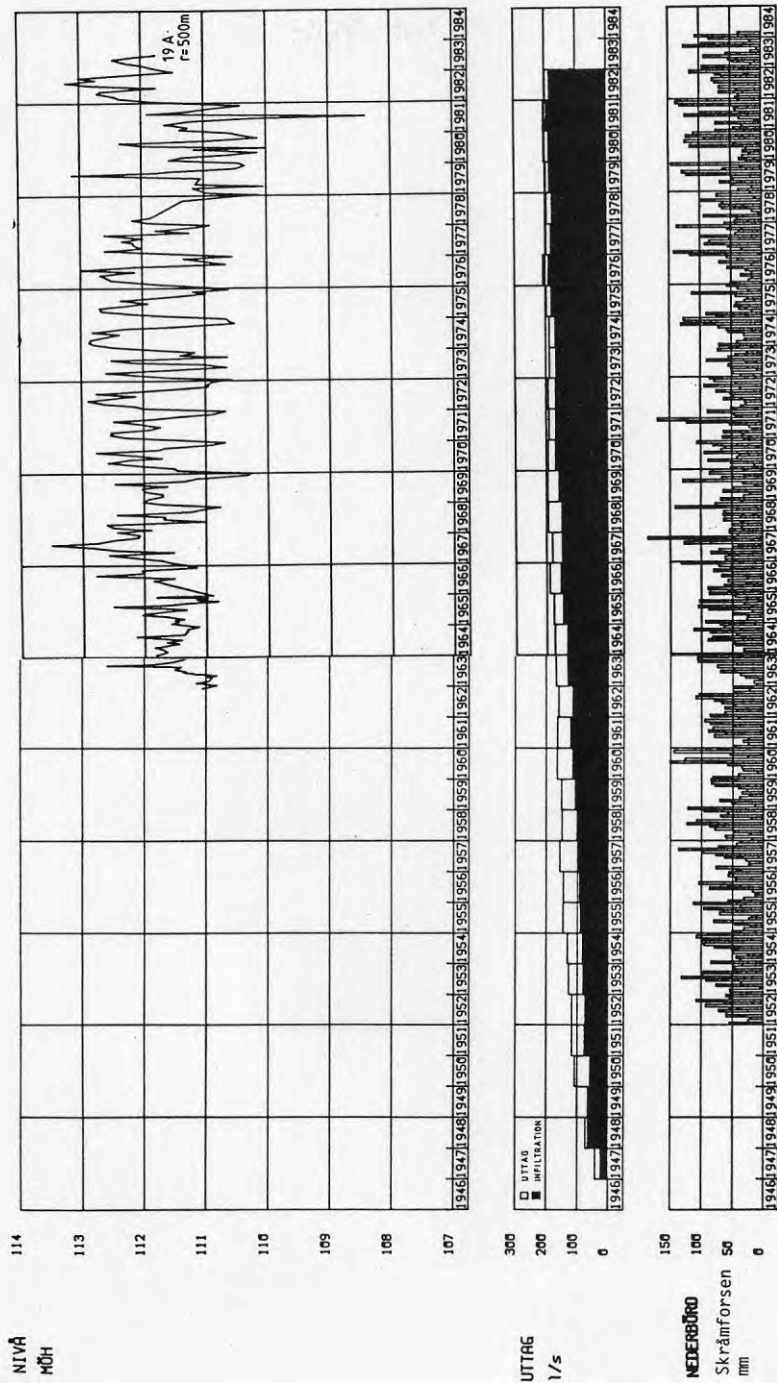
Diagrammen över pH och bikarbonathalt visar hur markens olika buffertsystem påverkar det infiltrerade ytvattnet. Vätejonkoncentrationen minskar (pH höjs) och alkaliniteten ökar, se figur 8.26 och 8.27.

Hårdhet

Hårdheten är större hos det uppumpade vattnet än i Timsälven, beroende på jonbytesprocesser och vittring i samband med den konstgjorda infiltrationen samt inblandning av naturligt grundvatten.

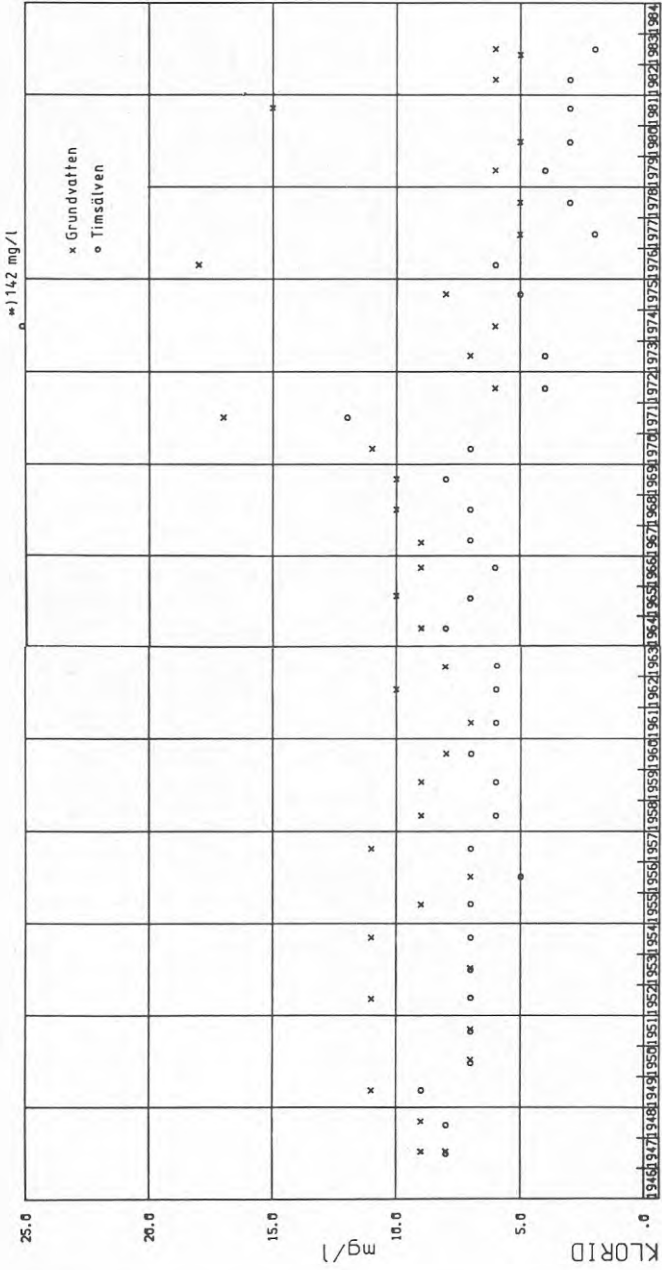
RSI-värde

RSI-värdet visar att det uppumpade vattnet har något korrosiva egenskaper.



LAN: ÖREBRO
KOMMUN: KARLSKOGA
VATTENTÄKT: GÄLLERÅSEN
NIVÅ, UTTAG OCH NEDERBÖRD

Fig 8.24



ÅRTAL

Fig 8.25

LÄN: ÖREBRO
 KOMMUN: KARLSKOGA
 VATTENTÄKT: GÅLLERÅSEN
 GRUNDVATTENKEMPE
 KLORID

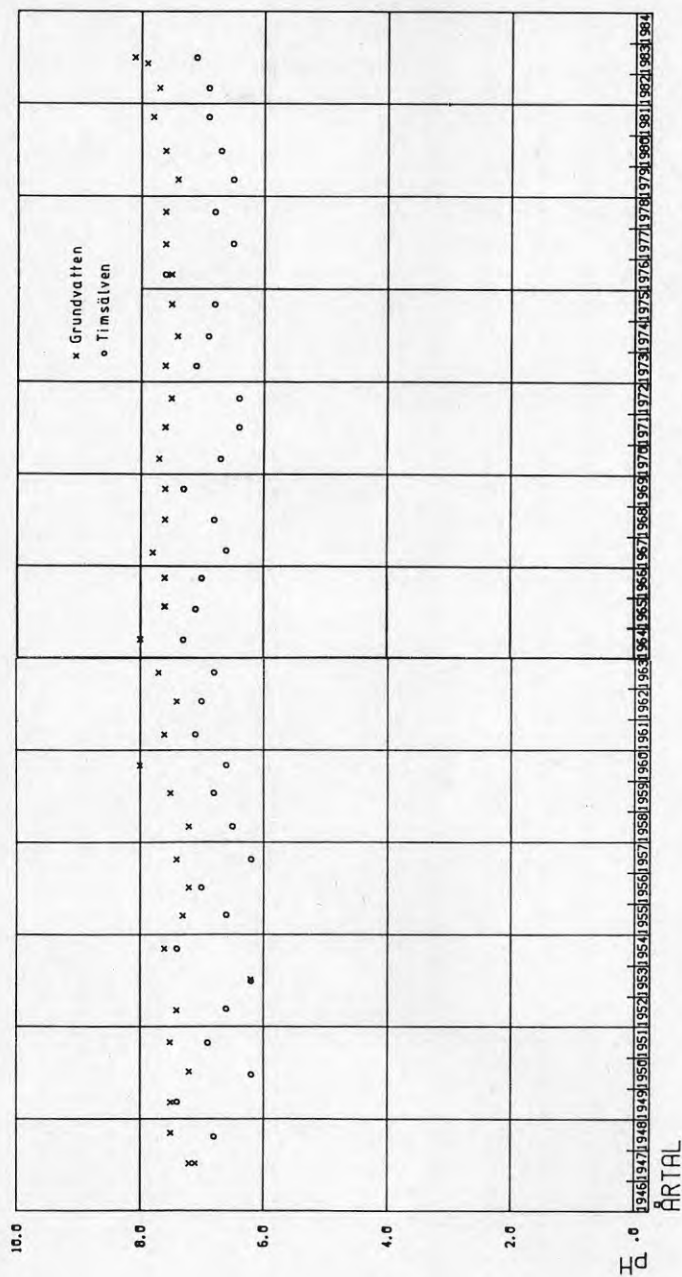
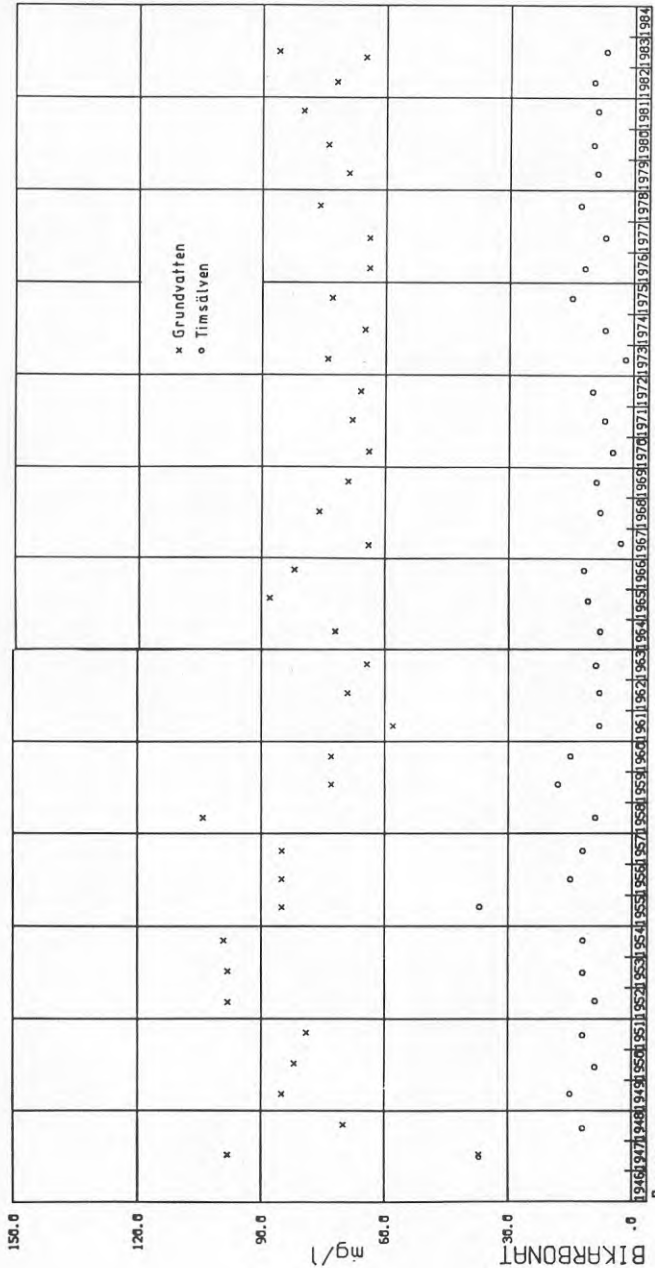


Fig 8.26

LAN: ÖREBRO
 KOMMUN: KARLSKOGA
 VATTENTÄKT: GÄLLERÅSEN
 GRUNDVATTENKEMI
 pH



LANGLÖBRO
 KOMMUN: KARLSKOGA
 VATTENTÄKT: GÄLLERÅSEN
 GRUNDVATTENKENT
 BIKARBONAT

Fig 8.27

9 VATTENKEMISKA FÖRÄNDRINGAR VID
GRUNDVATTENUTTAG I BERG

Vattenkemiska data från nitton kommunala vattentäkter i berg har studerats i avsikt att försöka påvisa vattenkemiska förändringar som en följd av ökat respektive minskat vattenuttag. Arton av vattentäkterna har studerats av institutionen för kulturteknik, KTH, en av VIAK AB. De vattentäkter, som analyserats av KTH ligger i Västernorrlands län (2 st), Kopparbergs län (1), Halland (1), Kronobergs län (7) och Blekinge (7). Täckernas lägen visas i figur 9.1.



Fig 9.1 Av KTH studerade grundvattentäkter i berg

9.1 Insamling av data

Vattenkemiska analyser från de vattentäkter som studerats, har delvis insamlats inom ramen för ett forskningsprojekt om grundvattenförsurning, vid institutionen för kulturteknik, KTH.

Från femton av grundvattentäkterna erhålls vattnet från sprickakviferer i urberg. Resterande vattentäkter är belägna i sedimentär berggrund och vattnet erhålls huvudsakligen ur porakviferer.

De vattenkemiska analyserna har kompletterats med data om grundvattenuttag. Vanligtvis finns serier av vattenkemiska analyser från 60-talet eller början av 70-talet till 1983. Det har dock visat sig vara svårare att få tag på äldre uppgifter beträffande vattenuttag. I allmänhet är uttagsserierna ca 10 år. Nederbördsuppgifter från närliggande nederbördsstationer har insamlats från SMHI.

Uppgifter om de geologiska förhållandena kring vattentäkterna har erhållits, dels ur geohydrologiska undersökningar om sådana funnits att tillgå, dels ur geologiska kartor i SGUs kartserier. Inom vissa områden av Sverige, bl a stora delar av Kronobergs och Hallands län, är kartorna så gamla och så småskaliga att osäkerheten beträffande de geologiska förhållandena är mycket stor. I Kopparbergs län har geologiska länskartor över berggrund respektive jordarter använts (SGU ser Ca 40 och Ca 21). Över Blekinge finns en hydrogeologisk karta i skala 1:250 000 (SGU ser Ah 4), till vilken en berggrundsgeologisk karta medföljer som bilaga. Ett flertal uppgifter om grundvattentäkterna i Blekinge har hämtats från beskrivningen till den hydrogeologiska kartan.

En sammanställning av uppgifter om de studerade grundvattentäkterna visas i tabell 9.1.

9.2 Databearbetning

Uppgifter om vattenkemi, grundvattenuttag och nederbörd har data-lagrats och bearbetats i ett statistik- och plottningsprogram som utarbetats inom ramen för projektet.

Samtliga kemiska parametrar för varje grundvattentäkt har plottats mot uttag respektive mot tid och linjär regression har beräknats (dvs hur väl punkterna ansluter till en rät linje). Signifikansnivåer över 95 resp 99% för korrelationskoefficienterna har också angivits (dvs de fall där punkterna så väl ansluter till en rät linje att sannolikheten för att de genom slumpen hamnat så är mindre än 5 resp 1%).

Tabell 9.1 Sammanställning över studerade grundvattentäkter i berg

TAKT	KOMMUN	KEM. ANAL år	UTTAG år	UTTAG m ³ /d			DJUP m	GEOLOGI	ÖVRIGT
				min	max	medel			
1	Moliden	70-84	71-83	51	169	128	84	sedimentgnejs, Revsundsgranit, älv sediment	
2	Gårelehöjden	70-83	71-83	13	27	17	68	Revsundsgranit, morän, sand	
3	Siknäs	70-84	75-83	20	53	36	14	porfyrit, sand	
4	Gunnarsjö	71-84	71-83	6	12	9	93	grå-röd gnejs, morän	
5	Skeen	68-84	75-83	7	10	8	57	grå-röd gnejs, morän 15m	
6	Lidnäs	62-84	71-83	16	34	23	65	Smålandsgranit, porfyr, morän 8m	
7	Dänningelanda	71-84	71-83	12	16	14	31 (100)	granit, morän ca 2m	Ny bergborra 1979 (100 m djup)
8	Gemla	73-81	73-81	193	257	219	95 76	granit, ställvis skiffrig, morän	Nedlagd 1982
9	Yxnäs	68-84	74-83	4	8	6	127	Karlshams- granit, morän	
10	Marhult	70-84	72-84	23	33	28	49	Smålandsporfyr, morän ca 1m	
11	Alsterfors	67-84	71-83	8	33	17	56	Smålandsgranit, porfyr, morän	
12	Jämjö	67-84	74-83	293	395	343	100 100	gnejsgranit, sand, mo	
13	Kullen	67-80	67-80				ca 8	gnejsgranit, morän	Nedlagd 1981
14	Hallabro	68-84	76-83	54	68	60	80	gnejsgranit, morän	Ny bergborra 1976
15	Ringamåla	73-83	73-83	6	11	8	67	gnejsgranit, morän, torv	Blåstes 1979
16	Hällevik	68-83	73-83	123	255	198	58	sandsten, kalk- sten, morän 10-20 m	
17	Mjällby	68-83	73-83	77	200	118	65	sandsten, kalk- sten, morän, svallsand	
18	Valjeskogen	68-83	74-83	375	603	502	62	sandsten, kalk- sten, morän 15-20 m	

9.3 Behandling av mätdata - problem

En rad osäkerhetsfaktorer som uppmärksammats vid bearbetningen av grundvattenkemiska data från grundvattentäkterna, medför att resultatet för den enskilda täkten kan vara svårtolkat. I några fall är resultaten för enskilda kemiska komponenter från samma vattentäkt t o m motstridiga. Exempel på osäkerhetsfaktorer är bl a:

- o Korta mätserier. Mätserierna över grundvattenuttag har som längst varit 13 år.
- o De vattenkemiska provtagningarna är att betrakta som punktmätningar. Vanligtvis tas ett vattenprov om året. Proven är tyvärr inte alltid tagna samma tid på året, vilket givit olikheter i grundvattenkemin. Även då vattenproven tagits vid samma tidpunkt har de klimatologiska förhållandena inte alltid varit jämförbara.
- o Uppgifter om grundvattenuttag ges i regel som årligt vattenuttag, vilket har omräknats till medeluttag per dygn. Fördelningen av uttaget över året är bl a en följd av de klimatologiska förhållandena under året. Uppgifter om det momentana vattenuttaget i samband med vattenprovtagningen har inte varit tillgängliga.
- o Analysfel och problem vid vattenprovtagningen kan uppstå. För några täkter har inte samma vattenkemiska laboratorium använts under hela mätperioden. Skillnader beträffande både provtagningsmetodik och analysförfarande gör det ofta vanskligt att jämföra vattenanalyser från olika laboratorier. Erfarenheter vid institutionen för kulturteknik har t ex visat att pH bör bestämmas i fält. Under transporten till laboratoriet kan förändringar uppstå, dels i kolsyre-systemet som bl a påverkas av tryck och temperaturförändringar, dels hos komponenter som är känsliga för ändring i redoxförhållandena, t ex järn och mangan.
- o En eventuell ändring av grundvattenkemin i förhållande till uttagsändringar torde i verkligheten knappast vara linjär. Eftersom berggrunden, med i detta fall huvudsakligen sprickakviferer, är att betrakta som ett anisotropt medium, kan förändringar i vattenuttaget medföra stora förändringar i grundvattenkemin om grundvattnet kommer från en helt annan nivå än tidigare. Extrema torrår eller nederbördsrika år kan också förmodas påverka grundvattenkemin ibland flera år framåt i tiden, varför grundvattenkemiska förändringar över de korta tidsserier vi i allmänhet har i regel inte blir linjära.
- o De förändringar i grundvattenkemin med tiden som kan spåras, kan bero på många faktorer. Förutom förändringar i grundvattenuttaget kan grundvattenkemin förmodas påverkas av bl a nederbördens sammansättning och torrdeposition av t ex svavelföreningar, långtidstrender i klimatet, t ex en serie av torra och varma somrar, ändrad markanvändning, gödsling av marken samt åtgärder i brunnen, t ex fördjupning eller rensning.

- o Slumpmässiga förhållanden kan ge skenbara relationer. Idag okända faktorer kan störa grundvattenkemin.

Med hänsyn till ovanstående osäkerhetsfaktorer kan man inte förvänta sig att punkterna väl ansluter till en rät linje. Bedömningen av grundvattenuttagets inverkan på grundvattenkemin samt de grundvattenkemiska förändringarna över tiden, måste därför bli en tolkning där den statistiska bearbetningen ingår som en del.

9.4 Grundvattenkemiska förändringar över tiden

För åtta av de studerade vattentäkterna har vattenuttaget totalt minskat under mätperioden (9-13 år), för sju vattentäkter har uttaget ökat. En vattentäkt, Kullen, uppges ha haft konstant vattenuttag under hela tiden. För resterande två vattentäkter har vattenuttaget varierat mellan åren men totalt under mätperioden har ingen ökning eller minskning noterats.

Vattenkemiska förändringar med tiden har iakttagits för samtliga vattentäkter. En sammanställning över hur grundvattenkemin förändrats över mätperioden för de studerade täkterna visas i figur 9.2.

Anledningen till förändringarna, vilka ofta är statistiskt signifikanta, kan som ovan nämnts vara många. Ofta kan man dessutom förmoda att flera faktorer samverkar.

Ledningsförmågan har förändrats för, inte mindre än, tretton av de arton grundvattentäkterna. Vanligtvis har ledningsförmågan ökat, i några fall trots att uttaget under motsvarande tid minskat.

För åtta av grundvattentäkterna har totalhårdheten ökat, i inget fall minskat. Kloridhalten har ökat för sju av täkterna, minskat i en.

pH-förändringar över tiden har endast märkts för tre av täkterna. Hos en av dessa, Hallabroverket, beror ökningen på att brunnen fördjupades 1976. Endast några få brunnar visar förändringar i manganhalten med tiden.

För två av de tre brunnarna som inte visar någon förändring av uttaget över mätperioden, har sulfathalten ökat. Dessa täkter, Gunnarsjö och Kullen, är belägna i Halland respektive i Blekinge. Den tredje täkten, Gårelehöjden, ligger norr om Sollefteå, i Västernorrlands län. En bland flera möjliga anledningar till att sulfathalten ökat, kan vara ett ökat atmosfäriskt nedfall av svavel. För vattentäkten Kullen har såväl pH som alkalinitet minskat, samtidigt som halten av aggressiv kolsyra har ökat. Materialet är dock alldeles för litet för att några slutsatser beträffande försurningspåverkan ska kunna dras.

VATTENTÄKT	KEM. ANAL* Antal prov	UTTAG Antal år	K ⁺ MnO ₄	SPEC LEDN	pH	Fe	Mn	TOT HARD	HCO ₃	AGG CO ₂	SO ₄	Cl	NH ₄	NO ₃	F	UTTAG
1 Moliden	15-16	13	-	/	-	-	-	-	↔	-	-	-			-	/
2 Gårelehöjden	10	13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			/	-
3 Siknäs	9-11	9	↔	↔	-			/	-	-	-	↔		↔		↔
4 Gunnarsjö	8	13		/	-	-	-	-	-	-	/	-				-
5 Skeen	11-14	9	↘	/	-	↘	-	-	-	-	-	/				↔
6 Lidnäs	11-17	13	↘	↔	-	-	↔	↔	↔	-	-	↔				↔
7 Dänningelanda*	14-16	13	/	↔	-		↘	↔	/	↘	-	↔		-		/
8 Gemla	16	9	-	-		-	-	-	-	-	/	-				↘
9 Yxnäs	12-16	9	-	/	-	↔	-	↔	-	-	-	/	↘			/
10 Marhult	22-24	12	-	↔	-	-	↔	-	-	-	-	-	↔			↘
11 Alsterfors	19-21	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	↘		/		↔
12 Jämjö	16-18	10	↘	↔	-	↘	-	↔	-	-	↔	-				/
13 Kullen	10-12	11	-	-	↘	-	↔	-	↘	/	/	-	-			-
14 Hallabroverket**	13-16	9	↔	↔	↔	-	-	↔	↔	↔	↘	/	/			↘
15 Ringmåla***	3-10	11	-	↘	↘	-	-	-	-	-	-	-		/		↔
16 Hällevik	11-12	11	-	-	-	/	-	-	-	-	-	-				↔
17 Mjällby	13-15	11	-	/	-	-	-	↔	-	-	-	/				/
18 Valjeskogen	14-15	10	-	↔	-	↔		↔	↔		-	-		-		↘

*Ny, fördjupad brunn 1979

**Fördjupad brunn 1976

***Blåstes 1979

*

Alla kemiska komponenter har inte analyserats för varje vattenprov. Vissa år har flera vattenprovtagningar utförts.

↗	ökning
↘	minskning
-	ingen påvisbar förändring

↔	statistiskt signifikant, nivå 99%
→	statistiskt signifikant, nivå 95%
→	tolkad ändring
□	för få värden eller för små skillnader för att möjliggöra statistisk bearbetning

Fig 9.2 Grundvattenkemiska förändringar över tiden för 18 studerade grundvattentäkter i berg

9.5 Grundvattenkemisk påverkan vid uttagsförändringar

För att studera hur grundvattenkemin förändras vid ändringar i grundvattenuttaget har de kemiska komponenterna plottats mot uttag. Figur 9.3 utgör en sammanställning från bearbetningen av de arton grundvattentäkterna. Som synes är det tämligen få korrelationsberäkningar som överstiger signifikansnivån 95 resp 99%. Tolkningsen beträffande den enskilda vattentäkten är därför ganska osäker. Studier av hela materialet pekar dock på att förändringarna i stort sett följer vad som antagits i kap 5.5.

Spec. ledningsförmåga ökar i allmänhet med ökande uttag. Detta kan delvis förklaras av att kloridhalten vanligtvis tycks öka med ökande uttag. Orsakerna till att vatten från större djup i berggrunden ibland är rikare på salt kan vara flera och beskrivs bl a av Lindewald (1985). Förutom att risken för att få in relikter eller i vissa fall recent havsvatten ökar vid ökande uttag, finns teorier om att berggrunden ibland vid kristallisationen innehållit saltvatten som bildat små vätskeinneslutningar, huvudsakligen i sura djupbergarter. Detta anges som en av flera förklaringar till att höga salthalter påträffats på 800 m djup i granit vid Stripa (se Carlsson et al 1983).

Totalhårdenheten (dvs mängd Ca^{2+} - och Mg^{2+} -joner) ökar också ofta med ökande uttag. Att vatten från djupare borrhål ofta är hårdare har tidigare påvisats vid flera undersökningar. Vatten från djupare nivåer har i allmänhet en högre ålder och har därför i regel haft längre tid att gå mot jämvikt med omgivande berg.

För kolsyresystemet tycks gälla att halten av aggressiv kolsyra i regel sjunker med ökande uttag, vilket kan förmodas bero på att tillgänglig kolsyra efterhand konsumeras genom reaktioner med omgivande mineral. Detta medför också att alkaliniteten stiger och antalet fria vätejoner i vattnet minskar (pH ökar). I samtliga fall där pH-förändringar konstaterats som en förmodad följd av uttagsändringar, har pH således ökat med ökat uttag.

Permanganatförbrukningen, som kan förväntas minska vid ökande uttag om ett djupare vatten mobiliseras, sjunker med stigande uttag för tre av vattentäkterna men tycks öka för två. En ökning av mängden organiskt material kan uppstå om täkten står i förbindelse med ytvatten eller om ett ökat uttag medför en snabbare omsättning på grundvattnet, varvid ett yttligare grundvatten snabbare når brunnen. Inducerad infiltration av ytvatten kan vara en av förklaringarna till att vattentäkten Siknäs för så gott som samtliga kemiska komponenter avviker från övriga vattentäkter. Ledningsförmågan, hårdheten och kloridhalten minskar här med ökande uttag samtidigt som halten aggressiv kolsyra, nitrat samt mängden organiskt material i vattnet ökar. Förhållandena i Siknäs beskrivs därför närmare i kap 9.8.

Beträffande järnhaltens variation med uttag har ingen klar bild kunnat erhållas. De fem täkter där järnhalten ändrats visar motstridiga resultat. Manganhalten verkar inte alls påverkas av uttagsförändringar utom för vattentäkten Lidnäs. Järn- och manganhalten styrs i stor utsträckning av redoxförhållanden. Syrehalt-

VATTENTÄKT	KEM.ANAL/UTTAG* Antal prov	KMnO ₄	SPEC LEDN	pH	Fe	Mn	TOT HARD	HCO ₃	AGG CO ₂	SO ₄	Cl	NH ₄	NO ₃	F
1 Moliden	13-15	—	/	/	—	—	—	\	/	—	—	—	—	—
2 Gårelehöjden	9	—	—	—	/	—	—	—	—	—	\	—	—	—
3 Siknäs	6	/	//	—	—	—	\	—	/	—	\	—	/	—
4 Gunnarsjö	8	\	—	—	//	—	/	—	\	—	—	—	—	—
5 Skeen	9	\	/	/	\	—	/	/	\	—	/	—	—	—
6 Lidnäs	10	—	//	—	/	/	—	/	—	/	/	—	—	—
7 Dänningelanda*	13-15	/	/	—	\	—	//	/	\	—	—	—	\	—
8 Gemla	16	\	—	—	—	—	—	—	—	\	—	—	—	—
9 Yxnäs	9	—	—	—	—	—	/	—	—	/	—	—	—	—
10 Marhult	19-20	—	—	/	—	—	—	—	\	—	/	—	—	—
11 Alsterfors	17-18	—	\	—	—	—	—	/	—	—	—	/	—	\
12 Jämjö	9-10	—	/	/	—	—	/	/	\	/	—	—	—	—
13 Kullen (Konstant uttag)														
14 Hallabroverket**	7-8	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
15 Ringamåla***	6-10	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	/
16 Hällevik	9-10	—	—	—	—	—	\	—	—	—	—	—	—	—
17 Mjällby	9-10	—	/	—	—	—	/	/	—	—	—	—	—	—
18 Valjeskogen	8-9	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

*Ny, fördjupad brunn 1979

**Fördjupad brunn 1976

***Blåstes 1979

*

Alla kemiska komponenter har inte analyserats för varje vattenprov. Vissa år har flera vattenprovtagningar utförts.



ökning

minskning

ingen påvisbar
förändring

statistiskt signifikant, nivån 99%

statistiskt signifikant, nivån 95%

tolkad ändring

för få värden eller för små skillnader för
att möjliggöra statistisk bearbetning

Fig 9.3 Grundvattenkemiska förändringar som en följd av förändringar i grundvattenuttaget för 18 studerade grundvattentäkter i berg

erna i bergborrade brunnar minskar snabbt med djupet och när snart nivåer där grundvattnet i praktiken är att betrakta som syrefritt (se kap 3.4, figur 3.4). Järn finns också i allmänhet tillgängligt i berggrunden i så stor utsträckning att grundvattnet snabbt blir mättat på järn. Klimatiska förändringar, t ex en serie av varma och torra somrar, kan också i hög grad påverka järnhalterna. Om grundvattenytan sjunker kommer järnet att oxideras. När grundvattenytan åter stiger och reduktiva processer inträder, går järnet ånyo i lösning. Fluktuationer i grundvattenytans nivå tycks därför kunna påverka järnhalterna i större utsträckning än kontinuerliga ökning/minskningar av uttaget.

För de vattentäkter (4 st) där nitrathalten varierat under mätperioden, tycks denna minska med ökande uttag om grundvattnet tas från djupare nivåer. För Siknäs ökar halten vid ökat vattenuttag, troligtvis som en följd av inducerad infiltration. I Ringamåla var nitrathalten före 1979 mycket låg. Eftersom täktens kapacitet sjunkit blåstes borrhålet i början av 1979. Kapaciteten ökade därvid men vattnet erhöles från en annan nivå, bl a ökade nitrathalten markant.

Sulfathalterna stiger för tre av vattentäkterna med ökat uttag men minskar för en täkt, Gemla. Ett djupare bergvatten borde vara fattigare på sulfatjoner än ett ytligt vatten som står i förbindelse med jordlagren och atmosfären.

9.6 Exempel 1 Lidnäs, Alvesta kommun

9.6.1 Läge, geologiska förhållanden

Grundvattentäkten är belägen ca 200 m öster om sjön Stråken, två mil norr om Alvesta, figur 9.4. Täkten utgörs av en bergborra från 1949, 65 m djup, med en diameter av 150 mm. Efter långtidsprovpumpning 1949 bestämdes kapaciteten till 90 m³/dygn. Den huvudsakliga vatteninläckningen inträffar på större djup än 34 m (SIB 1949).

Berggrunden inom området utgörs av Smålandsgranit med porfyrinslag. Området ligger inom förskiffringszonen mellan gnejser i Sydvästsverige och yngre graniter i centrala Småland. Berget går ställvis i dagen men täcks huvudsakligen av morän. Jorddjupet vid borrhån är 8,5 m.

9.6.2 Uttag, nederbörd

Uppgifter om grundvattenuttag finns från 1971-83 och uttaget varierar mellan 16 och 34 m³/dygn med en markant ökning i slutet av 70-talet.

Nederbörden från närmaste nederbördsstation (Toraliden) ligger kring 600 mm/år. Nederbördsrika år har varit 1967 och 1977 med årsnederbörd över 800 mm, nederbördsfattiga har varit 1963, 1964, 1972 och 1976 (se figur 9.5).

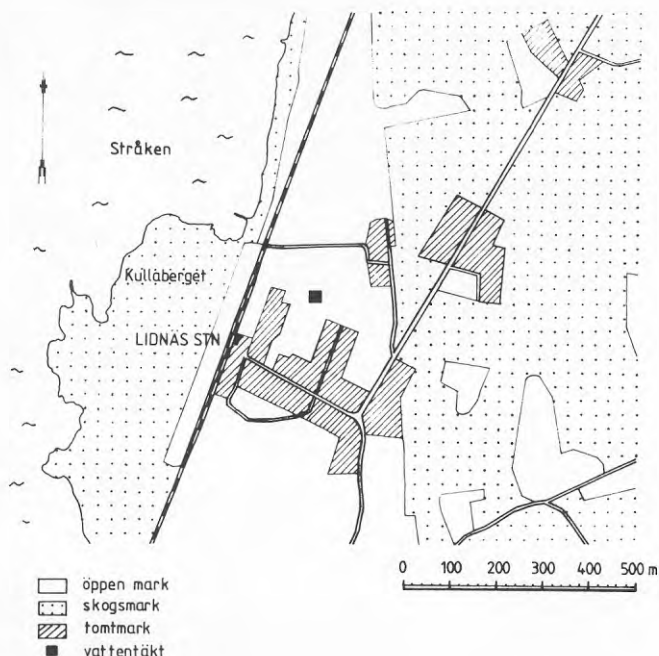


Fig 9.4 Lidnäs vattentäkt (efter ekonomiska kartan 5E 5F och topografiska kartan 5E N0)

8.6.3 Vattenbeskaffenhet

Grundvattenkemiska data från vattentäkten (1962-1980) har tidigare publicerats i ett projekt om grundvatten och försurning i Kronobergs län (Jacks et al 1981).

Råvattnet från vattentäkten är medelhårt med ett pH mellan 7.0 och 7.5. Järn- och manganhalterna är tämligen höga, drygt 0.4 resp 0.1 mg/l. Vattnets totala salthalt är tämligen låg för att vara berggrundsvatten. Permanganatförbrukningen överstiger endast undantagsvis 10 mg/l.

Under perioden 1962-1984 har totalhårdheten, alkaliniteten, manganhalten och kloridhalten ökat, samt därmed också den totala salthalten. Linjär regression samt korrelationsberäkningar visar att ökningarna är statistiskt signifikanta på 99%-nivån (figur 9.6). Ökningen kan, för flera av parametrarna, bero på det ökade grundvattenuttaget.

I figur 9.7 och 9.8 visas hur några av komponenterna varierar med uttagets storlek. För sulfat, mangan och elektrisk ledningsförmåga tycks halterna öka med ökande uttag.

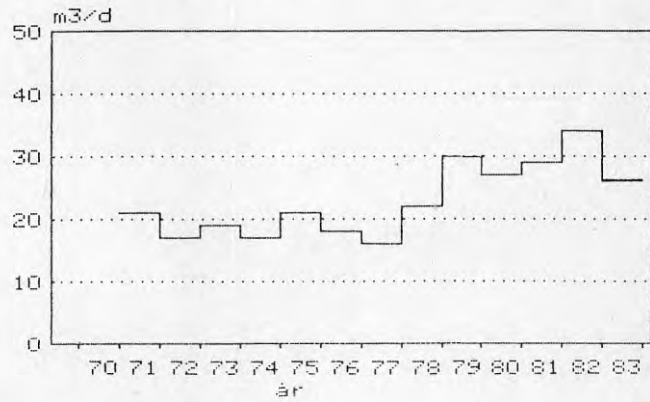
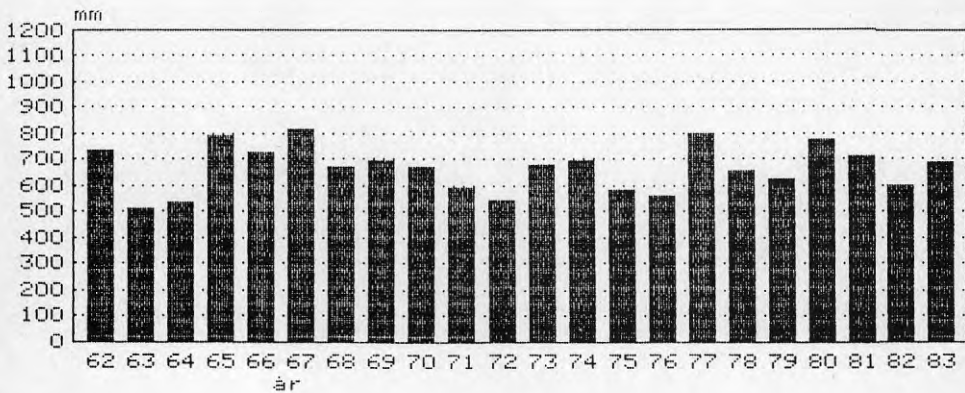
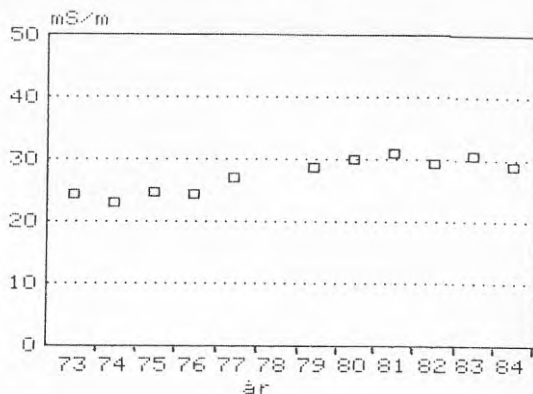
LIDNÄS
UTTAGTORALIDEN
NB

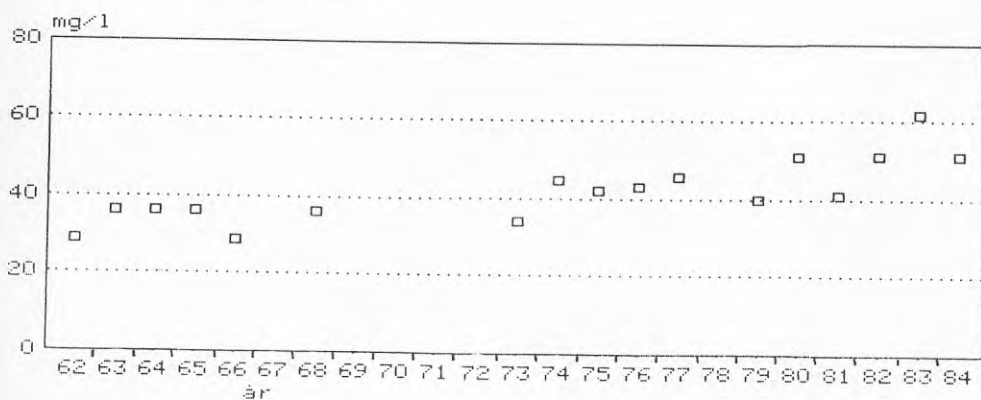
Fig 9.5 Grundvattenuttag ur Lidnäs vattentäkt samt nederbördsförhållanden vid en närliggande nederbördsstation (Toraliden).

Fig 9.6 Förändringar över tiden för några kemiska komponenter, Lidnäs vattentäkt

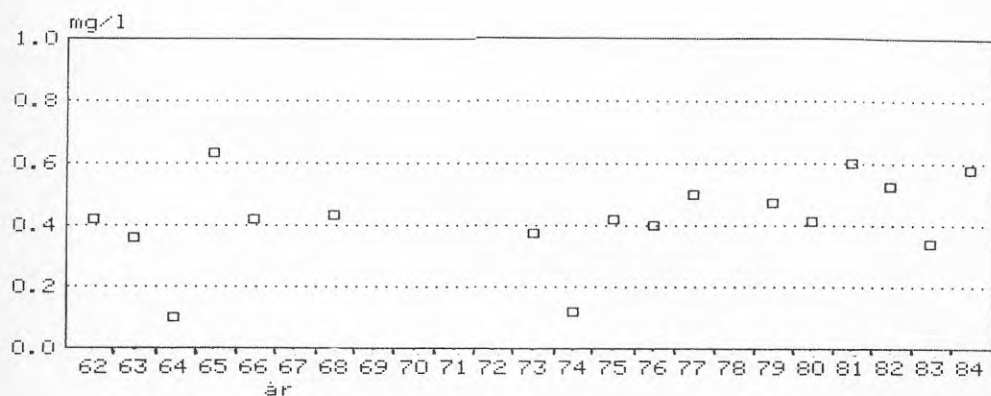
LIDNÄS
SPEC LEDN



LIDNÄS
TOT HÄRDHET (Ca)



LIDNÄS
FE



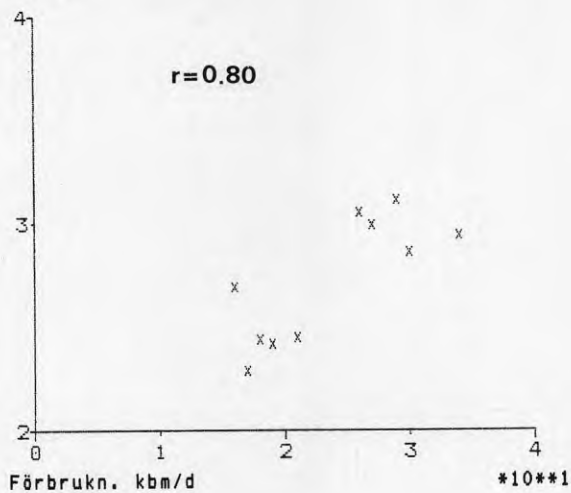
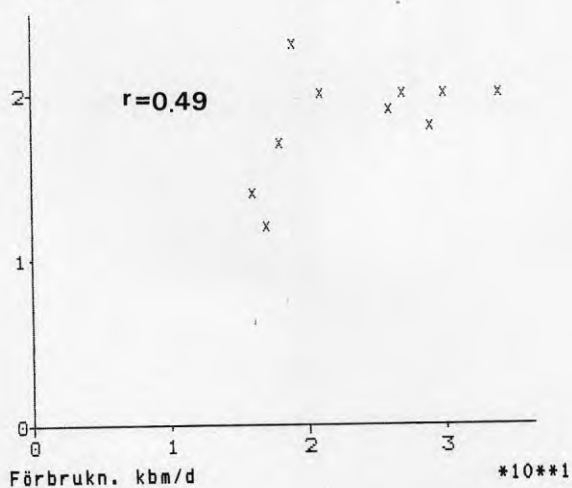
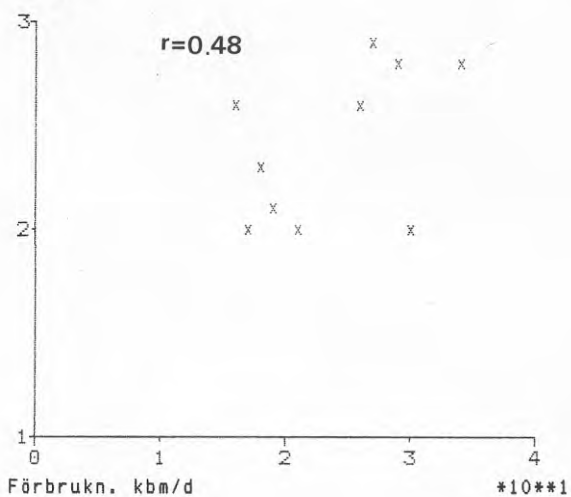
LidnäsSpec. ledn mS/m
*10**1**Lidnäs**SO₄ mg/l
*10**1

Fig 9.7 Specifik ledningsförmåga och sulfathalt som funktion av vattenuttaget ur Lidnäs vattentäkt

Lidnäs

Cl mg/l
*10**1

Lidnäs

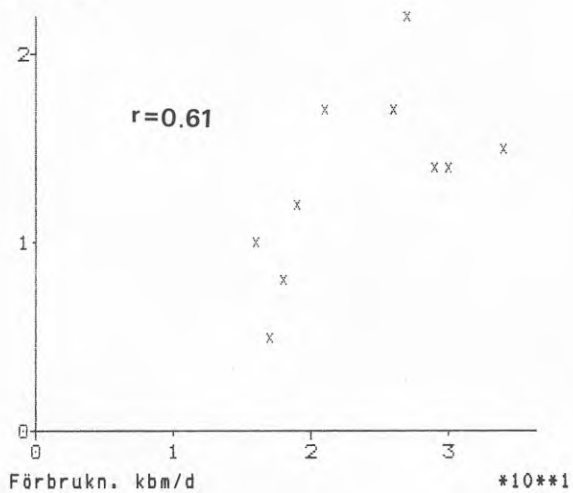
Mn mg/l
*10**1

Fig 9.8 Grundvattnets halt av klorid och mangan som funktion av vattenuttaget ur Lidnäs vattentäkt.

9.7 Exempel 2 Alsterfors, Uppvidinge kommun

9.7.1 Läge, geologiska förhållanden

Alsterfors ligger i Uppvidinge kommun, ca 5 km norr om Målerås. Grundvattentäkten består av en bergborra, 56 m djup.

Berggrunden utgörs av Smålandsgranit och Smålandsporfyv. Jordlagren består huvudsakligen av morän. Utefter Alsteråns dalgång finns en isälvsavlagring, Alsterforsåsen.

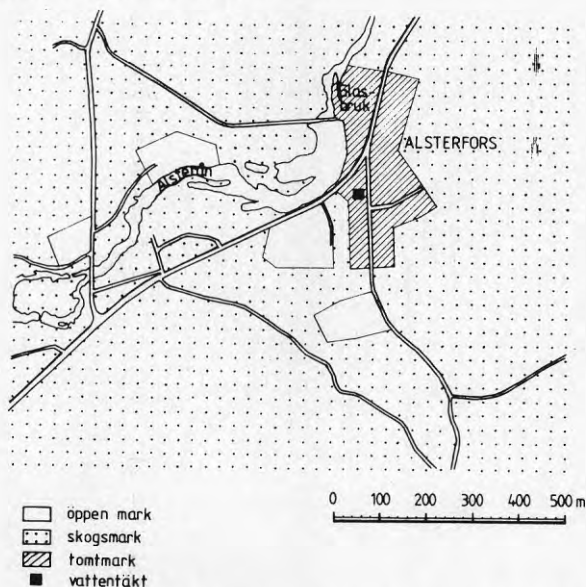


Fig 9.9 Alsterfors vattentäkt (efter ekonomiska kartan 5F 2h och topografiska kartan 5F S0).

9.7.2 Uttag nederbörd

Täktens kapacitet bedöms vara $3,80 \text{ m}^3/\text{d}$. Uttaget har minskat under 70- och 80-talet från ca $30 \text{ m}^3/\text{d}$ 1971 till ca $10 \text{ m}^3/\text{d}$ 1983. Uppgifter om vattenuttag finns från 1971 till 1983.

Årsmedelnederbörden inom området ligger kring 650 mm. Nederbördsuppgifter från SMHIs nederbördsstation i Fagerhult, visar att 1970, 1974 och 1980 var nederbördsrika år, 1971, 1972, 1975 samt 1982 var nederbördsfattiga, se figur 9.10.

9.7.3 Vattenbeskaffenhet

Vattenkemiska data från 1967 till 1984 har bearbetats. Under 70-talet togs två vattenprov per år. Vattenkemiska analyser visar att vattnet är tämligen mjukt (ca 20 mg Ca/l). Alkaliniteten ligger kring 35 mg/l och pH är i regel strax under 7 men går aldrig under 6.5 inom mätperioden. Järnhalten varierar såväl inom ett år som mellan olika år och ligger mellan 0.2 mg/l och 1.5 mg/l .

Inga av de analyserade kemiska komponenterna visar några större förändringar över tiden. Nitrathalten tycks dock öka något (figur 9.11) En svag korrelation antyds mellan uttag och alkalinitet resp mellan uttag och kloridhalt, se figur 9.13. Dessa komponenter tycks öka vid ökande uttag. Nitrathalten tenderar att minska med ökade uttag (figur 9.13). Detta kan bero på att vid större grundvattenuttag mobiliseras ett djupare vatten, syrefattigare och med högre kloridhalt.

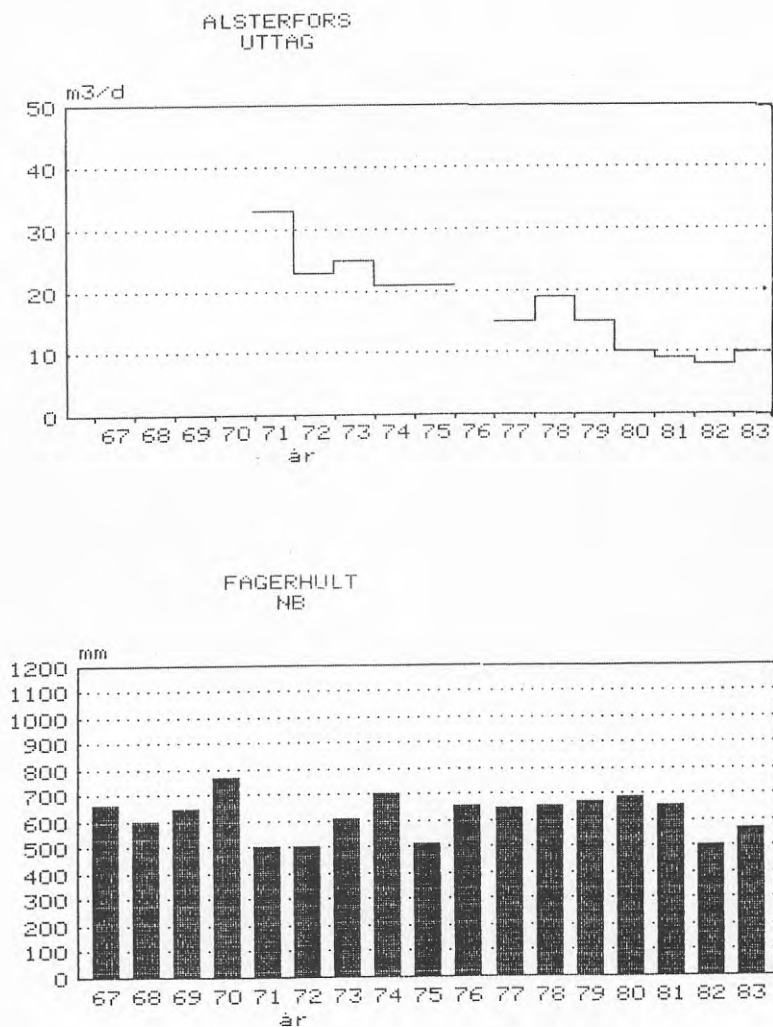


Fig 9.10 Grundvattenuttag ur vattentäkten Alsterfors samt årsmedelnederbörd från en närliggande nederbördsstation (Fagerhult).

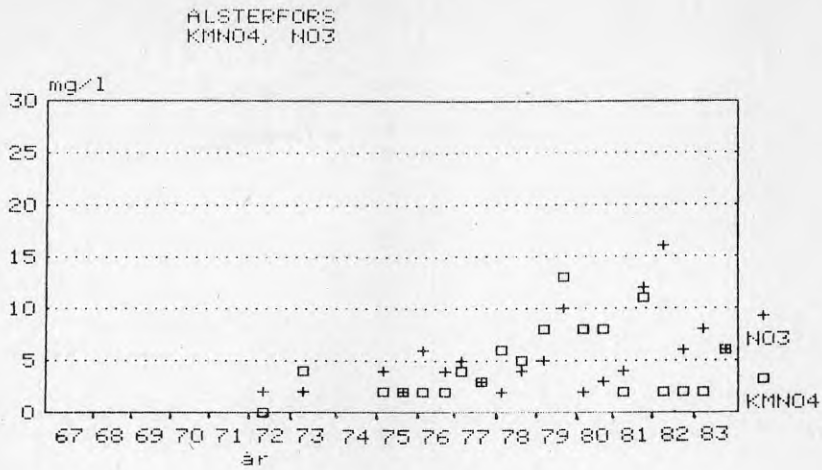


Fig 9.11 Permanganatförbrukning och nitrathalt 1972-1983 i Alsterfors grundvattentäkt.

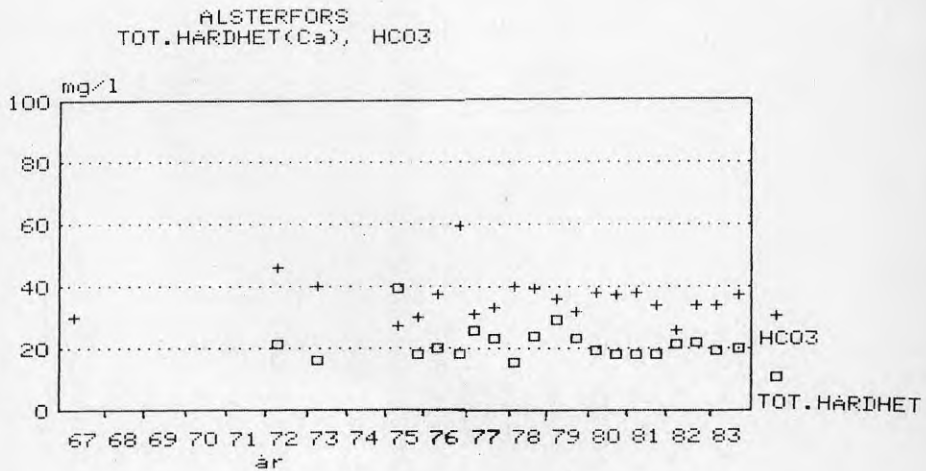
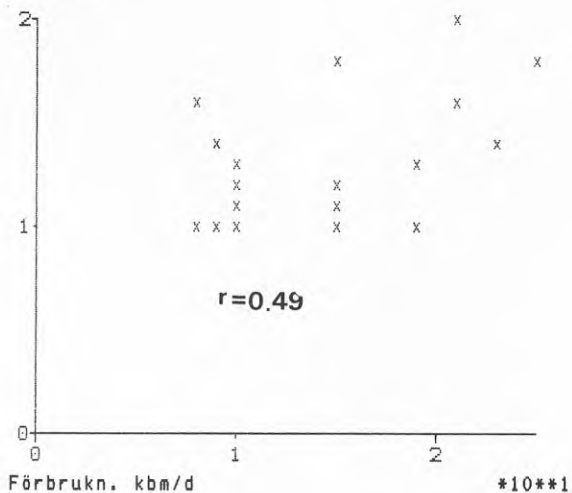


Fig 9.12 Totalhårdhet och alkalinitet 1967-1983 i Alsterfors grundvattentäkt.

Alsterfors

Cl mg/l
*10**1

Alsterfors

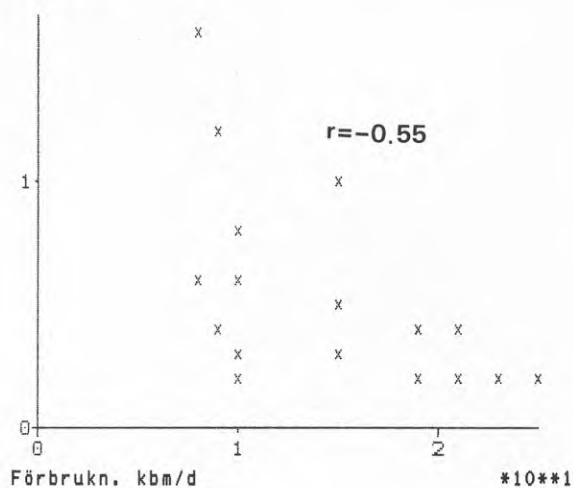
NO3 mg/l
*10**1

Fig 9.13 Kloridhalt och nitrat halt som funktion av vattenuttag från Alsterfors grundvattentäkt.

9.8 Exempel 3 Siktäs, Mora kommun

9.8.1 Läge, geologiska förhållanden

Siktäs vattentäkt är belägen vid Gävundasjön, ca 4 mil sydväst om Mora. Täckten utgörs av en bergborra från 1960, 14 m djup.

Berggrunden består av Venjanporfyrit. Jordlagren utgörs av morän samt ett stråk av isälvsmaterial utmed västra stranden av Gävundasjön. Brunnen är borrad genom isälvs materialet ner i berg. Området runt Siktäs består huvudsakligen av skogsmark, se figur 9.14.

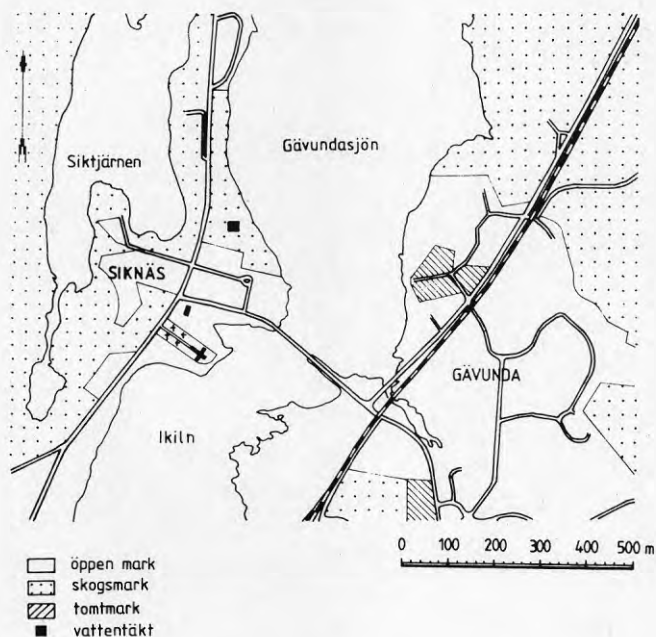


Fig 9.14 Siktäs vattentäkt (efter ekonomiska kartorna 13E 8b och 8c samt topografiska kartan 13E NV).

9.8.2 Uttag, nederbörd

Uppgifter om grundvattenuttag finns från 1975 till 1983. Under denna tid har förbrukningen totalt sjunkit från 40-50 m³/d till 20-30 m³/d. Kapaciteten på vattentäckten har bedömts vara 130 m³/d.

Årsmedelnederbörden inom området är drygt 600 mm. De nederbördsrikaste åren har varit 1979 och 1981 med årsnederbörd kring 750 mm. 1975, 1976 och 1978 var torrår med nederbörd kring 500 mm (figur 9.15).

9.8.3 Vattenbeskaffenhet

Vattenkemiska data från grundvattentäkten Siknäs har tidigare analyserats av bl a Jacks & Knutsson (1981).

Grundvattnet är mycket mjukt och har en låg alkalinitet (<15 mg/l). Spec. ledningsförmåga, totalhårdhet och klorid har stigit under perioden, figur 9.16. Permanganatförbrukningen och nitrathalten har sjunkit. Eftersom vattenuttaget samtidigt minskat, är det möjligt att uttagsändringar är en bidragande orsak till de vattenkemiska förändringarna.

Spec. ledningsförmåga och kloridhalt minskar tydligt vid ökande uttag, korrelationskoefficienterna ligger kring -0.9, se figur 9.15. Permanganatförbrukningen, halt av aggressiv kolsyra samt nitrathalt tycks öka med ökande uttag. Eftersom vattenkemiska analyser saknas från flera år, har dock mätserien blivit kort och osäkerheten i analysen stor.

En trolig anledning till förändringarna kan vara att bergborran vid stora uttag erhåller en större del ytligt grundvatten från ovanliggande isälvsmaterial, som i sin tur står i hydraulisk kontakt med Gävundasjön. En större andel sjövattnen med högre halt av organiskt material och lägre kloridhalt kommer genom inducerad infiltration att tillföras bergborran. Låga järn- och manganhalter indikerar oxiderande förhållanden.

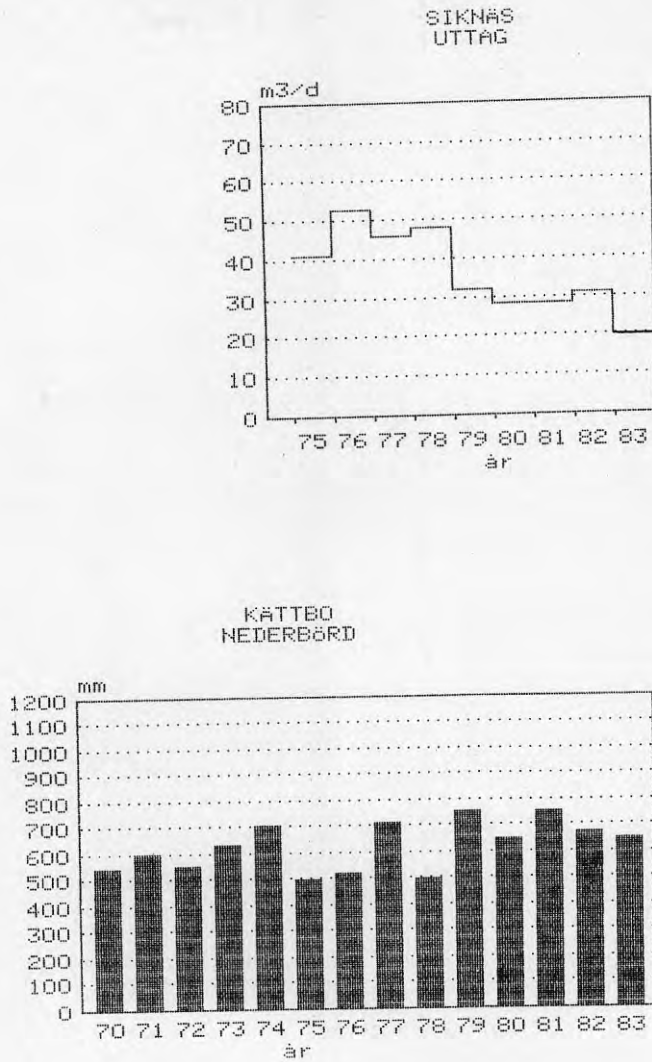


Fig 9.15 Grundvattenuttag ur Sikkäs samt nederbördförhållanden i en närliggande nederbördsstation (Kättbo)

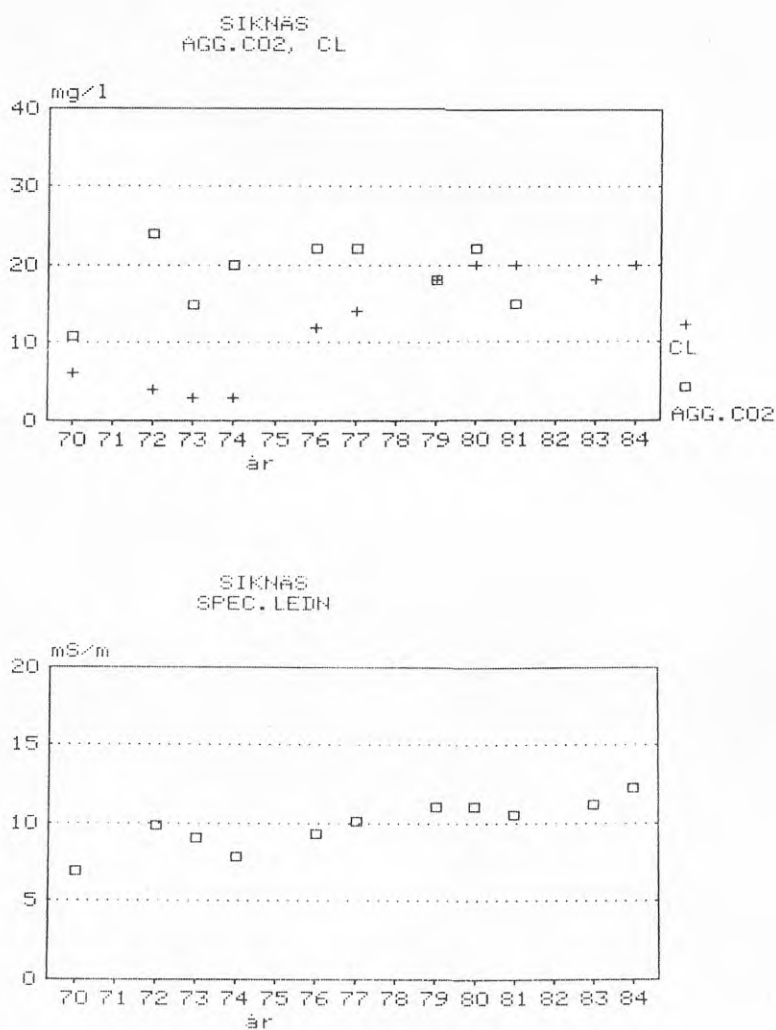
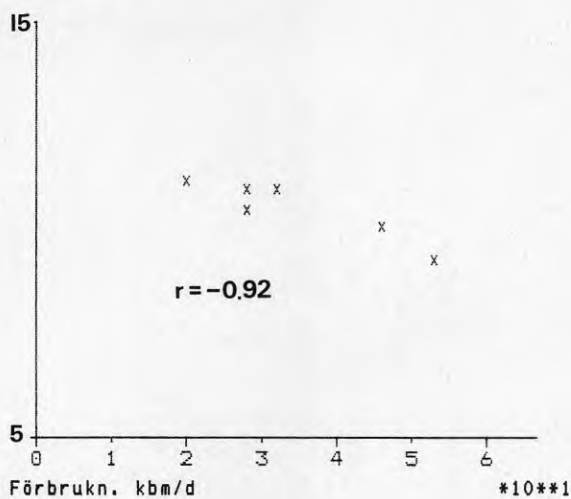


Fig 9.16 Halt av aggressiv kolsyra och klorid samt spec. ledningsförmåga i Sikenäs grundvattentäkt 1970-84.

Siknäs

Spec. ledn mS/m



Siknäs

Cl mg/l

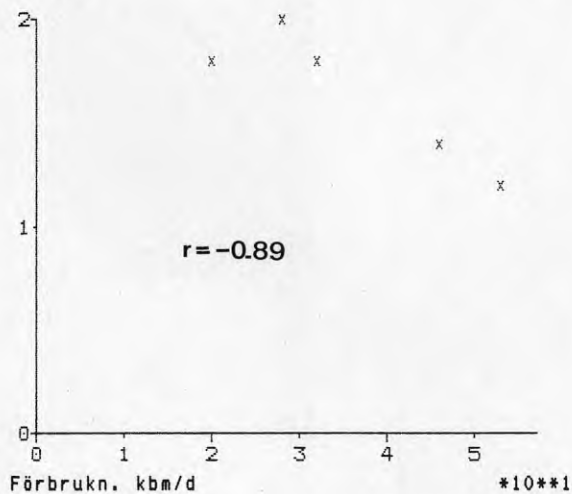
 $10^{**}1$ 

Fig 9.17 Spec. ledningsförmåga samt kloridhalt som funktion av vattenuttaget ur Siknäs grundvattentäkt

9.9 Exempel 4 Skeens vattentäkt, Ljungby kommun

9.9.1 Läge, geologiska förhållanden

Skeen är belägen strax söder om sjön Bolmen i Ljungby kommun. Täckten ligger i samhällets östra del, ca 50 m från Bolmån, figur 9.18. Täckten utgörs av en bergborra, 57 m djup, som borrades 1966. Brunnen ligger +133,87 m ö h.

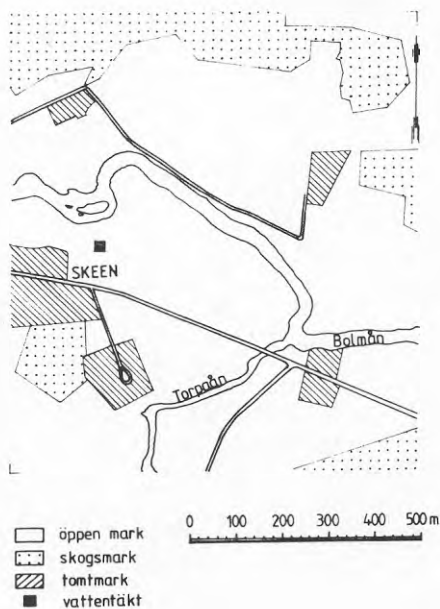


Fig 9.18 Skeens vattentäkt (efter ekonomiska kartan 4D 8e och topografiska kartan 4D NV).

Berggrunden utgörs av gnejs tillhörande Sydvästsvenska gnejsregionen. I närheten av täkten finns också inslag av amfibolit. En översiktlig berggrundskartering i området utfördes under projekteringen för Bolmentunneln (se SIB 1970). Jordlagren utgörs av morän. Vid bergborran är jorddjupet hela 15 m. Vanligtvis är dock jorddjupet 0-5 m och på några ställen går berget i dagen.

9.9.2 Uttag, nederbörd

En propumpning genomfördes 1966. Den uppumpade vattenmängden var konstant och uppgick till 103 m³/d vid en avsänkning av två meter i borran. Tre grävda brunnar samt en 64 m djup borrad brunn 70 m SV om borran påverkades inte vid propumpningen. Kapaciteten bedömdes till 100 m³/d och vattentäckten togs i bruk 1967.

Uttagsuppgifter finns från 1975 till 1983. Uttaget har i allmänhet legat mellan 6.5-10 m³/d och har ökat från 1981. Nederbörden inom området är i allmänhet hög. Årsnederbörden vid nederbördsstationen Bolmen har i genomsnitt varit 800 mm under mätperioden. 1977 översteg nederbörden 1 000 mm. De nederbördsfattigaste åren har varit 1969, 1972 och 1976.

9.9.3 Vattenbeskaffenhet

Vattenkemiska data från 1968-1984 har analyserats. Permanganatförbrukningen har under 70-talet varit relativt hög för en bergborrad brunn, 15-25 mg/l, vilket skulle kunna bero på påverkan av Bolmåns vatten. Trots att uttaget ökat under 80-talet, minskar dock permanganatförbrukningen markant. Vattnet är ganska mjukt och har en låg elektrisk ledningsförmåga. pH ligger i allmänhet kring 6 (0.5), vilket är ovanligt lågt för en bergborrad brunn. Järnhalten tycks sjunka något under mätperioden men är ganska hög, 2-20 mg/l, vilket tyder på reducerade förhållanden (figur 9.20).

En ökning av grundvattenuttaget vid Skeens vattentäkt tycks medföra ökning av kloridhalt men minskning av järnhalt och permanganatförbrukning, se figur 9.21 och 9.22 För ledningsförmågan, totalhårdheten och alkaliniteten finns en antydning till ökning med ökande uttag. De högsta värdena erhålls 1982 och 1983, då grundvattenuttagen också var störst. För aggressiv kolsyra är förhållandet omvänt. Korrelationsekoefficienterna ligger dock endast kring 0.5 och osäkerheten i bedömningen är mycket stor. Närheten till Bolmån gör att man skulle kunna förvänta sig ökad påverkan från Bolmåns vatten vid ökade uttag. Förändringarna i vattenkemi pekar dock på att vid små uttag erhålls ett yttligt grundvatten och vid ökade uttag fås ett djupare, saltrikare vatten.

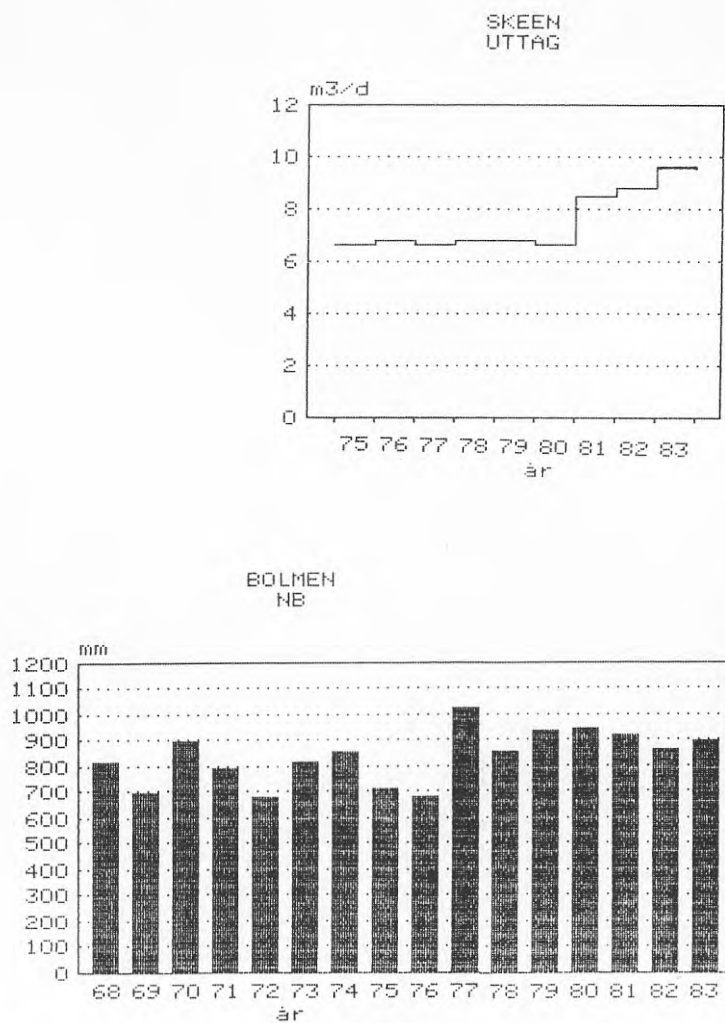


Fig 9.19 Uttag ur Skeens grundvattentäkt samt nederbördsförhållanden vid en närliggande nederbördsstation (Bolmen)

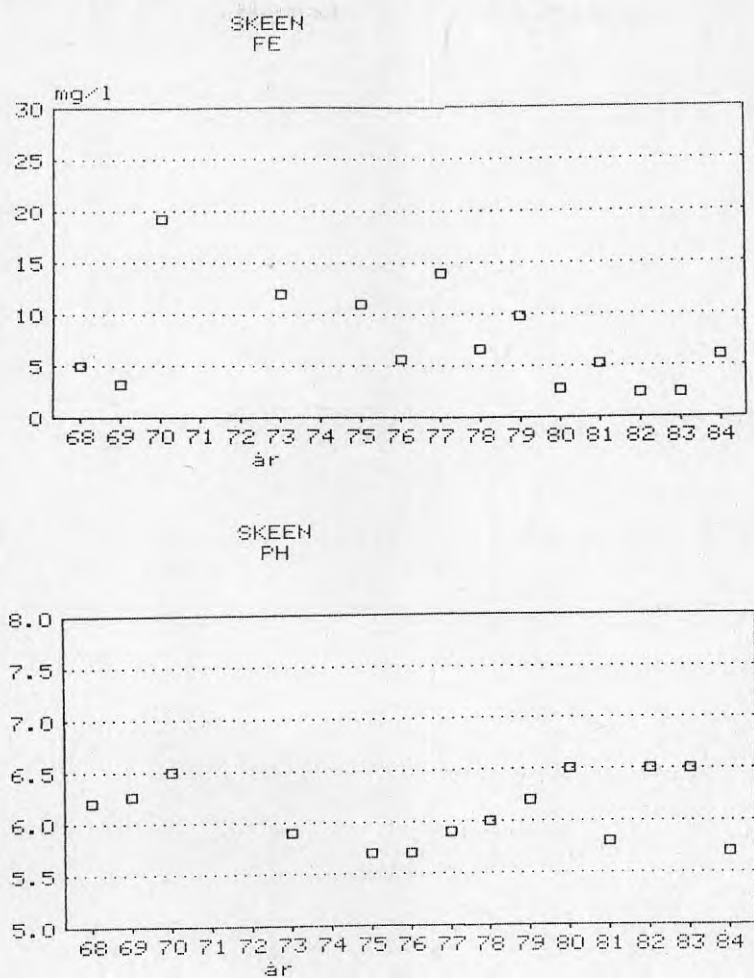
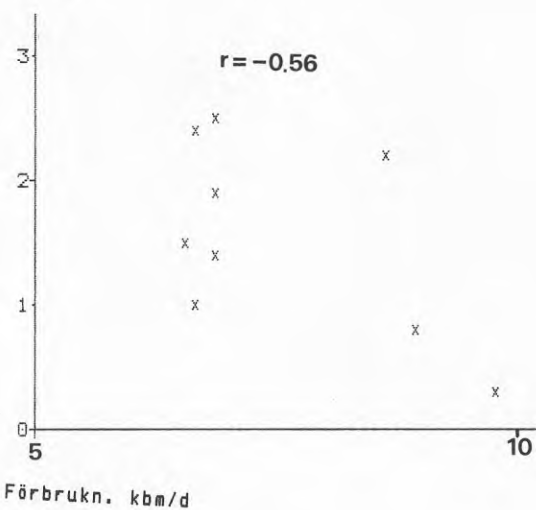


Fig 9.20 Järnhalt samt pH 1968-1984 i Skeens grundvattentäkt

Skeen

KMnO₄ mg/l
*10**1



Skeen

Tot.hårdh mg Ca/l
*10**1

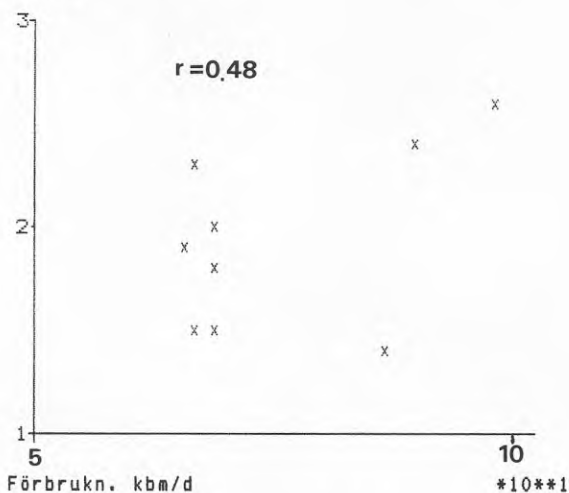
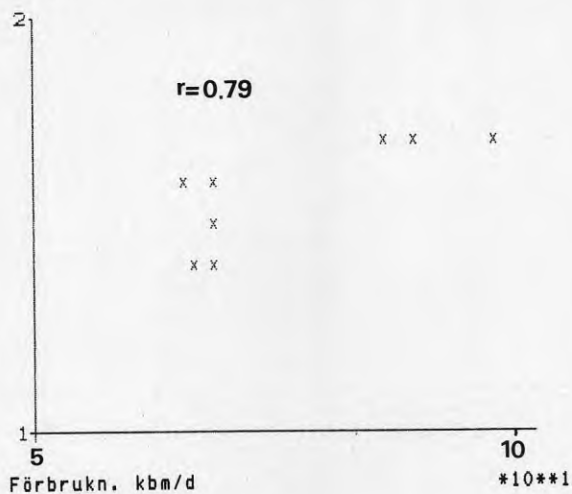


Fig 9.21 Permanganatförbrukning och totalhårdhet som funktion av uttag ur Skeens grundvattentäkt

Skeem

Cl mg/l
*10**1

Skeem

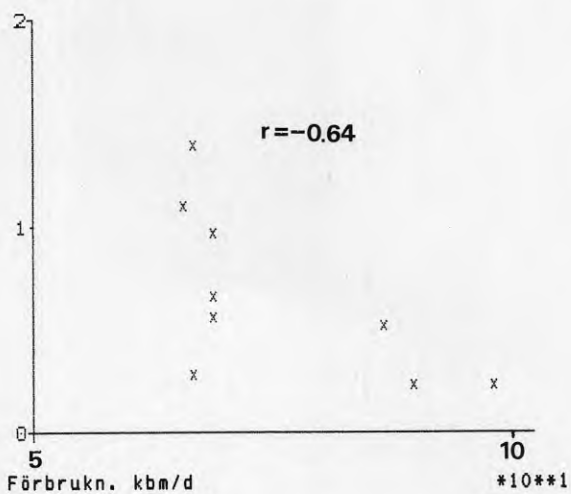
Fe mg/l
*10**1

Fig 9.22 Grundvattnets halt av klorid och järn som funktion av uttag ur Skeens grundvattentäkt

9.10 Grundvattenuttag i sedimentär berggrund

Fyra grundvattentäkter i sedimentär berggrund har studerats inom projektet, Hällevik, Mjällby, Valjeskogen och Kristianstad. Tre av dessa ligger i Sölvesborgs kommun, en i Kristianstads kommun. Grundvatten från de sedimentära bergarterna uppvisar i allmänhet högre hårdhet än grundvatten från urbergsområden. Vattnet är också ofta saltrikare på grund av relikta havsvattenrester samt har en högre specifik ledningsförmåga.

De fyra vattentäkterna tar alla vatten från samma akvifer, den mycket vattenrika glaukonitsandstenen som underlagrar Kristianstadsslätten och Listerlandet i Blekinge. Grundvattnet uppvisar endast små eller inga kemiska förändringar över tiden. Förändringar i vattenuttag tycks i liten utsträckning påverka grundvattenkemin (se figur 9.3). Anledningen kan bl a vara att glaukonitsandstenen utgör en betydande akvifer där smärre ändringar i vattenuttag inte nämnvärt påverkar vattenrörelserna. För sprickakviferer i urberg, där vattentillgången är begränsad, betyder uttagsförändringar ofta betydligt mer för den totala vattenomsättningen inom vattentäktens influensområde. Nedan beskrivs förhållandena närmare för en av de studerade grundvattentäkterna i sedimentär berggrund.

9.11 Exempel 5: Råvattenbrunn B7, Kristianstads kommun

9.11.1 Allmänt

Kristianstads vattenförsörjning är sedan 1940 baserad på grundvattenuttag i sedimentär berggrund och för närvarande utnyttjas 12 st råvattenbrunnar. Brunn B7 togs i drift 1952. Den är linstötborrat till 98 m under markytan med diameter på 250 mm. Borrhålet är infodrat till 35 m djup. Brunnen har delvis rasat igen och vid en lodning 1978 var brunnsdjupet reducerat till 75,5 m.

9.11.2 Hydrogeologi och markanvändning

Kristianstadsslätten består geologiskt sett av ett flackt urbergsbäcken utfyllt av yngre sedimentära bergarter och kvartära avlagringar. Djupet till urbergsytan torde maximalt uppgå till ca 200 m (Svensson & Nilsson 1970). De sedimentära bergarterna, främst kalkstenar och kalksandstenar, har i regel en avsevärd porositet och sprickighet och spelar en väsentlig roll som vattenförande lager, framför allt i de perifera delarna av slätten.

Vid brunn B7 underlagras 21 m lera av kalkhaltig sand till 24 m djup. Därpå följer en 8 m mäktig sandstenshorisont. Mellan 32 m och 72 m under markytan finns fast kritkalksten. Kalkstenen underlagras i sin tur av grön glaukonitsandsten med varierande konsolideringsgrad till 98 m. I glaukonitsandstenen finns inlagrat kalk- och "rena" sandstenskorisonter.

Grundvattennivån i Kristianstad låg 1939-40, då de första brunnarna utfördes, 0,5-1,5 m över havsytan. Sänkningen har sedan dess varit avsevärd (upp till mer än 20 m) inom stadens två vattentäktsovmåden. Mätningarna V och S om staden vid Härlöv och Åsumtorp visar emellertid i stort sett oförändrade vattenstånd.

9.11.3 Vattenbeskaffenhet

I det nedanstående beskrivs de egenskaper som i detta sammanhang är av störst intresse. Data föreligger från 1962 och fram till 1983.

Uttag och nederbörd

Uttaget från brunn B7 har under årens lopp varit ca 16 l/s uttryckt som ett årsmedelvärde. Efter 1980 har uttaget minskat till ca 10 l/s.

pH-värde

Vattnet uppvisar svag basisk reaktion med ett pH-värde runt 7,5. Alkaliniteten är hög med värden strax över 300 mg/l.

Klorid

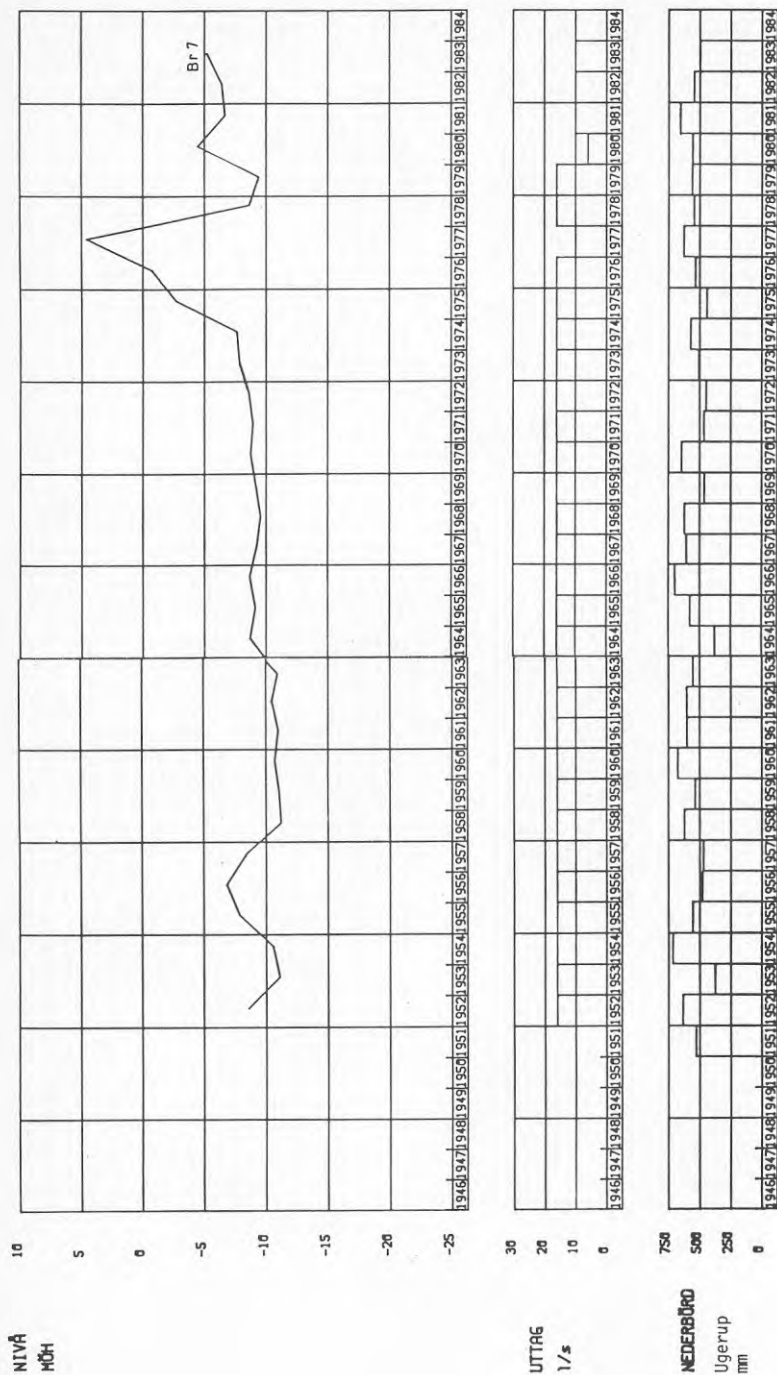
Kloridhalten har legat mellan 10 mg/l och 20 mg/l. Den senare tidens minskade uttag har givit en avtagande trend i kloridhalten. Detta beror på att saltrikare vatten från djupare och mer avlägsna delar av akviferen ej transporteras till brunnen.

Järn

Eftersom brunnen saknar filter uppvisar den viss grumlighet. Vid grumlighet i vattenprover blir analysprotokollens järnhalt missvisande (proven bör filtreras). För de prover som saknar bottensats ligger Fe-halten på värden mellan 0,10 mg/l och 0,17 mg/l.

Hårdhet

Även hårdhetsbestämningen är i viss mån beroende av grumligheten men i mindre utsträckning än järnhalten. Vid brunn B7 är hårdheten hög, ca 14-16 °dH, utan tendens till ökning eller minskning.



LÄNKRISTIANSTAD
KOMMUNIKRISTIANSTAD
VATTENTÄKT: KRISTIANSTAD
NIVÅ, UTTAG OCH NEDERBÖRD

Fig 9.23

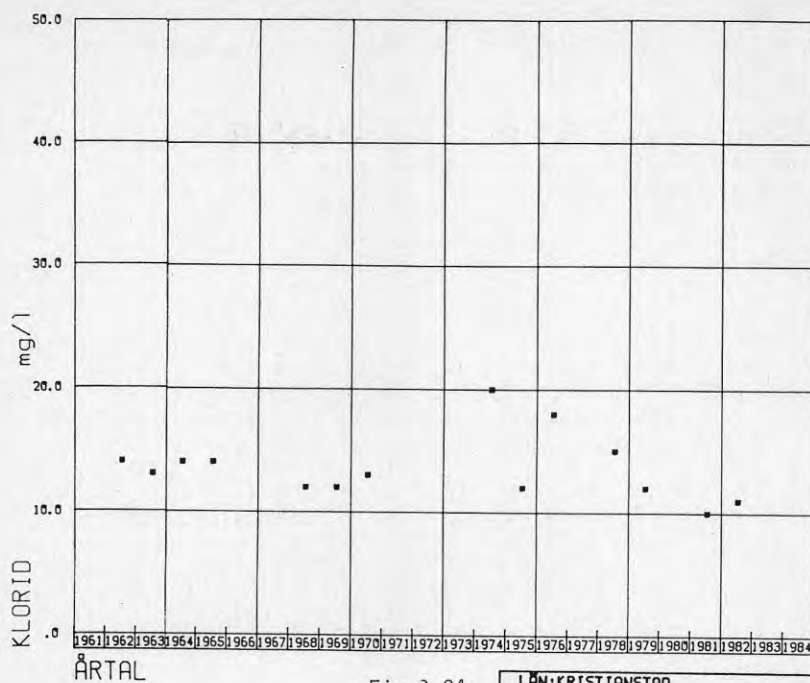


Fig 9.24

LÄN: KRISTIANSTAD
 KOMMUN: KRISTIANSTAD
 VATTENTÄKT: KRISTIANSTAD
 GRUNDVATTENKEMI
 KLORID

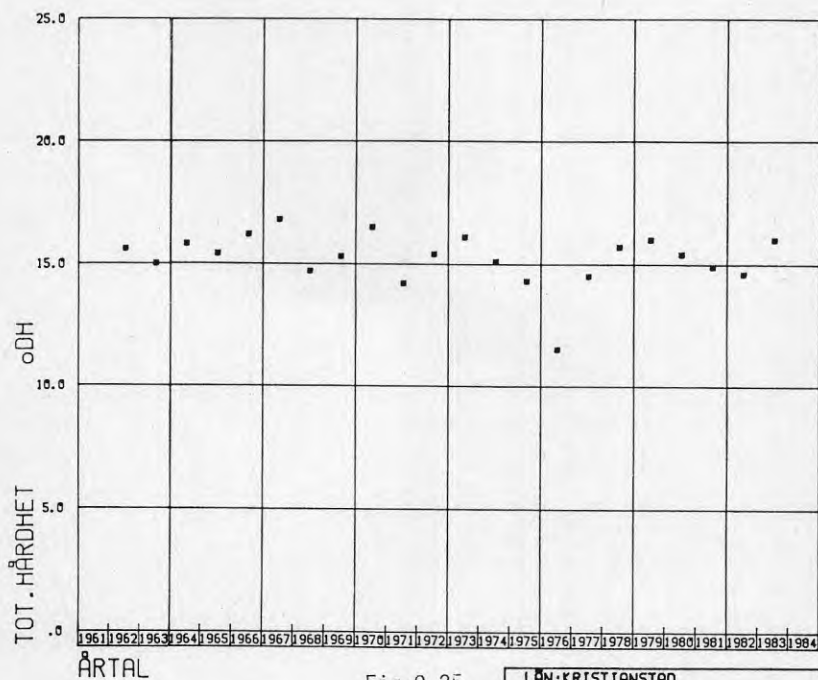


Fig 9.25

LÄN: KRISTIANSTAD
 KOMMUN: KRISTIANSTAD
 VATTENTÄKT: KRISTIANSTAD
 GRUNDVATTENKEMI
 TOT. HÄRDHET

10 SLUTSATSER

10.1 Termiska effekter samt grundvattenkemiska förändringar till följd av systemutformningen

Litteraturstudierna och enkäten har inte påvisat några allvarliga miljöeffekter vid utvinning av bergvärme eller grundvattenvärme. De termiska effekterna på omgivningen är små inom det aktuella temperaturintervallet och blir knappast mätbara vid markytan. Fysikaliska, kemiska och mikrobiologiska förändringar kan uppstå som en följd av temperatursänkningen men bedöms i allmänhet bli små och märkbara först efter lång tid.

Enkäten har visat att slutna bergvärmesystem är driftsäkra och att miljöeffekterna av dessa system blir mycket små. Läckage av köldbärarvätska har inte påvisats i något fall. Risken för att närliggande dricksvattenbrunnar ska förorenas är liten, eftersom anläggningarna hittills huvudsakligen är lokaliserade till områden med kommunalt vatten och avlopp.

I de system där vatten transporterar värmets, dvs öppna bergvärmesystem, grundvattenvärmesystem och kombinationssystem, kan vissa effekter uppstå som en följd av grundvattenkemins samt energibrunnens och värmepumpsystemets utformning. Redoxprocesser, bakteriella processer och tryckförändringar har visat sig kunna medföra utfällningar i såväl uttagsbrunnar som infiltrationsanläggningar samt i själva värmepumpsystemet.

Grundvattnet kan vara korrosivt och angripa metalldelar i kontakt med vattnet. Olämpliga materialval kan ge upphov till galvanisk korrosion. Eftersom många energibrunnsägare noterat utfällningar redan under den korta tid energibrunnarna hittills varit i drift, kan det förmodas att flera av energibrunnsanläggningarna med tiden kommer att få driftproblem. Korrosion och utfällningar märks ibland först efter flera års drift.

Val av lämpligt energibrunnssystem samt värmepumpsystemets utformning bör därför göras utifrån en analys av de vattenkemiska förutsättningarna. Varje fastighetsägare som ämnar installera en grundvattenvärme- eller bergvärmelanläggning bör kräva av brunnsböraren /installatören att sådan analys utförs. Igensättningar och haverier i systemet kan dels medföra att föroreningar sprids till grundvatten, mark och luft samt dels stora olägenheter för den enskilde i form av utebliven värmetillförsel, kostnadskrävande reparationer och rensningar i systemet. Enkäten visade att för mer än hälften av de studerade energibrunnarna hade sådan vattenkemisk analys inte utförts. Huruvida de vattenkemiska aspekterna i något fall styrt systemutformningen har inte framkommit mer än i ett fall i efterhand, då utfällningar medfört igensättning av en infiltrationsanläggning som måste konstrueras om.

Enkäten har också visat att en del energibrunnsägare får sitt dricksvatten från energibrunnen. Några negativa effekter av detta har inte märkts men kraven på vattenkemisk analys borde vara särskilt starka beträffande dessa anläggningar. En uppföljning med en ny vattenkemisk provtagning efter något års drift borde utföras eftersom så stora vattenmängder hanteras i värmesystemet i förhållande till den vanliga hushållsförbrukningen och vattenkemins kan ändras med tiden genom stora uttag (se vidare kap 10.2).

Riskerna med att ta dricksvatten från energibrunnar med slutna bergvärmesystem har inte kunnat bedömas i detta projekt eftersom giftigheten hos de olika köldbärarvätskor som använts skiljer sig och är i hög grad beroende av vilka tillsatsmedel som använts. Tillsvidare bör sådana dricksvattenuttag avrådas. Det har heller inte klarlagts hur grundvattenkemin, främst grundvattnets halt av metaller, påverkas vid upprepad cirkulation genom värmepumpsystemet som är fallet vid öppna bergvärmesystem. Är grundvattnet korrosivt kan halterna förmodas öka och vattnet bli olämpligt som dricksvatten.

Den vattenkemiska analysen bör vara vägledande för hur anläggningen lämpligtvis kan utformas för att minimera risken för utfällningar och korrosion i systemet. Grundvattenvärmesystem och öppna bergvärmesystem bör t ex inte utan särskilda åtgärder utföras där vattnet är starkt utfällningsbenäget. Om vattnet är starkt korrosivt ($RSI > 8$) bör kontaktytan mellan vatten och metall minimeras och endast korrosionsresistenta material användas. Vid höga järn och manganhalter måste vattnet hanteras utan tillgång till luftsyre. Man bör i dessa fall undvika grundvattenvärmesystem med återinfiltration av det avkylda vattnet eller syresätta vattnet och därmed fälla järn- och mangan innan infiltrationen. Om vattnet är mycket hårt bör stora tryckfall i systemet undvikas. Slitshålen i brunnsfiltren bör också vara så stora som möjligt.

10.2 Vattenkemiska förändringar till följd av ändrade vattenuttag

Grundvattenkemin hos de totalt 25 kommunala grundvattentäkter i jord och berg som undersökts inom ramen för projektet, uppvisar stora skillnader beroende på de aktuella hydrogeologiska förhållandena för varje vattentäkt. För att kunna förutsäga de vattenkemiska effekter som kan uppstå vid de kraftigt ökade vattenuttag som grundvattenvärmeutvinning i regel medför, måste därför först de hydrogeologiska förhållandena kartläggas. Återinfiltrationsystem, där grundvattnet återförs till grunden, kan jämställas med förbrukningssystem om avståndet mellan uttags- och infiltrationspunkt är stort, vattnet återförs till en annan akvifer eller om vattnet på annat sätt hindras att återcirkulera till uttagsbrunnen.

De vattenkemiska förhållandena har visat sig beroende av:

- o typ av akvifer
- o storlek på akviferen
- o grundvattenuttag
- o omsättningstid
- o markens mineralogiska sammansättning
- o infiltrationsförhållanden (naturlig markinfiltration, inducerad infiltration eller konstgjord infiltration)
- o nederbördsförhållanden (t ex torra resp nederbördsrika år)
- o förändringar i nederbördschemin
- o markanvändning i infiltrationsområdet
- o åtgärder i brunnen, t ex rensning, fördjupning

Stora skillnader i vattenkemi har visat sig erhållas vid ökade grundvattenuttag ur täkter med inducerad infiltration, där grundvattnet vid stora uttag alltmer får prägel av ytvattenkaraktär.

Förändringarna kan förväntas bli större än vid slutna grundvattenmagasin, där ett djupare eller mer avlägset grundvatten erhålls.

Vid inducerad infiltration, t ex Långholmen, Kristinehamns kommun samt Sikenäs, Mora kommun ökar permanganatförbrukningen vid ökat vattenuttag medan hårdheten, kloridhalten och alkaliniteten minskar. Vid öppna och slutna akviferer, där vattnet i stället erhålls från djupare nivåer, ökar hårdheten, alkaliniteten och specifika ledningsförmågan i regel med ökande uttag (se t ex Alsterfors vattentäkt, Uppvidinge kommun). Ofta ökar också kloridhalten om relict saltvatten mobiliseras från finkorniga sediment eller djupare bergakviferer.

Järn- och manganhalten har visat sig styras av oxidations- och reduktionsförhållanden. Vid reduktiva miljöer är halterna ofta höga. Aeroba miljöer kan dock skapas, t ex vid stora grundvattenuttag ur slutna akviferer.

Stora skillnader i grundvattenkemi mellan jord- och bergakviferer har noterats och skillnaderna kan förstärkas vid ökade uttag. Berggrundvatten har, som redan påpekats i kap 3.3 och 3.4 vanligtvis högre hårdhet, alkalinitet, pH och specifik ledningsförmåga samt lägre halt av aggressiv kolsyra och nitrat.

Stora grundvattenmagasin uppvisar i regel mindre vattenkemiska förändringar till följd av uttagsändringar än små magasin. Vattenkemin hos grundvatten från sprickakviferer i berg förändras därför mer vid uttagsförändringar än porakviferer i sedimentära bergarter.

För att kunna bedöma vilka vattenkemiska förändringar som kan uppstå vid ökade grundvattenuttag, krävs alltså en studie av de lokala geohydrologiska förhållandena. Vid borrhning och propvpumpning för en ny grundvattentäkt för energiändamål är det därför viktigt att vattenkemisk provtagning utförs, såväl innan, som under och efter propvpumpningen. En vattenkemisk analys av de fysikalisk-kemiska parametrar som rekommenderas för dricksvattenbrunnar, kan ofta ge besked om från vilken typ av akvifer vattnet erhålls. Utifrån en bedömning av grundvattenbildningen inom området, magasinets storlek, infiltrationsförhållanden och markanvändningen inom infiltrationsområdet, kan slutsatser möjligtvis dras om grundvattenkemins förändring över tiden samt uttagsändringars betydelse.

Om en befintlig vattentäkt skall användas för energiändamål och detta medför en ökning av vattenuttaget kan effekterna av ökningen klarläggas genom bearbetning av äldre vattenkemiska analyser om sådana finns att tillgå, tillsammans med uppgifter om vattenuttagets storlek, nederbördsförhållanden samt markanvändningen i infiltrationsområdet.

10.3 Juridiska och planmässiga begränsningar

De miljömässiga aspekterna är ej i första hand kopplade till värmepumpstekniken utan berör huvudsakligen själva grundvattenhanteringen. Hydrologiskt sett krävs vid grundvattenvärmeutvinning att stora grundvattenuttag görs (20-30 ggr större än vårt vattenbehov för konsumtion). Inom kommunal och industriell vattenförsörjning

finns lång erfarenhet om konsekvenser och handläggning av sådana projekt. En överexploatering av grundvattenvärmeanläggningar med miljöeffekter till följd kan enbart förhindras genom

- tillförlitliga förundersökningar
- god planläggning inom kommunen när det gäller energi- och vattenhushållning
- juridisk prövning av uttag

Inför en installation av grundvattenvärmeanläggning skall provpumpning genomföras. Vid provpumpningen bestäms bl a uttagskapacitet, temperaturnivåer och kvalitetsutveckling. Dessa är väsentliga för en god dimensionering, projektering samt en korrekt, ekonomisk och miljömässig värdering.

I förslaget till ny plan- och bygglag (PBL), som föreslås träda i kraft 1987, är syftet att decentralisera ansvaret för planläggning och lokal miljö till kommunerna. Genom riksdagens energipolitiska beslut (våren 1981), har den kommunala energiplaneringen som mål att minska oljeberoendet genom att bl a "utveckla energisystem som baseras på varaktiga, helst förnybara och inhemska energikällor med minsta möjliga miljöpåverkan". Grundvattenvärme är ett sådant energisystem. Gällande krav på energihushållning förs över till PBL och krav på god hushållning med vatten införs, men det är idag (våren 1985) oklart vilken styrning PBL kan utöva på etablering av grundvattenvärmesystem.

Den nya vattenlagen från 1 januari 1984 berör i lagtexten ej energiutvinning från grundvatten. Kommentarer om energiaspekterna ges däremot i den tillhörande propositionen. Det råder idag oenighet om grundvattenvärme för en enskild villa är att betrakta som husbehovsförbrukning eller ej. Enligt 4 kap 1 paragrafen, krävs ej tillstånd, d v s vattendom för att förse en fastighet med vatten för husbehovsförbrukning. Eftersom uttagen är stora relativt konsumtionsvattenbehoven, bör en juridisk prövning föregå en etablering. En prövning skulle å andra sidan leda till en betydande merkostnad som ofta skulle göra de små anläggningarna olönsamma.

En kartläggning inom ramen för den kommunala planeringen kan vara ett sätt att göra en samordnad miljöbedömning. Detta minskar kostnaderna för den enskilde och gynnar en utbyggnad av systemen, vilket bör vara av nationalekonomiskt intresse. I vattenlagen, 3 kap 1 paragrafen, står vidare: "Ett vattenföretag får inte komma till stånd om det med hänsyn till valet av plats eller på något annat sätt möter hinder från allmänna planeringssynpunkter".

Metoder har utformats för energigeologisk kartläggning när det gäller utvinning av energi i mark och vatten. För att undvika överetablering är det speciellt viktigt för grundvattenvärmetekniken att energigeologisk kartering genomförs i den kommunala energiplaneringen.

Om flera fastighetsägare ansöker om tillstånd för grundvattenvärme från samma grundvattenmagasin kan sannolikt en samordnad prövning av vattendomstolen ske om de berörda fastighetsägarna utgör en samfällighet. (Jfr 6 kap Bevattningsamfälligheter). Det innebär ekonomiska fördelar för tillståndshavarna och en mer rationell värdering av miljöeffekterna.

Enligt miljöskyddsförordningen (1981:574) gäller anmälningsplikt till länsstyrelsen vid värmeuttag ur grundvatten med en effekt överstigande 1 MW men inte 10 MW. Tillståndsplikt gäller för en effekt överstigande 10 MW men inte 50 MW. För en anläggning med värmefaktorn 3 och temperatursänkningen 4°C över värmepumpens förångare innebär 1 MW effekt ett kontinuerligt grundvattenuttag av ca 75 l/s. Detta är oftast att betrakta som ett mycket stort uttag när det gäller grundvatten och ur miljöskyddssynpunkt krävs med gällande lagstiftning enbart en anmälan till tillsynsmyndigheten. Det vore lämpligt att avsevärt sänka gränsen för anmälningsplikt vid grundvattenuttag i samband med värmepumpstillämpning.

10.4 Behov av uppföljning

Bergvärme och grundvattenvärme är ännu ganska unga uppvärmningssystem i Sverige. De började tas i bruk i slutet på 70-talet och spreds mer allmänt i början på 80-talet. Den framtida ökningen av antalet system är beroende av en mängd ekonomiska och politiska beslut. De flesta system som hittills tagits i bruk har varit små, avsedda för en eller högst två småhus. Genom den lavinartade ökningen av främst bergvärmesystem under början av 80-talet, finns det, trots systemets korta tid i drift, idag en hel del driftserfarenheter hos installatörer, borrare och värmepumpstillverkare. Några långtidserfarenheter av bergvärme- och grundvattenvärmeanläggningar finns dock ännu inte inom landet. Endast några få större grundvattenvärmeanläggningar är idag i drift i Sverige och driftserfarenheterna av stora anläggningar är därför begränsade.

En uppföljning av detta projekt, främst med avseende på grundvattenvärme, är därför mycket angelägen. Ett antal grundvattenvärmebrunnar borde följas upp under längre tid med regelbunden vattenkemisk provtagning. Brunnarna väljes lämpligen så att olika geohydrologiska förhållanden belyses. Både berg- och jordbrunnar bör ingå i studien samt såväl små som stora anläggningar.

En mindre del av grundvattenvärmeanläggningarna avleder grundvattnet till en sjö, å eller kommunens dagvattenledning. Miljöeffekterna vid ett utsläpp av grundvatten med höga halter av järnmangan eller klorid till en recipient, har inte studerats eller diskuterats inom detta projekt. Två sådana studier pågår för närvarande vid institutionen för kulturteknik, KTH.

Många av energibrunnarna tar också sitt dricksvatten från energibrunnen. Några olägenheter av detta har inte noterats inom detta projekt. En uppföljning med vattenkemiska provtagningar från ett antal kombinerade energi- och dricksvattenbrunnar vore intressant ur hälsoskyddssynpunkt. Särskilt intressanta är sådana system där en del av det avkylda vattnet återleds till uttagsbrunnen och således kan cirkulera flera gånger i värmepumpsystemet innan det konsumeras.

REFERENSER

- Agerstrand T., Ericsson L.O. 1980: Energi ur grundvatten. NE-projekt 2060-551. Slutrapport. VIAK AB, Vällingby.
- Andersson, A.-C., Andersson, O., Gustafson, G. 1984: Brunnar, undersökning - dimensionering - borrning - drift. Byggeforskningsrådet, Rapport R42, Stockholm.
- Andersson, O. 1982: Grundvattenvärme. Intern teknisk information TS 82:05, VIAK AB, Malmö.
- Andersson, S., Eriksson, A., Åbyhammar, T. 1980: Utvinning av värme ur bergborrade brunnar. Förstudie. Byggeforskningsrådet, Rapport R142, Stockholm.
- Bacon, D. 1980: Heat Pump Update. Water Well Journal, Vol 34, nr 2, s 37.
- Balke, K.-D. 1979: Die Abkühlung des Untergrundes beim Betrieb von Grundwasser - Wärmepumpen. ETA nr A4/A5.
- Balke, K.-D. 1980: Raumzeitliche Ausbereitung der Temperatur-anomalie um Wärmepumpen - Schluckbrunnen. I Wärmepumpen und Gewässerschutz, Statusseminar in Berlin 19-20 Nov 1979, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Bengtsson, L. 1982a: Inverkan av värmeuttag på temperatur - och cirkulationsförhållandena i istäckta sjöar. Tidsskriften Vatten nr 1, s 3-16.
- Bengtsson, L. 1982b: Ändrade cirkulationsförhållanden i islagda sjöar vid värmeuttag. I Sjövärmesystem, BFR-seminarium maj 1982, Byggeforskningsrådet, Rapport R143, s 131-143, Stockholm.
- Bengtsson, L. 1984: Konsekvens av värmeuttag på fysiska förhållanden i sjöar. I Hård, S: Miljöeffekter vid naturvärmesystem, BFR-seminarium oktober 1983. Byggeforskningsrådet, Rapport R60, s 37-70, Stockholm.
- Berntsson, T. 1983: Materialval för ytjordvärmeslang. I Ytjordvärme - markkollectorer, BFR-seminarium mars 1982. Byggeforskningsrådet, Rapport R37, s 109-115, Stockholm.
- Caldenius, C., Larsson, W., Mohrén, E., Linnman, G., Tullström, H. 1966: Beskrivning till kartbladet Halmstad, SGU, Ser Aa 198.
- Campell, M. D., Lehr, J. M. 1974: Water well technology. Mc Graw Hill, New York.
- Carlsson, L., Olsson, T., Andrews, J., Fontes, J.-C., Michelot, J. L., Nordström, K. 1983: Geochemical and isotope characterization of the Stripa groundwaters. SKBF/KBS, Internal Report nr 1.

- Caspary, H.J. 1981: Hydraulischer Kurzschluss beim Betrieb von Grundwasser - Wärmepumpen. Wasser und Boden vol 33, nr 4, s 166-170.
- Claesson, J., Eftring, B. 1982: Markvärmesystems påverkan på temperaturen nära markytan. Lunds Tekniska Högskola institutionen för matematisk fysik.
- Claesson, J., Eftring, B., Eskilsson, P., Hellström, G. 1983: Markvärme, en handbok om termiska analyser. Lunds Tekniska Högskola, institutionen för matematisk fysik.
- Claesson, T., Gustafson, G., Ronge, B. 1983: Löslighet hos grusmaterial i vatten av olika temperatur och sammansättning. Byggforskningsrådet, Rapport R96, Stockholm.
- Clyde, C., Madabhushi, G. 1983: Spacing of Wells for Heat Pumps. Journal of water resources planning and management, vol 109, nr 3, s 203-212.
- Davis, S., De Wiest, R. 1966: Hydrogeology. John Wiley & Sons, Inc, New York.
- Dietrichson, W. 1983: Miljöegenskaper hos köldbärandevätskor. I Ytjordvärme-markkolektorer, BFR-seminarium mars 1982. Byggforskningsrådet, Rapport R37, s 137-139, Stockholm.
- Ericsson, L. O. 1985: Värmeutbyte mellan berggrund och borrhål vid bergvärmesystem. Publ. A52. Dissertation, Geologiska Institutionen, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg.
- Eriksson, E., Khunakasem, V. 1970: Grundvattnets kemi. I Eriksson, E., Gustafsson, Y., Nilsson, K.: Grundvatten. PA Norstedt & Söners förlag, Stockholm.
- Eriksson, K.-G., Malmqvist, D. 1979: A review of the past and the present investigations of heat flow in Sweden. I Cermák, V., Ryback, L.: Terrestrial heat flow in Europe. Springer Verlag.
- FAO 1981: Corrosion and encrustation in water wells. Irrigation and drainage paper 34. Food and Agriculture Organization of the UN.
- Fiedler, H. J., Riessig, H. 1964: Lehrbuch der Bodenkunde. Jena
- Fischer von M., 1981: Monovalente Grundwasser-Wärmepumpe unter schwierigen Grundwasserverhältnissen. Elektrowärme im Technischen Ausbau, elektrowärme international Edition A, 39, A1.
- Gass T. E. 1980: Regulatory and Environmental Implications of Ground Water Heat Pumps. Water Well Journal vol 34 nr 6, s 26-28.

- Gustafson G. 1982: Långholmen - Bank recharge to an esker aquifer Kristinehamn, Sweden. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturban DKWK, Bulletin nr 11, Verlag Paul Parey, Hamburg/Berlin.
- Gustafson G. 1983: Brunnsystem för värmelagring och värmeutvinning i akviferer. Byggeforskningsrådet, Rapport R39, Stockholm.
- Halmstads kommun 1973: Redogörelse för fastighetsprövning av kommunal vattentäkt å stadsägan 215A i Halmstads kommun och å fastigheten Sperlingholm 1:1 i Enlövs kommun. Gatukontoret.
- Jacks, G. 1973: Chemistry of some Ground Waters in Silicate Rocks. Kungl Tekniska Högskolan, institutionen för kulturteknik, Stockholm.
- Jacks, G. 1978: Ground water chemistry at depth in granites and gneisses. KBS Teknisk Rapport 88, Stockholm.
- Jacks, G., Knutsson, G. 1981: Känsligheten för grundvattenförsurning i olika delar av landet (förstudie). KHM Teknisk Rapport 11, Vällingby
- Jacks, G., Knutsson, G., Lundberg, L., Maxe, L. 1981: Grundvatten och försurning i Kronobergs län - en undersökning av kommunala grundvattentäkter. Kungl Tekniska Högskolan, institutionen för kulturteknik, meddelande 3.41, Stockholm.
- Kazmann, R. 1981: Use of Twin Wells and Water-Source Heat Pumps for Energy Conservation in Louisiana. Louisiana Water Resources research Inst, Baton Rouge, Technical Report nr 9.
- Kazmann, R., Whitehead, W. 1980: The spacing of heat pump supply and discharge wells. Ground Water Heat Pump Journal, summer, s 28-31.
- Kitzmann, R. 1982: Heat pump plants and drinking water supply from the viewpoint of hydroeconomy. Bayerisches Landesamt Wasserwirtsch, vol 33, nr 11, 2 404-407.
- Kobus, H. 1980: Ausbreitung von abgekühltem Wasser in Grundwasserleitern. I Wärmepumpen und Gewässerschutz. Statusseminar in Berlin 19-20 nov 1979. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Kobus, H., Mehlhorn, H. 1980: Beeinflussung von Grundwassertemperaturen durch Wärmepumpen. gwf wasser/abwasser, 121 Jahrgang, Heft 6, s 261-268.
- Kolb, D., Heise, K.-D. 1980: Ökologische Auswirkungen von Wärmepumpen mit Wärmeentzug aus Wasser. I Wärmepumpen und Gewässerschutz. Statusseminar in Berlin 19-20 nov 1979. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Koss, K.-D. 1981: Wärmepumpen - Einsatz aus wasserwirtschaftlicher Sicht. Wasser und Boden nr 11, s 540-545.

- Knutsson, G., Fagerlind, T. 1977: Grundvattentillgångar i Sverige, SGU Rapporter och meddelanden nr 9, Uppsala.
- Langlier, W. F. 1936: The analytical control of anti-corrosion water treatment. Journal of Amer Water Works Ass, vol 28.
- Lehr, J. 1982: Groundwater Heat Pumps - an Overview. Eastern Water & Energy Conf. Pittsburgh, May 24-26 1982, s 282-287.
- Liljelund, K. 1982a: Översikt av olika köldbärarvätskor för ytjordvärmesystem - sammansättning, egenskaper och användning. SNV Forskningsavdelning, stencil, Solna.
- Liljelund, K. 1982b: Undersökning av toxicitet och nedbrytbarhet vid +6°C i vatten för tre olika köldbärarvätskor. SNV Forskningsavdelning, stencil, Solna.
- Lindblad, A. 1983: Igensättning vid värmeuttag ur grundvatten. Byggforskningsrådet, Rapport R130, Stockholm.
- Lindewald, H. 1981: Saline Groundwaters in Sweden. I Intruded and relict groundwater of marine origin. Proceedings of Seventh Salt Water Intrusion Meeting, Uppsala 14-17 sept 1981. SGU Rapporter och meddelanden nr 27, s 24-32, Uppsala.
- Lindewald, H. 1985: Salt grundvatten i Sverige. SGU Rapporter och meddelanden nr 39, Uppsala.
- Lundin, L. 1983: Läckage av propylenglykol i Vallentuna 1983. Miljö- och hälsoskyddskontoret, Vallentuna kommun, PM, stencil.
- Løkke, H. 1984: Leaching of ethylene glycol and ethanol in subsoils. Water, Air and Soil Pollution 22, s 373-387.
- Müller, E. 1983: Energetische Grundwassernutzung aus der Sicht des Gewässerschutzes. Wasser, Energie, Luft nr 5/6, s 127-131.
- NE (Nämnden för Enerkiproduktionsforskning) 1980: Geotermisk energi. Resultat, utvecklingsläge och förutsättningar. NE 1980:7.
- Nordell, L. 1984: Hälsorisker i arbetsmiljön. Köldmedier för värmepumpar. VVS & Energi nr 3, s 33-35.
- NWWA 1980: Environmental Aspects of Ground Water Heat Pump Use. National Water Well Association, monograph.
- Olofsson, B. 1984: Miljöförändringar vid värmeutvinning ur grundvatten. I Hård, S: Miljöeffekter vid naturvärmesystem, BFR-seminarium okt 1983. Byggforskningsrådet, Rapport R60, s 128-135.

- Olofsson, B. 1985: Tänkbara miljöeffekter vid värmeutvinning ur berg och grundvatten med hjälp av värmepumpar. I: Energiuttag ur bergbörade brunnar och dess miljökonsekvenser. XVII Uppsalasymposiet 1984, QUFO 1985:1, s 69-75.
- Pascaly, P. 1980: Praktische Erfahrungen hinsichtlich der Einflüsse von Wärmepumpen auf das Grundwasser. I Wärmepumpen und Gewässerschutz Statusseminar in Berlin 19-20 nov 1979. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Persson, J., Hart, D. 1980: What experience teaches us about scaling, incrustation and corrosion. Ground Water Heat Pump Journal, vol 1 nr 2, s 12-16.
- Pfleiderer, G. 1980: Toxikologische Eigenschaften von Fluorkohlenwasserstoffen. I Wärmepumpen und Gewässerschutz. Statusseminar in Berlin 19-20 nov 1979. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Ronge, B., Claesson, T. 1982: Bergarters och minerals löslighet i hetvatten. Vattenkemiska förändringar vid värmelagring i bergrum. Stiftelsen Bergteknisk Forskning - BeFo nr 72:1.
- Rouvé, G., Kerzel, C., Pelka, W. 1980: Wärme aus Wasser und Boden - Gesichtspunkte zum Einsatz von Wärmepumpen. Wasser und Boden nr 12, s 568-571.
- Ryznar, J. W. 1944: A new Index for Determining Amount of Calcium Carbonate Scale Formed by a Water. Journal of Amer. Water Works Association, vol 36.
- Schaetzle, W. J., Brett, C. E. 1979: Heat pump centered integrated community energy systems; system development. University of Alabama, Bureau of Engineering Research and Natural Resources Center, interim report.
- SIB 1949: Redogörelse för grundvattenundersökning för Lidnäs stationssamhälle. Sydsvenska Ingenjörbyrå AB, Malmö.
- SIB 1970: Sydsvatten, geologisk undersökning för bergtunnel. Huvudrapport. Sydsvenska Ingenjörbyrå AB, Malmö.
- Smith, S. 1980: A Layman's guide to iron bacteria problems in wells. Water Well Journal vol 34 nr 6.
- SNV 1984: Värmeutvinning ur mark, vatten och luft. Miljövälig om den görs rätt. Meddelande, SNV PM 1833, Solna.
- Sommer, S., Løkke, H., Helweg, A. 1983: Undersøgelse of miljømaessige konsekvenser ved utslip af frostsikringsmidler fra vaermeslanger till jordvaerme. Miljøstyrelsen, København.

- Sund, B., Bergman, G. 1981: Sea water intrusion in drilled wells. I Intruded and relict groundwater of marine origin. Proceedings of Seventh Salt Water Intrusion Meeting 14-17 sept 1981, SGU Rapporter och meddelanden nr 27, s 45-58, Uppsala.
- Svensson O., Nilsson K. 1970: Kristianstad stad. Redogörelse för grundvattenundersökningar på Kristianstadsslätten oktober 1967 - december 1969. VIAK AB, Malmö.
- Svensson, T., Degerman, E., Jansson, B., Westerlund, S. 1980: Energiutvinning ur sjö- och havssediment. En förstudie. Byggforskningsrådet Rapport R76, Stockholm.
- Taesler, R. 1972: Klimatdata för Sverige. Byggforskningen, Stockholm.
- Tollin, J., Andersson, S., Eriksson, A. 1983: Utvinning av värme ur bergborrade brunnar. Fältmätningar och erfarenheter. Byggforskningsrådet Rapport R148, Stockholm.
- Torstensson, L. 1984: Köldbärrävsors nedbrytning och uppträdande i mark. I Hård, S: Miljöeffekter vid naturvärmesystem, BFR-seminarium okt 1983. Byggforskningsrådet Rapport R60, s 171-183, Stockholm.
- Troedsson, T., Nykvist, N. 1973: Marklära och markvård. A W Läromedel, Stockholm.
- VIAK AB 1971: Ansökan om lagligförklaring av grundvattentäkt på fastigheten Börstilsby 1:1, Östhammars kommun, Uppsala län.
- VIAK AB 1977: Karlskoga kommun. Gälleråsens vattenverk. Nuvarande förhållanden och alternativa utbyggnadsmöjligheter. Principutredning.
- Warner, D., Algan, U. 1984: Thermal Impact of Residential Ground-Water Heat Pumps. Ground Water vol 22, nr 1, s 6-12.
- Wenner, C.-G., Möller, A., Kjellin, B. 1974: Vattnets beskaffenhet i svenska brunnar. Vatten nr 4, s 370-389.
- Willibald, D. 1980: Auswirkungen von Wärmepumpen auf das Grundwasser. I Wärmepumpen und Gewässerschutz. Statusseminar in Berlin, 19-20 nov 1979. Erich Schmidt Verlag, Berlin.



Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 821546-8
från Statens råd för byggnadsforskning till Institutionen
för kulturteknik, KTH, Stockholm.

Art.nr: 6705149

Abonnemangsgrupp:
Ingår ej i abonnemang

Distribution:
Svensk Byggtjänst, Box 7853
103 99 Stockholm

Cirkapris: 45 kr exkl moms

R149: 1985

ISBN 91-540-4497-9

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm