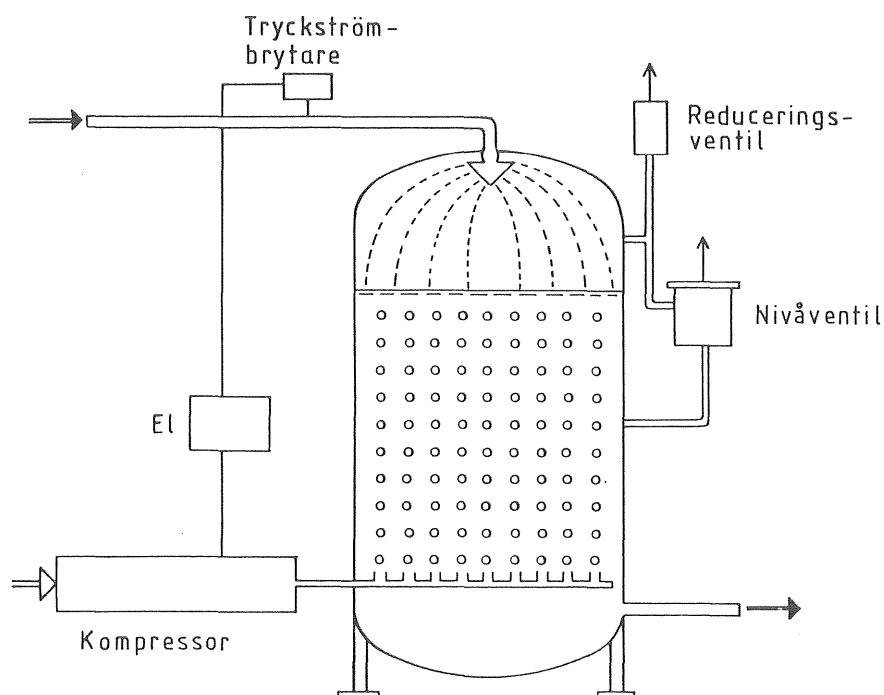




SÄTT ATT MINSKA RADONHALT I DRICKSVATTEN

T. Hedberg

J.O. Liljenzin

L. Fridemo

B. Sjölander



Institutionen för
vattenförsörjnings- och avloppsteknik

ISSN 0280-4026

Adress:

Institutionen för vattenförsörj-
nings- och avloppsteknik

Chalmers Tekniska Högskola

412 96 GÖTEBORG

Nyckelord: radon, radonreduktion, dricksvattenkvalitet, luftning

SÄTT ATT MINSKA RADONHALT I DRICKSVATTEN

T. Hedberg

J.O. Liljenzin

L. Fridemo

B. Sjölander

PUBLIKATION 2:82

FORSKNINGSRAPPORT



Institutionen för
vattenförsörjnings- och avloppsteknik

ISSN 0280-4026

Adress:

Institutionen för vattenförsörj-
nings- och avloppsteknik

Chalmers Tekniska Högskola

412 96 GÖTEBORG

Nyckelord: radon, radonreduktion, dricksvattenkvalitet, luftning

SÄTT ATT MINSKA RADONHALT I DRICKSVATTEN

T. Hedberg

J.O. Liljenzin

L. Fridemo

B. Sjölander

PUBLIKATION 2:82

FORSKNINGSRAPPORT

Gasteiner Bad mit Wunderguell-
Die Wirkung ist sogleich zur Stell,
Das Radonwasser ist mein Glück,
Als Jüngling komm' ich bald zurück.

FÖRORD

Radon har de senaste åren blivit ett uppmärksammat miljöproblem. Mest känt är höga radonhalter i hus byggda av blå lättbetong. Men risken för radonavgång direkt från mark och från radonhaltigt dricksvatten är också sidor av problemet. Den hälsomässiga synen på vattnets innehåll av radon har som så mycket annat förändrats med tiden. Från att ha ansetts ha gynnsam effekt på hälsan varvid brunnsorter spelat stor roll, anser man numera att hälsorisker finns vid användning av radonhaltigt vatten.

I en av Jordbruksdepartementet utgivet PM (Ds Jo 1979:9) behandlas åtgärder mot radon i byggnader.

Vattnets radonhalt och dess bidrag till bostadsluften liksom åtgärder för att avlägsna radon ur vatten, är inte redovisade i nämnda skrift.

Ävsikten med föreliggande rapport är att redovisa hur radon kan avlägsnas ur vatten innan det når in i byggnader och komplettera den kunskap man har kring radon i byggnader. Projektet diskuterades vid ett möte på Statens Råd för Byggnadsforskning. I diskussionen deltog följande personer:

Sven Olof Ericson	AIB	Jan-Olov Liljenzin	CTH
Torsten Hedberg	CTH	Bengt Olsson	BFR
Gert Knutsson	KTH	Gun-Astri Swedjemark	SSI
Josef Kulich	SSI	Gustav Åkerblom	SGU

Sven Olof Ericson har i en BFR-Rapport, (R128:1981) Radon i bostäder, sammanställt litteraturen inom området samt givit förslag till forskningsinsatser.

Projekt utfördes i samarbete mellan Institutionerna för Vattenförsörjnings- och avloppsteknik och Kärnkemi vid Chalmers Tekniska Högskola på medel från Byggnadsforskningsrådet.

SAMMANFATTNING

Den hälsomässiga synen på vattnets innehåll av radon har som så mycket annat förändrats med tiden. Från att ha ansetts ha gynnsam effekt på hälsan vet man numera att hälsorisker finns vid användning av radonhaltigt vatten.

Inom projektet har redovisats olika principer för avskiljning av radongas ur vatten. I stort är avskiljningsgraden beroende på hur väl man lyckats finfördela det radonhaltiga vattnet och därvid överföra radon till en luftfas som kan tas bort ur anläggningen.

Radonhaltigt vatten har luftats under atmosfärtryck med sk fallluftare, i hydrofor under tryck samt direkt i en brunn.

Resultaten med fallluftare gav radonreduktioner mellan 30-60 %. Vid enbart bubbelluftning av vattenmassan i en hydrofor under tryck visade sig reduktionen vara beroende av främst luftningstiden. Relativt långa luftningstider krävdes för en hög reduktion. 50 procents avskiljning nåddes efter luftningstider kring 30-40 minuter.

Systemet kunde avsevärt förbättras om det radonhaltiga vattnet spredades in i hydroforen samtidigt som luft bubblades genom vattenmassan. I medeltal kunde radonhalten minskas med 68-75 % beroende på vilken luftningstid och diffusoranordning som användes.

Luftning direkt i en brunn med en radonhalt i vattnet kring 3 000 Bq/l minskade radonhalten i bästa fall ned till 300 Bq/l.

Avskiljning av radon i aktiverat kolfilter har testats men praktiska problem med anrikning av radioaktivt material kan medföra problem.

Sammanfattningsvis är alltså luftning enligt olika principer en fullt möjlig väg att avlägsna radon ur dricksvatten.

SUMMARY

The health aspects of Radon ²²² in drinking water have, as so many other things, evolved with time. Earlier, the radon found in drinking water was considered a health benefit but it is now recognized as a health hazard.

This project examines different principles for reducing the radon content in drinking water. The degree of radon reduction is dependent on the method used to disperse the water in air.

Waters containing radon have been aerated: under atmospheric pressure with natural air draught; in tanks under pressure; and bubbling air into deep wells.

The results for spray and trickle atmospheric pressure are radon reductions of 30-60 %.

Radon reduction by airbubbling in pressure tanks is mainly dependent on the aeration time. Relatively long aeratimes (30-40 minutes) are necessary for high radon content reductions.

By simultaneously spraying water into a pressure tank and bubbling air through the water, an average reduction of 68-75 % are obtainable, dependent on the aeration time and diffuser arrangement used.

Aerating directly into a deep well decreased the radon content of the groundwater from 3000 Bq/l to , in the best case, 300 Bq/l.

Adsorption of radon in an activated carbon filter was tested, but the concentration of radioactive substances in the filter may cause maintenance problems.

In conclusion, the aeration methods described are viable ways of reducing the radon content in drinking water.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

FÖRORD

SAMMANFATTNING

SUMMARY

	Sid
1	INLEDNING
2	FÖREKOMST AV RADON I VATTEN
2.1	Variation i tiden
3	SYSTEM FÖR GASAVSKILJNING
3.1	Tvåfilmsteorin
3.2	Olika metoder för utdrivning av gaser
3.2.1	Finfördelning av vätska i gasfas
3.2.2	Finfördelning av gas i vätskefas
4	OMFATTNING AV FÖRSÖKEN
5	ANALYSMETODIK
5.1	Allmänt
5.2	Kemikalier och mätutrustning
5.3	Analysutförande
5.3.1	Provtagning
5.3.2	Extraktion och mätningar
5.3.4	Beräkning av mätresultat
5.3.5	Test av läckage från provtagningskärl
6	UTFÖRANDE OCH RESULTAT
6.1	Luftning vid atmosfärstryck
6.2	Luftning i hydrofor
6.3	Luftning i hydrofor med fallluftare och bubbel drivare
6.4	Luftning i brunn
6.5	Avskiljning med aktiverat kol
7	SLUTSATSER
8	FÖRSLAG TILL ANLÄGGNINGAR FÖR ENSKILDA FASTIGHETER
8.1	Luftning, ventilation i duschrum
8.2	Luftning vid atmosfärstryck med fallluftare
8.3	Luftning under tryck
8.4	Brunnsluftning
9	REFERENSER

1 INLEDNING

Radioaktivitet är sönderfallshastigheten av vissa ämnens atomkärnor. Vid detta sönderfall avger de joniserande strålning. Strålningstyper av intresse i byggnader är alfastrålning, betastrålning och gammastrålning. Gammastrålning är mycket genomträngande, betastrålning har måttlig räckvidd medan alfastrålning har kort räckvidd. När strålning träffar kroppens vävnader avger den energi. Vi utsätts alla för strålning - naturlig strålning från rymden, från radioaktiva ämnen i kroppen, från radioaktiva ämnen i omgivningen samt icke naturligt förekommande strålning från strålkällor som röntgenapparater.

De naturliga källorna utsätter oss för gammastrålning och för alfa- och betastrålning från radonets radioaktiva sönderfallsprodukter som vi får i oss via luft och vatten. Då alfastrålningen har ca 20 gånger större biologisk verkan än beta- och gammastrålningen kommer stråldosen från radon och dess döttrar att domineras av dosbidraget från den utsända alfastrålningen. Radon i dricksvatten ger en stråldos^{*)} till magtarmkanalen och till lungorna, beroende på att en del radon avgår från vattnet och kommer ut i rumsluften.

Radon förekommer i naturen som tre isotoper: ^{219}Rn med halveringstiden 3.9 s är dotter till ^{235}U , ^{220}Rn med halveringstiden 55.6 s är dotter till ^{232}Th och ^{222}Rn med halveringstiden 3.8 d är dotter till ^{238}U . På grund av att ^{222}Rn har den i särklass längsta halveringstiden och att uran och torium ofta förekommer i jämförbara halter kommer radongas viktsmässigt nästan enbart att bestå av isotopen ^{222}Rn . Radioaktivitetsmässigt kan dock alla radonisotoperna ha betydelse. Speciellt gäller detta i vatten om även mer långlivade mödrar till radonisotoperna, t.ex. ^{223}Ra , ^{224}Ra och ^{226}Ra , finns närvarande, se fig 1.

*) Stråldos = energi per kilogram kroppsvävnad. Enhet är Sievert, Sv. Naturlig strålning ger en stråldos av 1 mSv/år.

Då radongas (oberoende av isotop) sönderfaller radioaktivt i luften bildas alltid en serie radioaktiva döttrar som adsorberas på dammpartiklar och därför förblir svävande i luften under avsevärd tid. I den följande framställningen avses normalt isotopen ^{222}Rn (utan döttrar) när ordet radon används. Ibland är det oklart om även övriga radonisotoper bör inkluderas i begreppet radon eller ej.

Stråldosen till mag-tarmkanalen bedöms numera vara av mindre betydelse än lungdosen från vattnets bidrag till radonhalten i luft. EPA (1) påpekar att National Bureau of Standards 1953 angav ett gränsvärde för radon i dricksvatten till $2000 \text{ pCi/l}^{**})$ eller 74 Bq/l . Gesell 1976 (2) nämner att flera författare föreslagit en maximalt tillåten radonhalt i dricksvatten av $10\,000\text{--}20\,000 \text{ pCi/l}$ motsvarande $370\text{--}740 \text{ Bq/l}$. Även om radon avlägsnas ur vattnet kommer radioaktiviteten från radondöttrarna

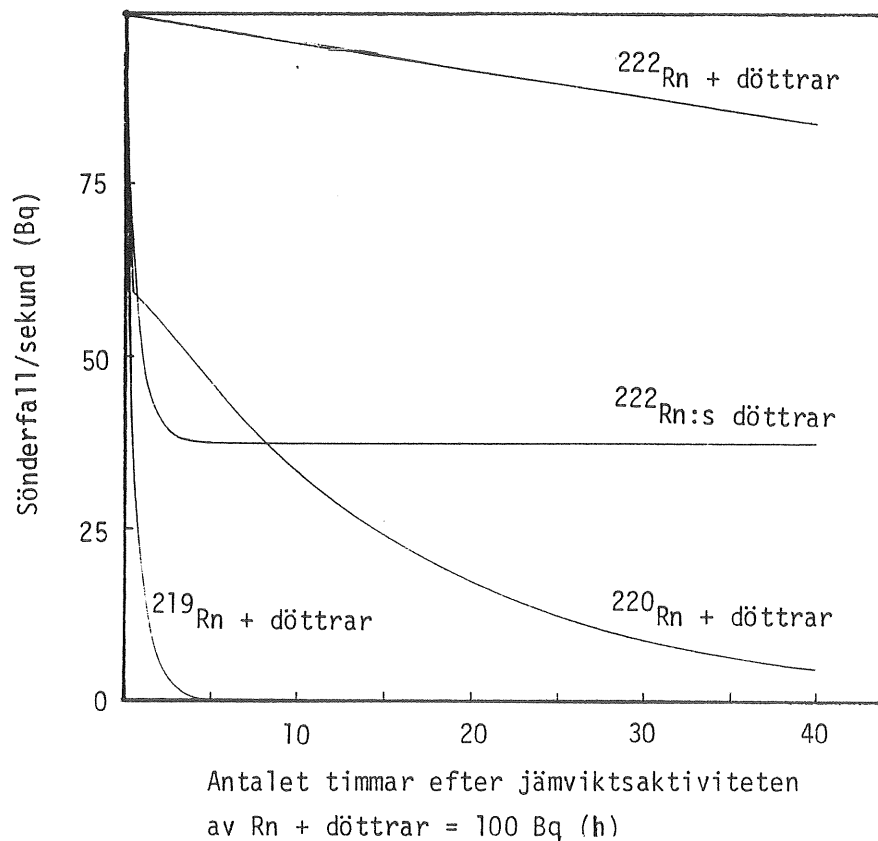


Fig 2 Radioaktivitetens relativa minskning med tiden med och utan en 100%-ig avlägsning av radon.

****)** $1\text{Ci} = 3.7 \cdot 10^{10} \text{ sönderfall/s} = 3.7 \cdot 10^{10} \text{ Bq}$.

att finnas kvar i vattnet under avsevärd tid. Fig 2 visar radioaktiviteten i procent av ursprungligt värde för olika tidpunkter efter en 100%-ig avlägsning av radon.

I radonutredningens PM från maj 1979 (3) föreslås provisoriska gränsvärden för att minska hälsoriskerna i redan byggda hus, hindra nybebyggelse på mark med avsevärt högre radioaktivitet än genomsnittet och hindra att man bygger nya hus av material med högre halter av radioaktiva ämnen.

Gränsvärdena är:

- Bostäder med högre radondotterhalt än 400 Bq/m^3 åtgärdas inom 5 år.
- Bostäder med högre halt än $1\,000 \text{ Bq/m}^3$ åtgärdas inom 2 år.
- Vid ombyggnad blir 200 Bq/m^3 det högsta tillåtna värdet.

Riktvärde är att begränsa radiumhalten i byggnadsmaterial så att radondotterhalten blir högst 70 Bq/m^3 i nya hus med en $\frac{1}{2}$ luftomsättning per timma. Det bör uppmärksammas att detta värde är högre än vad som rekommenderas av ICRP som gränsvärde för befolkningen i sin helhet (ca 40 Bq/m^3).

Bidrag från vatten är härvid intressant att belysa. Undersökningar har givit uppskattningar på hur stor andel radon som avges från vatten till luft inom fastigheter. Tar man dessa siffror som utgångspunkt - väl medveten att stora variationer kan förekomma - kan man beräkna att om vattnet innehåller ca $4\,000 \text{ Bq/l}$ radon och döttrar blir bidraget till bostadsluften ca 400 Bq/m^3 d.v.s. samma som radonutredningens gränsvärde för åtgärd inom 5 år. Innehåller vattnet ca 700 Bq/l blir bidraget till bostadsluften ca 70 Bq/m^3 d.v.s. det riktvärde man strävar mot (4).

En slutsats av detta blir att vatten som innehåller halter över 700 Bq/l radon och döttrar bör åtgärdas. I de radonhus där bidrag sker även från byggnadsmaterial, bör åtgärder vidtagas även vid lägre halter i vatten.

Radonhalten i många brunnar, exempelvis i Bohuslän, varierar mellan 100 och 1 000 Bq/l och i enstaka fall har högre värden uppmätts. Detta motsvarar ca 800-8 000 Bq/l inklusive radondöttrarna.

Detta betyder att man av en utrustning för radonavsiljning i vanliga fall måste kräva en effektivitet av minst 50% och ibland upp till 95% eller mer.

2 FÖREKOMST AV RADON I VATTEN

Koncentrationen av radon är låg, under 4 Bq/l, i ytvatten, hav, insjöar och floder. I grundvatten är halterna högre och varierar med markens och berggrundens uppbyggnad. Vatten från brunnar och källor i lösa jordlager innehåller halter mellan 4 och 200 Bq/l medan grundvatten från borrade brunnar innehåller högre halter radon, 200-2000 Bq/l och ibland ännu högre.

I Finland har man uppmätt mycket höga halter av radium och radon i flera brunnar borrade i berg. Undersökningarna har utförts i trakten av Helsingfors (5). Radonhalterna varierade mellan 3,7 och 32 560 Bq/l.

Även på andra platser i Finland har det gjorts undersökningar, vilka påvisat skillnader mellan a) källor, grävda brunnar och b) borrade brunnar. De förstnämnda hade en medelaktivitet av 60 Bq/l vilket kan jämföras med de senare 629 Bq/l (här förekom en topp på 44 400 Bq/l, vilket är mycket högt).

I Japan och Nya Zeeland har man också uppmätt mycket höga halter (6).

Undersökningar i USA (EPA 520/1-77) tyder på en högre radonhalt i brunnarna än jämfört med exempelvis Sverige. Ca 75% innehöll mer än 74 Bq/l och 5% mer än 370 Bq/l. Fast här har man koncentrerat undersökningarna till områden med förväntad hög radonhalt, varför dessa resultat blir något missvisande och knappast kan räknas som representativa för hela USA.

I de nord-östra delarna av USA, Maine och New Hampshire, finns en hel del lokaler med höga halter, Här hade 2% av proverna mer än 3 700 Bq/l.

Liknande undersökningar och resultat som i USA, har utförts och framkommit i Storbritannien (6).

Undersökningar av radonhalten i olika brunnar har utförts i Sverige vid flera tillfällen. Knutsson refererar äldre undersökningar som visat låga halter 25-40 Bq/l i sedimentära bergarter och 74-790 Bq/l i bergarter av vulkaniskt ursprung.

Generella slutsatser är att grundvatten i granit, pegmatit, syenit och porfyr har högst radonhalt. I basiska bergarter är radonhalten vanligen lägre och i sedimentära bergarter som t ex kalksten och sandsten är koncentrationen av radon mycket låg. Grundvatten i morän förefaller innehålla högre radonhalter än grundvatten i andra jordarter (7).

Strålskyddsinstitutet har under 1977 och 1978 utfört en undersökning av radon i vattnet från de kommunala vattenverken. Ca 50% av den totala kvantiteten vatten som levereras från vattenverken produceras av ytvatten, och har därför utelämnats på grund av förväntad mycket låg radonhalt. Bland övriga vattenverk har man valt ut de största, som vardera levererar minst $10^6 \text{ m}^3/\text{år}$. Dessa verk betjänar 3 miljoner konsumenter, d v s 47% av alla konsumenter anslutna till vattenverk. Resultatet av studien visar att 40% av dem som är anslutna till de undersökta vattenverken får vatten med mindre än 10 Bq/l och endast 3% får vatten med mer än 50 Bq/l (1 400 pCi/l) radon (8).

SGU har framställt s k GEO-strålningskartor. Kartorna visar områden inom vilka det finns risk för att gammastrålningen i marken överstiger 30 uR/h. Överstiger gammastrålningen i marken 30 uR/h rekommenderar man (3) att radonavgången från marken undersöks.

Graniter med hög radioaktivitet förekommer inom många områden. Särskilt stor utbredning har dessa områden inom Bohuslän, nordvästra Blekinge och i Bergslagen. I trakten kring Göteborg

där undersökningen varit förlagd kan nämnas att östra delarna av Hisingen består av ett band i nord-sydlig riktning, med förlängning på fastlandet, av rödaktig granit med radioaktiv strålning >30 uR/h och bitvis mycket hög strålning.

Längre norrut i Götaälvdalen, vid Lödöse och Tunge, återkommer en del lokaler med granit med förhöjd radioaktivitet.

I trakterna av Lysekil finns bohusgranit med uppmätt strålning 40-50 uR/h. I skärgården utanför har toppar på 160 uR/h påträffats.

Även på Tjörn finns granit med hög radioaktiv strålning, vilken återkommer på södra Orust. Strålningen är ca 50-60 uR/h.

I trakterna NO av Marstrand har påträffats områden med förhöjd radioaktivitet, vilken beror på förekomst av grårod granit och inslag av granitisk gnejs.

Västra Mölndal och södra delarna, vid Balltorpsområdet, innehåller områden med förhöjd radioaktivitet, ca 30-60 uR/h, lokalt över 100 uR/h. Orsaken är en rödaktig medelkornig, svagt gnejsig till förskiffrad granit. Området sträcker sig vidare söderut ända till Kungsbacka.

Se vidare kartan, fig 4.

2.1 Variation i tiden

Radonhalten kan variera mellan grundvatten från en källa och från en brunn, vilka båda befinner sig inom samma område. Detta beror antagligen på att vattnet i brunnen luftas bättre. Det är stillastående under en längre tid då radon kan avges till luften (7).

De geologiska formationernas permeabilitet har stor betydelse för vattenföringen i systemet. Olika geologiska bildningar visas i fig 3. De flesta bergarterna karaktäriseras av någon form av sprickakvifer. Förhållandet att radonhalten kan variera mycket även mellan två närliggande brunnar är naturligt eftersom

spricksystemet i berggrunden kan växla snabbt. Spricksystemets utseende är avgörande för radonhalten och dess variation vid olika vattenuttag.

En annan viktig observation är den att radonhalten kan variera ganska mycket med årstiderna och dessutom vara olika stor i olika typer av grundvatten (7). Mer forskning om årstidsvariationerna krävs emellertid inna man kan göra några säkra uttalanden om dessa, deras betydelse och inverkan på radonhalten (7, 9).

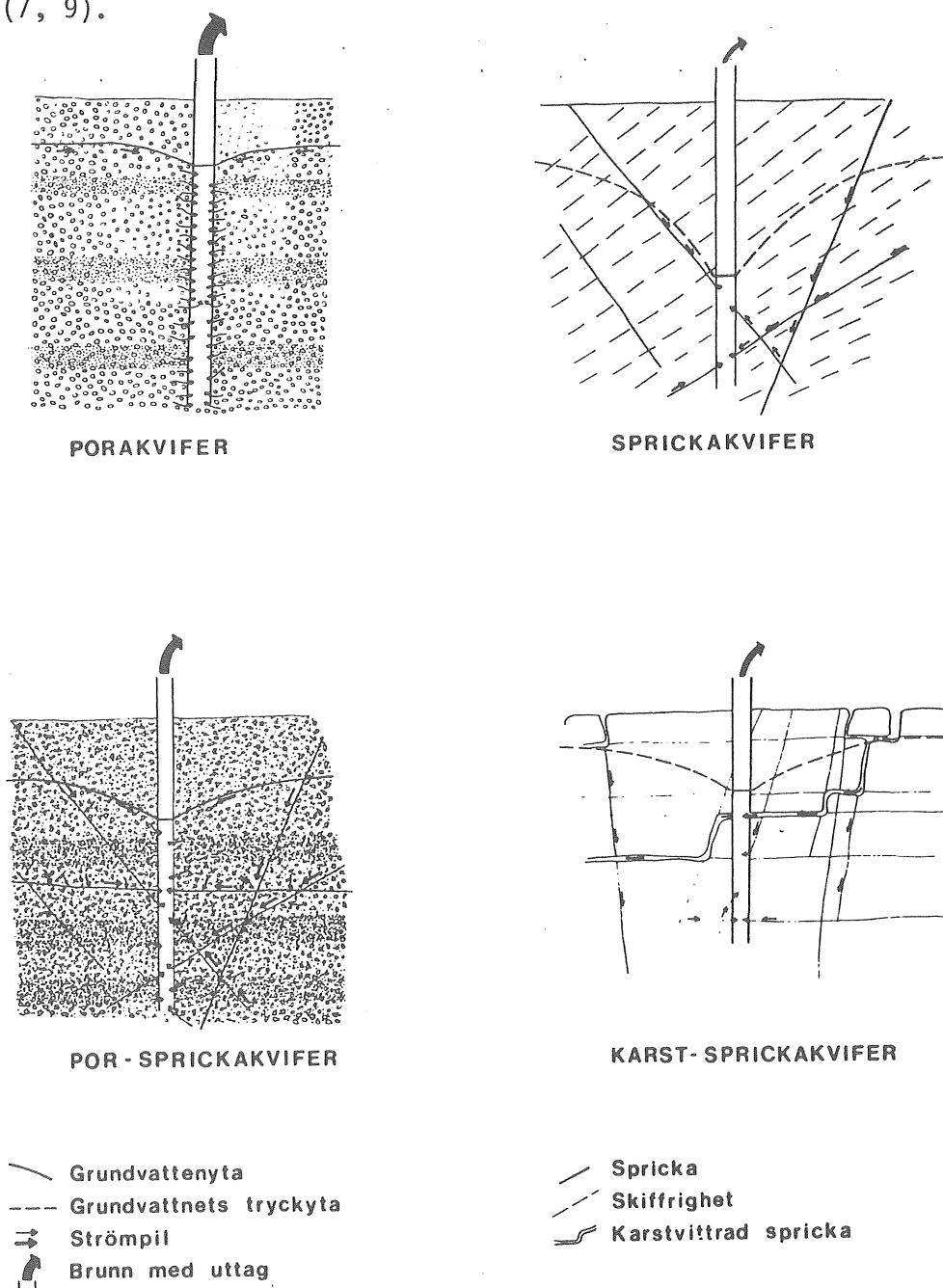


Fig 3 Olika typer av grundvattenförande formationer - akviferer (SGU 1977).

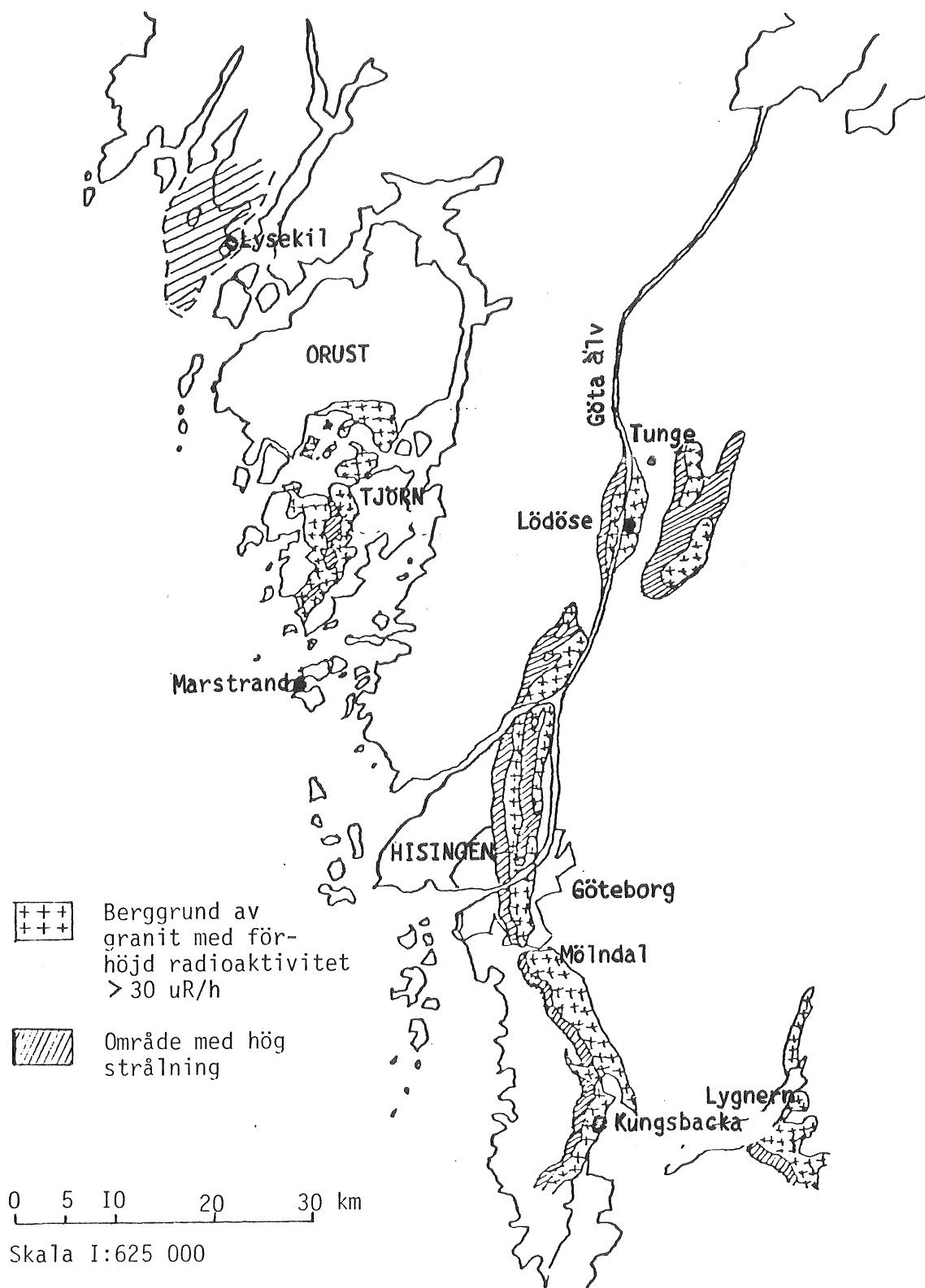


Fig 4 Karta över Göteborgsregionen.

3 SYSTEM FÖR GASAVSKILJNING

Radon är en gas som kan avskiljas genom konventionell teknik - luftning eller adsorption. Detta gäller dock ej radons döttrar som i huvudsak är metaller (Ac, Po, Bi, Pb, Tl, Hg).

Teknik för gasavskiljning tillämpas allmänt inom VA-tekniken för att avdriva koldioxid från vatten. Liknande teknik kan tillämpas för att avlägsna radon.

Gasöverföring - i det här fallet - från vätskefas till gasfas är relativt komplexa fenomen och ett par olika teorier finns. Tvåfilmsteorin från 1924 är den vanligen använda. En annan teori framlades 1951 som tar hänsyn till den hydrodynamiska effekten av turbulens i vätskefilmen. I denna rapport behandlas dock endast tvåfilmsteorin och dessutom mycket översiktligt.

3.1 Tvåfilmsteorin

I fasgränsytan mellan gas och vatten kan man anta att det finns en tunn gasfilm närmast vattnet och en tunn vattenfilm närmast gasen, fig 5.

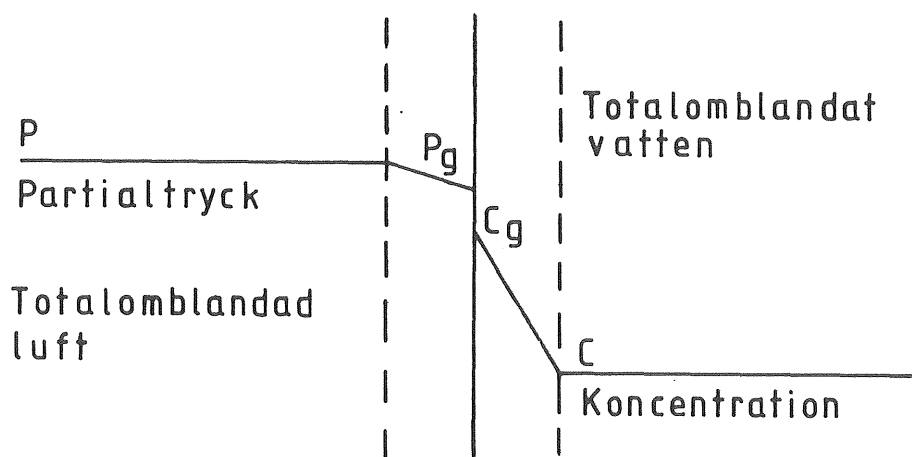


Fig 5 Variationer i koncentration och partialtryck vid fasgränsyta enligt tvåfilmsteorin.

Gasens transport genom gasfilmen sker genom diffusion och enligt diffusionsteorin är den transporterade mängden proportionell mot partialtrycksgradienten. Genom vätskefilmen diffunderar på motsvarande sätt en mängd proportionell mot koncentrationsgradienten.

För gasöverföringen kan man härleda en grundekvation

$$\frac{dc}{dt} = -K_L \frac{A}{V} (C - C_g)$$

där

K_L = massöverföringstal för transport genom vätskefilmen

A = gränsytan mellan vätska och gas

V = vätskevolymen

C = koncentration i vattnet

C_g = koncentration i gränsyta

Av ekvationen framgår att koncentrationen C_g är proportionell mot partialtrycken i gränsytan. ($C_g = K_H \cdot P_g$). Utdrivningshastigheten är direkt proportionell mot den specifika ytan (A/V). Det gäller alltså att skapa så stor specifik yta som möjligt. Vidare ser man att hastigheten går mot noll, när C går mot C_g . Ur teknisk synpunkt föreligger alltså en gräns utöver vilken det ej lönar sig att driva processen vidare. I den mån radon kan anses vara en ädelgas (inert) är förhållandet mellan halten i luft och halten i vatten oberoende av trycket vid normala tryck och temperaturer.

K_L -värdet är temperaturavhängigt. Det vanligaste uttrycket för temperaturavhängigheten är

$$\frac{K_L(T)}{K_L(10)} = 1.038^{(T-10)}$$

där T är temperaturen ($^{\circ}\text{C}$).

3.2 Olika metoder för utdrivning av gaser

I första hand gäller det att skapa så stor gränsyta (fasyta) som möjligt mellan den gas man vill driva ut och vätskevolymen. Man kan härvid antingen finfördela vätskan i gasfasen eller finfördela gasen i vätskefasen. För att avlägsna radon kan man tillämpa de principer som är utvecklade för att driva ut koldioxid ur vatten. Dessutom kan radon avskiljas med aktiverat kol.

3.2.1 Finfördelning av vätska i gasfasen

Denna metod användes framför allt vid rening av försörjningsvat-
ten, utdrivning av kolsyra, indrivning av syre vid avjärning
eller avmanganisering. I stort sett kan man särskilja följande
slag av utdrivningsanordningar: droppdrivare och kaskaddrivare,
fig 6 och 7.

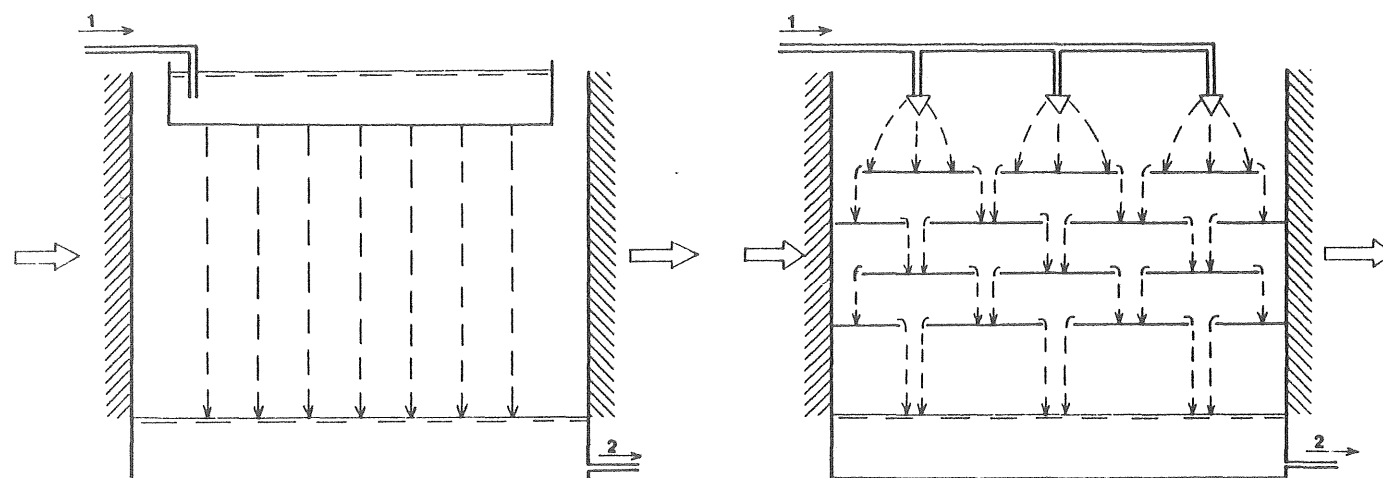


Fig 6 Droppdrivare. 1 = Inkommande vatten, 2= Utgående vatten.

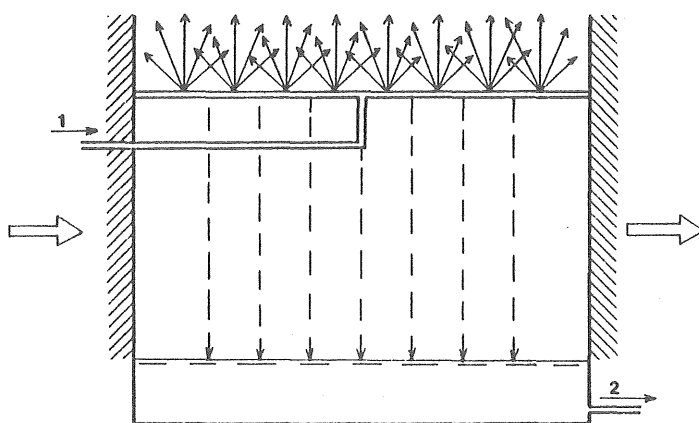


Fig 7 Kaskaddrivare. 1 = Inkommande vatten, 2 = Utgående vatten.

I droppdrivare fördelas vattnet genom en serie hål till fina droppar. Effekten är framför allt beroende av dropparnas relativa fasyta A/V , där A är fasytan hos de droppar, som befinner sig i gasfasen. Härjämte spelar ventilationen en avgörande roll. Denna bör vara sådan, att partialtrycket är nästan lika med det i den ingående luftfasen.

I kaskaddrivare eller dysdrivare, kastas vattnet genom dysor upp i luftfasen. Finfördelningen och den totala kontaktytan är bl a beroende på det applicerade trycket.

3.2.2 Finfördelning av gas i vätskefasen

System där en gas finfördelas i en vätska används kanske främst för att driva in gaser i vatten. Exempel är syreindrivning i avloppsvatten. Principen kan dock användas även för avdrivning av radon ur en vattenmassa där en avdrivning åstadkommes genom övergång från vätskan till gasbubblorna och underlättas av den omvalsning och turbulensbildning som exempelvis en inblåsning av luft kan ge, fig 8 A och B.

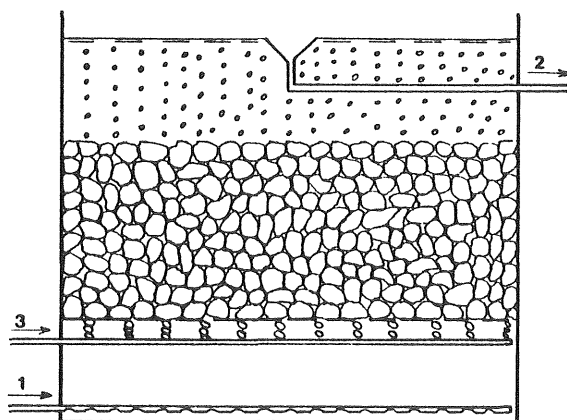


Fig 8 A Bubbeldrivare

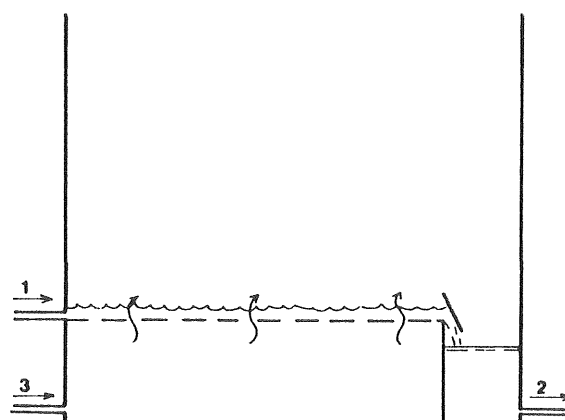


Fig 8 B Bubbelskiktsdrivare

1 = Inkommande vatten, 2 = Utgående vatten, 3 = Luftinblåsning.

I en bubbelskiktsdrivare får vattnet i tunna skikt passera en perforerad plåt, genom vilken luft pressas in. Härvid bildas ett bubbelskikt med mycket hög specifik yta. Drivaren har en mycket hög avdrivningseffekt.

4 OMFATTNING AV FÖRSÖKEN

Försöken har i huvudsak gått ut på att studera olika sätt att avlägsna radon genom luftning.

Vid ett tillfälle har dessutom filtrering genom aktiverat kol studerats.

Försöken har utförts i brunnar med måttliga till höga halter av radon. Brunnarna har varit djupborrade bergbrunnar som försett enbart enstaka fastigheter med vatten. Brunnarna ligger inom det radioaktiva stråket i Mölndals kommun, samt på en plats inom Tanums kommun, Bohuslän. Följande indelning av försöken kan göras:

1. Luftning i atmosfärtryck med fallluftare enligt princip i fig 6.
2. Luftning i hydrofor med bubbel drivare enligt princip i fig 8.
3. Luftning i hydrofor med fallluftare och bubbel drivare enligt princip i fig 6 och 8.
4. Luftning i brunn med bubbel drivare enligt princip i fig 8.
5. Avskiljning i aktiverat kol.

5 ANALYSMETODIK

5.1 Allmänt

De mätmetoder som använts för bestämning av radon i vatten är i huvudsak mätning med vätskescintillation (10,11,12,13,14,15,16), luftning av vattnet och mätning av gasfasens alfa-aktivitet i en scintillationsdetektor typ Lucaskammare (17,18), gammaspektrometri (19,20), samt luftning av vattnet och mätning av gasfasen i en jonisationskammare (21). Den metod som bedömdes som den mest lämpade för bestämning av radonhalten i vatten var radonextraktion med en scintillatorlösning av toluen följt av radiometrisk mätning med en vätskescintillationsräknare (LSC). Med denna metod erhöles fördelarna av kort provförberedelse tid, korta mättider då en uppkoncentration av radonhalten i organfa-

sen var möjlig (45-50 ggr), stor noggrannhet i mätningen (integralmätning över radondöttrarna), stor selektivitet och mätningen kunde genomföras med hjälp av befintlig utrustning (LSC). I samband med val av analysmetod utprovades en provbehandlingsmetod som innebar att vatten- och organfasprov endast kom i kontakt med fri luft under mindre än 10 s från provtagning till mätning. Provbehandlingen finns beskriven under rubriken Provtagning resp Analysutförande.

5.2 Kemikalier och mätutrustning

Som extraktionsmedel användes en lösning beredd av toluen (kvalitet p.a.) innehållande 0.1 g/l POPOP (1,4-bis(2-(5-phenyl oxasolyl))bensen, scintillation grade) 4 g/l PPO (2,5-diphenyl-oxazole, scintillation grade) (10,12,14,22).

De radiometriska mätningarna av Rn utfördes med hjälp av vätske-scintillation på en Packard liquid scintillation spektrometer modell 2425. För kontroll av eventuella föroreningar av organfasen efter extraktion användes gammaspektrometri. Vid gamma-spektrometrin användes Ge(Li)-detektorer kopplade till antingen en Intertechnique IN45 eller en Hewlett Packard 5400A mångkanalsanalysator.

Vid LSC mätningen användes scintillatorburkar av glas med aluminiumfolietätade skruvlock av Packards tillverkning. Provtagningskärlen utgjordes av glasflaskor (medicinglas) med en ungefärlig volym av 1 l utrustade med tätslutande korkar av polypropylen. Flaskorna användes även som extraktionskärl, då utrustade med speciell kork enligt fig 9.

5.3 Analysutförande

5.3.1 Provtagning

Under försöken togs vattenprover i 1 liters glasflaskor för senare analys. Provtagningen genomfördes så att en slang fördes ner mot botten av flaskan, därefter fylldes den försiktigt för att undvika luftning, och genomspolades med 8-10 liter vatten.

- a Vattenprov
- b₁ Organfas vid extraktion
- b₂ Uttaget prov av b₁
- c Teflonpropp
- d O-ringstättning av nitrilgummi
- e Hamiltonkran
- f Anslutning till injektionsspruta
- g Utlopp resp inlopp för vatten
- h Injektionsspruta för mätning av uppkommen luftvolym under extraktion
- i Omrörarmagnet
- j Rör för överföring av b₁ till scintillatorburk
- k Scintillatorburk

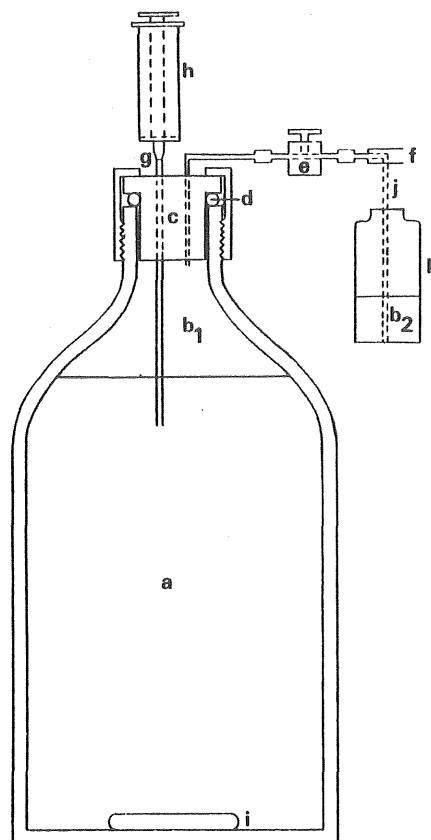


Fig 9 Skiss av provtagningskärl utrustat för extraktion av radon från vattenfasen.

Varje flaska fylldes med så mycket vatten som möjligt för att undvika luftblåsor. I de fall där det fanns luft i flaskan var luftvolymen normalt < 1 ml. Då radonförlusten på grund av denna volym är mindre än 0.1% har den försumrats i beräkningarna. Under försöken med luftning i hydrofor under tryck kunde stora luftfickor uppkomma i provflaskorna ("vichyvatteneffekt"). Vid dessa provtagningar undveks luftfyllning av flaskorna genom att provtagningsslangen lyftes ur flaskan så sakta att luften hann avgå.

5.3.2 Extraktion och mätningar

Efter temperering av vattenprovet till 20°C i vattenbad försågs provflaskan med vägd omrörarmagnet samt vägd teflonpropp med Hamiltonkran (fig 9). Vattenvolymen bestämdes genom att väga flaskan tom och efter temperering och korkbyte. Scintillatorlösning (25 ml, b₁) satsades med injektionsspruta via en anslut-

ning (f) och vattenöverskottet avtappades samtidigt via en kanyl (g). För att bestämma volymen av frigjord luft under extraktionen kopplades en injektionsspruta (h) till vattenutloppet (g). Omrörning påbörjades och extraktionstidpunkten noterades. Faserna kontaktades under 4 minuter med en omrörarhastighet av ca 1 000 varv/min. När faserna separerat (efter 15-20 min.) avlästes luftvolymen med hjälp av den till vattenutloppet (g) kopplade sprutan (h). Dubbelprov av scintillatorlösningen togs ut genom att 2x10 ml vatten tillfördes flaskan via vattenutloppet (g) och pressade ut 2 prover till de i förväg vägda scintillatorburkarna (k). Volymen (b_2) bestämdes genom vägning efter provtagning.

Provlösningarna mättes i en vätskescintillationsräknare. De båda kanalernas mätområde sattes till 50- keV resp 100- keV. På detta sätt kan antalet registrerade pulser extrapoleras till energiområdet 0- keV. Denna korrektion utfördes i de fall då skillnaden mellan mätresultaten var större än standardavvikelsen för respektive kanal (22). Varje prov mättes minst tre gånger varefter C_0 plottas som funktion av tiden efter provberedning. Därefter extrapolerades C_0 till provberedningstidpunkten, för att kompensera för läckage av radon från scintillatorburken. Antalet registrerade pulser som funktion av förstärkningen (gain) hade vid mätning sitt maximum vid inställningen 90%, och denna inställning användes genomgående.

Vid några av försöken kontrollerades med hjälp av gammaspektrometri om någon annan gammastrålande nuklid än radondöttrar fanns närvarande i scintillatorlösningen. Då endast döttrar till ^{222}Rn och ^{220}Rn har kunnat detekteras har antagits att det inte fanns några föroreningar av andra radioaktiva ämnen. Inverkan av sönderfallskedjan från ^{220}Rn på bestämningen av ^{222}Rn är $\leq 0.5\%$, och då mätningarna syftar till att ge relativa radonhalter, har inverkan av ^{220}Rn försumrats i beräkningarna.

5.3.4 Beräkning av mätresultat

Ur uppmätta data kan provets ursprungliga radonhalt beräknas på följande vis.

- (R_n) = halten radon (Bq/l)
 C_P = (R_n) i vattenprovet vid provtagningstidpunkten (Bq/l)
 C_O = (R_n) i vattenprovet innan extraktion (Bq/l)
 C_A = (R_n) i vattenfas efter extraktion (Bq/l)
 V_A = vattenvolymen vid extraktion (l)
 C_E = (R_n) i scintillatorlösningen efter extraktion (Bq/l)
 V_E = scintillatorvolymen vid extraktion (l)
 C_G = (R_n) i luftvolymen efter extraktion (Bq/l)
 V_G = luftvolymen i provflaskan efter extraktion (l)
 V_S = scintillatorburkens volym (l)
 C_{GS} = (R_n) i luftvolymen i scintillatorburken (Bq/l)
 V_{GS} = luftvolymen i scintillatorburken (l)
 C_{ES} = (R_n) i scintillatorlösningen i scintillatorburken (Bq/l)
 V_{ES} = volymen av scintillatorlösningen i scintillatorburken (l)
 R_{ES}^t = antalet Bq uppmätt vid tiden t efter extraktion (Bq)
 R_{ES}^0 = antalet Bq R_n vid tiden för extraktion (Bq)
 $t_{\frac{1}{2}}$ = halveringstid (s)
 λ = sönderfallskonstant ($\ln 2/t_{\frac{1}{2}}$) (s^{-1})

Fördelningskonstanten (k_d) för R_n i systemen luft-vatten och luft-toluen för olika temperaturer har hämtats ur litteraturdata (fig 10, 11) (10,11,12,15,23,24).

Från fig 10 erhålles k_d för luft-vatten vid temperaturen T (K).
 Från fig 11 erhålles k_{dG} för luft-toluen vid temperaturen T (K).

$$K_{dE} = \frac{k_{dG}}{k_d} \quad (5.1)$$

$$k_{dE} = \frac{C_E}{C_A} \quad (5.2)$$

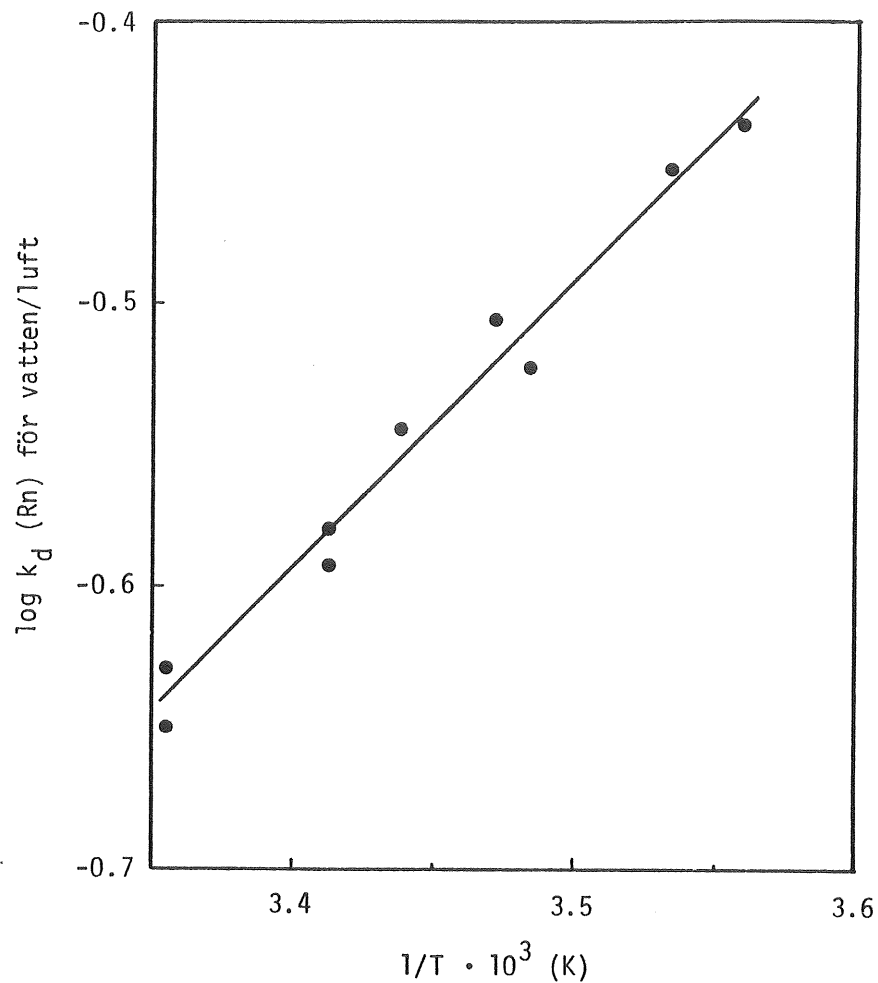


Fig 10 $\log k_d (R_n)$ för vatten-luft som funktion av $1/T$ (ur litteraturdata), ref. (10,11,12,15,23,24).

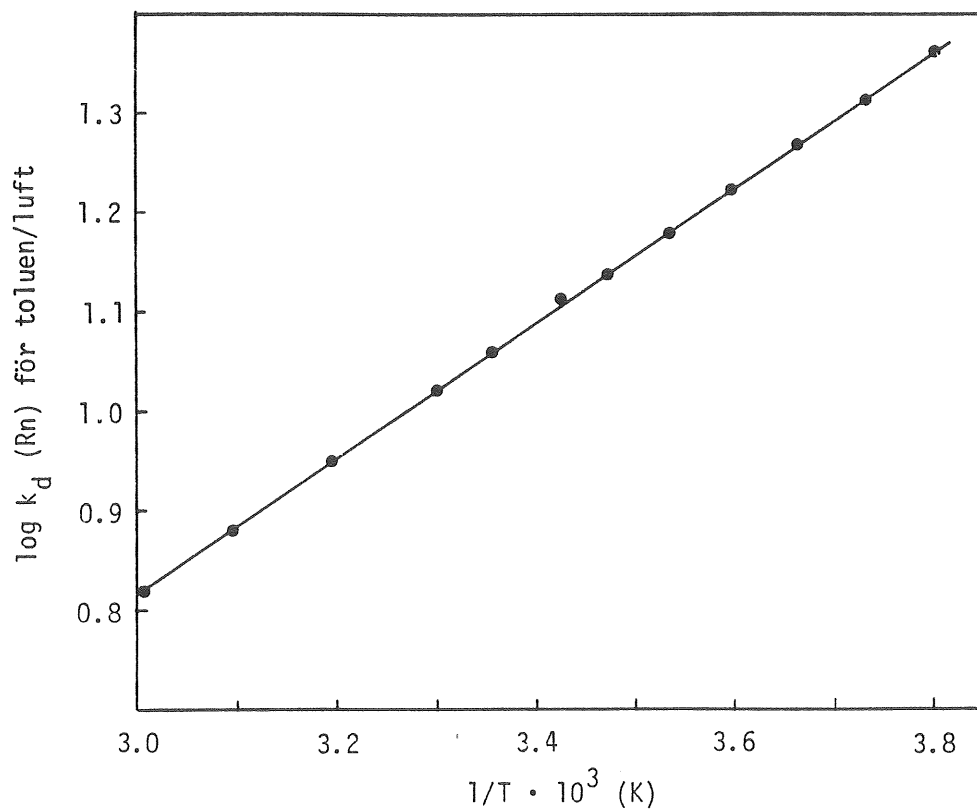


Fig 11 $\log k_d (R_n)$ för toluen-luft som funktion av $1/T$ (ur litteraturdata), ref. (24).

$$k_{dG} = \frac{C_G}{C_E} \quad (5.3)$$

Massbalans över extraktionskärlet ger:

$$C_0 \cdot V_A = C_A \cdot V_A + C_E \cdot V_E + C_G \cdot V_G \quad (5.4)$$

insättning av fördelningskonstanter ger

$$C_0 = C_E \left(\frac{V_E}{V_A} + k_{dG} \cdot \frac{V_G}{V_A} + \frac{1}{k_{dE}} \right) \quad (5.5)$$

Massbalans över scintillatorburken ger:

$$C_E \cdot V_{ES} = C_{ES} \cdot V_{ES} + C_{GS} \cdot V_{GS} \quad (5.6)$$

$$V_{GS} = V_S - V_{ES} \quad (5.7)$$

insättning av (5.3) och (5.7) i (5.6) ger

$$C_E = C_{ES} \left(1 + k_{dG} \cdot \frac{V_S - V_{ES}}{V_{ES}} \right) \quad (5.8)$$

insättning av (5.8) i (5.5) ger

$$C_0 = C_{ES} \left(1 + k_{dE} \cdot \frac{V_S - V_{ES}}{V_{ES}} \right) \left(\frac{V_E}{V_A} + k_{dG} \cdot \frac{V_G}{V_A} + \frac{1}{k_{dE}} \right) \quad (5.9)$$

Vid mätningen i en vätskescintillationsräknare kan mätverkningsgraden sättas till 100% (10,11,12,14,22). Detta medför att mätvärdet direkt kan användas som verkligt antal sönderfall.

$$N_n = C_1 e^{-\lambda_1 t} + C_2 e^{-\lambda_2 t} + \dots + C_n e^{-\lambda_n t} \quad (5.10)$$

$$C_m = \frac{1 \cdot 2 \cdot \dots \cdot n-1 \cdot N_1^0}{(1 - \lambda_m) \cdot (2 - \lambda_m) \cdot \dots \cdot (n - \lambda_m)} \quad m = 1, 2, \dots, n, n \neq m$$

Insättning av $N_1^0 = 1$ i (5.10) ger summan av antalet sönderfall för radon och dess döttrar (N_n) som funktion av tiden från det att endast radon fanns närvarande (extraktionstidpunkten, se fig 12).

$$R_{ES}^0 = \frac{R_{ES}^t}{N_n} \quad (5.11)$$

$$C_{ES} = \frac{R_{ES}^0}{V_{ES}} \quad (5.12)$$

Efter insättning av (5.11) och (5.12) i (5.9) erhålles

$$C_0 = \frac{R_{ES}^t}{N_n \cdot V_{ES}} \left(1 + k_{dG} \cdot \frac{V_S - V_{ES}}{V_{ES}} \right) \left(\frac{V_E}{V_A} + k_{dG} \cdot \frac{V_G}{V_A} + \frac{1}{k_{dE}} \right) \quad (5.13)$$

varur C_0 kan beräknas ur uppmätta data.

För att beräkna radonkoncentrationen vid provtagningstillfället används

$$C_P = C_0 e^{-\lambda t} \quad (5.14)$$

där t är tiden mellan provtagning och extraktion.

5.35. Test av läckage från provtagningskärl

För att bestämma läckaget av radon från provtagningskärlen gjordes ett försök enligt följande:

Från en av försöksbrunnarna togs fyra omgångar vattenprover i tät följd, för att radonhalten skulle vara så lika som möjligt. Vattenproverna analyserades vid olika tidpunkter och den beräknade radonhalten jämfördes med den teoretiska halten framräknad ur nollprovet. Resultatet (se tabell 1) visar att radonförlusten

Tabell 1 Resultat från försök att bestämma läckage av radon från provtagningskärl. Angivna fel är standardavvikelsen.

t (min)	(Rn) vid extraktion (Bq/l)	Teoretisk (Rn) (Bq/l)	Avvikelse (%)	Avvikelse efter anpassning av t och (Rn) vid extraktion. (%)
0	1234 + 2%			
1506	1053 + 2%	1021 + 2%	3.1	2.3
4379	753 + 2%	711 + 2%	5.9	1.9
8701	410 + 2%	413 + 2%	-0.7	1.3

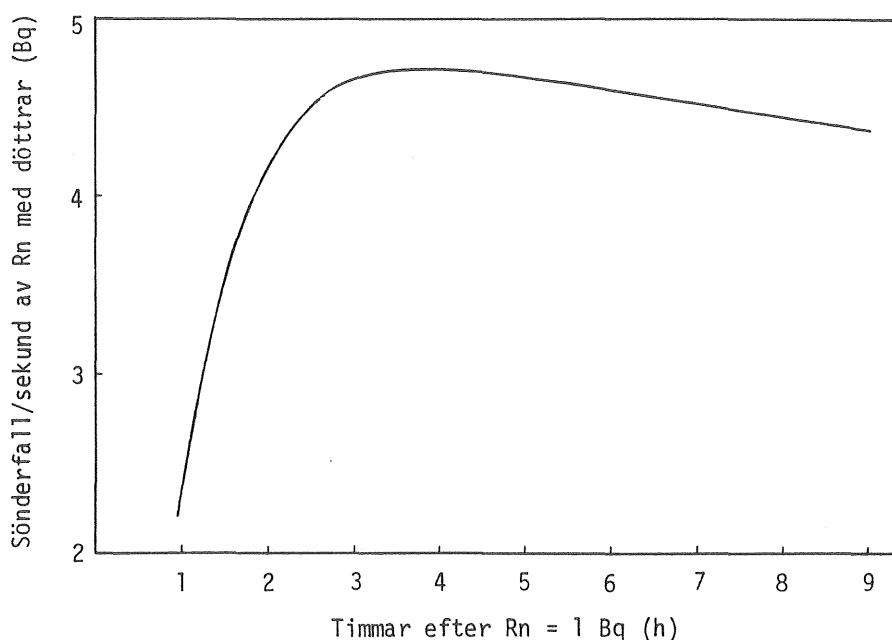


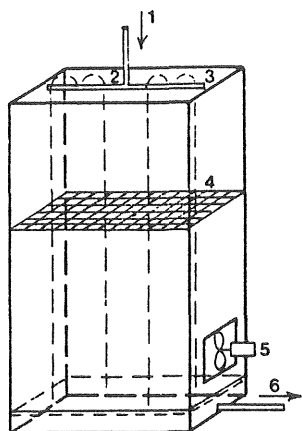
Fig 12 Antalet dpm från Rn med dess döttrar som funktion av tiden. Vid $t=0$ är antalet sönderfall = 1 dpm för Rn.

kan försummas om man betänker att radonhalten varierar något mellan de olika vattenproverna.

6 UTFÖRANDE OCH RESULTAT

6.1 Luftning vid atmosfärstryck med falluftare

Radonhaltigt vatten finfördelas i en behållare med ständig tillgång på luft (fig 13).



1. Inkommande vatten
2. Diffusor
3. Behållare, öppen upptill
4. Mellanplan av finmaskigt nät
5. Fläkt
6. Utgående vatten

Fig 13 Fallluftare.

Av de teoretiska lagarna framgår att utdrivningshastigheten bör vara proportionell mot den specifika ytan. Därför har några typer av diffusorer jämförts. Som första variant undersöktes ett perforerat plaströr (typ I) med ett hundratal 1.5 mm hål (fig 14). Som andra variant användes ett konventionellt strålmunstycke (typ II) avsedd för trädgårdsslang o dyl. Strålmunstycket ställdes in på en finfördelad stråle och gav en hög tryckförlust. Den tredje diffusorn (typ III) var av ett utförande direkt avsedd för användning i hydroforsystem.

Fallhöjdens betydelse har också studerats. Två avstånd mellan diffusor och mellanplan valdes.

Samtliga mätdata under denna punkt är sammanställda i tabell 2.

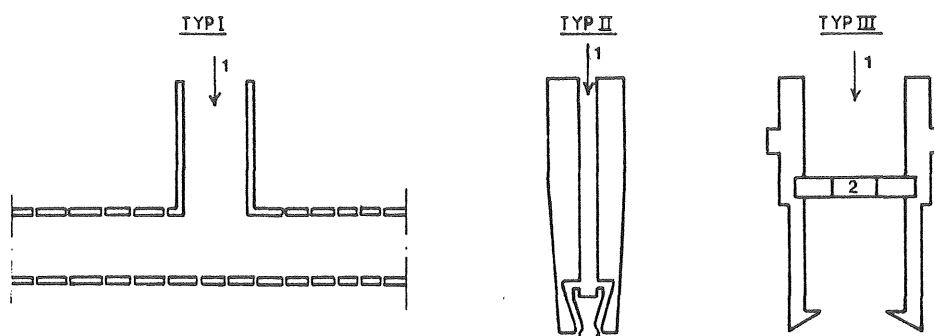


Fig 14 Undersökta diffusorer. 1 = Inkommande vatten, 2 = skiva med snedställda hål som ger roterande rörelse åt vattnet.

Tabell 2 Jämförelse av olika diffusorer och fallhöjder. De angivna felgränserna är lika med standardavvikelsen.

Diffusor (Typ)	Flöde (l/min)	Fallhöjd (m)	Antal mellanplan	Reduktion (%)
I	11	0.5	0	40 $\pm$ 3
II	4	0.5	0	64 $\pm$ 1
III	12	0.7	2	44 $\pm$ 6
III	12	0.7	3	48 $\pm$ 2
I	11	0.1	4	32
I	11	1.0	4	42

Fallluftning ger i förhållande till kontakttiden en hög radonreduktion. Ökar man kontakttiden, exempelvis genom en högre fallhöjd, får man en märkbar förbättring. Det förhållandet kan inte förklaras med hjälp av tvåfilmsteorin. I stället måste det härledas till den turbulens som uppstår i vätskefilmen efter det

att vattendropparna lämnat diffusorn. Kaskadluftning kan då väntas ge ett nämnvärt bättre resultat jämfört med falluftare med samma bygghöjd. Kompletteras dessutom utrustningen med recirkulation av vattnet kommer en mycket hög reduktion att uppnås. Ett system av denna typ kräver förhållandevis komplicerad utrustning och stort utrymme. Vid nyinstallation och speciellt i de fall man har höga radonhalter är det dock en tänkbar utrustning.

6.2 Luftning i hydrofor med bubbel drivare

Luftning genomfördes i en hydrofortank på 300 l för att studera effekten av bubbelluftning. Tanken fylldes till 75% med vatten av en temperatur mellan 8 och 10 °C. Luft drevs sedan in i vattenfasen med hjälp av en kompressor. Den ingående luftens temperatur varierade mellan 10 och 15°C. Luftflödet från kompressorn fixerades till 800 l/h. Ventilationsluften släpptes sedan ut ur hydroforen i samma takt som luft tillfördes när det aktuella trycket uppnåts.

Två olika luftinblåsningssystem har jämförts för att ge en uppfattning av betydelsen att fördela luften i vattenfasen. Till att börja med blåstes luften in utan någon som helst finfördelning vid atmosfärstryck och vid 1.3 bar. Därefter gjordes ett försök med en diffusor, ett rör $\varnothing$ 15 mm perforerat med några hundra 1.0 mm hål, vid atmosfärstryck och 4 bar (fig 15).

Vid båda försöken togs nollprov för bestämning av ursprunglig radonhalt omedelbart innan luftningen påbörjades. I de prover som togs fortlöpande under luftningen har sedan radonhalten relaterats till nollproven, varefter den relativa radonhalten i vattnet har plottats som funktion av luftningstiden i fig 16. Vid en jämförelse mellan figurerna ser man att radonreduceringen förbättras vid användandet av en diffusor.

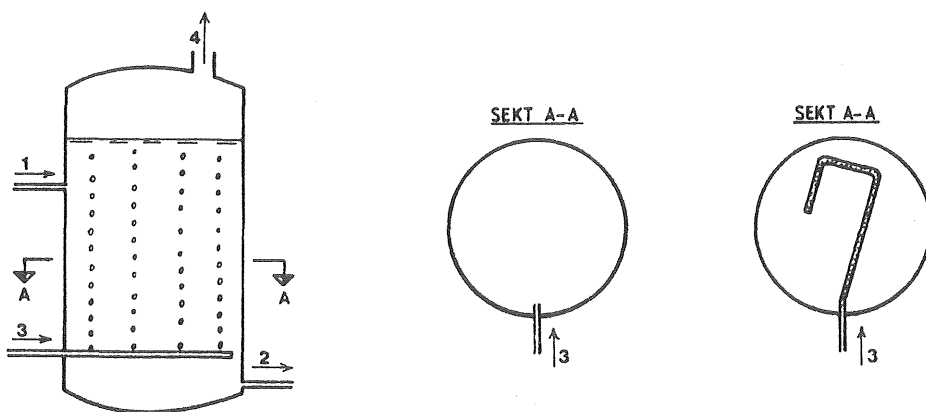


Fig 15 Bubbelluftning i hydrofor med två olika fördelnings-system för lufttillförsel. 1 = Inkommande vatten, 2 = utgående vatten, 3 = Inkommande luft, 4 = ventila-tionsluft

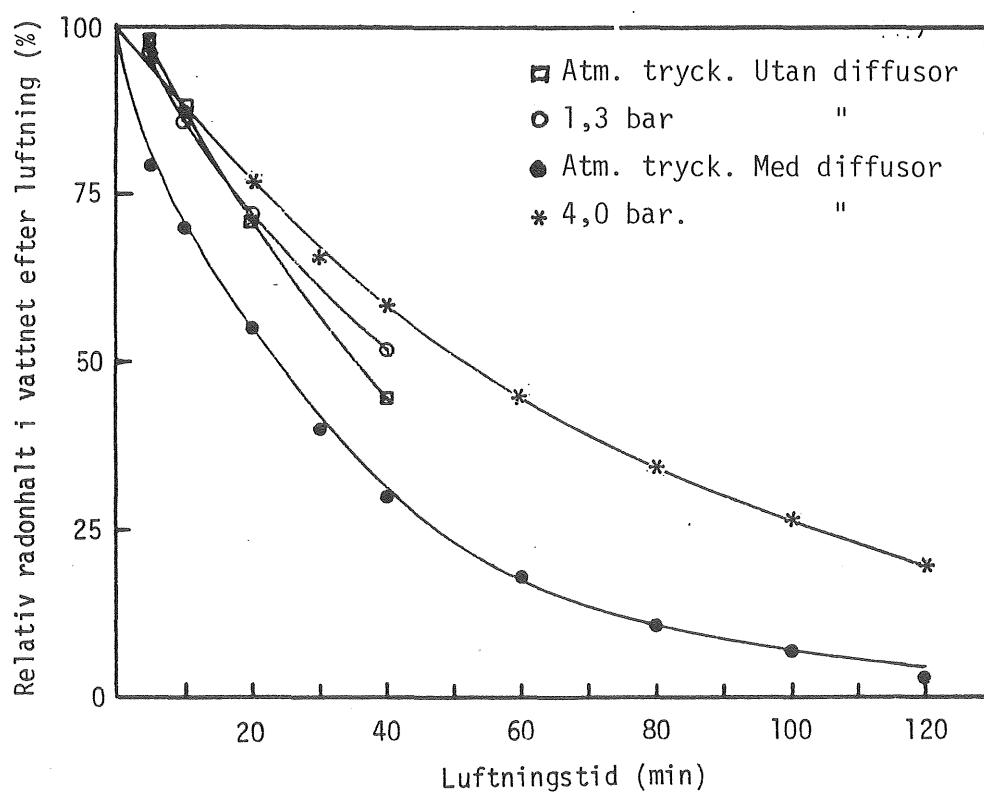


Fig 16 Relativa radonhalter efter luftning som funktion av luftningstiden vid luftning med och utan diffusor vid olika tryckförhållanden.

Förbättringen beror på den ökade kontaktytan och den förlängda kontakttiden som erhålles med mindre luftbubblor. Ett ökat arbetstryck för hydroforen försämrar radonreduceringen och man

bör därför välja lägsta möjliga arbetstryck vid ett radonreduceringsystem enligt denna modell.

6.3 Luftning i hydrofor med falluftare och bubbel drivare

Ett sammansatt system med falluftare och bubbel drivare har använts för en enskild fastighet (fig 17).

Luftningsförloppet har i korthet haft följande utseende:

Vid vattenförbrukning tillfördes nytt vatten som finfördelades i toppen av hydroforen. Samtidigt startade en kompressor som drev in luft i vattenfasen. Luftinblåsningen fortsatte en förutbestämd tid även efter det att hydroforen var fylld. Luftflödet har liksom tidigare hållits konstant på 800 l/h vid aktuellt tryck. Ventilationsluften avlägsnades utomhus.

Utrustningen framgår av fig 17.

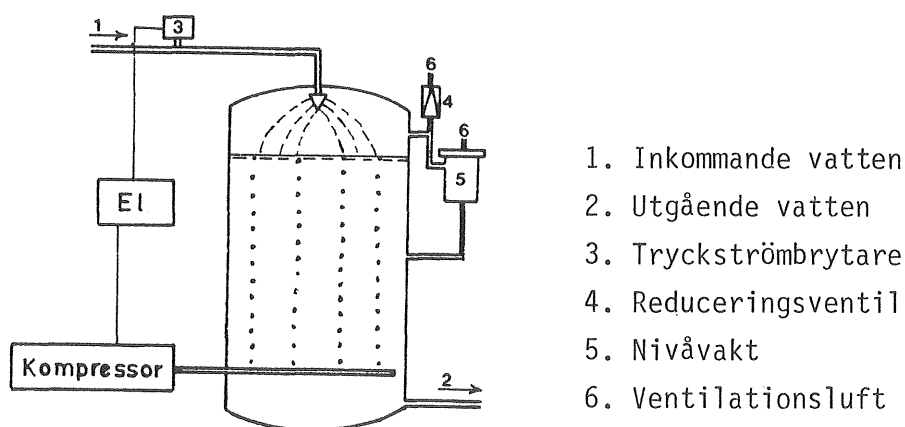


Fig 17 Utrustning för luftning i hydrofor.

Detta system visar sig kunna ge en relativt bra radonreduktion, tabell 3. Optimering av ett dylikt system har ej rymts inom projektets ramar. Med stöd av de jämförelser vi gjort kan ändå sägas att en förbättring av diffusorerna i systemet endast ger marginella förbättringar, se tabell 3. Diffusor av typ II var

olämplig pga den stora tryckförlusten, medan typ III fungerade mycket bra. En förlängning av bubbelluftningstiden synes ge den ojämförbart största förbättringen. Någon jämförelse av effekten vid olika luftflöden har inte gjorts. En sådan jämförelse får knytas till den speciella diffusor man använder och har därför inte bedömts ge ett allmängiltigt resultat. Ur energisynpunkt kan säkert en liten besparing göras med en sådan optimering.

Tabell 3 Luftning i hydrofor med ett sammansatt system med falluftare och bubbeldrivare. De angivna felgränserna är lika med standardavvikelsen.

Diffusor (se fig 14) (Typ)	Fördröjn av frånslag (min)	Reduktion (%)	Reduktion (Medel %)
II	10	67 ± 2	68
II	10	69 ± 1	
II	15	75 ± 1	75
II	15	76 ± 1	
III	10	75 ± 2	71
III	10	69 ± 2	
III	10	79 ± 2	
III	10	62 ± 3	

Vid luftning av vatten under tryck övermättas vattnet på luft. Den frigörs sedan vid tryckreducering och temperaturhöjning. Detta visar sig som ett grumligt vatten. Vattnet klarnar sedan efter en liten stund. Problemet vid temperaturhöjning av ett övermättat vatten visar sig som besvärande luftstötter vid avtappning. Detta bör åtgärdas med en luftfälla efter varmvattenberedaren. Vidare får man vara observant på järn- och manganförekomsten som vid luftning kan orsaka besvärande missfärgning av vattnet.

6.4 Luftning i brunn med bubbeldrivare

Luftning enligt någon av de tidigare systemen måste genomföras under tryck eller kräver komplicerad automatik. Ett sätt att komma ifrån en del av problemen kan vara att lufta vattnet direkt i borrhålet. Fig 18 visar principen för en sådan lösning.

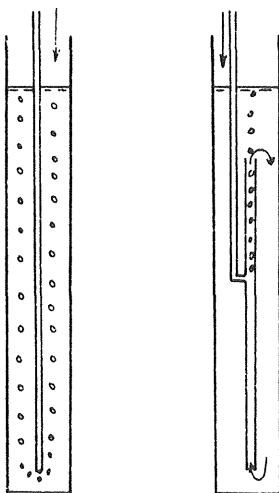


Fig 18 Brunnsluftning i två olika utföranden

En liten kompressor för kontinuerlig drift driver ner luft via en 6 mm tryckslang. Tryckluften drivs in i en 20 mm PEL-slang och åstadkommer en cirkulation. Ett gasutbyte sker under cirkulation varefter vattnet åter strömmar nedåt. Får kompressorn sedan gå kontinuerligt kommer radonhalten att sjunka successivt.

Någon övermättnings av luft blir det alltså inte fråga om med detta system. Luft löser sig emellertid i mindre omfattning. Man kan därför inte bortse från liknande problem som vid luftning i hydrofor. Avluftning av varmvattnet kan t ex bli aktuellt. Vid brunnsluftning luftar man före brunnspumpen och får därför också räkna med att avlufta pumpen med någon form av automatik.

I samband med uppsättningen av försöksutrustningen gjordes ett "belastningsförsök" av brunnen där den lägsta vattennivån

uppmättes och radonhalten som funktion av pumpad volym bestämdes (fig 19). I samma figur finns även radonkoncentrationen efter luftning i brunnen inlagd som funktion av pumpad vattenvolym.

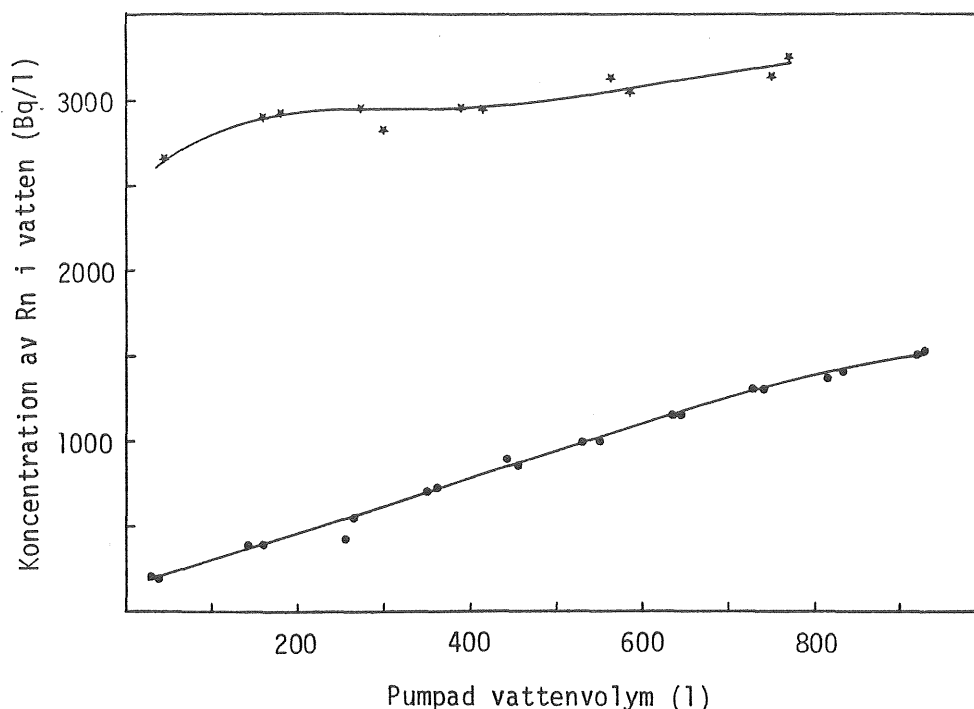


Fig 19 Radonhalten som funktion av pumpad volym vatten vid brunnsluftning, * = före luftning, • = efter luftning.

Under luftningsperioden har två provomgångar tagits under "normal hushållsförbrukning" av vatten, tabell 4.

Tabell 4 Kvarvarande radonkoncentration i vatten efter luftning i brunn uttryckt i absolutvärden och i procent av ursprungsvärdet, som var 3 000 Bq/l. Proven är tagna före respektive efter järn- och avhärtningsfilter.

Datum	Rn före filter (Bq/l)	Rn efter filter (Bq/l)	Rn före filter %	Rn efter filter %
810714	273 ± 6	249 ± 12	9 ± 1	9 ± 1
810903	241 ± 16	420 ± 25	8 ± 1	14 ± 1

Resultaten visar att ca 90% av radonet avgår i och med luftningen. Anmärkningsvärt är dock att radonhalten i vattnet efter järn- och avhärdningsfilter är högre vid provtagningen 810903. En förklaring till den förhöjda radonhalten kan vara att det i filtren ansamlas modernuklider till radon (se försök med aktiverat kol), och/eller att det pumpats ca 100 l vatten mellan provtagningen före och efter filter (se fig 20). Eftersom inga analyser gjorts av spillvattnet vid spolningen av järnfiltret kan man inte utesluta det första alternativet.

I fig 20 visas den relativa radonhalten i vattnet efter luftning som funktion av pumpad volym vatten. Den framräknade kurvan bygger på antagandet att radonhalten i tillrinnande vatten ej har förändrats under den tid som gått sedan försöksstarten.

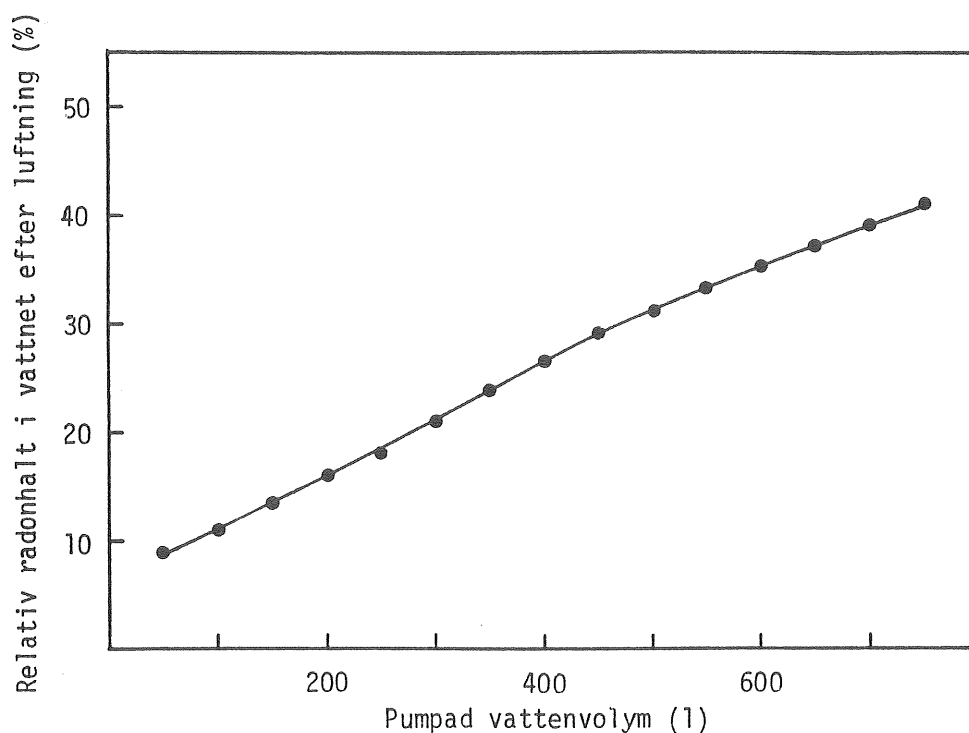


Fig 20 Relativa radonhalten efter luftning som funktion av pumpad volym vatten vid brunnsluftning.

Av figuren framgår att vid tappningar upp till 100 l har radonhalten sänkts med ca 90%. Man bör härvid ha i åtanke att radonhalten i det luftade vattnet kommer att öka avsevärt vid större vattenuttag, t.ex. vid bevattning sommartid eller vid hög konsumtion av vatten vid lantbruk. Möjligheterna att styra luftningen (och därmed radonhalten) under en varierande

belastning på brunnen är ett dimensionerings- och designproblem. Denna aspekt på problemet har inte utretts ytterligare då den ej ligger inom ramen för detta projekt.

Frågor som, hur ser järnflocken ut och vad händer när den kommer i kontakt med pumpen (vanligen ejektorpump) är ännu ej helt besvarade. Vår provbrunn kommer att vara i drift även efter projektets slut. Framtiden får då utvisa huruvida problem uppstår. Järnhalten och även kemiska sammansättningen i övrigt kan antagligen också ge lokala variationer i driftbetingelserna från brunn till brunn.

En problematik som inte berörts men som likväl märkts vid undersökningarna är att radium anrikas i järnflock och/eller i efterföljande filtersteg och ger upphov till ett tillskott av radon. Denna möjlighet finns tydligen och bör undersökas närmare.

6.5 Avskiljning med aktiverat kol

En kolonn, försedd med granulerat aktiverat kol, Filtrasorb 400, monterades in mellan pump och hydrofor i en fastighet (fig 21). Kolonnen hade en innerdiameter av 62 mm med en 200 mm hög kolbädd. Ovanpå kolbädden lades glasull för att förhindra att kolet virvlade upp vid vattengenomströmning.

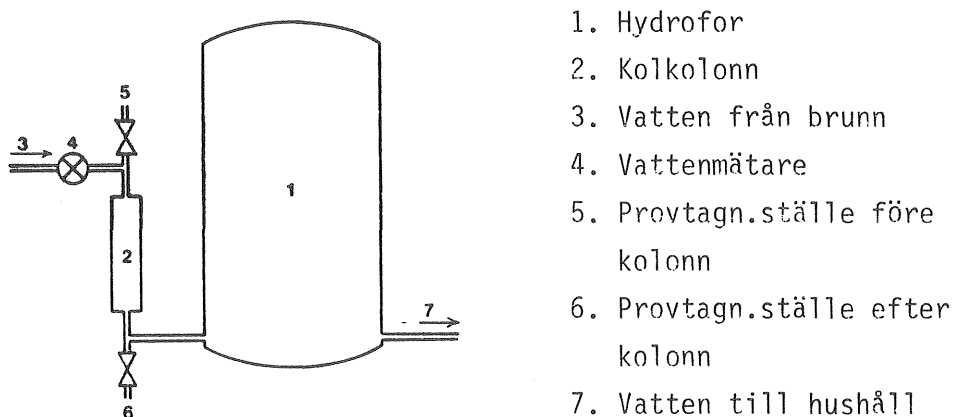


Fig 21 Skiss över försöksupställning vid avskiljning av radon i aktiverat kol.

Ur hydraulisk belastningssynpunkt underdimensionerades filtret för att förkorta gångtiden. Vi ville inte heller få för stor radioaktiv avfallsvolym efter försöket.

Vid varje provtagning togs prov både före och efter kolonnen. Vattenflöde och total genomströmmad vattenmängd registrerades med vattenmätare. Vid provtagningstillfället noterades även doshastigheten vid tre positioner i anslutning till kolonnen, se tabell 5.

Mätningarna av doshastigheten i anslutning till kolonnen visar att kolonnen i sig kommer att vara en strålkälla. Den från kolonnen utsända gammastrålningen kommer huvudsakligen från radondöttrarna ^{214}Pb och ^{214}Bi . De uppmätta doshastigheterna visar att för en ur belastningssynpunkt riktigt dimensionerad kolonn, kommer gammastrålningen inte att vara helt negligerbar.

Inledningsvis reducerades radonhalten vilket visar möjligheten att med en rätt dimensionerad kolonn sänka radonhalten i vattnet på detta sätt. Vid en genomströmmad volym av 2.5 m^3 vatten ($4 \cdot 10^3$ kolonnvolym) var den relativa radonhalten ut från kolonnen ca 100% (fig 22).

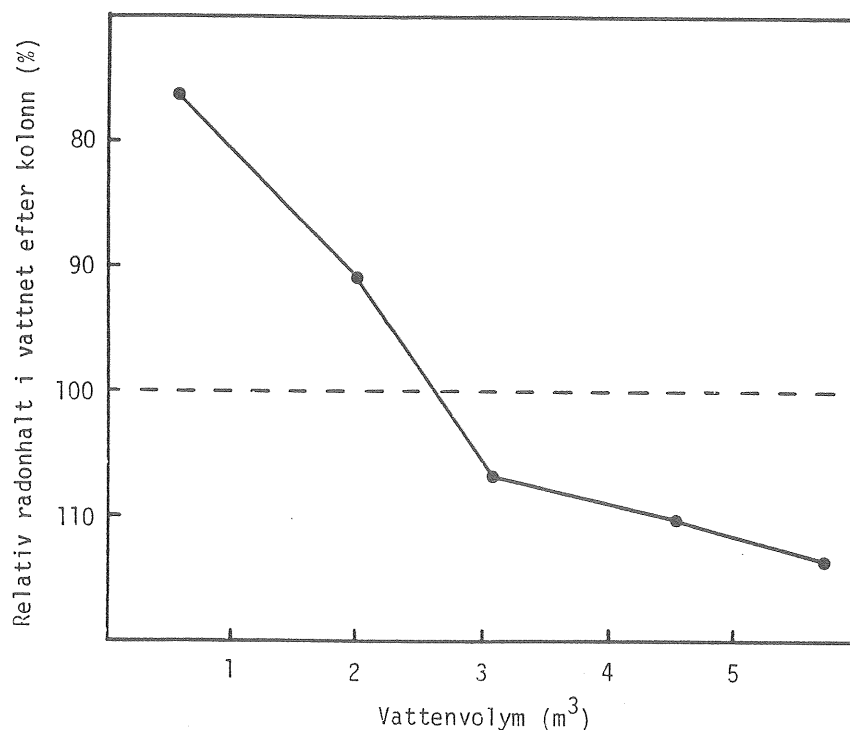
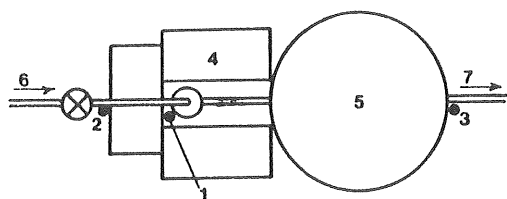


Fig 22 Relativ halt radon efter kolonn som funktion av genomströmmad volym vatten.

Under försökets fortsatta gång steg den relativa radonhalten till ca 110% vid försökets slut. Detta antogs bero på att modernukliden ^{226}Ra fastnade på kolonnen. Gammalspektrometri verifierade detta antagande vid mätningar på kolet och på den järnfällning som fastnat i glasullen. Vidare kunde ^{228}Ac (från toriumserien) påvisas. Förnyade mätningar efter betydligt mer än 10 halveringstider för ^{228}Ac gav vid handen att även ^{228}Ra och troligen även ^{232}Th fastnat på kolonnen. I och med att modernuklider till radon finns närvarande i vattnet och fastnar på kolonnen kommer denna att på sikt fungera som en radongenerator vid stora genomförda vattenvolymer med förhöjd radonhalt i vattnet efter kolonnen som följd (fig 22). Man bör också ha i åtanke att andra typer av filter kan fungera på liknande sätt vid närvaro av modernuklider till radon, t.ex. järnfilter.

Tabell 5 Jämförelse av doshastigheten i uR/h vid mätpunkterna i samband med provtagning.

Genomströmmad	1		2	3
vattenmängd	före provtagn	efter provtagn		
(m ³)	(uR/h)	(uR/h)	(uR/h)	(uR/h)
0	25-30		25-30	25-30
0.54	290		30	30
1.99	800		55	60
3.99	800	1 000	65	45
4.62	825	1 100	65	55
5.71	950	1 000	60	45



1. Mät punkt 1
2. Mät punkt 2
3. Mät punkt 3
4. Strålskydd av betong
5. Hydrofor
6. Vatten från brunn
7. Vatten till hushåll

Förutom de ovan nämnda nackdelarna, tillkommer att ett använt filter inte kan regenereras på ett enkelt sätt, t.ex. genom spolning, utan måste bytas. Ett använt filter kommer sannolikt att betraktas som radioaktivt avfall, och måste därigenom hanteras som sådant med åtföljande kostnader.

Naturligt förekommande radioaktiva ämnen är undantagna från strålskyddslagen. Om radioaktivt ämne anrikas ur naturlig förekomst faller hanteringen under strålskyddslagen.

Med tanke på dessa problem och att övriga metoder ter sig enklare har vi inte gått djupare in på att lösa problemen kring kolfilter.

7 SLUTSATSER

Av de olika system som testats i föreliggande arbete framstår brunnsluftning som ett enkelt och effektivt sätt att avlägsna radon ur vatten vid enskilda vattentäkter.

I de fall då brunnsluftning inte är lämplig kan vatten luftas under tryck i hydrofortanken med enbart bubbelluftsprincipen eller i kombination med fallluftning. Den senare kombinationsluftningen är aktuell vid högre radonhalter. Vid mycket höga radonhalter kan fallluftning i flera steg eller med recirkulation bli nödvändig. Vid luftning av järn- och manganrika vatten kan utfällning av dessa ämnen ske och orsaka problem. I sådana fall kan filtersystem bli nödvändiga.

Adsorption av radon på aktiverat kol ger en radonreduktion men genom anrikning av radioaktivt material uppstår praktiska hanteringsproblem.

8 FÖRSLAG TILL ANLÄGGNINGAR FÖR ENSKILDA FASTIGHETER

8.1 Luftning, ventilation i duschrum

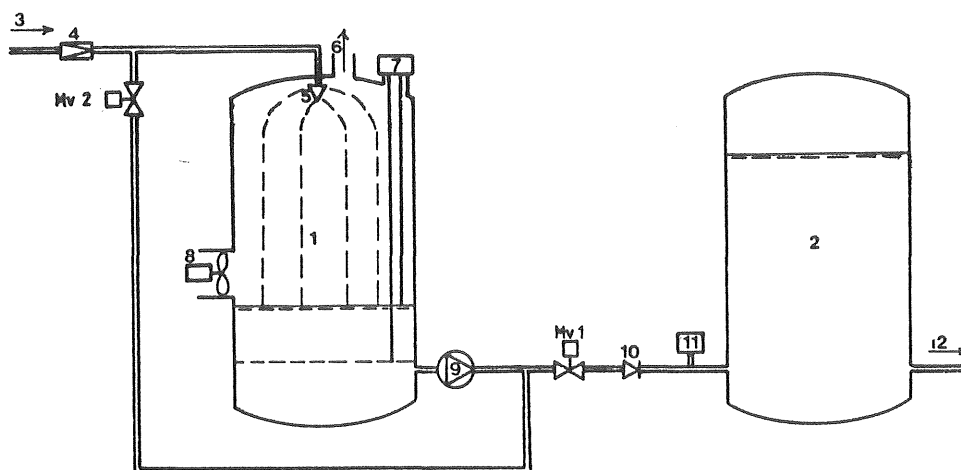
Radonavgången vid finfördelning av vatten är som vi tidigare visat stor. Upphettas dessutom vattnet kan man uppnå 85% avgång

enligt amerikanska undersökningar(25). Duschutrymmen blir därför särskilt utsatta. Ett enkelt sätt att minska problemet är därför att låta montera en fläkt i duschrummet. Sådana kan fås med ett fördröjt fränslag från omkring 1.000 kronor inklusive montering.

8.2 Luftning vid atmosfärstryck med falluftare

En utrustning av denna typ kräver stora ingrepp i en redan befintlig anläggning. Motivet för att ändå välja denna utrustning får alltså vara höga radonhalter eller måttliga halter med stort vattenuttag.

Utrustningen (fig 23) består av två huvuddelar. En trycklös tank (1) som utgör luftningsdelen medan den andra delen (2) består av den befintliga hydrafortanken. Brunnsvatten passerar diffusorn (5) medan en fläkt driver bort radonhaltig luft. Med MV 2 öppen och MV 1 stängd recirkuleras vattnet genom diffusorn ett antal gånger. Därefter skiftar båda magnetventilerna läge och vattnet pumpas in i tank 2. Flödesschemat i anslutning till figuren åskådliggör skeendet mera steg för steg.



- | | |
|---------------------------|---------------------|
| 1. Trycklös luftningstank | 7. Nivåvakt |
| 2. Hydrofortank | 8. Fläkt |
| 3. Inkommande vatten | 9. Pump |
| 4. Reduceringsventil | 10. Backventil |
| 5. Diffusor | 11. Tryckventil |
| 6. Ventilationsluft | 12. Utgående vatten |

Tryckströmbrytaren (11) sluts:

↓

Pump (9) startar
 MV2 stänger
 Pumpning till hydroforen sker

Nivåvakt (7) i lågt läge:

↓

MV1 stänger
 Brunnspumpen startar
 Fläkten startar

Nivåvakt i högt läge:

↓

Brunnspumpen stannar
 MV 1 stängd ytterligare
 T min

Efter T min:

↓

MV 2 stänger
 Pumpning till hydroforen (2) sker
 Fläkten stannar

Tryckströmbrytaren bryter :

↓

MV 1 stänger
 Pump(9) stannar

Anm. När en av magnetventilerna är stängd är alltid den andra öppen.

Fig 23 Utrustning och luftningsförlopp vid fallluftning

8.3 Luftning under tryck

Med utgångspunkt från ett konventionellt system krävs följande ändring (fig 17) för att få ett sammansatt system med falluftare och bubbeldrivare. Tillförseln av vatten ändras till en diffusor i toppen av hydroforen. Diffusor för inblåsning av luft i vattenfasen med tillhörande kompressor och backventil måste anskaffas. Elautomatik för att styra kompressorn måste anskaffas. Dessutom krävs ett tryck- och nivåregleringssystem. Den radonhaltiga ventilationsluften måste sedan ledas ut ur byggnaden via rör eller slangar. Varmvattenberedaren bör också kompletteras med en avluftningsventil av tidigare nämnd anledning. Material- och arbetskostnad för detta beräknas till minst 4.000 kronor.

8.4 Brunnsluftning

En utrustning för brunnsluftning är billig och driftsäker med viss reservation för de frågor som framförts under avsnitt 6.4. Det begränsade utrymmet i brunnshålet gör att det kan bli svårigheter att föra ner ytterligare slangar. Man kan då bli tvungen att ta upp pumpen och föra ner alla slangar samtidigt. En annan möjlighet är att trycka ner en PEL-slang och låta den nå upp till mynningen på brunnen. För att få tänkt funktion görs ett antal slitsar i slangen på en nivå vid lägsta vattenytan. Nivån för inblandning av komprimerad luft får väljas i förhållande till kompressorns kapacitet och vattennivåns fluktuationer.

Kompressorns uppställningsplats måste ligga i nära anslutning till brunnen. I annat fall kan problem med is i tryckledningen uppstå vintertid. En kontroll- eller larmsignal för kompressorns funktion måste installeras eftersom man inte har kompressorn under direkt uppsikt. Material- och arbetskostnad för den beskrivna utrustningen bör ligga mellan 3 - 4.000 kronor, beroende på lokala förutsättningar.

9 REFERENSER

- (1) EPA 77 U.S. Environmental Protection Agency, Radiological quality of the environment in the United States, 1977. EPA 520/1-77-009.
- (2) Gesell, Thomas F. and Prichard, Howard M. A comparison of calculated gastrointestinal and lung doses due to ^{222}Rn in water. Health Physics 31 (1976) 534.
- (3) Jordbruksdepartementet. Preliminärt förslag till åtgärder mot strålskador i byggnader. PM från Radonutredningen DsJo 1979:9.
- (4) Hess, C.T. et al. Radon 222 in Potable water supplies in Maine: The geology, hydrology, physics and health effects. Natural Radiation Environment Symposium in Bombay India Jan 19-23 1980.
- (5) Kahlos, H. and Asikainen, M. Natural Radioactivity of ground water in the Helsinki Area; Institute of Radiation Physics Helsinki, report SFL-A19 november 1973.
- (6) Gesell, Thomas. and Prichard, Howard, M. "Measurements of radon 222 in water and indoor airborne radon 222 originating in water" in "Radon Workshop, February 1977". ERDA HASL-325 July 1977, Breslin eds.
- (7) Knutsson, Gert. Radon Content in various types of ground water in southeastern Sweden. A preliminary report, Striae 4 (1977) 55-59. Uppsala ISBN 91-7388-003-5.
- (8) Kulich, J. Naturlig radioaktivitet i vatten från stora vattenverk i Sverige. VAV Meddelande M32 feb 1981.
- (9) Snihs, J.O. The content of some natural radioactive elements especially ^{222}Rn in some potabel waters in Sweden. Nord. Hyrol 4 (1973) 256-273.

- (10) K. Horiuchi och Y. Murakami. A new procedure for the determination of radium in water by extraction of radon and application of integral counting with a liquid scintillation counter. Int. J. appl. Radiat. Isotopes, 32 (1981) 291-94.
- (11) H.M. Prichard och T.F. Gesell. Rapid measurements of ^{222}Rn concentrations in water with a commercial liquid scintillation counter. Health Physics, 33 (1977) 577-81.
- (12) N.J. Parks. A more sensitive method for the assay of ^{222}Rn concentrations in water samples with liquid scintillation counters. Health Physics, 36 (1977) 207.
- (13) Y. Murakami och K. Horiuchi. Simultaneous determination method of radon-222 and radon-220 by a toluene extraction-liquid scintillation counter. Journal of radio-analytical chemistry. 52/2 (1979) 275-83.
- (14) K. Horiuchi och Y. Murakami. New determination method of radon-220 in mineral springs by extraction-liquid scintillation counter. Chemistry Letters, (1979) 449-52.
- (15) N.J. Parks och K.K. Tsuboi. Emulsion scintillation counting of radium and radon. Int. J. appl. Radiat. Isotopes, 29 (1978) 77-80.
- (16) D.L. Horrocks. Measurement of radioactive noble gases by liquid scintillation techniques. Noble Gases, USERDA CONF-730915, (1973) 199-208.
- (17) M. Annanmäki. Radonmätningar i finska bostäder. Nordiska sällskapet för strålskydd, 5. ordinarie mötet, Visby 4-6 september 1978.
- (18) H. Lucas. Improved low-level alpha-scintillation counter for radon. The review of Scientific Instruments, 28 (1957) 680-3.

- (19) R.J. Countess. Measurements of ^{222}Rn in water. Health Physics, 34 (1978) 390-91.
- (20) M. Asikainen och H. Kahlos. Natural radioactivity of drinking water in Finland. Health Physics, 39 (1980) 77-83.
- (21) E. Pohl och J. Pohl-Rüling. Determination of environmental or occupational ^{222}Rn in air and water and ^{226}Ra in water with feasible and rapid methods of sampling and measurement. Health Physics, 31 (1976) 343-48.
- (22) Y. Homma och Y. Murakami. Study on the applicability of the integral counting method for the determination of ^{226}Ra in various sample forms using a liquid scintillation counter. Journal of Radioanalytical Chemistry, 36 (1977) 173-84.
- (23) Chemistry of the rare radioelements. Butterworths scientific publications, London, (1957) 105-13.
- (24) Solubilities of inorganic and organic compounds. Vol. 1, Binary systems del 1, Pergamon Press, London, (1963) 589-90.
- (25) Maruska, R. Radon transport by a potable water system and the effect of uranium tailings on an adjacent residential development. Second Workshop on Radon and Radon Daughters in Urban Communities Associated with Uranium Mining and Processing. Bancroft Ontario, March 12-14 1979.

Institutionen för VA-teknik

Publikationsserie A

Förteckning över publikationer

- 77:1 Malmqvist, P-A., Svensson, G. Åtgärder mot dagvattenförorening.
- 77:2 Hedberg, T., Hanaeus, J. Om lamellsedimentering.
- 77:3 Carlsson, L. Grundvattenpåverkan genom infiltration av behandlat avloppsvatten vid Änn, Jämtlands län.
- 78:1 Malmqvist, P-A. Dagvattnets föroreningskällor.
- 81:1 Hedberg, T., Kaffehr, B. Verfahrenstechnische Abstimmung einzelner Verfahrensschritte der Trinkwasseraufbereitung im Hinblick auf neue Forderungen an die Trinkwasserqualität. I
- 81:2 Hedberg, T., Kaffehr, B., Roos, C. Verfahrenstechnische Abstimmung einzelner Verfahrensschritte der Trinkwasseraufbereitung im Hinblick auf neue Forderungen an die Trinkwasserqualität. II
- 81:3 Adamsson, J., Balmér, P., Bäckman, H., Niste, O. Sewerage in Sweden.

Publikationsserie B

Förteckning över publikationer

- 76:1 Årsrapport 1975.
- 76:2 Berg, P. Behandling av slam från vattenverk. Del 1. Litteraturstudie och teori.
- 76:3 Berg, P. Behandling av slam från vattenverk. Del 2. Undersökningar.
- 76:4 Carlsson, L., Horkeby, B. Transport, utspädning och fastläggning av föroreningar i grundvatten: Föroreningstransport i grus och sand. Experimentella studier av adsorptionsförlopp av fosfor och vissa tungmetaller.
- 76:5 Hanaeus, J. Elektrolytisk dosering vid kemisk fällning av ytvatten . Del 1: Litteraturstudie.
- 76:6 Carlsson, L., Falk, J. Urban hydrologi. Översikt av forskningsbehovet.
- 77:1 Årsrapport 1976.
- 77:2 Berg, P. Aerob stabilisering II. Undersökningar.
- 77:3 Carlsson, L. Transport, utspädning och fastläggning av föroreningar i grundvatten: Infiltration av avloppsvatten i Änn, Jämtlands län, del 2.
- 77:4 Kaffehr, B. Utvärdering av driftsdata från kommunala avloppsverk. Bearbetning av SNV:s undersökningsmaterial 1971-1974.

- 77:5 Kaffehr, B. Studier av samband mellan BS och COD vid kommunala avloppsverk.
- 77:6 Kaffehr, B. Syreupptagningshastighetsmätningar. Genomförande och användbarhet.
- 78:1 Årsrapport 1977. (ej utgiven)
- 78:2 Hernebring, C. Flockning vid renvattenframställning - Kemisk fällning vid låg vattentemperatur.
- 79:1 Hanaeus, J. Elektrolytisk dosering vid kemisk fällning av avloppsvatten.
- 80:1 Hernebring, C. Driftstudier av vattenverk med kemisk fällning.
- 81:1 Årsrapport 1980.
- 81:2 Hanaeus, J. Kartläggning av vattenkvalitetsförändringar i distributionsnät. Göteborg 1980.
- 81:3 Avfallsgruppen vid Göteborgs Högskolor.
Berg, Per, Heitsch, Hilmar, Hultin, Torsten. Återvinning av hushållsavfall genom sortering vid källan. Del I Bakgrund och teori.
- 81:4 Avfallsgruppen vid Göteborgs Högskolor.
Berg, Per, Heitsch, Hilmar, Hultin, Torsten, Wallén, Göran. Återvinning av hushållsavfall genom sortering vid källan. Del II. Forskningsplaner.

- 81:5 Avfallsgruppen vid Göteborgs Högskolor.
Berg, Per, Heitsch, Hilmar, Hultin, Torsten, Jerkbrant, Birgitta. Återvinning av hushållsavfall genom sortering vid källan. Del III. Resultat från försöksverksamheten i Bagaregården.
- 81:6 Kaffehr, B. Industriella avloppsvattens giftverkan. Utveckling av metodik för bebömning av substansers och industriella avloppsvattens inverkan på kommunala reningsverk.

Publikationsserie C

Förteckning över publikationer

- 76:1 Malmquist, P-A. Dagvattenforskning i USA och Canada. Studieresa okt 1975.
- 76:2 Svensson, G. Planeringsmodeller för dagvatten.
- 77:1 Andersson, Ö., Lindvall, P. Jämförande studie av infiltrationsrör avsedda för små avloppsanläggningar.
- 78:1 Hernebring, C. Utvärdering av driftskontrolldata från GRYAAB:s regionala avloppsverk Ryaverket (Göteborg) 1974 -1976.
- 79:1 Andersson, Ö. Jämförande studie av infiltrationsrör avsedda för små avloppsanläggningar.
- 81:1 Gerenmark, B. och Jansson, C. Effektivitet hos luftningsutrustning vid avloppsreningsverk.

- 81:2 Ryberg, M. Slamproduktion vid aktivt slamprocessen med och utan försedimentering.
- 81:3 Hanaeus, J., Andersson, Ö., Hedberg, T. Vattenkvalitetsförändringar i mindre distributinsnät, Mölnlycke.
- 81:4 Hanaeus, J., Andersson, Ö., Hedberg, T. Vattenkvalitetsförändringar i mindre distributionsnät, Lerum-Floda.
- 81:5 Hanaeus, J., Andersson, Ö., Hedberg, T. Vattenkvalitetsförändringar i mindre distributionsnät, Landvetter.
- 81:6 Hanaeus, J., Andersson, Ö., Hedberg, T. Vattenkvalitetsförändringar i mindre distributionsnät, Kungälv.
- 81:7 Abrahamsson, Hans och Spetz, Per-Hugo. Utvärdering av riktlinjer för dimensionering av sedimenteringsbassänger för aktivt slam.

INSTITUTIONENS NYA PUBLIKATIONS- OCH INTERNSKRIFTSSERIE 1982

Publikationsserien

- Nr 1 Årsrapport 1981.
- Nr 2 Hedberg, T., Liljenzin, J.O., Fridemo, L., Sjölander, B.
Sätt att minska radonhalten i dricksvatten.

Internskriftserien

- 1/82 Lund, A. och Ström, R. Examensarbete.
Urtvättning och transport av partikulära föroreningar
från hårdgjorda ytor i samband med regn. "Modellförsök".
- 2/82 Nygren, Sven-Olof B. Examensarbete.
Betydelse av löst och partikulärt substrat för slam-
produktionen vid aktivslamprocessen.
- 3/82 Nilsson, L. och Nord, L. Examensarbete.
Reduktion av organisk substans med makroporös jonbytare
vid renvattenframställning.
- 4/82 Hedberg, Torsten
Dricksvatten från försurade sjöar. Ett försök i
pilotskala att reducera aluminiumhalten. Förstudie.
- 5/82 Hedberg, Torsten
Förändring av vattenkvalitet i distributionsnät.
- 6/82 Hedberg, Torsten
Water Quality in the Distribution Network.
- 7/82 Hedberg, T. och Andersson, Ö.
Funktionsbesiktning av Marstrands vattenverk.

TRYCKT OCH BUNDEN HOS
VASASTADENS BOKBINDERI AB
GÖTEBORG 1982

