

Metoder för avlägsnande av radionuklider från hushållsvatten

P. Vesterbacka, T. Turtiainen, K. Hämäläinen, L. Salonen, H. Arvela

Metoder för avlägsnande av radionuklider från hushållsvatten

P. Vesterbacka, T. Turtiainen, K. Hämäläinen, L. Salonen, H. Arvela

Slutsatserna som framförs i denna rapportserie är författarnas egna och återspeglar inte nödvändigtvis Strålsäkerhetscentralens officiella uppfattning.

ISBN 978-952-478-298-2 (tryckt)

ISBN 978-952-478-299-9 (pdf)

ISSN 0781-1705

Edita Prima Oy, Helsingfors 2008

Försäljning:

STUK – Strålsäkerhetscentralen

PB 14, FI-00881 Helsingfors

Tel. +358-9-759 881

Fax +358-9-759 88500

VESTERBACKA Pia, TURTIAINEN Tuukka, HÄMÄLÄINEN Kai, SALONEN Laina, ARVELA Hannu. Avlägsnande av radionuklider från hushållsvatten. STUK-A225. Helsingfors 2008, 98 + bilagor 5 s.

Nyckelord: radon, uran, radium, bly, polonium, vattenbehandling, hushållsvatten, borrbrunn, berggrundvatten

Sammanfattning

Hushållsvatten innehåller naturligt förekommande radioaktiva ämnen. Halterna av dessa ämnen kan vara skadligt höga särskilt i borrbrunnsvatten. Denna undersökning är en fortsättning till den forskning om metoder för avlägsnande av radioaktiva ämnen som inleddes i Finland 1995. Ett av projektets huvudsyften har varit att utarbeta en handbok i ämnet för konsumenter och företag inom vattenbehandlingsbranschen.

Radon kan avlägsnas från hushållsvatten antingen genom luftning eller genom filtrering med aktivt kol. Med en rätt konstruerad och installerad luftare är det möjligt att avlägsna över 90 procent av radonet. De bästa luftarna reducerade radonhalterna med nästan hundra procent. Installation av luftare bör planeras noggrant. Aktivkolfiltrering är också ett effektivt sätt att avlägsna radon. Även här uppgår upptagseffekterna till över 90 procent, vanligtvis till nästan hundra procent. Det aktiva kolet i filtret ska bytas ut vartannat eller vart tredje år beroende på filtrets storlek samt kvaliteten hos och förbrukningen av det filtrerade vattnet. Eftersom aktivkolfilter avger gammastrålning under användning skall dessa inte installeras i bostadshus utan i en separat byggnad eller i anslutning till brunnen.

För avlägsnande av uran rekommenderas anjonbytare som oftast har upptagseffekter på nära hundra procent. Undantaget är små anjonbytare som ansluts till köskranar där upptagseffekten beror på uranhalten i och tappningshastigheten för vattnet. En kraftig ökning av vattnets salthalt kan leda till att jonbytare börjar släppa uran. Ändringar av trycket eller pH-värdet i vattenledningarna har ingen större effekt på mängden uran som bytaren släpper.

Omvänd osmos är det enda tillförlitliga sättet att avlägsna bly och polonium från vatten. Effektiviteten hos andra metoder varierar stort eftersom bly och polonium i grundvatten uppträder i form av många olika föreningar och i till partikelmaterial i vattnet bunden form. Bly och polonium i vatten kan endast delvis avlägsnas med jonbytare eller aktivkolfilter. Dessa metoder är effektivare

på att avlägsna bly och polonium som är bundna till små partiklar än till stora partiklar.

Samtidigt avlägsnande av radon, järn och mangan från vatten är möjligt. De i projektet undersökta aggregaten minskade radonhalten i vatten med över 98 procent. Vissa aggregat för avskiljande av fluorid kan också användas för avlägsnande av uran, bly och polonium.

Utvecklingscentralen för teknologi och innovationer i Finland (TEKES) har finansierat denna studie.

VESTERBACKA Pia, TURTAJAINEN Tuukka, HÄMÄLÄINEN Kai, SALONEN Laina, ARVELA Hannu. Removal of radionuclides from household water. STUK-A225. Helsinki 2008, 98 + Appendices 5 s.

Keywords: radon-222, uranium-234,238, radium-226, lead-210, polonium-210, water treatment methods, drilled well water

Abstract

Research upon methods for removing radionuclides from household water was initiated in Finland in 1995. Three research projects, of which two were carried out with National Technology Agency of Finland and one with CEC, have been completed by the end of 2002. One of the main objectives of the research was to compose a guidebook for consumers and water treatment companies.

Radon can be removed from household water by aeration and by activated carbon filtration. Aerators that are well designed and set up can remove over 90% of waterborne radon. The best aerators have achieved removal efficiencies that are nearly 100%. However, setting up an aeration system requires thorough planning. Also, activated carbon filtration removes radon efficiently. The removal efficiencies have been over 90%, often nearly 100%. Depending on the water quality and usage, the carbon batch inside the filter needs to be changed every 2–3 years. Since activated carbon filters emit gamma radiation while in use, they should not be installed inside the dwelling but in a separate building or by the well.

It is recommended that uranium be removed from drinking water by anion exchange, which is the most efficient removal method for this purpose. Typically, the removal efficiencies are nearly 100%. The one exception is the so called tap filter, the removal efficiency of which depends on uranium concentration in raw water and the rate of water flow. High saline concentration in water may extricate uranium from ion exchange resin. Changes in plumbing pressure or pH-value do not have any significant influence in uranium retention.

Removal efficiencies of lead and polonium vary a lot depending on the chemical form in which they occur in water. They can be reliably removed from water by reverse osmosis only. Other treatment methods, such as ion exchange and activated carbon filtration, remove lead and polonium partly. Lead and polonium are removed more efficiently when they are bound onto smaller particles than larger particles.

Testing simultaneous removal of radon, iron and magnesium by two commercial devices gave promising results: radon removal efficiency was over 98%. Furthermore, it was found that certain fluoride removal equipment can be applied to simultaneous removal of uranium, radium, lead and polonium.

This research has been funded by the National Technology Agency of Finland (TEKES).

Innehåll

SAMMANFATTNING	3
ABSTRACT	5
FÖRORD	11
1 INLEDNING	12
1.1 Utgångspunkter	12
1.2 Maximihalter	13
1.3 Undersökningens mål	14
1.3.1 Arbetspaket 1	14
1.3.2 Arbetspaket 2	15
1.3.3 Arbetspaket 3	15
1.3.4 Arbetspaket 4	16
1.3.5 Arbetspaket 5	16
2 METODER FÖR AVLÄGSNANDE AV RADIOAKTIVA ÄMNEN FRÅN HUSHÅLLSVATTEN	17
2.1 Avlägsnande av radon	17
2.1.1 Luftning	18
2.1.2 Aktivkolfiltrering	19
2.2 Avlägsnande av uran	21
2.2.1 Installation av anjonbytare	23
2.3 Avlägsnande av radium	24
2.4 Avlägsnande av bly och polonium	25
3 UNDERSÖKNINGSMETODER	27
3.1 Programmet för provtagningar	27
3.1.1 Metoden för testning av luftare	27
3.1.2 Testning av annan utrustning	29
3.2 Metoder för bestämning av radionuklider	30
3.3 Upptag av radioaktiva ämnen	32
3.4 Radons adsorberingshastighet till aktivt kol	32
3.5 Byte av aktivt kol och radioaktivitet hos använt kol	33
3.6 Inverkan av ändringar i tryck, pH-värde och salthalt på anjonbytares funktion	34
3.7 Bindning av bly och polonium till partiklar av olika storlek i grundvatten	35

3.7.1	Provtagningsordning	35
3.8	Enkätundersökningen	37
4	UNDERSÖKNINGSPROGRAMMET	38
4.1	Luftare	38
4.2	Aktivkolfilter	38
4.3	Jonbytare	40
4.4	Samtidigt avlägsnande av radon, järn och mangan	43
4.5	Samtidigt avlägsnande av fluorid, uran, radium, bly och polonium	44
5	RESULTAT	45
5.1	Luftare	45
5.1.1	Testobjekt A, WellZone luftningsaggregat	45
5.1.2	Testobjekt B, Radon-X100 luftningsaggregat	46
5.1.3	Testobjekt C, Radon-X100 luftningsaggregat	47
5.1.4	Testobjekt D, RnAI-500 luftningsaggregat	48
5.1.5	Testobjekt E, Vesivahti luftningsaggregat	49
5.1.6	Testobjekt F, RF-150/KR6 luftningsaggregat	50
5.1.7	Testobjekt G, Radonett B2	52
5.1.8	Testobjekt H, Radox luftningsaggregat	53
5.2	Aktivkolfilter	53
5.2.1	Upptag av radon	53
5.2.2	Kapacitet hos aktivkolfilter	64
5.2.3	Radioaktiva ämnen som upptas i aktivkolfilter	65
5.2.4	Aktivkolfiltrerings inverkan på vattenkvalitet	66
5.3	Jonbytare	68
5.3.1	Jonbytares inverkan på vattenkvalitet	71
5.4	Inverkan av tryck, pH-värde och salthalt på anjonbytares funktion	74
5.4.1	Uranmängder i använt anjonharts	76
5.5	Livslängd hos jonbytare	77
5.6	Samtidigt avlägsnande av radon, järn och mangan	77
5.7	Samtidigt avlägsnande av fluorid, uran, radium, bly och polonium	81
5.8	Bindning av bly och polonium till partiklar av olika storlek i grundvatten	84
5.9	Enkätundersökningen	87
6	SLUTSATSER	93

7	LITTERATURHÄNVISNINGAR	95
BILAGA A	PROGRAM FÖR INSAMLING AV VATTENPROVER	99
BILAGA B	FRÅGEFORMULÄR	100

Förord

Denna rapport har tidigare publicerats på finska och finns nu tillgänglig på svenska. Översättningen är gjord av Socialstyrelsen.

Vesihuolto 2001 [Vattenförsörjning 2001] är ett teknologiprogram för utveckling av vattenförsörjningssektorn i Finland som Utvecklingscentralen för teknologi och utveckling Tekes startade 1997. Programmet avslutades 2001. Det var inriktat på vattenförsörjningen i tätorter och glesbygdsområden och det bestod av en rad olika insatsområden. Ett insatsområde var framtagning av vattenbehandlingstekniker som tryggar tillgång till hushållsvatten av hög kvalitet. Strålsäkerhetscentralens studie ”Radionuklidien poistolaitteiden turvallinen käyttö” [Säker användning av utrustning för avlägsnande av radionuklider] ingick i detta insatsområde.

Programmet Vesihuolto 2001 [Vattenförsörjning 2001] betonade vikten av nätverksbildning och samarbete mellan företag, forskningsinstitutioner, myndigheter och VA-anläggningar. Behovet av nätverk och samarbete uppmärksammades också på ett diskussions- och informationsmöte som Strålsäkerhetscentralen anordnade våren 2001 för företag som säljer utrustning för vattenbehandling. I mötet deltog över tjugo på vattenbehandling specialiserade experter.

Författarna till denna studie vill tacka de deltagande företagen för ett givande samarbete under studiens genomförande. Vi vill också tacka alla de kunder som deltog i undersökningen och som genom sin medverkan gjorde denna studie möjlig.

1 Inledning

1.1 Utgångspunkter

Forskning om metoder att avlägsna radioaktiva ämnen från grundvatten inleddes 1995 i Finland. De första studierna genomfördes av Strålsäkerhetscentralen (STUK), Finlands miljöcentral (SYKE) och Tekniska högskolan i Helsingfors (TKK). Tekes bidrog till finansieringen av dessa studier. Tyngdpunkten i dessa studier lades på metoder för avlägsnande av radon och uran. Nya luftningsbase-rade aggregat för avlägsnande av radon utvecklades samtidigt som projektet sökte identifiera vilka kvaliteter av aktivt kol är bäst lämpade för avlägsnande av radon (Myllymäki 1996, Myllymäki m.fl. 1999). Studien fortsatte 1997 i form av forskningsprojektet TENAWA (Treatment Techniques for Removing Radionuclides from Drinking Water) där upplägget var betydligt bredare. Projektet pågick i 2,5 år och finansierades av EU. Förutom avlägsnande av radon och uran undersökte projektet också avskiljande av radium, bly och polonium samt förmågan hos järn- och manganavskiljare att avlägsna radioaktiva ämnen från vatten (Annamäki och Turtiainen 2000).

Under EU-projektets gång undersöktes 10 för hushållsbruk installerade luftare, 13 i hushåll installerade aktivkolfilter och sex jonbytare. Samtidigt avlägsnande av järn, mangan och radioaktiva ämnen studerades vid 24 hushåll. I två hushåll undersöktes möjligheterna att avlägsna radioaktiva ämnen med utrustning för omvänd osmos. Det begränsade urvalet av grundvatten av olika typ var en brist i forskningsmaterialet. Undersökningarna genomfördes huvudsakligen vid objekt med hög vattenkvalitet. Höga halter av järn, mangan eller organiskt material fanns endast vid ett fåtal av de undersökta objekten. Endast ett av objekten där funktionen hos utrustning för omvänd osmos undersöktes uppvisade en hög kloridhalt (över 500 mg/l). För att säkerställa funktionen hos jonbytare och aktivkolfilter för alla typer av grundvatten var det nödvändigt att genomföra ytterligare undersökningar av deras användbarhet för behandling av olika typer av grundvatten.

Vid jonbyte och filtrering med aktivt kol ansamlas de radioaktiva ämnena i filtermassor. EU-projektets fältstudiefas på cirka två år var inte tillräckligt lång för att fastställa önskvärda intervall för byte av filtermassor. Beräkningarna av jonbytares dimensioner baserades närmast på vattnets humushalt och livslängden för aktivt kol uppskattades på basis av vattnets mikrobiologiska kvalitet. Intervall för byte av filtermassa bedömdes också bero på vattenkvalitet, vattenförbrukning och halterna av radionuklider i vattnet. Filtermassors beteende vid förändrade förhållanden som vid växlingar i vattnets pH-värde, temperatur, tryck, flöde och mineralsammansättning blev inte undersökt inom EU-projektets ram.

Utveckling av metoder för avlägsnande av bly och polonium ansågs vara viktig eftersom det är dessa radionuklider som näst efter radon utsätter användare av borrbrunnsvatten för de största strålningsdoserna. Dessa två ämnen förekommer i grundvatten både i form av lösliga föreningar och i till mineral-kolloider och organiska kolloider bunden form (Lehto m.fl. 1999). Detta är anledningen till att bly och polonium inte har kunnat avlägsnas med aktivkolfiltrering eller jonbyte. Det var känt att bly och polonium kan avskiljas med membranfiltreringsteknik (omvänd osmos). Vatten som produceras på detta sätt är emellertid mycket mjukt, vilket gör att det vanligen bör efterbehandlas med kalkstensfiltrering för att öka vattnets hårdhet. Kombinerad av olika filtermassor ansågs vara ett tänkbart alternativ när det gäller att avlägsna bly och polonium.

1.2 Maximihalter

Anvisning ST 12.3 om radioaktivitet i hushållsvatten utfärdades av Strålsäkerhetscentralen 1993 med stöd av strålskyddslagen 592/91. Enligt denna anvisning får radonhalten i vatten inte vara högre än 300 Bq/l. Halten av andra naturligt förekommande radioaktiva ämnen får beroende på radionuklid uppgå till högst 0,5–20 Bq/l. Om det förekommer både radon och andra naturligt förekommande radioaktiva ämnen i vatten skall halterna av dessa vara lägre än ovan nämnda maximihalter. Om åtgärdsgränsen överskrids skall verksamhetsutövaren reducera mängden av radioaktiva ämnen i vattnet.

Lagstiftningen i Finland anpassades till EU-rådets direktiv om hushållsvatten år 2000 genom lag 441/2000 om ändring av hälsoskyddslagen och social- och hälsovårdsministeriets (SHM) med stöd av denna lag givna förordning 461/2000 om kvalitetskrav på hushållsvatten. För radioaktivitet i hushållsvatten har direktivets totala indikativa dos på 0,1 mSv/år införts i förordningen som kvalitetsrekommendation. Dosen som orsakas av tritium, kalium-40 och radon samt av och kort- och långlivade sönderfallsprodukter från radon ingår inte i beräkningen av total indikativ dos. I förordningen anges det rekommenderade maximivärdet för tritium till 100 Bq/l. Förordningen omfattar ännu (år 2008) inte radioaktiva ämnen i vatten.

I social- och hälsovårdsministeriets förordning 401/2001 som gäller för små vattenverk och privata brunnar har kvalitetsrekommendationen för radonhalt i hushållsvatten från små vattenverk satts till 300 Bq/l och för vatten från privata brunnar till 1 000 Bq/l. Maximihalterna ovan på 1 000 Bq/l och 300 Bq/l överskrids i dricksvattnet hos 20 000 resp. 80 000 borrbrunnsanvändare.

Maximihalterna för uran i olika länder varierar i intervallet 20–160 µg/l. Både kemisk giftighet och radioaktivitet har använts som grunder för fastställande av dessa maximihalter. Världshälsoorganisationen WHO har på basis av experimentella undersökningar rekommenderat ett mycket lågt rekommenderat riktvärde (2 µg/l). WHO har dock nyligen höjt sin riktvärdesrekommendation till 15 µg/l (WHO 2003). Uranhalten i dricksvatten är högre än 20 µg/l för cirka 50 000 finländare varav 30 000 bor i hushåll som har borrhunn. Ett rekommenderat riktvärde på 2 µg/l skulle beröra över en halv miljon finländare. Strålskyddscentralen har tills vidare rekommenderat avlägsnande av uran från dricksvatten när uranhalten är högre än 100 µg/l. Detta motsvarar en stråldos på 0,06–0,12 mSv/år.

1.3 Undersökningens mål

Målet för studien var att samla in tillräckliga resultatdata för en handbok om metoder för avlägsnande av radioaktivitet från hushållsvatten. Både konsumenter och företag som säljer utrustning för vattenbehandling har behov av en sådan handbok. Syftet med handboken är att ge grundinformation om hur olika avskiljaraggregat verkar och om deras lämplighet för behandling av olika vattentyper. Handboken har också som mål att uppmuntra försäljning av avskiljarutrustning både i Finland och de andra nordiska länderna där någon experimentell forskning om avlägsnande av uran och andra långlivade radionuklider ännu inte har utförts.

Undersökningen delades in i fem arbetspaket. I det första arbetspaketet undersöktes ännu inte testade luftare på marknaden. Det andra arbetspaketet var inriktat på aktivkolfilter och undersökning av deras långvariga funktion under olika förhållanden. I det tredje arbetspaketet undersöktes avlägsnande av uran, radium, bly och polonium med olika företags jonbytarfilter. Ett antal undersökningsobjekt valdes med avseende på att de kunde förmedla användarerfarenheter av filter som hade varit i bruk under flera år. I det fjärde arbetspaketet undersöktes samtidigt avlägsnande av flera skadliga ämnen, och i det femte arbetspaketet undersöktes bindningen av bly och polonium till partiklar i grundvattnet.

1.3.1 Arbetspaket 1

Hushåll som har installerat luftare för avlägsnande av radon identifieras i samarbete med branschföretag. Dessa hushåll får ett frågeformulär om deras erfarenheter av luftarnas driftsäkerhet och hur lätta de är att använda. Dessutom testas de luftare på marknaden som ännu inte har blivit testade enligt den testningsmetod som Strålskyddscentralen har tagit fram.

1.3.2 Arbetspaket 2

Avsikten är att i samarbete med branschföretag identifiera hushåll som har installerat aktivkolfilter för avlägsnande av radon. Hushållen får ett brev med frågor om deras erfarenheter av användningen av aktivkolfilter och om var filtren är placerade.

Av de hushåll som svarar väljs 10–20 objekt ut för uppföljande fältprov. Urvalskriterierna är:

1. Tiden som filtret har varit i bruk. Bland de filter som använts i lång tid väljs 5–10 ut för en undersökning av hur ofta aktivkolet bör bytas ut för att filtret skall vara säkert att använda.
2. Avvikande vattenkvalitet. Aktivt kol upptar järn, organiskt material och långlivade radionuklider. Av de objekt där halterna av dessa ämnen är exceptionellt höga väljs 1–5 objekt ut för uppföljning.
3. Aktivkolbäddens storlek. Undersöks vid ett objekt om det finns skäl att misstänka att kolbädden är underdimensionerad.
4. Tekniska problem. Undersökning av problem som beror på filtrets tekniska funktion (t.ex. tryckförlust, igentäppning).
5. Avvikande installation. Om annan utrustning finns installerad i anslutning till filtret och kombinationen inte har undersökts tidigare väljs ett tillämpligt antal sådana objekt ut för uppföljning.
6. Backspolningsfunktion. Undersökning av backspolnings inverkan på upptagning och frigörande av radon och andra radionuklider samt undersökning av filtrets tekniska funktion vid 1–2 objekt. Experiment för att utröna beteendet hos järn under backspolning.
7. Kolbäddens ålder. Undersökning av filtrets funktion vid maximala vattenflöden (ca 15 l/min) vid ett objekt där filtret varit i bruk under lång tid. Experiment för att utröna om i kolet upptagna radionuklider lösgörs i dricksvatten till exempel när kol förvittras. Gammalspektrometrisk undersökning av under uppföljningens gång insamlat använt aktivkol. Undersökning av aktiviteten hos uran-238, radium-226 och bly-210 som upptagits i aktivt kol.

1.3.3 Arbetspaket 3

Här får hushållen ett brev med frågor om deras erfarenheter av användning av jonbytare och upplysningar om var filtret är placerat.

1. Undersökning av upptagseffekterna för uran och radium hos jonbytare som använts i lång tid hos 10–20 hushåll. Dessutom utväljs 1–2 nya undersökningsobjekt där vattenkvaliteten skiljer sig från vattenkvaliteten hos tidigare undersökningsobjekt (bl.a. hårda och salta vatten).

2. Undersökning av olika installationers (bl.a. efterfilter) upptagseffekter vid avlägsnande av bly-210 och polonium-210.
3. Undersökning av hur upptagseffekten hos jonbytarharts försämras över tid för att fastställa bytesintervall för harts vid ett undersökningsobjekt där halten av organiskt material i vattnet är hög.
4. Undersökning av förmågan att avlägsna uran och radium hos anjon- och katjonbytarhartser som levereras av olika företag. 1–2 hushåll som har installerat jonbytare från dessa företag väljs ut för undersökning.
5. En jonbytare (7 liter) som använts i lång tid för rening av köksvatten väljs ut för fortsatt undersökning på laboratorium för att utreda hur plötsliga miljöförändringar som förändringar i vattnets pH-värde och mineral-sammansättning samt tryckförändringar påverkar jonbytarmassors funktionalitet.

1.3.4 Arbetspaket 4

1. Undersökning av samtidigt avskiljande av fluorid och andra radioaktiva ämnen hos två hushåll. Undersökningen omfattar endast filter som är avsedda för rening av köksvatten; hur mycket vatten det går att behandla med filtret utan att upptagseffekten blir otillräckligt låg.
2. Undersökning vid två hushåll av förmågan till samtidigt avlägsnande av radon, järn och mangan hos två olika aggregat som på basis av tidigare undersökningar har visat sig ha förutsättningar för att klara av detta. Aggregaten har inte testats i långvarigt bruk.

1.3.5 Arbetspaket 5

1. Undersökning vid fem hushåll av bindningen av bly och polonium till partikelmaterial samt jonbytares och aktivkolfilters inverkan på partiklars storleksfördelning. Hushållen som väljs ut skall ha humus-, järn-, mangan- eller salthaltigt vatten av hög kvalitet.

2 Metoder för avlägsnande av radioaktiva ämnen från hushållsvatten

Med avseende på strålningsdos är radon det viktigaste radioaktiva ämnet som uppträder i borrbrunnsvatten. Borrbrunnsvatten innehåller dessutom ofta också uran i sådana halter att uranet bör avlägsnas. När radonhalten i vatten är högre än 1 000 Bq/l blir det ofta nödvändigt att avlägsna bly och polonium. Radium uppträder sällan i så höga halter i vatten att det behöver avlägsnas.

Radon skall alltid avlägsnas från allt hushållsvatten eftersom det frigörs i inneluft när vatten används. För andra radioaktiva ämnen är det tillräckligt att de avlägsnas från dricksvatten. De orsakar ingen strålningsexponering vid annan vattenanvändning, t.ex. när man duschar.

Olika radioaktiva ämnen har olika fysikaliska och kemiska egenskaper, vilket gör att det i regel inte är möjligt att avlägsna dem med en och samma metod. Metoder och avskiljarutrustningar har utvecklats främst i USA men också i Europa. Alternativa avlägsningsmetoders lämplighet för behandling av finländska grundvatten har avhandlats ingående i Petri Jokelas litteraturundersökning (Jokela 1993). I Sverige har man utvecklat åtskilliga luftare för användning i privathushåll (Lindén 1997). Dessa luftare har visat sig vara tillräckligt effektiva också för små vattenandelslags behov (Salonen m.fl. 2002). I Finland har undersökningarna i huvudsak varit inriktade på fältstudier där olika metoders lämplighet för behandling av olika typer av vatten har testats vid vattenverk och hushåll (Salonen m.fl. 1998). På utrustningssidan har man i Finland till exempel utvecklat två luftare (Myllymäki m.fl. 1999, Annanmäki och Turtiainen 2000).

Installation och inkoppling av avskiljare måste planeras fall för fall, särskilt när det är fråga om samtidigt avlägsnande av flera radioaktiva ämnen eller när andra ämnen som järn, mangan eller humus förekommer i mängder som måste avlägsnas. Stora mängder av sådana ämnen kan störa funktionen hos utrustning som avlägsnar radionuklider. I regel är det bäst att avskilja järn, mangan och humus innan radioaktiva ämnen avlägsnas från vattnet.

2.1 Avlägsnande av radon

För radon bestäms avlägsningsmetodernas användbarhet i hög grad av dess fysikaliska och kemiska egenskaper. Radon är i det närmaste inert i kemiskt avseende, vilket gör att avlägsnande av radon inte kan baseras på någon kemisk reaktion. Radon har alltid en mycket liten massa; 5 000 Bq motsvarar t.ex. $0,88 \times 10^{-12}$ gram. Dessutom är radon förhållandevis lösligt i vatten. I rumstemperatur har

det en löslighet av samma storleksordning som koldioxid. Radon sönderfaller i takt med sin fysikaliska halveringstid (3,825 dagar) och ger då upphov till fyra kortlivade dotternuklider som är i aktivitetsjämvikt med radonet under sönderfallsprocessen. Alla dessa omständigheter ställer särskilda krav på avskiljare. Inköpspris och tillgängligt installationsutrymme är andra faktorer som begränsar urvalet av lämpliga avskiljare. (Lowry och Brandow 1985).

Det finns två metoder för avlägsnande av radon från vatten: luftning och aktivkolfiltrering. Luftning är förstahandsval när radonhalten i vattnet är högre än 5 000 Bq/l eller när det är stora mängder vatten som skall behandlas, till exempel hos vattenverk.

2.1.1 Luftning

Luftning bygger på att gasformigt radon som är löst i vatten avgår till omgivande luft via diffusion. Avgången kan påskyndas genom att man skapar en stor yta mellan vatten och luft. Vid en temperatur på 10 °C och normalt lufttryck är radonhalten i luft tre gånger större än i vatten när det i vatten lösta radonet uppnår ett jämviktstillstånd med det gasformiga radonet i luften. I regel behövs det dock en tiofaldig mängd luft för en viss vattenvolym för att ett radonupptag på 95 procent skall kunna uppnås. Luftning avlägsnar också andra gasformiga ämnen från vatten, t.ex. koldioxid, svavelväte och flyktiga organiska föreningar. Andra naturligt förekommande radioaktiva ämnen än radon kan inte avskiljas med hjälp luftning.

Effektiviteten av luftning påverkas bl.a. av följande faktorer:

- kontakttiden mellan vatten och luft
- förhållandet mellan vattnets och luftens ytareor
- vattnets och luftens relativa andelar av kärlets volym
- jämn inblandning av luft i hela vattenvolymen
- vattnets och luftens temperatur och tryck
- skillnaden i radonkoncentration mellan luft och vatten i kärlet.

De vanligaste principerna för luftning i kommersiella aggregat är:

1. *Luftning av finfördelat vatten.* Radonhaltigt vatten pumpas i kärlet genom ett spraymunstycke. Munstycket finfördelar vattnet till mycket små droppar från vars yta radonet lätt avgår till lufterummet i kärlet. Från kärlet leds den radonhaltiga luften till uteluft genom en ventilationskanal. Intaget av ersättningsluft sker i regel från inomhusluft.
2. *Finblåsigt luftning.* Radonhaltigt vatten tillförs ett stort antal små luftbubblor som löst radon avgår till. Bubblorna kan produceras med hjälp

av kompressor och ett munstycke som bildar små bubblor eller genom att vattnet får cirkulera genom en ejektor. Den radonhaltiga luften leds till uteluft genom en ventilationskanal.

3. *Tornluftning.* Vattnet leds till den övre delen av ett lodrätt monterat torn. Tornet är fyllt med material som har stor ytarea (t.ex. plastnät eller -kulor). I tornets nedre del finns en effektiv kompressor som blåser luft genom tornet. Den radonhaltiga luften leds till uteluft längs en ventilationskanal. När vatten rinner neråt i tornet bildas en stor ytarea mellan vattnet och luften.

Luftningsutrustningen kan installeras i ett hushålls vattenlinje på många olika sätt (bild 1.) Luftat vatten kan lagras i luftaren, ledas till ett icke-tryckreglerat förrådskärl eller ledas till ett tryckkärl. På marknaden finns också en radon-avskiljare som luftar vattnet direkt i brunnen. Installationssättet för luftare varierar och beror vanligen på mängden vatten som skall behandlas och på installationens utrymmeskrav.

Luftnings inverkan på vattenkvalitet

Luftning avlägsnar svavelväte och ökar vattnets syrehalt, vilket leder till bättre smak och lukt hos vattnet. Under luftning avskiljs koldioxid från vattnet, vilket ökar vattnets pH-värde och minskar dess korrosivitet. Syresättningen och det förhöjda pH-värdet kan å sin sida leda till att järn i vattnet oxideras och fälls ut som hydroxid. Mangan kan också fällas ut då. Fällningarna skall avskiljas med efterfiltrering så att de inte släpps in i vattenlinjen. Luftning av hårda vatten kan dessutom leda till ökad pannstensbildning i värmepannor när vattnets pH-värde ökar. Vid luftning kommer vattnet i kontakt med den luft som leds in i luftaren, vilket gör att man bör ägna särskild uppmärksamhet åt vattnets mikrobiologiska kvalitet och rengöring av luftningsaggregaten. Luft som leds till luftaren bör alltid vara filtrerad.

2.1.2 Aktivkolfiltrering

Aktivkolfiler är 20–100 liter stora tryckkärl som är fyllda med aktivt kol. Funktionen hos dem bygger på att radon adsorberas till det aktiva kolets yta. Adsorberat radon på aktivkolets yta sönderfaller i takt med dess halveringstid. Cirka tre veckor efter att ett filter tagits i bruk är radonets adsorptionshastighet till kol lika stor som dess avgång genom radioaktivt sönderfall. Då sägs filtret befinna sig i ett jämviktstillstånd (bild 2).

I aktivkolfiler i jämvikt är radonet i jämvikt med sina kortlivade sönderfallsprodukter (polonium-218, bly-214, vismut-214 och polonium-214). Av

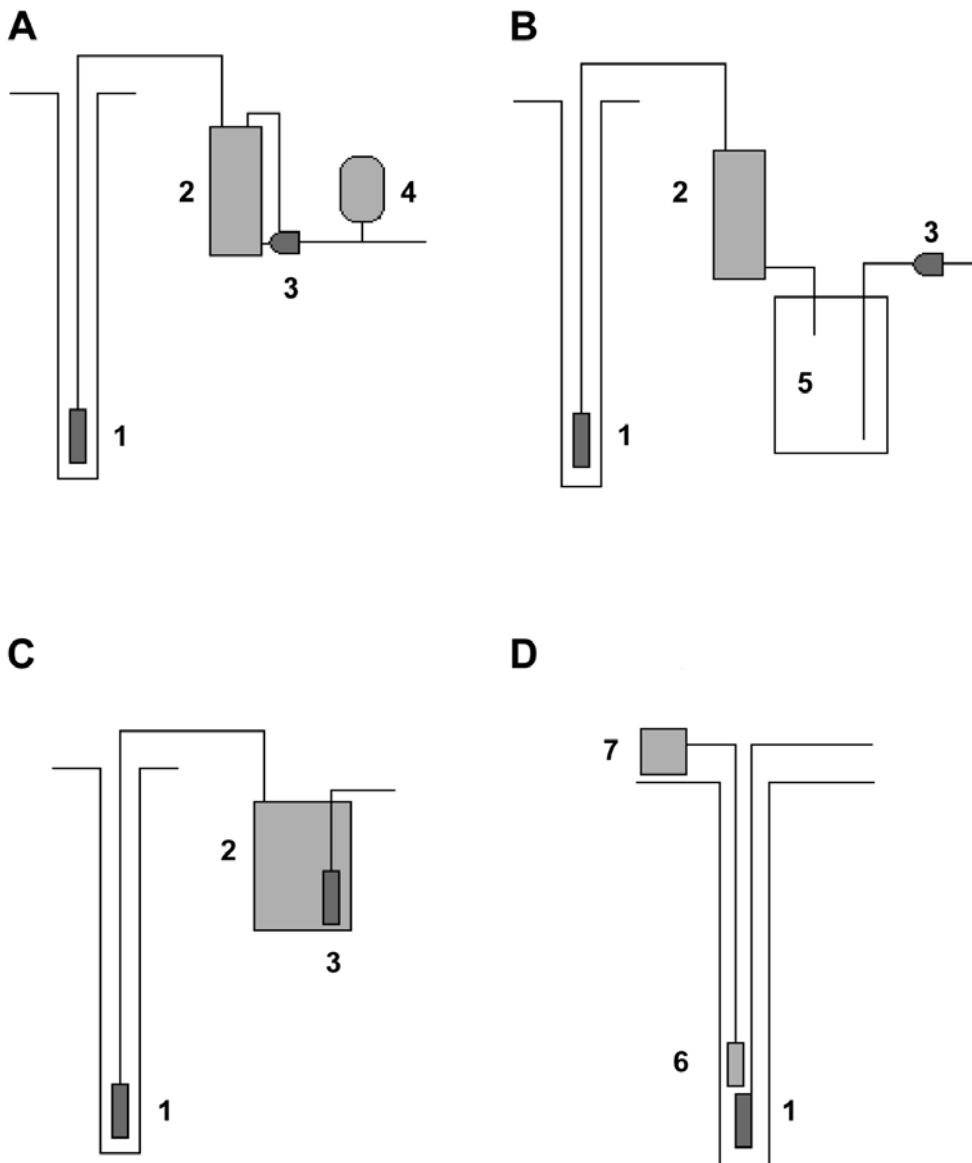


Bild 1. Installationer av olika typer av luftare, där komponenterna är: **1** brunnspump, **2** luftare, **3** tryckökningspump, **4** trycktank, **5** förrådskärl, **6** luftningsmunstycke och **7** kompressor. I installation **A** är det tryckökningspumpen som luftar vattnet och reglerar trycket i vattenlinjen. I installation **B** fylls luftaren med vatten av brunnspumpen, förrådskärlen fylls med sjunkvatten och trycket i hushållets vattenlinje regleras av tryckökningspumpen. I installation **C** fungerar luftaren som förrådskärl. I installation **D** pumpar kompressorn in luft till brunnsvattnet genom ett i brunnen placerat luftningsmunstycke.

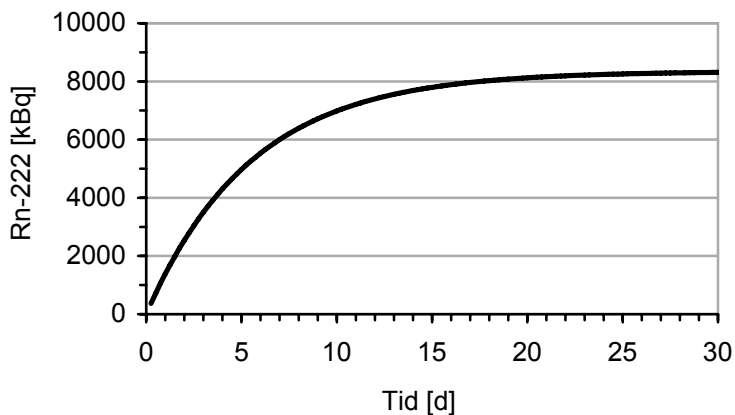


Bild 2. Aktiviteten hos till aktivt kol adsorberat radon som funktion av brukstid. Avgången av radon genom radioaktivt sönderfall är lika snabb som adsorptionen cirka tre veckor efter att filtret tas i bruk. Filtret sägs då befinna sig i ett jämviktsstillstånd och radonets aktivitet i aktivkolfiltret har då stabiliserats på sin maximala nivå. Bilden visar ett fall där vattenförbrukningen är 520 L/d och råvattnets radonhalt är 3 000 Bq/L. I ett jämviktsstillstånd är mängden radon som upptagits i filtret cirka 8 300 kBq. Radonets kortlivade sönderfallsprodukter upptas också i filtret och är i jämvikt med radonet.

sönderfallsprodukterna är det bly-214 och vismut-214 som emitterar gammastrålning, vilket gör att dosraten på aktivkolfiltrets yta och dess omedelbara närhet kan vara skadligt hög. Dosraten är direkt avhängig av vattnets radonhalt och vattenförbrukning. Av denna anledning skall aktivkolfilter placeras i ett förrådsutrymme långt från boningsrum eller i anslutning till brunnen. Aktivkolfiltrering rekommenderas inte om vattnets radonhalt är högre än 5 000 Bq/l.

I vissa situationer bör ett förfilter för avskiljande av partikelmaterial installeras före aktivkolfiltret (bild 3). När det finns järn i råvattnet (> 0,2 mg/l) bör man i regel välja ett aktivkolfilter som är utrustat med backspolningsautomatik (bild 4).

2.2 Avlägsnande av uran

Uran förekommer i grundvatten huvudsakligen på två olika oxidationsnivåer. I reducerande miljö dominerar uranföreningar där uranet har oxidationstalet +4. Sådana föreningar är synnerligen dåligt lösliga. Uranyljonen, UO^{2+} , med oxidationstalet +6 är den dominerande formen av uran i oxiderande miljöer. Uranyljoner bildar beroende på omständigheterna komplexföreningar med bl.a. fosfat, sulfat, karbonat, hydroxid- och kloridjoner samt organiskt material i vattnet. Berggrundvattnen i Finland är s.k. bikarbonatvatten där pH-värdet

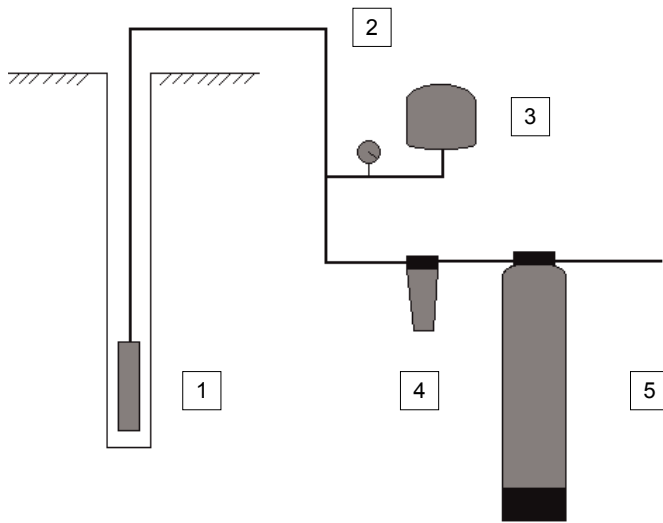


Bild 3. Installation av aktivkolfilter i ett hushålls vattenlinje. Komponenterna i bilden är: **1** brunnspump, **2** tryckmätare, **3** trycktank, **4** förfilter och **5** aktivkolfilter.

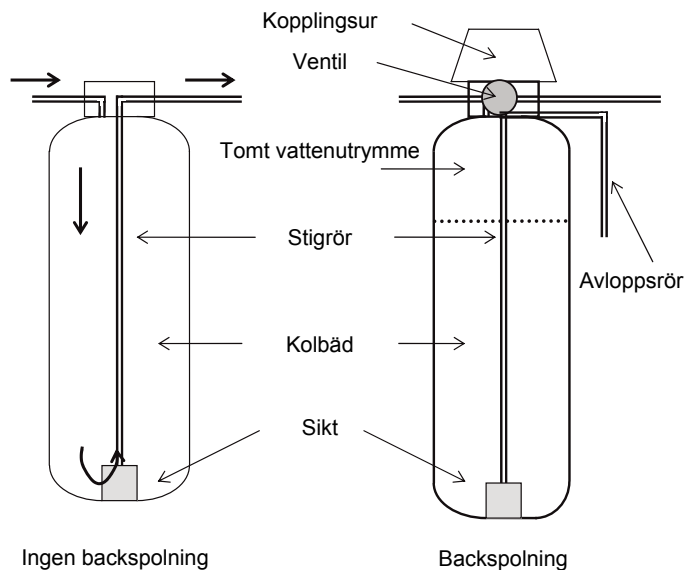


Bild 4. I aktivkolfilter filtreras råvatten neråt genom en kolbädd och behandlat vatten stiger upp till vattenlinjen genom ett stigrör. Vid backspolning är det en ventil som leder råvatten till kolbäddens botten genom ett stigrör. Vattnet som rinner uppåt sköljer kolbädden på ansamlade fällningar och partiklar och för dem till avloppet genom ett separat rör. Filterkåpor som är försedda med backspolning fylls med kol till cirka två tredjedelar av kåpens totala volym.

oftast ligger på 7–10 (Hyyppä 1984). I sådana miljöer uppträder uran oftast i formerna $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$ och $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$ (Langmuir 1978). Finländska jordgrundvatten är dessutom typiskt mjuka, koldioxidhaltiga och oftast också sura (Hiisvirta 1991). Alla dessa omständigheter underlättar lösning av uran i grundvatten (Salonen 1995).

Det finns många metoder för avlägsnande av uran från grundvatten. Undersökta metoder för detta är jonbyte, kemisk fällning, adsorption till aktivt kol och till aktiverad aluminiumoxid samt membranfiltrering (omvänd osmos och nanofiltrering).

Fällning av uran med olika metallsalter är i hög grad beroende av vattnets pH-värde när det finns bikarbonater i vattnet. Effektivt avlägsnande kräver optimala förhållanden vilket gör att fällningsmetoden inte används i privata hushåll. Uran går att avskilja med aktivkolfilter, men kapaciteten hos aktivt kol för detta är ringa. I privata hushåll är det bäst att använda antingen jonbytare eller omvänd osmos.

Jonbytesmetoden har använts redan i årtionden i uranruvor för att avlägsna uran, men det var först på 1980-talet som metoden började användas för behandling av dricksvatten (Jokela 1993). Avlägsnande av uran med hjälp av på jonbyte och omvänd osmos baserade metoder har studerats i Finland sedan 1995 (Myllymäki 1996, Huikuri och Salonen 2000).

Uran avlägsnas bäst med stark organisk anjonbytarharts som ger upptag på näst intill 100 procent. Hartser som används för anjonbyte bildar kemiska bindningar till negativt laddade joner dvs. anjoner i vattnet. I något skede när tillräckligt mycket vatten har letts genom ett filter börjar hartsets jonbytskapacitet att försvagas eller den upphör helt. Då skall i hartset upptagna joner avlägsnas med hjälp av regeneration av hartset. Regenerering sker med nästan mättad koksaltlösning.

2.2.1 Installation av anjonbytare

Det finns flera olika storlekar av kommersiella aggregat som innehåller anjonbytarharts. Valet av modell sker efter vattenförbrukningens storlek och användarens bruksbehov. Om vatten som skall behandlas innehåller mer än 1 mg/l uran eller andra skadliga ämnen som järn, mangan eller humus bör man välja ett aggregat som behandlar allt hushållsvatten. Aggregatet har regenerationsfunktion som aktiveras med kopplingsur och när så behövs separat harts för avskiljande av järn och mangan. Den sammanlagda volymen av alla hartser i dessa filter är 30–80 liter. Regeneration utförs vanligen en gång i veckan med nästan mättad havssaltlösning som lösgör uran, andra joner och partiklar som upptagits i hartset. Detta återställer hartsets upptagningsförmåga för uran till nästan ursprunglig nivå.

Anjonbytare kan installeras så att den också behandlar allt hushållsvatten utan regeneration. Detta är en möjlighet när vattnet förutom uran inte innehåller avsevärda mängder av andra skadliga ämnen. Eftersom hartset inte regenereras tar det kontinuerligt upp uran och andra ämnen under hela brukstiden. Hartset skall bytas ut när dess upptagningsförmåga för uran börjar försvagas och uranhalten i behandlat vatten överstiger 10 µg/l. Dessa filter har i regel en volym på 20–60 liter. Filter som behandlar allt hushållsvatten installeras oftast i ett tekniskt utrymme.

Uran behöver inte nödvändigtvis avlägsnas från allt hushållsvatten eftersom det bara är genom vatten som dricks som det orsakar strålningsexponering. Harts brukar inte regenereras när det endast används för avskiljande av uran från dricksvatten och matlagingsvatten. Samma harts kan uppta uran i åratal, varefter det byts ut mot nytt harts. En typisk installationsplats för ett sådant aggregat är ett skåp under diskbänken i köket. Hartsvolymen i dessa aggregat är 7–11 liter.

På marknaden finns också s.k. kranfilter som är lätta att montera på kökskranen i stället för kranmunstycket. Kranfilter har en patron som är fylld med starkt anjonbytarharts. Hartsvolymen i dessa är i regel mindre än en liter. Kranfilters förmåga att avskilja uran beror på vattnets tappningshastighet, och vid höga uranhalter (över 200 µg/l) är upptagseffekten lägre än hos ovan nämnda filter. Kranfilter rekommenderas endast för användning i fritidsbostäder. Patronen bör bytas ut en gång om året.

2.3 Avlägsnande av radium

Radium förekommer i grundvatten i form av hydrerade katjoner med oxidations-talet +2. Radium är förhållandevis lösligt och i fråga om kemiska egenskaper påminner det om de närbesläktade ämnena barium, kalcium och magnesium. Radium fälls ut från vatten tillsammans med dessa ämnen (s.k. samfällning) i form av svårlöst karbonat och sulfat. Tillsammans med sulfater bildar radium också neutrala jonpar som har en benägenhet att adsorberas till olika slags ytor. Positivt laddat radium adsorberas lätt till negativt laddade hydroxidors ytor (Clifford 1990).

Metoder för avlägsnande av radon har studerats i stor omfattning. I USA har man sedan 1970-talet studerat metoder som bl.a. koagulering, BaSO₄-samfällning, kalkavhärdning, jonbyte, sorption och omvänd osmos.

Radium avlägsnas från vatten med hjälp av olika fällningsmetoder. Fällning med bariumsulfat är en effektiv metod. Den passar dock inte för behandling av dricksvatten då den leder till en ökning av bariumhalten i behandlat vatten så att den stadgade maximihalten för barium lätt överskrids. Avhärdning med kalk-

och kalksoda är effektiva metoder som kommit till användning på vattenverk (Bennett 1978). Mekanismen för kalkavhärdning är emellertid inte helt känd, men den bedöms handla om antingen fällning, samfällning, adsorption eller en kombination av dessa.

Jonbytare är en effektiv metod för avlägsnande av radium. Som harts kan man använda katjonbytarharts i natrium- eller väteform. Jonbytet sker snabbt, vilket gör att det inte behövs några stora mängder av harts.

Avskiljande av radium med sorption har studerats med användande av mangandioxid, bariumsulfat, aktivt kol, aktiverad aluminiumoxid och sandfilter som adsorptionsmedel. Nackdelen med dessa metoder är att filtermassorna inte går att regenerera. Det är endast sandfilter som behandlats med mangan som går att regenerera med syra. Då måste aggregatet vara byggt av syrafast material, vilket betingar ett högre pris.

Även filtrering där man använder omvänd osmos har studerats i förhållandevis stor omfattning sedan 1970-talet. Omvänd osmos har visat sig avlägsna nästan allt radon från vatten.

Avlägsnande av radium med olika metoder för jonbyte och omvänd osmos har studerats i Finland sedan 1997 (Annanmäki och Turtiainen 2000). Starka organiska katjonbytarhartser är lämpliga för avlägsnande av radium. Dessa två metoder har visat sig ge upptagseffekter på över 95 procent. Det finns flera olika modeller och storlekar av kommersiella radonavskiljare på marknaden. Valet bland dessa bestäms av vattenförbrukningens storlek och radiumhalten i vattnet som skall behandlas.

2.4 Avlägsnande av bly och polonium

Bly och polonium förekommer i vatten i form av oorganiska föreningar som de bildar, i till partiklar i vattnet adsorberad form eller i form av lösliga joner. De kan dessutom bilda föreningar med organiskt material i vatten. Eftersom bly och polonium uppträder i vatten i form av växlande kemiska föreningar eller i partikelbunden form kan upptaget av dem variera avsevärt vid olika tidpunkter och vid användande av olika metoder. Avlägsnande av bly och polonium har studerats vid användning av jonbyte, adsorption med aktivt kol, omvänd osmos och olika fällningsmetoder (Annanmäki och Turtiainen 2000).

Upptagseffekterna för bly och polonium som uppnås med jonbytare och aktivkolfilter varierar stort. I fråga om jonbyte har man undersökt användning av starka organiska och chelaterande hartser samt zeoliter. Vid användning av chelaterande hartser bildar bly komplexföreningar med hartset (Mazidji m.fl. 1992). Sannolikast är det bly i löslig form som starka organiska hartser och zeoliter upptar från vatten.

Fällningsmetoder har också kommit till användning vid avlägsnande av bly och polonium (Fox och Sorg 1992, Kuenn 1992). Som fällningskemikalier har man bland annat använt aluminiumsulfat, järnsulfat ensamt och i förening med kalk samt enbart kalk. Olika fällningskemikalier har avlägsnat olika mängder av bly och polonium. Järn- och kalkfällning har en upptagseffekt för bly på mer än 95 procent och resultatet går att förbättra med efterbehandling som till exempel aktivkolfiltrering. Vid avlägsnande av polonium har man uppnått upptagseffekter på 60–90 procent (Cowen m.fl. 1977, Hogde m.fl. 1974).

Upptagseffekterna med ovan beskrivna metoder har varierat beroende på i vilken kemisk form bly och polonium har förekommit i undersökta grundvatten. Vid membranfiltrering är den kemiska formen för bly resp. polonium inte den enda avgörande faktorn, eftersom vattnet som filtreras leds under tryck genom ett semipermeabelt membran med mycket liten porstorlek (omvänd osmos och nanofiltrering). Med aggregat för omvänd osmos har man uppnått upptagseffekter för bly och polonium på över 95 procent även vid filtrering av vatten med mycket hög salthalt. Kommersiella aggregat är ofta utrustade med både för- och efterfilter som förhindrar att membranet täpps igen och att vattnets mikrobiologiska kvalitet försämras (Huikuri m.fl. 1998).

3 Undersökningsmetoder

3.1 Programmet för provtagningar

Vattenprover togs vid undersökningsobjekten med 2–3 månaders intervaller. Proverna togs från råvatten (före vattenbehandlingsutrustning) och från behandlat vatten (efter vattenbehandlingsutrustning). Vid objekt där man använde kranfilter för avlägsnande av uran var det bostadsinnehavarna själva som samlade in vattenproverna. Vid alla andra objekt var det personal från Strålsäkerhetscentralen som tog proverna.

För alla vattenprover bestämdes halten av radon och den totala halten av långlivade alfaaktiva ämnen (total alfaaktivitet). I arbetspaket 2 bestämdes dessutom halterna av bly och polonium. I arbetspaketen 3 och 4 bestämdes också vattens halter av uran och radium. En mer detaljerad beskrivning av provtagningsprogrammet finns i bilaga A.

Inom arbetspaketens ram utfördes även andra bestämningar av parametrar för vattenkvalitet (tabell 1). Urvalet av parametrar för bestämning gjordes på basis av tidigare undersökningar (Turtiainen m.fl. 2000, Huikuri och Salonen 2000).

Tabell 1. Bestämning av parametrar för vattenkvalitet i arbetspaketen. Parametrarna är antal härdar (HPL) vid 22 och 37 °C, pH-värde, elektrisk ledningsförmåga, järn (Fe), mangan (Mn), sulfat (SO₄), permanganattal (KMnO₄), total mängd organiskt kol (TOC), aluminium (Al) och fluorid (F).

Arbets-paket	HPL 22 °C	HPL 37 °C	pH	Konduktivitet	Fe	Mn	SO ₄	KMnO ₄	TOC	Al	F
TP2	X	X	X	X	X	X			X		
TP3	X	X	X	X	X	X	X	X			
TP4	X	X	X	X	X	X		X		X	X

3.1.1 Metoden för testning av luftare

Under EU-projektets gång kom det fram att vissa luftares upptagseffekt för radon inte är konstant utan att den kan variera beroende på mängden vatten som tappats före provtagning (Annamäki och Turtiainen 2000). Av denna anledning utvecklade Strålsäkerhetscentralen en provtagningsmetod som gör det möjligt att studera funktionen hos luftare under skiftande förhållanden.

Först togs prover från både råvatten och luftat i vattenledningen stillastående vatten. Efter detta anslöts en 25 cm lång plastslang till kökskranen och slangens andra ända placerades på botten av en 2-liters Erlenmeyerkolv

i diskhon. Kranen öppnades och vatten tappades ur kranen med halva maxiflödet (5–7 l/min) så att det hela tiden fanns 2 liter vatten i kolven och överflödigt vatten rann ut i vasken. Tidpunkten för när tappning påbörjades antecknades. Varannan eller var tredje minut efter att tappning hade påbörjats togs vattenprover från kolven med pipett utan pumpett. Vattnet fick rinna i 15–20 minuter tills minst 100 liter hade tappats. Vattenflödet hölls så konstant som möjligt under tappningen. Till slut togs också prover från råvattnet.

Efter analys av proverna ritades ett diagram där radonhalten i luftat vatten (Bq/l) uttrycktes som funktion av mängden tappat vatten. Avskiljarens upptagseffekt efter tappning av 50 resp. 100 liter vatten beräknades sedan med hjälp av ekvation 3.1.

$$R_e = \frac{\sum^n \left[\frac{1}{2} \cdot (C_n + C_{n-1}) \cdot (V_n - V_{n-1}) \right]}{V_{tot} \cdot \frac{C_{i0} + C_{if}}{2}} \cdot 100\% \quad (3.1)$$

där

R_e är den genomsnittliga upptagseffekten,

C_n är radonhalten i prov n efter tappning av V_n liter vatten,

V_{tot} är antingen 50 eller 100 liter,

C_{i0} är radonhalten i det första råvattenprovet, och

C_{if} är radonhalten i det sista råvattenprovet.

Dessutom beräknades den svagaste momentana upptagseffekten med hjälp av följande formel:

$$R_{min} = \left(1 - \frac{2C_{max}}{C_{i0} + C_{if}} \right) \cdot 100\% \quad (3.2)$$

där

R_{min} är den lägsta momentana upptagseffekten, och

C_{max} är den högsta uppmätta radonhalten under tiden för tappning av de första 100 literarna.

Vattenkvalitet har inte undersökts i denna studie eftersom luftares inverkan på vattenkvalitet redan har studerats i tidigare undersökningar (Myllymäki m.fl. 1999, Annanmäki och Turtiainen 2000).

3.1.2 Testning av annan utrustning

Radonprov utan föregående tappning av vatten

Vattenmätarställningen antecknades innan provtagning påbörjades. Först togs radonprov från råvatten för att fastställa halten av radon i obehandlat vatten vid provtagningstillfället. Därefter togs radonprov från vatten i kökskranen efter tappning av högst en halv liter vatten (radon i rörledningsvattnet). Till slut mättes vattnets temperatur.

Mikrobiologiskt prov

Efter mätning av temperaturen togs munstycket till kökskranen bort. Kranhuvudet torkades av med en luddfri duk och rikliga mängder A12t-lösning (80 % w/w). A12t-lösningen tilläts torka i ungefär en minut, vilket ledde till att etanolhalten i lösningen minskade till 70 % w/w för att till slut avdunsta helt. Efter desinficering av kranhuvudet tappades sammanlagt två liter vatten med en fjärdedel av maximiflödet. Efter detta togs ett mikrobiologiskt vattenprov till en steriliserad flaska. Provet levererades till analys hos Helsingfors stads miljöcentral inom fyra timmar efter provtagning. Antalet härdar vid 22 °C och 37 °C (HPL 22 °C ja 37 °C) bestämdes där.

Radonprov från behandlat vatten

Efter tagning av det mikrobiologiska provet fick vattnet rinna med en hastighet av 5–7 l/min så länge att vattnet i rörledningarna och vattenbehandlingsaggregatet hade bytts ut. Vid installationer med 39-liters aktivkolfilter var det till exempel totalt 40 liter och med 63-liters filter 55 liter vatten som tappades. De flesta jonbytare är installerade i anslutning till ett aktivkolfilter, och i dessa fall var det aktivkolfiltrets volym som fick avgöra mängden vatten som fick rinna genom filtren. Efter tappning togs radonprov från filtrerat vatten direkt till en vätskescintillationsflaska.

Bestämning av övriga kvalitetsparametrar för vatten

Prov för bestämning av förekomsten av järn (Fe), mangan (Mn), fluorid (F), sulfat (SO₄), aluminium (Al), vattnets permangattal (KMnO₄) och av totalhalt av organiskt kol (TOC) togs till provflaskor som var beställda från Helsingfors miljöcentral.

Proverna för bestämning av förekomsten av långlivade radioaktiva ämnen samlades i två enliters polyetenflaskor. Alla provflaskor fylldes först till cirka en tredjedel av deras volym varpå flaskorna tillslöts och omskades omsorgsfullt. Efter tömning av flaskorna fylldes de sedan upp till flaskhalsen.

Vattnets pH-värde, elektriska ledningsförmåga, temperatur och mängden löst syre bestämdes med en bärbar multiparametermätare (Consort C535). Proverna togs med hjälp av en slang av silikon. Slangen fästes i kökskranshuvudet och vattnet fick rinna tills luftbubblorna i slangen var borta. En av slangens ändrar placerades i en glasflaska och minst tre gånger så mycket vatten som rymdes i flaskan fick rinna över flaskans kanter. Efter detta sänktes givaren till mätaren ned i flaskan för avläsning av pH-värde, temperatur, elektrisk ledningsförmåga och syrehalt. Mätaren hade kalibrerats på laboratorium innan provtagning.

Råvattenprov

När alla prover från behandlat vatten hade tagits avlästes vattenmätaren på nytt och råvattenproverna togs i följande ordning: mikrobiologiskt prov, radonprov, järn-, mangan-, sulfat-, aluminium-, fluorid- och TOC-prov, prov för bestämning av aktiviteten hos långlivade radionuklider, pH-värde, temperatur, elektrisk ledningsförmåga och syrehalt.

Mätning av dosrat

Dosraten för den yttre strålningen som orsakas av aktivkolfilter mättes med strålningsmätaren DGG-Turva från Kata-Electronics Oy. Först mättes dosraten var 10:e cm uppifrån och ned längs filtrets yta. Till slut mättes dosraten på en meters avstånd från filtret vid den höjd där högst dosrat hade observerats. Minst fem mätaravläsningar antecknades och den slutliga i tabellerna angivna dosraten är beräknad på medelvärdet av dessa avläsningar.

3.2 Metoder för bestämning av radionuklider

Radon-222

Radonproverna (10 ml) samlades direkt i vätskescintillationsflaskor av glas som hade vägts i förväg och var förfyllda med scintillationsvätska (12 ml Ultima Gold XR från Packard). Vattnets radonhalt bestämdes med en Guardian 1414 vätskescintillationsspektrometer från Wallac vars bestämningsgräns vid en timmes mättid är 0,2 Bq/l. Mätosäkerhetens storlek beror på aktivitetskoncentrationen. Vid radonhalter på mindre än 10 Bq/l är mätosäkerheten 10–15 procent och vid högre radonhalter är den 5 procent (Salonen 1993, Salonen och Hukkanen 1997).

Total koncentration av långlivade alfaaktiva ämnen och radium-226

För bestämningar av total alfaaktivitet togs proverna till 1-liters polyetenflaskor. Proverna fixerades med stark saltsyra (4,5 ml per liter prov). Från de fixerade

proverna togs 38 ml vatten i två omgångar om vardera 19 ml till frystorkning i teflonbelagda vätskescintillationsflaskor. Indunstningsresten löstes i en liten mängd 0,5 M saltsyra varpå scintillationsvätska tillsattes. Därefter fick provet stå i 30 dagar så att radonet som radium-226 bildar fick komma i aktivitetsjämvikt med sin modernuklid. Provet mättes med en Quantulus 1220 vätskescintillationsspektrometer från Wallac. Bestämningsgränsen vid tre timmars mättid var 0,02 Bq/l för total alfakoncentration och 0,01 Bq/l för radium-226 (Salonen 1993).

Uran

Vattnets uranhalt mättes med en ICP masspektrometer på forskningslaboratoriet i Lahtis. Proverna för uranbestämning samlades i 100-milliliters polyetenflaskor och fixerades på Strålsäkerhetscentralen med stark salpetersyra (1 ml till 100 ml prov). Proverna skickades satsvis till analys i Lahtis ungefär varannan månad. Bestämningsgränsen för uran med ICP masspektrometer var 1 µg/l.

Polonium-210

Halten av polonium bestämdes från samma vattenprov som halten av radium och total alfaaktivitet. Före fällning av polonium koncentrerades vattenprovet i ett vattenbad. Därefter utfälldes polonium spontant till en platta av silver vid en temperatur av 80 °C under en fällningstid på fyra timmar. Standarden Po-209 användes för att bestämma fällningen. Alfaaktiviteten hos poloniumisotoper mättes med en Canberra alfaspektrometer. Bestämningsgränsen för ett prov på en liter är 0,2 mBq/l vid en mättid på 4 000 minuter. Mätosäkerheten är cirka 15 procent (Häsänen 1977).

Bly-210

Vattenprov för bestämning av blyhalt samlades in separat i en polyetenflaska på en liter. Provet fixerades med stark salpetersyra (10 ml per liter prov) varefter radongasen i provet avlägsnades med luftning. Blyet avskiljdes med Eichroms Sr-harts. Bly eluerades från hartset med 6 M saltsyra, dessutom togs ett litet delprov (500 ml) för bestämning med atomadsorptionsspektrofotometer. Indunstningsresten löstes i 1 ml 1 M salpetersyra och tillfördes Packards scintillationsvätska Ultima Gold AB. Före mätning fick proverna stå i minst tio dagar så att sönderfallet av bly-210 hann producera tillräckligt mycket vismut (Bi-210) till mätningen. Aktiviteten hos bly bestämdes med en Guardian 1414 vätskescintillationsspektrometer från Wallac. Bestämningsgränsen för ett prov på en halvliter är 0,15–0,20 Bq/l vid en mättid på tre timmar. Mätosäkerheten är cirka 10–15 procent (Vadja 1997).

Gammasppektrometriska mätningar

De gammasppektrometriska mätningarna av använt aktivt kol och jonbytarharts utfördes med en HPGe halvledardetektor. Proverna för bestämning av uran mättes i cylinderformade mätkärl av PVC-plast som hade en diameter på 75 mm och en höjd på 26 mm. Uranhalten beräknades utifrån uran-232:s gammatopp vid 186 keV under antagandet att aktivitetsförhållandet $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ är konstant (0,0466) när det undersökta provet inte innehåller radium-226. Prover som innehöll radium-226 mättes i lufttäta mätkärl tre veckor efter tillslutning av kärlet. Aktiviteten hos radium-226 bestämdes utifrån vismut-214:s gammatopp vid 609 keV. Aktiviteten hos bly-210 bestämdes utifrån gammatoppen vid 46 keV.

3.3 Upptag av radioaktiva ämnen

Med upptag av radionuklider avses i denna rapport den procentuella andel av en viss radionuklids aktivitet som avlägsnas från vatten med hjälp av avskiljarutrustning. Upptag räknades fram med hjälp av följande ekvation:

$$E = \left(1 - \frac{C_t}{C_0}\right) \cdot 100\% \quad (3.3)$$

där

- E är upptag av en radionuklid (%),
 C_t är radionuklidhalt i behandlat vatten (Bq/l)
 C_0 är radionuklidhalt i råvatten (Bq/l).

3.4 Radons adsorberingshastighet till aktivt kol

Hastigheten för radons adsorption till aktivt kol kan bedömas med hjälp av en modell där adsorptionen antas följa första ordningens kinetik (Lowry och Lowry 1987.) Följande ekvationer användes för bedömningen av adsorptionshastighet i olika stora filter och vid olika vattenförbrukningsförhållanden:

$$C_i = C_0 \cdot e^{-K_{ss} \cdot t} \quad (3.4)$$

och

$$t = \frac{V_b}{Q} \quad (3.5)$$

där

- K_{ss} är konstanten för kinetik av första ordningen (adsorptionshastighet) (h^{-1}),
 V_b är kolbäddens volym, och
 Q är genomsnittligt vattenflöde (l/h).

3.5 Byte av aktivt kol och radioaktivitet hos använt kol

Vid undersökningsobjekt D byttes aktivkolmassan som varit i bruk i 3,3 år ut mot ny massa. Kolet byttes ut av två anställda från Strålsäkerhetscentralen. Strålningsdoserna som dessa exponerades för mättes med TL-dosimetrar¹. Det använda kolet blev inte föråldrat då studien ville bedöma hur stor stråldos man maximalt kan få under ett kolbyte. Radonet och dess kortlivade sönderfallsprodukter hade inte hunnit gå ur kolet genom radioaktivt sönderfall. Den nya kolsatsen (39 l) tvättades flera gånger före bytet med kallt vatten i en 80-liters så för att avlägsna koldammet. Golvet skyddades med plastfolie och det gamla kolet skakades ur filterkåpan till en 80-liters så. Kåpan rensköljdes, stigröret monterades på plats och det tvättade nya kolet hölls till slut i filterkåpan med hjälp av en plasticslev och en tratt.

Det använda kolet fick torka på laboratorium i en månad vid rums-temperatur. Det torkade kolet homogeniserades och tre delprover om vardera 24 gram togs från det för gammaspektrometrisk mätning med en N-halvledardetektor som använder rent germanium². Före mätning förvarades delproverna i ett gastätt kärl i tre veckor för att det skulle bli möjligt att utifrån vismut-214:s gammatopp vid 609 keV bestämma aktiviteten hos radium-226 i proverna.

Radon som upptagits i aktivt kol sönderfaller genom sina kortlivade döttrar till bly-210. Om detta bly-210 är permanent upptaget i aktivt kol kan den under kolets användningstid upptagna aktiviteten räknas ut med hjälp av följande ekvation:

$$A_{pb} = \frac{Q \cdot (C_{0,Rn} - C_{t,Rn})}{\lambda_{Rn}} \cdot (1 - e^{-\lambda_{pb} \cdot t}) \quad (3.6)$$

där

- A_{pb} är aktiviteten hos i kol upptaget bly (Bq) när kolet togs ur bruk,
- Q är den genomsnittliga vattenförbrukningen per dygn (l/d),
- $C_{0,Rn}$ är den genomsnittliga radonhalten i råvatten (Bq/l),
- $C_{t,Rn}$ är den genomsnittliga radonhalten i filtrerat vatten (Bq/l),
- λ_{Rn} är sönderfallskonstanten för radon ($0,181 \text{ d}^{-1}$),
- λ_{pb} är sönderfallskonstanten för bly-210 ($8,52 \cdot 10^{-5} \text{ d}^{-1}$), och
- t är det aktiva kolets användningstid innan det byttes ut (d).

¹ Termoluminiscensdosimeter (STUK).

² Analysmetodens principer finns beskrivna i standarden IEC 1452: 1995.

Aktivt kol binder också till sig bly-210 som finns i vattnet. Detta observerades genom bestämning av förekomsten av bly-210 i både råvatten och behandlat vatten. Aktiviteten hos detta bly-210 kan uppskattas med ekvationen:

$$A_{Pb,2} = (C_{0,Pb} - C_{t,Pb}) \cdot Q \cdot t \cdot e^{-\lambda_{Pb} \cdot 0,5 \cdot t} \quad (3.7)$$

där

$A_{Pb,2}$ är aktiviteten hos till kol bundet bly direkt från råvattnet,

$C_{0,Pb}$ är den genomsnittliga halten av bly i råvatten (Bq/l) och

$C_{t,Pb}$ är den genomsnittliga halten av bly i filtrerat vatten (Bq/l).

3.6 Inverkan av ändringar i tryck, pH-värde och salthalt på anjonbytars funktion

Funktionen hos en jonbytare som varit fyra år i hushållsbruk (jonbytare objekt D) undersöktes med ytterligare tester på laboratorium. Avsikten var att undersöka hur väl uran som är bundet till jonbytarharts stannar kvar i hartset när förhållanden i vattenlinjen ändras. En med starkt organiskt anjonbytarharts fylld jonbytare skall enligt beräkningar kunna avlägsna uran från vatten under flera år. När en bytare används i lång tid är det tiotals och emellanåt hundratals gram uran som kan ansamlas i bytaren. Kapaciteten hos anjonbytarharts försämras över tid av att uran och andra ämnen i vattnet upptas i det. Harts kan med tiden också utsättas för mekanisk utmattning som kan leda till försämrade funktionsförmåga. Då finns det risk för att radioaktiva ämnen börjar frigöras från jonbytare tillbaka till dricksvattnet.

Tryck, pH-värde och salthalt i vattnet varierades under testet. Alla tester utfördes separat för att kunna bedöma varje enskild parameters inverkan på funktionen hos anjonbytare. Av denna anledning anslöts en anjonbytare till en anläggning med vattenpump där pumpen användes för att reglera flödet av vatten genom bytaren. I varje test fick cirka 50 liter vatten rinna genom hartset, vilket motsvarar en dags förbrukning av köksvatten. Vattenledningsvattnet i Helsingfors stad valdes till testvatten eftersom det var känt att det har en mycket låg uranhalt (0,16 µg/l) men ändå innehåller andra i hushållsvatten normalt förekommande joner.

Inverkan av tryckförändring

Filtreringstesterna inleddes med tryckprov. Först var det vattenledningsvatten från Helsingfors stad som fick rinna genom bytaren under jämnt tryck (ca 3 bar). Efter detta ändrades vattentrycket pulsvis (2 → 5 bar) 5–8 gånger under en filtrering. Filtreringstesterna upprepades två gånger vid varierande vattentryck.

Inverkan av förändrat pH-värde

I den andra testfasen undersöktes pH-värdets inverkan på hur väl uran hålls kvar i harts. Filtreringstesterna utfördes vid två olika pH-värden (pH 5 och pH 10). Vattnets surhetsgrad ökades med salpetersyra. Alkaliteten ökades med 6 molar ammoniumhydroxidlösning.

Inverkan av kloridhalten i vatten

I den sista testen undersöktes hur vattnets kloridhalt påverkar frigörandet av uran från harts. Kloridhalten i vattnet ändrades genom tillsats av havssalt i vattenledningsvatten från Helsingfors stad så att kloridhalten uppgick till 620 mg/l vid den första och 1 310 mg/l vid den andra filtreringstesten. Salttesterna utfördes sist eftersom det var känt att mättad havssaltlösning lösgör uran från harts. Några säkra uppgifter om hur hög salthalten skall vara för att uran skall lösgöras från harts förelåg ännu inte.

Gammaspektrometriska mätningar

Efter filtreringstesterna mättes aktivitetskoncentrationen hos i harts upptaget uran med gammaspektrometer. Hartset i filterkåpan styckades i fyra ca 10 cm höga delar före mätningarna. Styckena torkades i värmeskåp vid 55 °C i ett dygn. De torkade hartsstyckena homogeniserades och vägdes innan två parallella prover togs från varje stycke (sammanlagt 8 prover) för gammaspektrometrisk mätning.

3.7 Bindning av bly och polonium till partiklar av olika storlek i grundvatten

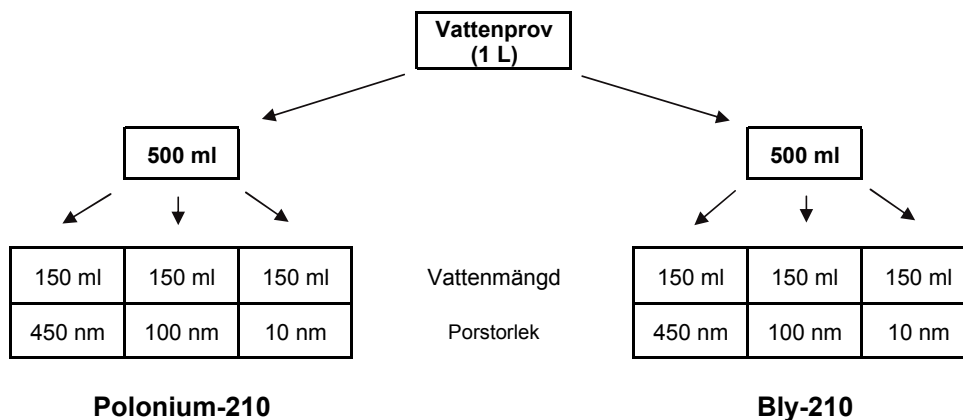
Bindningen av bly och polonium till partiklar i grundvattnet för olika typer av vatten undersöktes vid fem hushåll (tabell 2). Undersökningsobjekten valdes så att de representerar humus-, järn-, mangan- och salthaltiga vatten samt vatten av hög kvalitet. Vid dessa objekt fanns antingen aktivkolfilter eller jonbytare för avlägsnande radioaktiva ämnen.

3.7.1 Provtagningsordning

Vid undersökningsobjekten togs en liter stora prover från både råvatten och behandlat vatten till polyetenflaskor. Av båda dessa två prover filtrerades tre prover på 150 ml för bestämning av blyhalt och tillika tre prover på 150 ml för bestämning av poloniumhalt (bild 5). Membranerna med porstorlekar på 450 nm resp. 100 nm var tillverkade av Science Supor. Vid filtrering med porstorleken 10 nm användes ett Omega tryckfilter från Gelmann. Provet som togs vid objekt

Tabell 2. Typ av avskiljarutrustning och viktigaste parametrar för vattenkvalitet vid undersökningsobjekten.

Undersöknings-objekt	Aggregat för vattenbehandling	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)	KMnO ₄ (mg/l)	pH	Konduktivitet (mS/m)
A	Anjonbytare	0,04	0,023	32,5	7,7	28,3
B	Anjon- och katjonbytare	0,096	0,007	4,7	7,4	25,7
C	Aktivkolfilter	0,4	0,50	2,4 (TOC)	7,2	79,3
D	Aktivkolfilter	0,45	0,72	4 (TOC)	7,0	198
E	Kombinerad järn- och radonavskiljare	1,2	0,18	2 (TOC)	7,0	50,2

**Bild 5.** Filtrering av vattenprover för undersökning av partikelfördelning för bly och polonium.

C var större eftersom detta prov också skulle filtreras med ett filter som hade porstorleken ca 0,5 nm (5 kD). Alla bestämmningar av radioaktivitet utfördes på vatten som hade passerat filtreringsmembranen.

Eftersom proverna inte hade fixerades på laboratorium före filtrering var det viktigt att försäkra sig om att det inte fanns något adsorberat bly eller polonium i kärnväggarna eller filtreringsmembranerna. Av denna anledning sköljdes provtagningsflaskorna och filtreringskärlen med syra. För sköljning användes 3 molar saltsyra vid bestämningen av poloniumhalt och 7 molar salpetersyra vid bestämningen av blyhalt. Syralösningarna analyserades separat.

3.8 Enkätundersökningen

Frågeformuläret som företag i vattenbehandlingsbranschen fick i uppdrag att skicka till sina kunder hösten 2000 finns återgivet i bilaga B. Ungefär 150 frågeformulär skickades ut. Eftersom det bara var fyra svar som kom in blev det nödvändigt att göra en listning av hushåll som var registrerade som användare av vattenbehandlingsutrustning i Strålsäkerhetscentralens vattendatabas. På grundval av denna listning skickades frågeformulär ut till 192 hushåll.

4 Undersökningsprogrammet

4.1 Luftare

Upptagseffekten för radon hos fyra kommersiella luftningsaggregat bestämdes vid fem olika testobjekt (objekt A–E, tabell 3). Även testresultaten från tidigare undersökningar som Strålsäkerhetscentralen har genomfört av luftningsaggregat på den finländska marknaden presenteras i denna rapport (objekt F–H) (Annamäki och Turtiainen 2000). Aggregaten som testats i denna undersökning visas i bild 6.

Tabell 3. Undersökta luftningsaggregat och högsta mätta radonhalter i råvatten vid olika undersökningsobjekt.

Objekt	Leverantör	Luftare	Luftningskärl [liter]	Rn-222 [Bq/l]
A	WellRock	WellZone	–	2 600
B	HOH Separtec	Radon-X100	120	4 600
C	HOH Separtec	Radon-X100	120	6 000
D	WatMan	RnAI-500	500	1 900
E	Sednove	Vesivahti	–	11 600
F	WatMan	RF-150/KR6	150	19 700
G	Callidus	Radonett B2	80	35 200
H	OverCraft	Radox	300	17 000

4.2 Aktivkolfilter

Funktionen hos aktivkolfilter undersöktes vid tio undersökningsobjekt där filtren är i ordinarie bruk hos privata hushåll. Filtren hade när studien avslutades varit i bruk i 2,7–4,2 år. Undersökningsobjekten valdes så att radonhalten i deras råvatten var högre än 1 000 Bq/l men att mängderna av järn, mangan och humus i deras vatten varierade (tabell 4).

De undersökte aktivkolfiltren hade levererats av två företag: Oy WatMan Ab (objekt B) och HOH Separtec Oy (objekt A samt C–J). Volymen av aktivt kol i filtren var 39–63 liter (tabell 5). I vissa fall hade också annan utrustning för vattenbehandling installerats i anslutning till aktivkolfiltren. Jonbytare fanns installerade före aktivkolfiltret hos tre hushåll (objekt C, F och J.) Hos två objekt fanns ett partikelfilter före aktivkolfiltret (objekt B och C). Ett aktivkolfilter hade backspolningsautomatik (objekt B). Samtliga undersökningsobjekt hade vattenmätare.

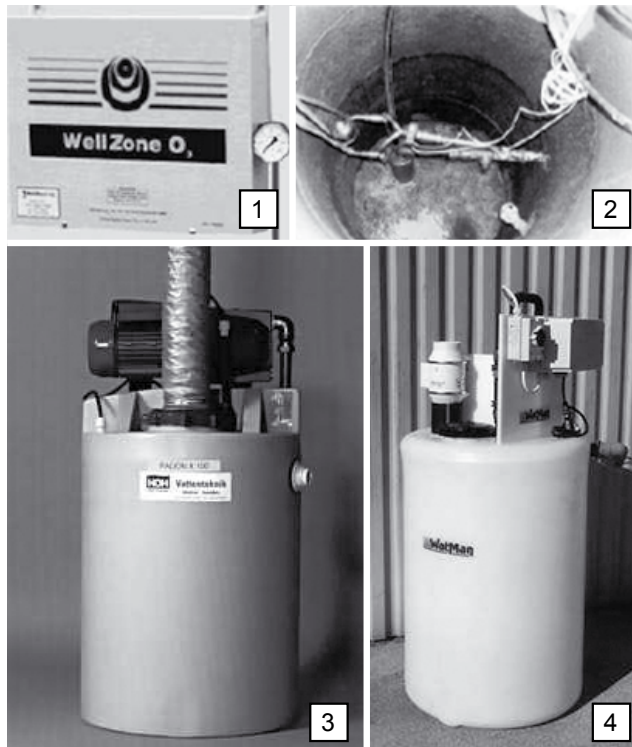


Bild 6. I projektet testade utrustningar: **1** WellZone O₃ ozongenerator, **2** Sednove Vesivahti, **3** Radon-X100, **4** RnAI-300 (systemmodell till RnAI-500).

Tabell 4. Högsta uppmätta värden på parametrar för vattenkvalitet vid undersökningsobjekten.

Objekt	Rn-222 [Bq/l]	Fe [mg/l]	Mn [mg/l]	TOC [mg/l]
A	3 060	0,021	0,018	0,7
B	4 200	0,67	0,13	1,5
C	3 080	0,025	0,067	2,9
D	4 080	0,40	0,55	3,4
E	1 550	0,70	0,26	–
F	2 240	0,16	0,004	2,5
G	7 350	0,033	0,032	1,8
H	4 580	0,12	0,053	0,7
I	2 290	0,12	0,007	1,2
J	1 600	0,007	0,083	–

Tabell 5. Installationsuppgifter om aktivkolfilter hos undersökningsobjekten.

Objekt	Installationsplats	Kolbädd [L]	Backspolning	Förfilter	Anjonbytare
A	Skrubb	39	–	–	–
B	Tekniskt utrymme	40	Ja	Ja	–
C	Källare	39	–	Ja	21 L
D	Skrubb	39	–	–	–
E	Tekniskt utrymme	63	–	–	–
F	Källare	39	–	–	21 L
G	Skjul	63	–	–	9 L
H	Garage	63	–	–	–
I	Tekniskt utrymme	63	–	–	–
J	Tekniskt utrymme	39	–	–	21 L

4.3 Jonbytare

Jonbytare från tre olika företag (HOH Separtec Oy, Oy WatMan Ab och Oy Callidus Ab) undersöktes hos sammanlagt 21 hushåll (tabell 6). Hartsvolymerna i de undersökta aggregaten var 0,7–36 liter. Den största delen av jonbytarna fanns installerade i hushåll med permanent boende. Vid objekt B och C var jonbytarna installerade i fritidsbostäder. Samtliga jonbytare använde starkt organiskt anjonharts för avlägsnande av uran, men i några av aggregaten fanns dessutom katjonbytarharts för avlägsnande av radon eller annan massa som avlägsnar andra i vattnet förekommande skadliga ämnen eller som höjer kvaliteten på filtrerat vatten.

Hartserna låg inpackade i glasfiberförstärkta trycktestade filterkåpor som verkade under normalt vattenledningstryck (2–5 bar). Vattenproduktionen i filter med regenerationsautomatik låg på 20–36 liter i minuten. Filter som saknar regenerationsautomatik och som används för behandling av dricksvatten eller av allt hushållsvatten har en vattenproduktion på 5–12 liter i minuten. Minst vatten får man från kranfilter där produktionen varierar mellan är 5 och 12 liter i minuten.

Vid avlägsnande av radium är det viktigt att beakta att radium som upptagits i harts fungerar som radonkälla. Av denna anledning bör filter som är avsedda för avlägsnande av radium förses med regenerationsautomatik som avlägsnar radium som upptagits i harts med jämna mellanrum. På detta sätt hindras radium från att avge för mycket radon till behandlat vatten. Ett annat alternativ är att installera en radiumavskiljare före radonavskiljaren. Radonavskiljaren avlägsnar då också det radon som radium avger. Radonhaltsökningen i behandlat

Tabell 6. Uppgifter om hos undersökningsobjekten installerade jonbytare.

Undersöknings- objekt	Bytaren levererad av	Installations- tidpunkt a (månad -år)	Typ av bytare	Metod för radon- avlägsnande	Volym av harts i filtret (l)	Typ av harts A = anjon, K = katjon M = annan massa	Regenerations- automatik	Vatten som behandlas
A	Separtec Oy	–	Kran (CT-10)	–	0,7	A	Nej	Köksvatten
B	Separtec Oy	–	Kran (CT-10)	–	0,7	A	Nej	Köksvatten
C	Separtec Oy	–	Kran (CT-10)	–	0,7	A	Nej	Köksvatten
D	Separtec Oy	1–2000	MPHU-007	LU	7	A	Nej	Köksvatten
E	Separtec Oy	10–1997	MPHU-011	LU	11	A	Nej	Köksvatten, WC
F	Separtec Oy	11–1997	MPHU-021	GAC	21	A	Nej	Allt vatten
G	Separtec Oy	10–1998	MPHU-021	GAC	21	A	Nej	Allt vatten
H	Separtec Oy	10–1998	MPHU-021	GAC	21	A	Nej	Allt vatten
I	Separtec Oy	6–1998	MPHU-021	GAC	21	A	Nej	Allt vatten
J	Separtec Oy	11–1999	MPHU-021	GAC	21	A	Nej	Allt vatten
K	Separtec Oy	11–1998	AHLU-250	GAC	36	A+K	Ja	Allt vatten
L	Separtec Oy	6–1997	AHLU-250	LU	36	A+K	Ja	Allt vatten
M	Separtec Oy	6–1998	AHLU-250	LU	36	A+K	Ja	Allt vatten
N	Separtec Oy	1994	AHLU-250	–	36	A+K	Ja	Allt vatten
O	WatMan Oy		IX HK 10 F Kab	GAC	> 30	A+M	Ja	Allt vatten
P	WatMan Oy	8–2000	IX HK 8	GAC	> 30	A+M	Ja	Allt vatten
Q	WatMan Oy	5–2000	IX HK 10	GAC	> 30	A+M	Ja	Allt vatten
R	WatMan Oy	5–2000	IX HK 8	GAC	> 30	A+M	Ja	Allt vatten
S	WatMan Oy		IX HK 10x54	LU	> 30	A+M	Ja	Allt vatten
T	Callidus Oy	8–1994	DD-30-HDH	–	36	A+K	Ja	Allt vatten
U	Callidus Oy	10–2000	DD-15-H	LU	11	A	Ja	Allt vatten

LU = luftare, GAC = aktivkolfilter (Granular Activated Carbon)

vatten illustreras av ett fall där fall där vattenförbrukningen är 500 l/d och halten av Ra-226 är 1,5 Bq/l. Efter tre års användning kommer Ra-226 som upptagits i filtret att ha ökat radonhalten i behandlat vatten till över 300 Bq/l.

Tabell 7 visar genomsnittliga halter av radionuklider i och viktigaste kvalitetsparametrar för råvatten. Uranhalterna i obehandlat vatten vid de olika

Tabell 7. Uppgifter om råvattenkvalitet och genomsnittliga ämneshalter vid undersökningsobjekt med jonbytare.

Undersöknings- objekt	²³⁸ U (µg/l)	²²⁶ Ra (Bq/l)	²¹⁰ Pb (Bq/l)	²¹⁰ Po (Bq/l)	Fe (µg/l)	Mn (µg/l)	KMnO ₄ (mg/l)	pH	Konduktivitet (mS/m)
A	510	0,50	0,36	0,49	–	–	–	–	–
B	250	0,03	–	0,03	–	–	–	–	–
C	95	0,17	0,20	0,15	40	10	3,2	7,5	27,7
D	450	0,15	0,08	0,09	9	5	1,7	8,1	25
E	190	0,30	1,2	1,1	17	13	12	8,0	22,1
F	200	0,03	0,20	0,24	50	2	3,5	7,1	27,1
G	95	0,17	0,13	0,15	20	4	4,5	8,3	35,6
H	76	0,04	0,16	0,02	4	28	< 1	7,9	19,3
I	2 200	0,18	0,71	1,6	1 100	20	2,4	8,5	33,7
J	380	0,39	0,27	0,23	130	22	5,4	7,4	54,1
K	25	0,06	1,1	0,48	13	1	1,0	8,7	24,5
L	1 070	2,70	0,62	0,12	10	10	2,2	7,2	28,6
M	660	0,35	4,7	5,9	63	4	4,5	7,9	28,7
N	12	0,40	0,07	0,30	240	185	26,1	8,1	270
O	110	0,11	0,04	0,04	–	–	–	–	–
P	130	0,48	0,31	0,16	16	29	2,7	8,3	69
Q	1 020	0,13	0,26	0,16	33	5	8,5	8,3	41
R	1 200	0,24	0,49	0,03	8	3	4,3	7,2	46
S	220	21	0,70	3,6	1 830	915	13,2	7,1	320
T	120	0,39	0,23	1,7	2 200	1 200	25,2	6,6	50
U	110	2,2	1,7	0,87	24	0,06	< 1	8,2	22

Tabell 8. Installationsuppgifter om järn- och manganavskiljarna och genomsnittliga halter av radon, järn och mangan i råvatten vid undersökningsobjekten.

Under- sökning- objekt	Leverantör	Installations- tidpunkt (månad – år)	Regenerations- automatik	Vatten som behandlas	²²² Rn (Bq/l)	Fe (mg/l)	Mn (mg/l)
A	Akva Filter Oy	12–1999	Ja	Allt hushålls- vatten	1 800	2,6	0,3
B	WatMan Oy	5–2000	Ja	Allt hushålls- vatten	2 600	1,1	0,16

undersökningsobjekten varierade i intervallet 12–2 200 µg/l. Undersökningens högsta järnhalt (1 100 µg/l) uppmättes vid objekt I och den högsta humushalten (KMnO₄-tal 26,1 mg/l) vid objekt N. Högsta salthalt uppmättes vid objekt S, där vattnets elektriska ledningsförmåga var 320 mS/m.

4.4 Samtidigt avlägsnande av radon, järn och mangan

Förmågan hos de järn- och manganavskiljare som Akva Filter Oy och Oy WatMan Ab marknadsför att också avlägsna radon undersöktes vid två hushåll (tabell 8). Utrustningen som Akva Filter Oy hade levererat var installerad hos hushållet innan Tekes-projektet påbörjades. I båda utrustningarna hade man tillsatt aktivt kol för avlägsnande av radon.

Utrustningen från Oy WatMan Ab är ett trycktestat glasfiberförstärkt filter. Det monteras i rörlinjen efter tryckkärlet och verkar under normalt ledningstryck (2–5 bar). Kåpan till filtret från Akva Filter Oy är tillverkad av rostfritt stål. Filtret fungerar samtidigt som tryckutjämnare och vattenackumulator. Utrustningen tål normalt tryck i vattenledningsnätet (4–10 bar) och orsakar inget nämnvärt tryckfall vid tappställen (max 0,2 bar). Utrustningarna visas i bild 7.

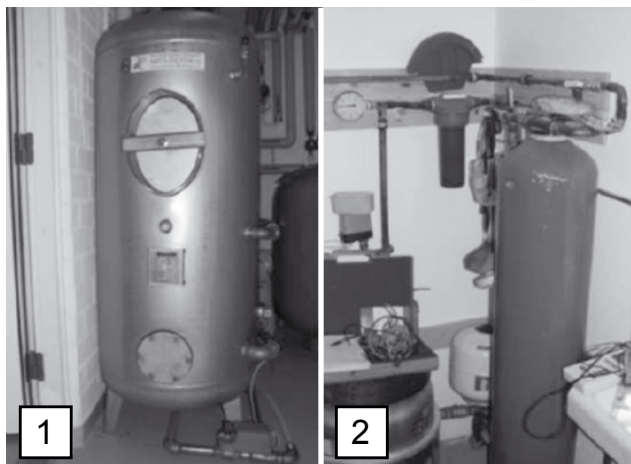


Bild 7. I detta Tekes-projekt testade utrustningar som är lämpliga för samtidigt avlägsnande av radon, järn och mangan: **1** Aggregatet från Akva Filter Oy, **2** Aggregatet från Oy WatMan Ab.

4.5 Samtidigt avlägsnande av fluorid, uran, radium, bly och polonium

Förmågan hos fluoridavskiljare från två leverantörer (Oy Callidus Ab och Alvitec Oy) att också avlägsna uran, radium, bly och polonium undersöktes vid två hushåll (tabell 9).

Utrustningen från Callidus Oy är en jonbytare som är försedd med engångsharts för avlägsnande av fluorid där harts inte regenereras under användning. Denna jonbytare har ett aktivkolfilter som efterfilter. I filtret från Alvitec Oy används aktiverad aluminiumoxid för avlägsnande av fluorid. I aggregatet finns också ett silveröverdraget aktivkolfilter som har till uppgift att säkerställa den mikrobiologiska kvaliteten hos behandlat vatten. Båda aggregaten är endast avsedda för behandling av dricksvatten och matlagningsvatten. Aggregaten har en genomsnittlig vattenproduktion på cirka 2 liter i minuten. De är installerade under diskbänken (bild 8).

Tabell 9. Installationsuppgifter om fluoridavskiljarna samt genomsnittliga halter av fluorid, järn och permanganat i råvatten vid undersökningsobjekten.

Under-söknings-objekt	Leverantör	Patronbyte i filtret (månad – år)	Regenerations-automatik	Vatten som behandlas	F (mg/l)	Fe (mg/l)	KMnO ₄ (mg/l)
C	Callidus Oy	9–2000	Nej	Dricksvatten	2,1	0,02	3,0
D	Alvitec Oy	10–2000	Nej	Dricksvatten	2,0	0,11	3,1

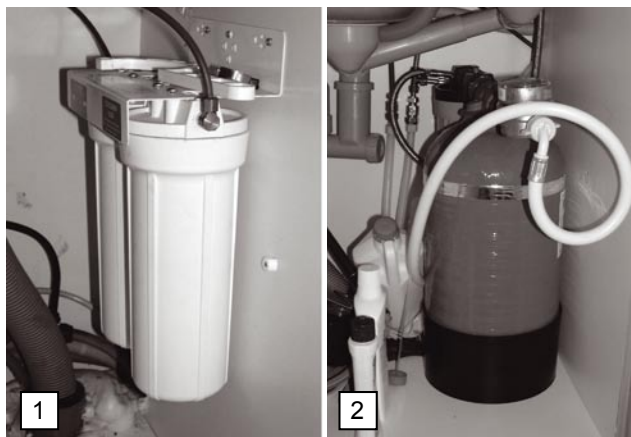


Bild 8. Fluoridavskiljare som testats i Tekes-projektet: **1** Aggregatet från Alvitec Oy, **2** Aggregatet från Callidus Oy.

5 Resultat

5.1 Luftare

5.1.1 Testobjekt A, WellZone luftningsaggregat

WellZone O₃ är ett av WellRock Oy marknadsfört vattenreningsystem som också kan användas i borrhunnar. Funktionen för radonavlägsnande i ett borrhunnarsystem bygger på att vattnet luftas i borrhålet.

Utrustningen testades 31.5.2001. På morgonen innan provtagning hade vattenförbrukningen i fastigheten varit cirka 50 liter. Vattnets tappningshastighet under testning var i genomsnitt 5,8 liter i minuten. Vid testobjektet fanns ingen möjlighet att ta råvattenprov, så upptagen av radon har beräknats på basis av råvattenprover som togs 5.11.1997. Radonhalten i detta prov var 2 600 Bq/l.

Den genomsnittliga upptagseffekten var 6 % vid 50 liters vattenförbrukning och 5 % vid 100 liters vattenförbrukning. Utrustningen var installerad av en återförsäljare som också hade försökt anpassa utrustningen till den aktuella brunnen. När man tolkar mätresultatet måste man beakta att det sannolikt är påverkat av brunns vattenproduktionsförhållanden eller av eventuella brister vid installation av utrustningen. Upptagseffekten för radon hos ett system som detta kan påverkas av t.ex. hur mycket vatten brunnen produceras, vattennivå eller variationer i vattennivån. Publicerade forskningsdata om upptagseffekten hos det undersökta systemet saknas. Av dessa anledningar kräver en slutgiltig bedömning av utrustningens användbarhet för avlägsnande av radon ytterligare undersökningar.

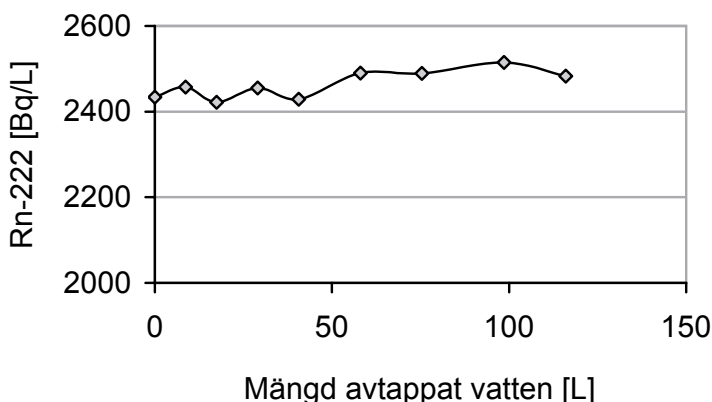


Bild 9. Radonhalt i luftat vatten som funktion av tappad vattenvolym vid testobjekt A (WellZone).

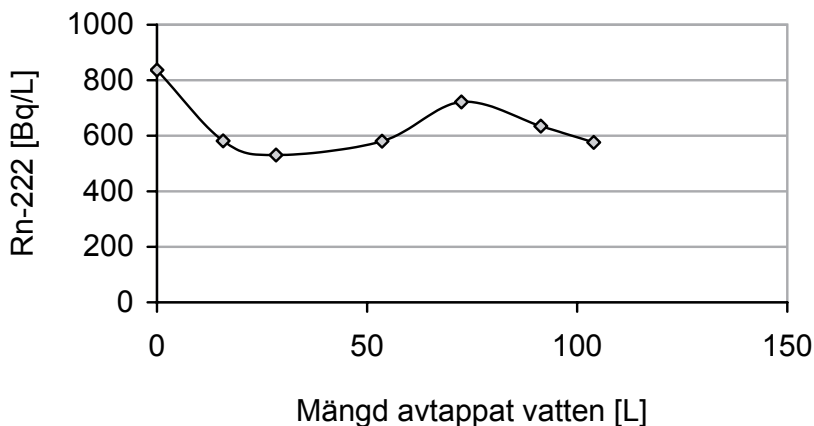


Bild 10. Radonhalt i luftat vatten som funktion av tappad vattenvolym under den första testen vid testobjekt B (Radon-X100). Luftningstid 9 minuter.

5.1.2 Testobjekt B, Radon-X100 luftningsaggregat

Radon X-100 är ett av HOH Separtec Oy marknadsfört luftningsaggregat som är försett med en för hushållsbruk avsedd radonavsiljare. Utrustningens funktion bygger på periodvis luftning.

Utrustningen testades 19.10.2001. Under morgonen före testning hade uppskattningsvis 100 liter vatten förbrukats. Vattnets tappningshastighet under testning var i genomsnitt 6,3 liter i minuten. Radonhalten i råvattnet var 4 600 Bq/l. Luftningstiden ställdes in på 9 och 50 %, vilket motsvarar en luftningstid på 9 minuter (bild 10).

Den genomsnittliga upptagseffekten var 87 % vid 50 liters vattenförbrukning och 86 % vid 100 liters vattenförbrukning. Den lägsta momentana upptagseffekten var 82 % vid inställningarna 9 och 50 % för luftningstid. Bild 11 visar att radonhalten i luftat vatten inte är konstant. Detta visar att det är möjligt att från aggregatet hämta vatten som inte har blivit luftat under hela den förinställda tiden. Vatten som luftats i kortare tid som utrustningen släpper igenom ökar bruksvattnets radonhalt. Aggregatets funktion bygger således inte endast på periodvis utan delvis också på kontinuerlig luftning.

Luftningstiden förlängdes sedan med inställningarna 9 och 80 % för luftningstid. Då varade luftningen i 14,4 minuter. Upptagseffekterna blev avsevärt högre med de nya inställningarna (bild 11). Den genomsnittliga upptagseffekten var 96 % vid 50 liters vattenförbrukning och 95 % vid 100 liters vattenförbrukning.

Lägsta momentana upptagseffekt var 93 %.

5.1.3 Testobjekt C, Radon-X100 luftningsaggregat

Radon X-100 är ett av HOH Separtec Oy marknadsfört luftningsaggregat som är försett med en för hushållsbruk avsedd radonavskiljare. Aggregatets funktion bygger på periodvis luftning.

Aggregatet testades 19.10.2001. Under morgonen före testning hade uppskattningsvis 50 liter vatten förbrukats vid objektet. Vattnets tappningshastighet under testen var i genomsnitt 5,2 liter i minuten. Råvattnets radonhalt var 6 000 Bq/l. Som inställningsvärden för luftningstid användes 9 och 50 %, vilket motsvarar en luftningstid på 9 minuter (bild 12).

Den genomsnittliga upptagseffekten var 88 % vid 50 liters vattenförbrukning och 90 % vid 100 liters vattenförbrukning. Lägsta momentana upptagseffekt var 82 %. Bild 12 visar att radonhalten i luftat vatten inte är konstant vid detta objekt heller. Vattnets radonhalt överskred momentant 1 000 Bq/l, vilket inte är att rekommendera. Luftningstiden rekommenderades bli förlängd till 15 minuter som vid testobjekt B.

I Sverige har Radon-X100 testats på uppdrag av Livsmedelsverket och Statens strålskyddsinstitut (SSI). Enligt deras tester var aggregatet bland de tre bästa undersökta utrustningarna. Vid tre undersökta objekt uppgick upptagseffekterna till 98, 97 och 88 %. Det sistnämnda aggregatet var felaktigt installerat. Av denna anledning var dess upptagseffekt för radon inte lika hög som för korrekt installerade utrustningar.

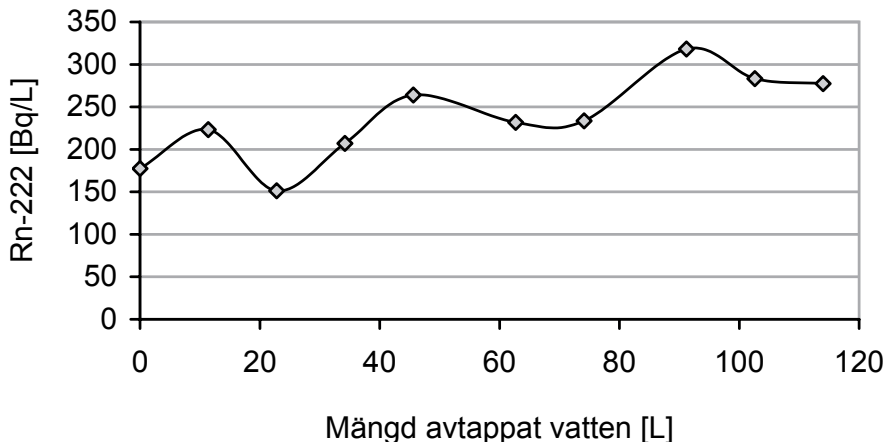


Bild 11. Radonhalt i luftat vatten som funktion av tappad vattenvolym under den första testen vid testobjekt B (Radon-X100). Luftningstid 14,4 minuter.

5.1.4 Testobjekt D, RnAI-500 luftningsaggregat

RnAI-500 är en för hushållsbruk avsedd radonavskiljare som tillverkas av Oy WatMan Ab. Aggregatets funktion bygger på kontinuerlig luftning. RnAI-300 är en för mindre vattenförbrukning och lägre radonhalter konstruerad systermodell till aggregatet.

Testningen utfördes 31.5.2001. En timme före testning hade vattenförbrukningen i fastigheten varit cirka 10 liter. Vattnets tappningshastighet under testen var i genomsnitt 6,5 liter i minuten. Vid fastigheten fanns ingen möjlighet att ta råvattenprov, vilket gör att upptagseffekterna för radon har beräknats på basis av ett råvattenprov som togs 16.2.1998, där radonhalten var 1 900 Bq/l (bild 13).

Den genomsnittliga upptagseffekten var 98 % vid 50 liters vattenförbrukning och 99 % vid 100 liters vattenförbrukning. Lägsta momentana upptagseffekt var 96 %. Bild 13 visar en typisk variation av radonhalten i vattenledningsvatten vid kontinuerlig luftning.

Detta luftningsaggregat är mycket effektivt och de momentana upptagseffekterna är höga. Beräkningsmässigt är RnAI-500 ett lämpligt aggregat för avlägsnande av radonhalter under 20 000 Bq/l när målvärdet för genomsnittlig radonhalt i luftat vatten är lägre än 300 Bq/l.

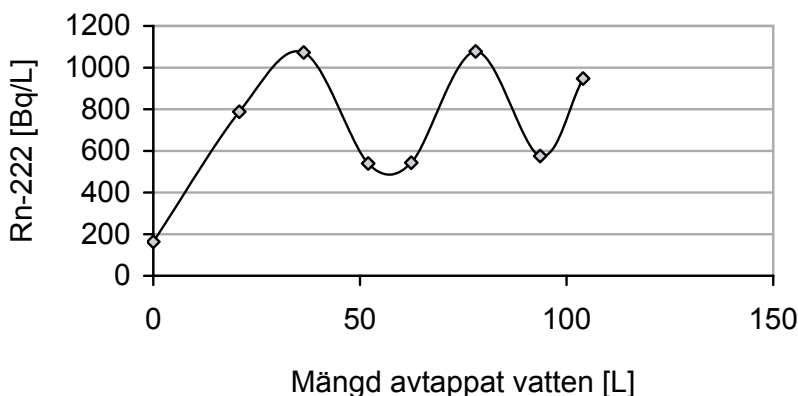


Bild 12. Radonhalt i luftat vatten som funktion av tappad vattenvolym vid testobjekt C (Radon-X100). Luftningstid 9 minuter.

5.1.5 Testobjekt E, Vesivahti luftningsaggregat

Vesivahti från Sednove Oy är ett aggregat som ursprungligen utvecklades för att förhindra frysning av vattenledningar och för att åtgärda lukt- och smakfel i vatten. Aggregatet bygger på cirkulation av vatten från brunn till tryckkär och tillbaka till brunn genom en ejektor. I den undersökta utrustningen cirkulerades vatten genom två ejektorer och vattnets flödes hastighet uppskattades vara 25 l/min under cirkulationen.

Brunnen hade tagits i bruk sommaren 2001. Brunnen var cirka 120 meter djup och hade en diameter på 12,5 cm. Brunnens vattenproduktion hade inte bestämts. I brunnen fanns en effektiv sänkpump på cirka 100 meters djup. Innan aggregatet installerades togs flera radonprover från hushållsvattnet under perioden 22.8.2001–2.5.2002 (tabell 10). De största radonhaltena mättes hos prover som en av Strålsäkerhetscentralens anställda hade tagit. Den genomsnittliga radonhalten i brunnens råvatten är uppskattningsvis 11 000 Bq/l.

Efter installation av Sednoves Vesivahti undersöktes vattnets radonhalt två gånger. Första gången (22.5.2002) fick vattnet cirkulera en gång var 45:e minut i 5,5 minuter åt gången. Den andra gången (30.5.2002) fick vattnet cirkulera med 22,5 minuters mellanrum i 5,5 minuter åt gången.

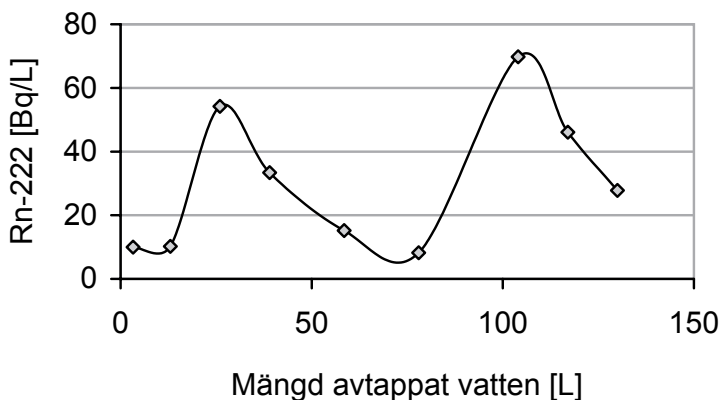


Bild 13. Radonhalt i luftat vatten som funktion av tappad vattenvolym vid testobjekt D (RnAI-500). Råvattnets radonhalt 1 900 Bq/l.

Tabell 10. Radonhalt i hushållsvatten vid undersökningsobjektet före installation av Sednove Vesivahti. Proverna tagna från kökskranen.

Datum	Radon-222 (Bq/l)	Cirkulation (min/h)
22.8.2001	7 200	–
17.12.2001	10 200	–
23.4.2002	11 300	–
23.4.2002	11 600	–
29.4.2002	11 200	–
2.5.2002	8 700	–
22.5.2002	4 000	7,3
30.5.2002	2 500	14,7

Luftnings inverkan på radonhalt sker fysikaliskt med första ordningens kinetik, processen är med andra ord slumpmässig. Aggregatet från Sednove gör processen mer komplicerad eftersom det återför luftat vatten till brunnen. Mer radon löses då hela tiden i vattnet samtidigt som vattnet i brunnen byts ut mot färskt radonhaltigt berggrundvatten. Förmodligen sker tillförseln av radon till brunnsvatten på ovan angivet sätt helt genom diffusion, vilket i så fall också sker med första ordningens kinetik. Beräkningar tyder då på att ett målvärde på 300 Bq/l inte kan uppnås ens med kontinuerlig luftning när radonhalten i vatten är högre än 2 000 Bq/l (bild 14). Den högsta upptagseffekten för radon som kunde uppnås med aggregatet var endast 77 %. Det testade aggregatets upptagsförmåga för radon påverkas i väsentlig grad av vattenströmmar i brunnen och radonets lösningshastighet i vatten. Aggregatets funktion är således starkt beroende av borrhunnens egenskaper och berggrundvattenströmmar i brunnen. Aggregatet kan inte som sådant rekommenderas som radonavskiljare för hushållsbruk.

5.1.6 Testobjekt F, RF-150/KR6 luftningsaggregat

Radonavskiljaren RF-150 med cirkulations- och tryckhöjningspumpen KR6 säljs av Oy WatMan Ab. Aggregatet är en för hushållsbruk avsedd radonavskiljare vars funktion bygger på periodvis luftning. Aggregatet testades 24.9.1998. En timme före testning hade vattenförbrukningen i fastigheten varit cirka 50 liter. Vattnets tappningshastighet under testen var i genomsnitt 4,6 liter i minuten. Radonhalten i råvatten var 19 700 Bq/l. Luftningstiden var inställd på 10 minuter (bild 15).

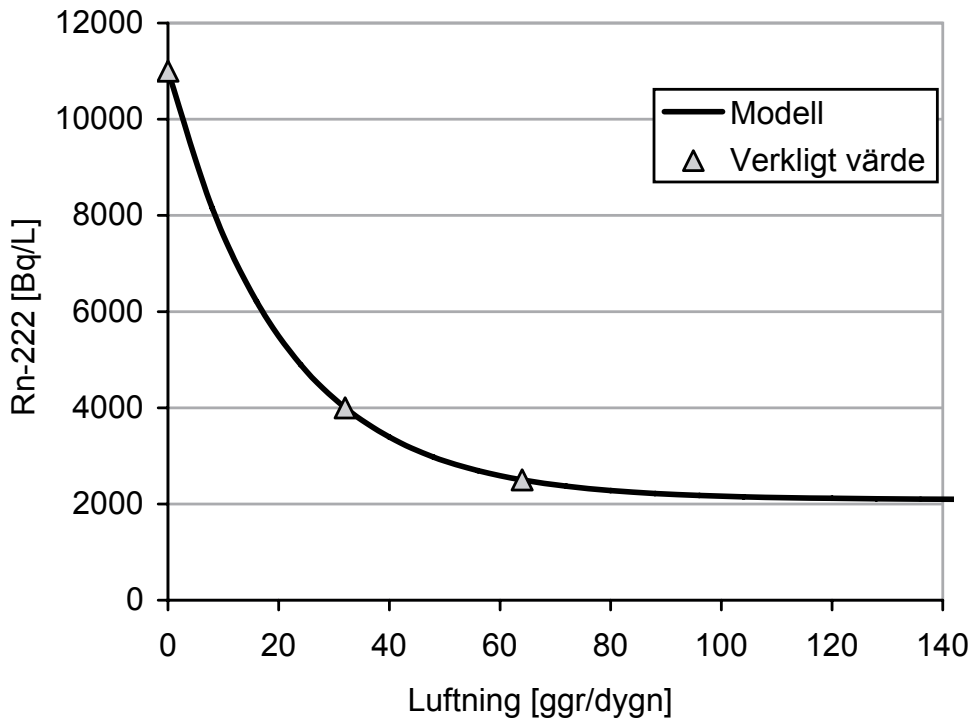


Bild 14. Inverkan av luftningsaggregatet Vesivahti från Sednove på radonhalt i hushållsvatten. Diagrammet följer modellen för första ordningens kinetik.

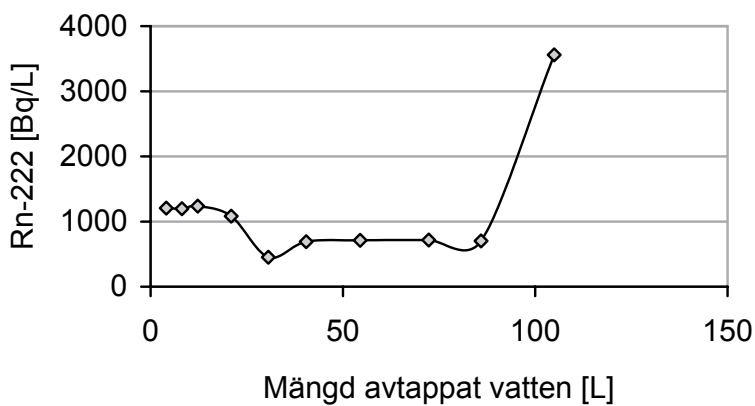


Bild 15. Radonhalt i luftat vatten som funktion av tappad vattenvolym vid testobjekt E (RF-150/KR6). Råvattnets radonhalt 19 700 Bq/l.

Den genomsnittliga upptagseffekten var 95 % vid en vattenförbrukning på 50 liter och 95 % vid en vattenförbrukning på 100 liter.

Den lägsta momentana upptagseffekten var 53 %. Vid detta objekt uppgick råvattnets radonhalt till nästan 20 000 Bq/l. Även om den genomsnittliga upptagseffekten uppgick till 95 procent var radonhalten i bruksvattnet cirka 900 Bq/l, momentant till och med 3 000 Bq/l.

Efter tappning av knappt 100 liter vatten kan man tydligt se hur vattenledningsvattnets radonhalt ökar. Detta beror på att vatten släpps vidare till vattenledningsnätet innan luftningen är klar. Saken utreddes grundligt tillsammans med leverantören och det visade sig att felet berodde på en felaktig magnetventilspackning. Felet är åtgärdat.

5.1.7 Testobjekt G, Radonett B2

Radonett B2 är ett av Oy Callidus Ab marknadsfört luftningsaggregat som är avsett för avlägsnande av radon i hushållsbruk. Aggregatets funktion bygger på periodvis luftning.

Aggregatet testades 10.3.1998. En timme före testning hade cirka 10 liter vatten förbrukats i fastigheten. Vattnets tappningshastighet under testen var i genomsnitt 5,5 liter i minuten. Radonhalten i råvattnet var 35 200 Bq/l. Luftningstiden var inställd på 5,5 minuter (bild 16).

Den genomsnittliga upptagseffekten var nästan 100 % både vid en vattenförbrukning på 50 liter och på 100 liter. Den lägsta momentana upptagseffekten

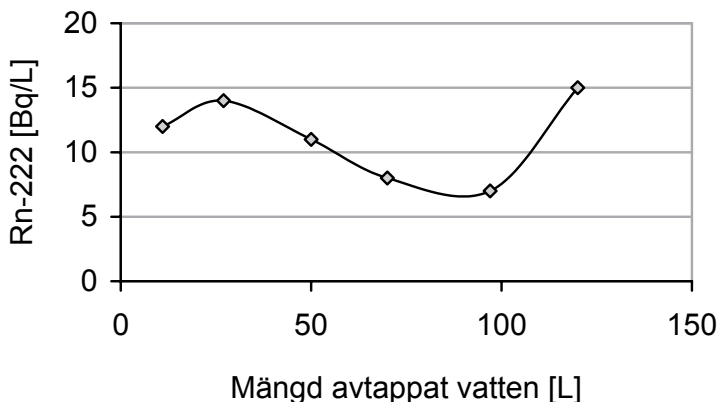


Bild 16. Radonhalt i luftat vatten som funktion av tappad vattenvolym vid testobjekt F (Radonett B2). Råvattnets radonhalt 35 200 Bq/l.

var också nästan 100 %. Aggregatet hade en mycket hög upptagseffekt för radon. Med denna luftare kan man på ett säkert sätt avlägsna de högsta radonhalter som förekommer i borrbrunnsvatten.

Upptagseffekterna var nästan lika höga när luftningstiden förkortades till 2,5 minuter. De höga upptagseffekterna kan delvis förklaras av råvattnets höga koldioxidhalt. Före installation av luftaren var kranvattnet fullt av små koldioxidbubblor; löst koldioxid frigjordes när vattnet kom under normalt lufttryck och vattentrycket sjönk till cirka en fjärdedel av det tidigare. När dessa bubblor bildas i luftaren ökar den för radonavlägsnande nödvändiga ytarean mellan faserna, vilket i sin tur ökar upptagseffekten.

5.1.8 Testobjekt H, Radox luftningsaggregat

Radox som finländska Oy OverCraft Ab har utvecklat är ett luftningsaggregat som bygger helt på periodvis luftning. Luftning sker i ett 300 liter stort av polyeten tillverkat cylinderformat kärl som är försett med en nedsänkt cylinder med hål. Den motordrivna cylindern roterar snabbt varvid tryckskillnaden mellan cylinderns in- och utsida som uppstår enligt Bernoullis ekvation får luft att strömma från cylinderns insida till dess utsida och vattenkärlet. Den roterande cylindern sönderdelar luften i små bubblor och blandar samtidigt vattnet som luftas på ett mycket effektivt sätt.

Luftaren testades 23.9.1998. Ingen förbrukning av vatten hade skett i fastigheten under cirka sex timmar före testning. Radonhalten i råvattnet var 17 000 Bq/l. Luftningstiden var inställd på 7 minuter. Vid detta undersökningsobjekt leds det luftade vattnet till en 2 kubikmeter stor skenbrunn, vilket gör att radonhalten i vattenledningsvattnet inte varierar under tappning av hundra liter vatten. Av denna anledning fick vattnet inte rinna med konstant hastighet utan det fick alltid rinna kraftigt i några minuter innan radonproverna samlades direkt i en vätskescintillationsflaska. Radonhalten i luftat vatten var konstant 230 Bq/l. Upptagseffekten för radon med detta aggregat var således 98,6 %.

5.2 Aktivkolfilter

5.2.1 Upptag av radon

Upptagseffekterna för radon har beräknats med hjälp av ekvation 3.3. Försämringen av upptagseffekten för radon har studerats separat för varje undersökningsobjekt och jämförts med vattenkvaliteten vid resp. objekt. Volymen av vatten som behandlats i filter anges i enheten bäddvolym (BV), dvs. volymen av aktivt kol i filtret.

Undersökningsobjekt A

Hushållet i undersökningsobjekt A har ingen annan vattenbehandlingsutrustning installerad. När det sista provet togs hade aktivkolfiltret varit i bruk under 4,2 år. Organiskt material (TOC mindre än 1 mg/l), järn och mangan (under 10 µg/l) förekommer i små mängder i vattnet.

Bild 17 visar att upptaget av radon i kolet försvagas förhållandevis jämnt. Beräkningsmässigt uppnås en upptagseffekt på 90 % vid 23 000 bäddvolym (R² = 0,87). Mängden filtrerat vatten är då cirka 900 m³ (23 000 BV × 0,039 m³/BV = 897 m³).

Tabell 11. Installationsdata, vattenförbrukning och råvattnets radonhalt vid undersökningsobjektet.

Filter:	HOH Separtec ACR-039
Kolets volym:	39 l
Installation:	Juni 1997
Vattenförbrukning:	370 l/d
Rn-222:	2 000–3 000 Bq/l

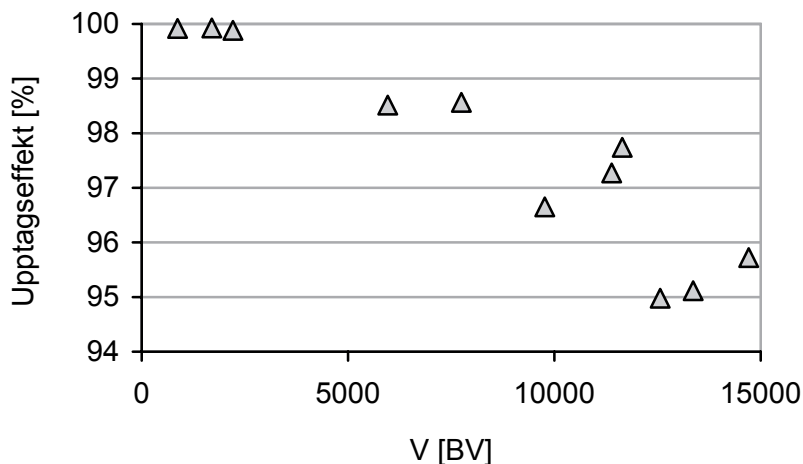


Bild 17. Upptagseffekt för radon som funktion av bäddvolym (BV) för filtrerat vatten vid undersökningsobjekt A. Bäddvolym 39 liter.

Undersökningsobjekt B

Vattenförbrukningen vid undersökningsobjekt B hade fram till 1999 uppgått till cirka 630 liter per dygn. Vattenförbrukningen halverades när nya boende flyttade in 1999. När det sista radonprovet togs hade filtret varit i bruk i 3,8 år. Aktivkolfiltret är utrustat med förfilter och backspolning. Förekomsten av organiskt material (TOC mindre än 0,5 mg/l) i vattnet är liten, medan halterna av järn (över 400 µg/l) och mangan (över 100 µg/l) är höga.

En uppskattning av filtrets kapacitet ger för handen att en upptagseffekt på 90 % underskrids efter cirka 45 000 bäddvolym (BV) ($R^2 = 0,81$). Detta motsvarar 1 800 m³ filtrerat vatten. Det första radonprovet där upptagseffekten för radon var i storleksordningen 95 % togs direkt efter backspolning. Detta har inte beaktats i beräkningen ovan.

Tabell 12. Installationsdata, vattenförbrukning och råvattnets radonhalt vid undersökningsobjektet.

Filter:	WatMan RnAH-10
Kolets volym:	40 l
Installation:	Augusti 1997
Vattenförbrukning:	630 l/d (-1998), 310 l/d (1999-)
Rn-222:	2 500–4 300 Bq/l

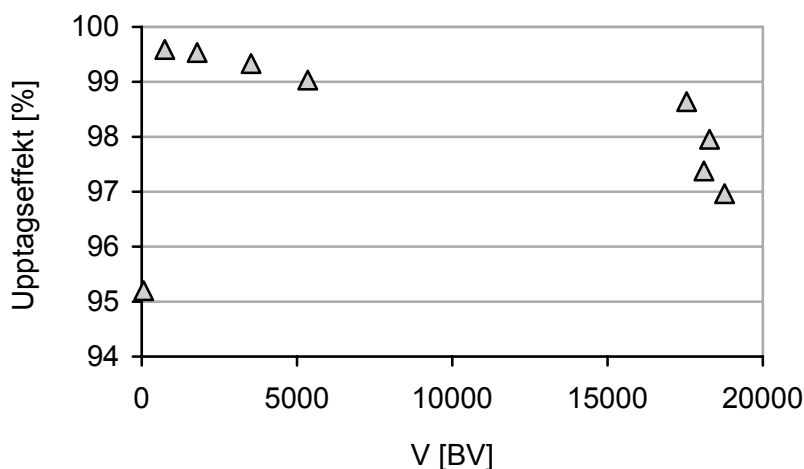


Bild 18. Upptagseffekt för radon som funktion av bäddvolym (BV) för filtrerat vatten vid undersökningsobjekt B. Bäddvolym 40 liter.

Undersökningsobjekt C

Aktivkolfiltret vid undersökningsobjekt C är utrustat med förfilter. I vattenlinjen före aktivkolfiltret finns en 21-liters anjonbytare. När det sista radonprovet togs hade aktivkolfiltret varit i bruk i 2,9 år. I vattnet som leds till aktivkolfiltret finns trots anjonbytare en viss mängd organiskt material (TOC 1–2 mg/l) och mangan (under 70 µg/l). Järnhalten i vattnet är låg (under 30 µg/l).

En uppskattning av filtrets kapacitet ger för handen att en upptagseffekt på 90 % underskrids efter 17 000 bäddvolym (BV) ($R^2 = 0,43$). Detta motsvarar 700 m³ filtrerat vatten.

Tabell 13. Installationsdata, vattenförbrukning och råvattnets radonhalt vid undersökningsobjektet.

Filter:	HOH Separtec ACR-039
Kolets volym:	39 l
Installation:	Augusti 1998
Vattenförbrukning:	470 l/d
Rn-222:	1 900–3 100 Bq/l

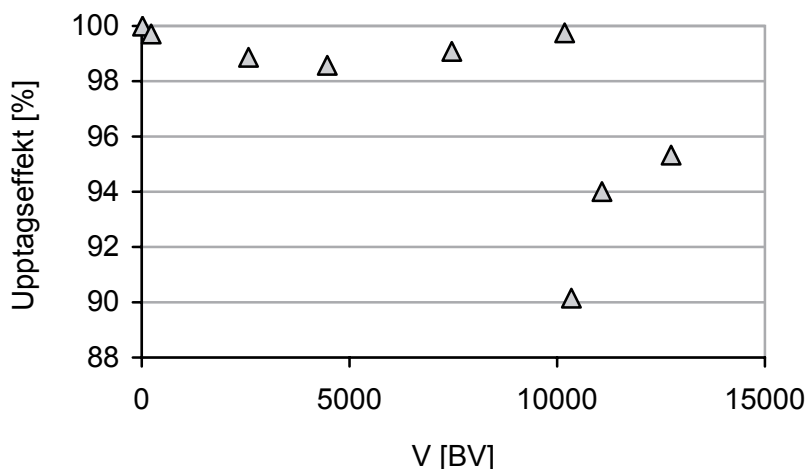


Bild 19. Upptagseffekt för radon som funktion av bäddvolym (BV) för filtrerat vatten vid undersökningsobjekt C. Bäddvolym 39 liter.

Undersökningsobjekt D

Vid undersökningsobjekt D finns ingen annan utrustning för vattenbehandling än aktivkolfilter. När det sista radonprovet togs hade filtret varit i bruk i 3,3 år. I vattnet finns mycket organiskt material (TOC över 2,5 mg/l) och mangan (över 200 µg/l) samt förhållandevis mycket järn (över 90 µg/l).

Upptagseffekten för radon försämrades inte i väsentlig grad under uppföljningsperioden. Hushållets begränsade vattenförbrukning kan vara en orsak till att upptagseffekten var konstant hög under hela undersökningsperioden på tre år.

Tabell 14. Installationsdata, vattenförbrukning och råvattnets radonhalt vid undersökningsobjektet.

Filter:	HOH Separtec ACR-039
Kolets volym:	39 l
Installation:	Oktober 1997
Vattenförbrukning:	160 l/d
Rn-222:	2 800–4 100 Bq/l

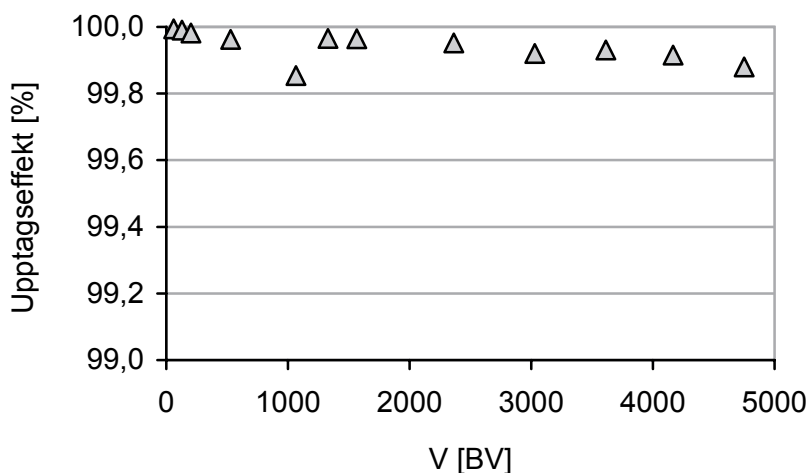


Bild 20. Upptagseffekt för radon som funktion av bäddvolym (BV) för filtrerat vatten vid undersökningsobjekt D. Bäddvolym 39 liter.

Undersökningsobjekt E

Vid undersökningsobjekt E finns ingen annan utrustning för vattenbehandling än aktivkolfiler. När det sista radonprovet togs hade filtret varit i bruk i 3,7 år. Halterna av organiskt material och mangan i vattnet mättes inte, men vattnet innehåller mycket järn (över 500 µg/l).

Någon försämring av upptagseffekten för radon observerades inte under uppföljningsperioden trots förhållandevis stor vattenförbrukning och filtrering av över 17 000 bäddvolym vatten.

Tabell 15. Installationsdata, vattenförbrukning och råvattnets radonhalt vid undersökningsobjektet.

Filter:	HOH Separtec ACR-063
Kolets volym:	63 l
Installation:	Oktober 1997
Vattenförbrukning:	510 l/d
Rn-222:	1 300–1 600 Bq/l

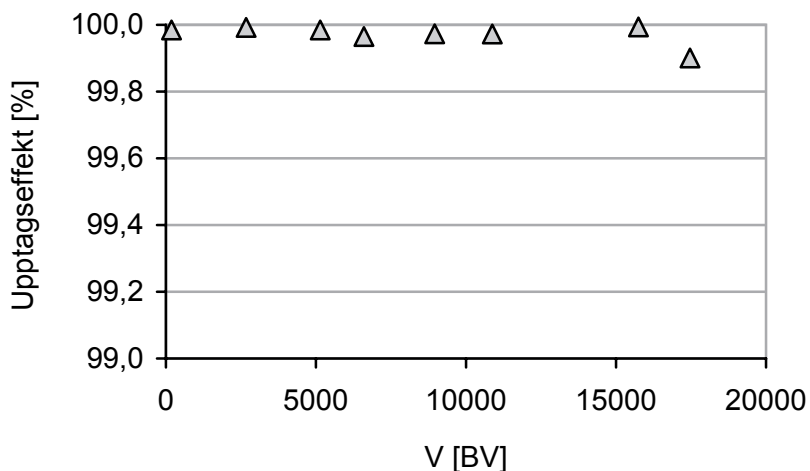


Bild 21. Upptagseffekt för radon som funktion av bäddvolym (BV) för filtrerat vatten vid undersökningsobjekt E. Bäddvolym 63 liter.

Undersökningsobjekt F

Vid detta undersökningsobjekt finns en 21-liters stark anjonbytare före aktivkolfiltret. När det sista radonprovet togs hade aktivkolfiltret varit i bruk i 3,5 år. I vattnet som leds till aktivkolfiltret finns måttliga mängder organiskt material (TOC 1–2 mg/l) samt lite järn (under 100 µg/l) och mangan (under 4 µg/l).

Upptagseffekten för radon försvagas i jämn takt. En uppskattning av filtrets kapacitet på basis av mätresultaten ger för handen att upptagseffekten sjunker till mindre än 90 % efter cirka 12 000 bäddvolym (BV) ($R^2 = 0,95$). Detta motsvarar cirka 500 m³ filtrerat vatten.

Tabell 16. Installationsdata, vattenförbrukning och råvattnets radonhalt vid undersökningsobjektet.

Filter:	HOH Separtec ACR-039
Kolets volym:	39 l
Installation:	Oktober 1997
Vattenförbrukning:	320 l/d
Rn-222:	1 600–2 200 Bq/l

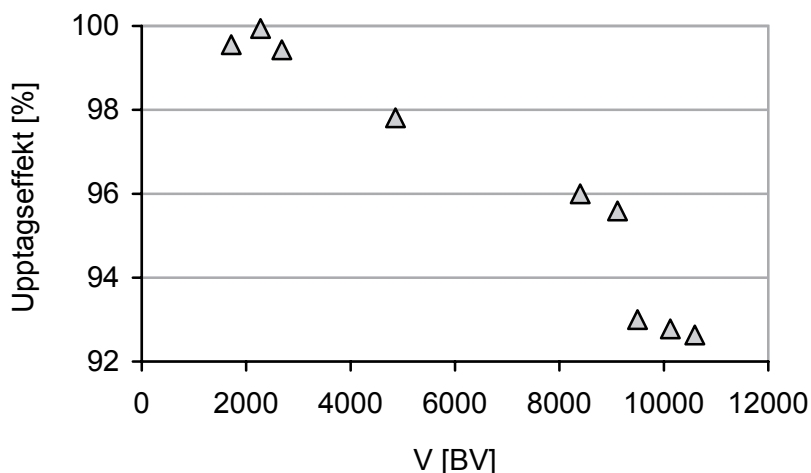


Bild 22. Upptagseffekt för radon som funktion av bäddvolym (BV) för filtrerat vatten vid undersökningsobjekt F. Bäddvolym 39 liter.

Undersökningsobjekt G

Vid undersökningsobjekt G finns förutom aktivkolfilter en 11-liters anjonbytare för behandling av köksvatten. Proverna från filtrerat vatten togs från vattenlinjen efter aktivkolfiltret men före anjonbytaren. När det sista radonprovet togs hade filtret varit i bruk i 3,5 år. I vattnet finns vissa mängder organiskt material (TOC under 1,8 mg/l), lite järn (under 40 µg/l) och måttliga mängder mangan (20–40 µg/l).

Någon försämring av upptagseffekten för radon kunde inte observeras, den uppgick till nästan 100 % under hela uppföljningsperioden.

Tabell 17. Installationsdata, vattenförbrukning och råvattnets radonhalt vid undersökningsobjektet.

Filter:	HOH Separtec ACR-063
Kolets volym:	63 l
Installation:	November 1997
Vattenförbrukning:	360 l/d
Rn-222:	5 100–7 500 Bq/l

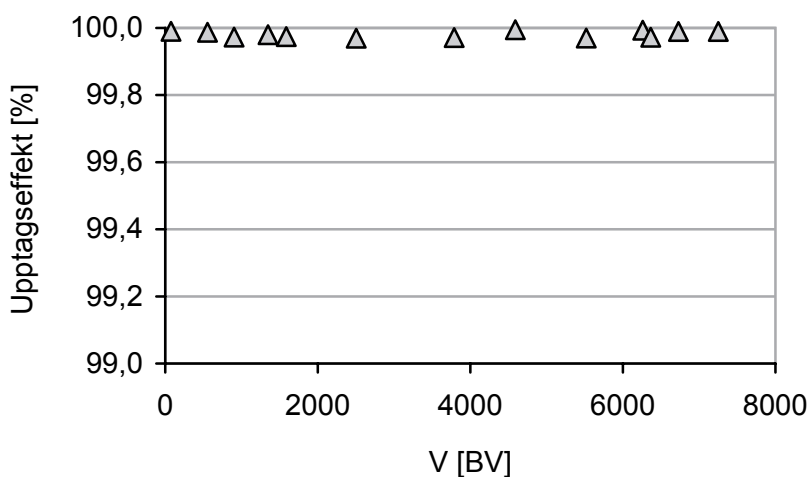


Bild 23. Upptagseffekt för radon som funktion av bäddvolym (BV) för filtrerat vatten vid undersökningsobjekt G. Bäddvolym 63 liter.

Undersökningsobjekt H

Vid undersökningsobjekt H finns ingen annan utrustning för vattenbehandling än aktivkolfilter. När det sista provet togs hade aktivkolfiltret varit i bruk under 3,7 år. I vattnet finns lite organiskt material (TOC under 0,7 mg/l), vissa mängder järn (90–120 µg/l) och måttliga mängder mangan (cirka 50 µg/l).

Någon försämring av upptagseffekten för radon kunde inte observeras, den uppgick till nästan 100 % under hela uppföljningsperioden.

Tabell 18. Installationsdata, vattenförbrukning och råvattnets radonhalt vid undersökningsobjektet.

Filter:	HOH Separtec ACR-063
Kolets volym:	63 l
Installation:	November 1997
Vattenförbrukning:	600 l/d
Rn-222:	3 800–4 600 Bq/l

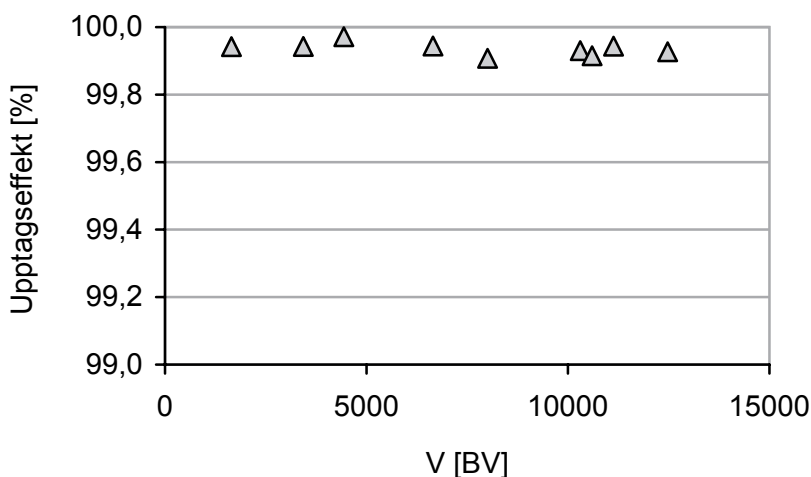


Bild 24. Upptagseffekt för radon som funktion bäddvolym (BV) för filtrerat vatten vid undersökningsobjekt H. Bäddvolym 63 liter.

Undersökningsobjekt I

Vid undersökningsobjekt I finns ingen annan utrustning för vattenbehandling än aktivkolfilter. När det sista provet togs hade aktivkolfiltret varit i bruk under 3,4 år. I vattnet finns vissa mängder organiskt material (TOC cirka 1,2 mg/l) och järn (90–120 µg/l) samt mycket mangan (över 60 µg/l).

Bild 25 visar att någon försämring av radonupptaget kunde observeras under uppföljningsperioden. Upptagseffekten för radon var över 99,6 % under hela uppföljningsperioden.

Tabell 19. Installationsdata, vattenförbrukning och råvattnets radonhalt vid undersökningsobjektet.

Filter:	HOH Separtec ACR-063
Kolets volym:	63 l
Installation:	December 1997
Vattenförbrukning:	280 l/d
Rn-222:	1 200–2 300 Bq/l

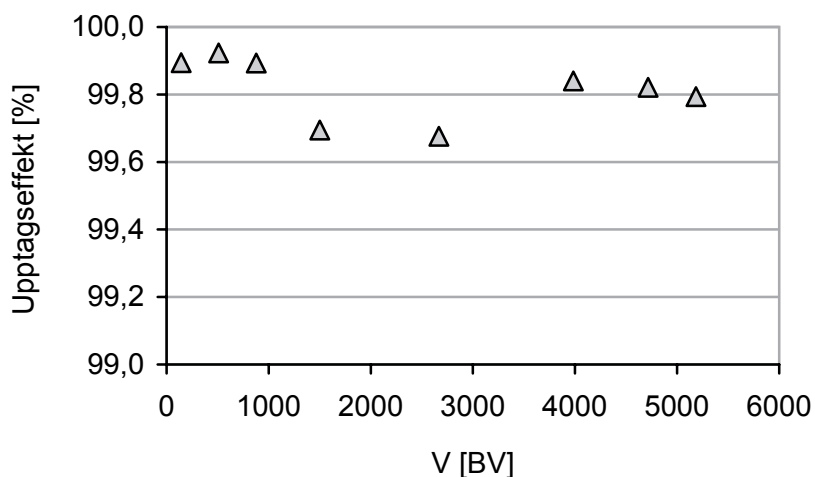


Bild 25. Upptagseffekt för radon som funktion av bäddvolym (BV) för filtrerat vatten vid undersökningsobjekt I. Bäddvolym 63 liter.

Undersökningsobjekt J

Vid undersökningsobjekt J finns en 21-liters anjonbytare före aktivkolfiltret. När det sista radonprovet togs hade aktivkolfiltret varit i bruk i 2,7 år. Vattnet som leds till aktivkolfiltret har mycket låga halter av organiskt material (KMnO_4 -tal under 1 mg/l) och järn (under 10 $\mu\text{g/l}$) medan manganhalten är varierande (i regel under 10 $\mu\text{g/l}$ och tidvis cirka 80 $\mu\text{g/l}$).

Till skillnad från de övriga aktivkolfiltren ledde installation av detta filter inte någon upptagseffekt för radon som låg i närheten av 100 procent. Någon betydande försämring av upptagseffekten kunde dock inte observeras under uppföljningsperioden. Upptagseffekten var konstant över 98 % utom i ett prov där effekten var under 96 %.

Tabell 20. Installationsdata, vattenförbrukning och råvattnets radonhalt vid undersökningsobjektet.

Filter:	HOH Separtec ACR-039
Kolets volym:	39 l
Installation:	Oktober 1998
Vattenförbrukning:	490 l/d
Rn-222:	1 200–1 600 Bq/l

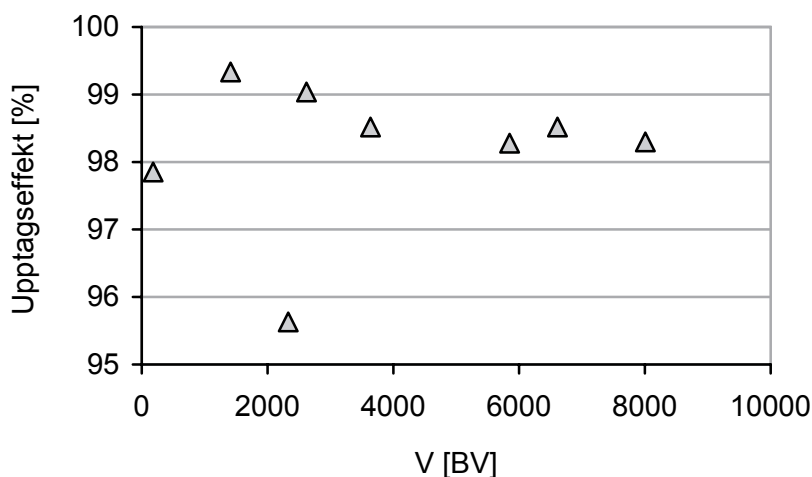


Bild 26. Upptagseffekt för radon som funktion av bäddvolym (BV) för filtrerat vatten vid undersökningsobjekt J. Bäddvolym 39 liter.

5.2.2 Kapacitet hos aktivkolfilter

Hos fyra aktivkolfilter på 39 eller 40 liter observerades att upptagseffekten för radon försvagades över tid. På basis av dessa resultat och med hjälp av andra gradens polynomisk extrapolation kan man uppskatta att filtren har en kapacitet i storleksordningen 12 000–43 000 bäddvolymmer innan upptagseffekten sjunker under 90 %. Trots detta har man med några av filtren redan behandlat cirka 15 000 bäddvolymmer med bibehållen upptagseffekt på över 99 %.

Under filtrering är det närmast järn och organiskt material som upptas i filtren. Mängderna av dessa material har på basis av detta undersökningsmaterial dock inte observerats korrelera med upptagseffekten för radon eller med adsorptionshastigheten (bild 27).

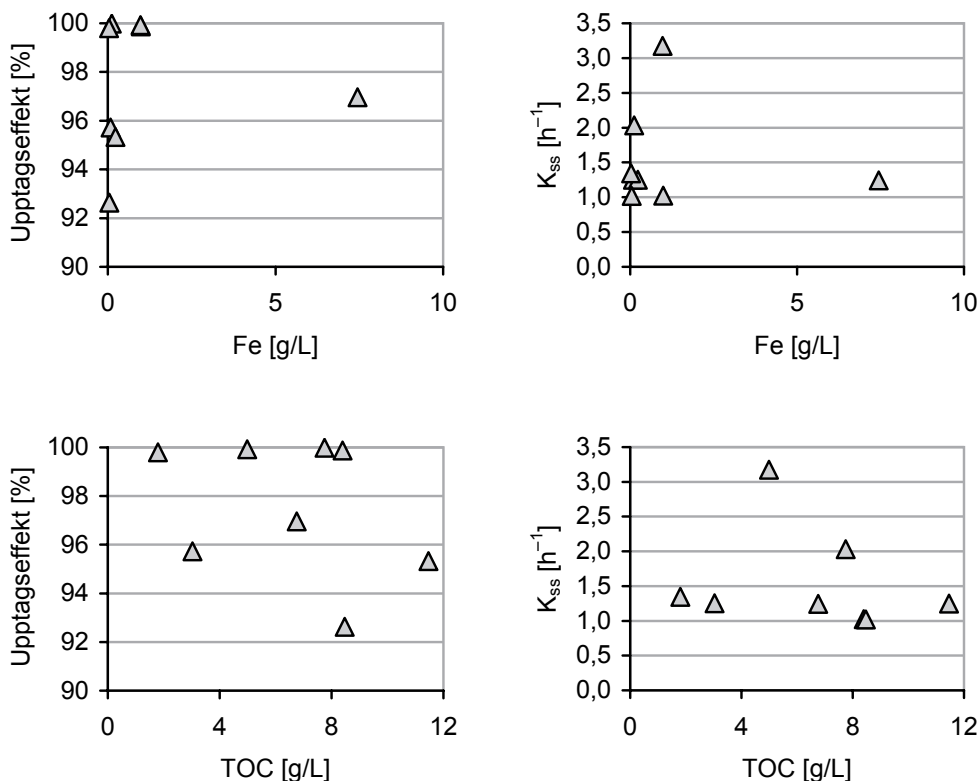


Bild 27. Radonupptag och adsorptionshastighet som funktion av i filtret upptaget järn och organiskt material. Enheten för adsorptionshastighet är h⁻¹, som är första ordningens kinetiska konstant för adsorption. Mängderna av järn och organiskt material som upptagits i aktivkol har angetts i gram per liter kol och bedömts på basis av prover från råvatten och filterrat vatten.

5.2.3 Radioaktiva ämnen som upptas i aktivkolfilter

Vid undersökningsobjekt D byttes det aktiva kolet i filtret ut nytt kol. Bytet gjordes av två anställda från Strålsäkerhetscentralen. Arbetet tog cirka en timme varvid den mottagna personliga effektiva stråldosen låg under TL-dosimeterns bestämningsgräns på 17 μ Sv.

I det utbytta kolet fanns det god samstämmighet mellan den gamma-spektrometriskt uppmätta och den beräkningsmässiga aktiviteten hos bly-210 (tabellerna 21 och 22). Detta prov bekräftar tidigare undersökningar i USA och Finland som visar att efterkommande till radon som sönderfaller i kol upptas på ett i det närmaste kvantitativt sätt i kol. Aktiviteten hos bly-210 i använt kol är därmed lätt att beräkna innan filtret tas ur bruk. Provet visade dessutom att det i alla fall inte är några betydande mängder bly-210 som lösgörs i dricksvatten under tiden som filtret används.

Det är möjligt att radium-226 som upptagits i aktivt kol fungerar som radonkälla och därigenom ökar radonhalten i filtrerat vatten. Den genomsnittliga

Tabell 21. Data som använts för beräkning av aktiviteten hos bly-210 som upptagits i aktivkol vid undersökningsobjekt D (ekvationerna 3.6 och 3.7).

Radonhalt i råvatten	$C_{0, Rn}$	3 656 Bq/l
Radonhalt i filtrerat vatten	$C_{t, Rn}$	2 Bq/l
Halt av bly-210 i råvatten	$C_{0, Pb}$	0,46 Bq/l
Halt av bly-210 i filtrerat vatten	$C_{t, Pb}$	0,18 Bq/l
Genomsnittlig vattenförbrukning	Q	156 l/d
Kolet använt i	t	1 187 d

Tabell 22. Gammalspektrometriskt bestämda aktiviteter hos radionuklider och beräknad aktivitet hos Pb-210 i aktivkol. Kolbäddens torrmasa 23,4 kg. De beräknade mätosäkerheterna anges med 95 procents konfidensintervall ($\pm 2\sigma$).

Radionuklid	Uppmätt aktivitet	Beräknad aktivitet
Pb-210 [Bq]	350 000 \pm 28 000	352 000
Ra-226 [Bq]	8 580 \pm 520	–
U [g]	1,87 \pm 0,26	–
Ra-228 [Bq]	178 \pm 89	–
Th-228 [Bq]	59 \pm 23	–

vattenförbrukningen vid undersökningsobjekt D är 155 liter per dygn. Porvolymen (totalvolym – kolets volym) i aktivkolfiltret är cirka 30 liter och står i kontakt med aktivkolet i genomsnitt i 0,2 dygn. Radium som är bundet till kol och till i kol upptaget material (8 600 Bq) avger under denna tid 300 Bq radon till vattnet, vilket betyder att ökningen av radonhalten per liter vatten är cirka 10 Bq/l. Eftersom radium sannolikt finns upptaget i filtrets övre delar där också järn huvudsakligen upptas leder utsöndrat radon inte till någon nämnvärd ökning av radonhalten i filtrerat vatten. Detta innebär att vatten från filtrets övre delar passerar nedanförliggande kolskikt och att radonet upptas i filtrets nedre delar. I aktivkolfilter med backspolningsautomatik blandas filtermatrisen jämnt under sköljning, vilket kan leda till en viss ökning av radonhalten i behandlat vatten. I detta fall är ökningen av radonhalten emellertid mindre än två becquerel per liter.

5.2.4 Aktivkolfiltrerings inverkan på vattenkvalitet

Aktivkolfilter är förhållandevis effektiva på att uppta järn och organiskt material. Däremot avlägsnar de i regel inte mangan (bild 28).

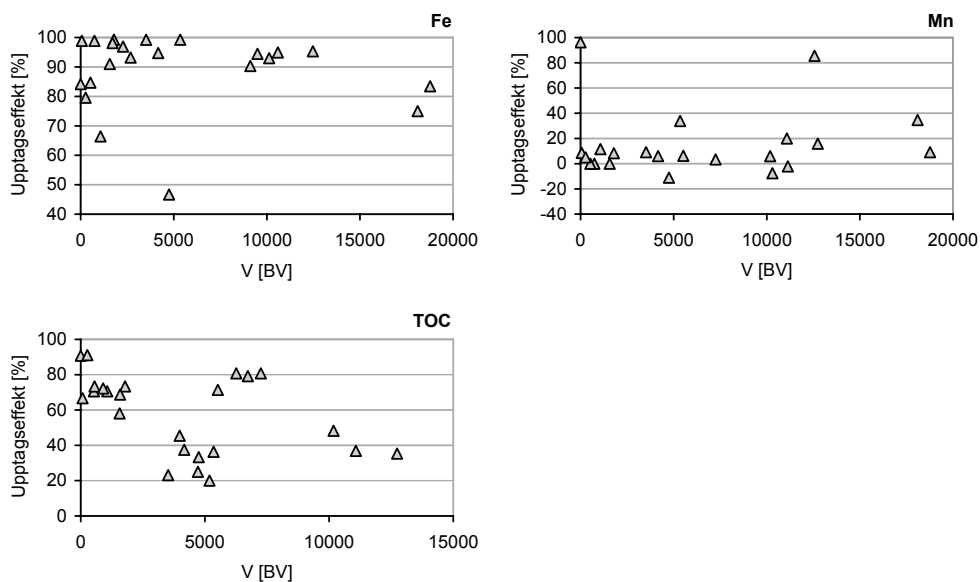


Bild 28. Uptagseffekter för järn, mangan och organiskt material vid aktivkolfiltrering som funktion av mängden filtrerat vatten vid undersökningsobjekten. Diagrammen visar upptagseffekterna när Fe > 0,03 mg/l, Mn > 0,03 mg/l och TOC > 1 mg/l.

Tabell 23. Antal härdar (HPL) i råvatten och filtrerat vatten vid undersökningsobjekt med aktivkolfilter där tillförlitliga vattenprover var möjliga att ta (vattenkran som tål sterilisering och inga andra filter).

Tid i bruk [dagar]	HPL 22 °C [pmy/100 ml]		HPL 37 °C [pmy/100 ml]	
	Råvatten	Filtrerat vatten	Råvatten	Filtrerat vatten
92	150	20	1	11
102	72	8	33	0
117	2	13	0	8
229	90	4	4	2
236	180	8	1	0
258	6	7	0	1
290	160	16	0	10
340	23	210	1	230
976	113	3	47	12
1 014	2	32	0	34
1 102	5	2	2	22
1 129	11	5	2	2
1 153	3	9	0	0
1 180	11	13	1	0
1 187	280	790	1	0
1 194	340	100	3	1
1 211	51	6	2	2
1 243	30	19	1	1
1 278	3	0	0	11
1 299	42	1	8	8
1 317	340	80	7	8
1 338	2	4	2	0
1 383	310	6	330	4
1 401	140	44	0	0

Bestämningen av antalet härdar vid 22 °C och 37 °C kunde inte påvisa någon av aktivkolfiltrering orsakad försämring av vattnets mikrobiologiska kvalitet (tabell 23).

Aktivkolfiltrering hade knappast någon inverkan på vattnets pH-värde. Syrehalten i vattnet sjönk något under filtrering, vilket kan bero på ökning av vattentemperaturen under filtrering (tabell 24).

Tabell 24. Aktivkolfiltrerings inverkan på pH-värde och syrehalt i vatten.

	Ändring av pH-värde	Ändring av O ₂ -halt [mg/l]
Medelvärde	-0,03	-0,48
Median	0,00	-0,40
Minimum	-0,62	-2,85
Maximum	0,40	1,30
Mätningar	24 st	21 st

5.3 Jonbytare

Uptagseffekterna för uran vid de olika undersökningsobjekten varierade mellan 88 och 100 procent beroende på jonbytarens storlek och råvattnens uranhalt (tabell 25). Vid undersökningsobjekt där uran avlägsnades från allt hushållsvatten uppgick upptagseffekten för uran typiskt till 99 procent vilket gav uranhalt i behandlat vatten på mindre än 10 µg/l – ofta till och med mindre än 1 µg/l. Vid undersökningsobjekt I var upptagseffekten för uran förhållandevis hög (över 98 %), men det fanns fortfarande ganska mycket uran (34–38 µg/l) i det behandlade vattnet. När man beaktar råvattnets höga uranhalt, vattenkvaliteten och vattenförbrukningen är det underdimensionering av filtret som är den sannolika orsaken till den höga uranhalten i filtrerat vatten.

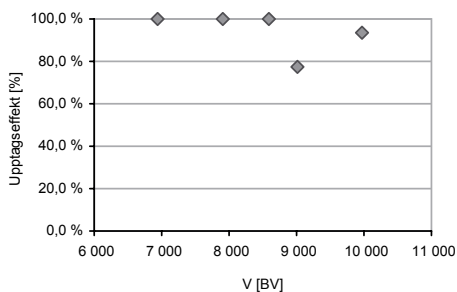
Uptagseffekten för uran hos jonbytare från Oy WatMan Ab (O, P, Q, R och S) som förutom anjonbytarharts också innehåller annan massa var något sämre än hos aggregaten från Separtec Oy som endast innehåller anjonbytarharts. En ökning av mängden anjonbytarharts i filtren från Oy WatMan Ab skulle sannolikt öka upptagseffekten så att halten av uran i behandlat vatten sjunker under 1 µg/l. Uranhalten i behandlat vatten varierade nu mellan 3 och 7 µg/l.

Vid objekt där uran endast avskiljdes från matlagings- och dricksvatten (A, B, C, D och E) var upptagseffekten för uran något sämre än vid objekt där uran avlägsnas från allt hushållsvatten. Uranhalten var dock nästan alltid lägre än 10 µg/l. För humushaltigt vatten var upptagseffekten för uran genomsnittligt 5–10 procentenhet lägre än för vatten av hög kvalitet där uranhalten i behandlat vatten uppgick till 6–50 µg/l och den genomsnittliga uranhalten till 17 µg/l (bild 29).

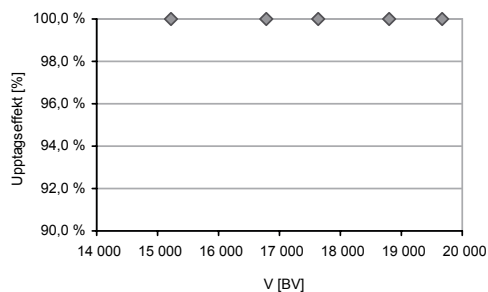
Kranfilter (A, B och C) som bara rekommenderas för användning i semesterbostäder hade den sämsta upptagseffekten för uran. Det var endast när råvattnets uranhalt var lägre än 175 µg/l som det var möjligt att uppnå uranhalt på mindre än 10 µg/l (upptagseffekt 99 %) i filtrerat vatten. Vid högre uranhalt förmår kapaciteten hos kranfilter inte avlägsna mer än 90 % av uranet. När uranhaltarna

Tabell 25. Genomsnittliga koncentrationer av radionuklider i råvatten och behandlat vatten samt genomsnittliga upptagseffekter (%) vid undersökningsobjekt där jonbytare testades.

Under-söknings-objekt	²³⁸ U (µg/l)			²²⁶ Ra (Bq/l)			²¹⁰ Pb (Bq/l)			²¹⁰ Po (Bq/l)		
	Rå-vatten	Beh. vatten	Upptags-effekt (%)	Rå-vatten	Beh. vatten	Upptags-effekt (%)	Rå-vatten	Beh. vatten	Upptags-effekt (%)	Rå-vatten	Beh. vatten	Upptags-effekt (%)
A	510	60	88,4	0,50	0,46	9	0,36	0,16	56	0,49	0,40	19
B	250	20	91,9	0,03	0,02	40	–	–	–	0,03	0,09	–
C	95	<1	99,2	0,17	0,03	85	0,20	0,07	66	0,15	0,06	61
D	450	<1	99,8	0,15	0,12	21	0,08	0,09	–	0,09	0,006	94
E	190	17	90,8	0,30	0,10	68	1,2	0,11	84	1,1	0,54	50
F	200	<1	99,6	0,03	0,01	60	0,20	0,05	74	0,24	0,009	95
G	95	1,2	98,7	0,17	0,03	85	0,13	0,07	46	0,15	0,06	61
H	76	<1	99,1	0,04	0,02	50	0,16	0,04	74	0,02	0,002	88
I	2 200	36	98,4	0,18	0,02	89	0,71	0,24	66	1,6	0,33	79
J	380	<1	99,8	0,39	0,33	17	0,27	0,06	79	0,23	0,04	81
K	25	<1	96,9	0,06	0,04	33	1,1	0,16	86	0,48	0,08	84
L	1 070	1,3	99,9	2,7	1,8	33	0,62	0,13	79	0,12	0,04	71
M	660	3,6	99,5	0,35	0,02	94	4,7	2,5	47	5,9	2,5	57
N	12	<1	93,7	0,40	0,03	93	0,07	0,39	–	0,30	0,06	81
O	110	<1	99,1	0,11	<0,01	91	0,04	0,04	0	0,04	0,04	0
P	130	6,6	94,8	0,48	0,03	94	0,31	0,07	78	0,16	0,02	89
Q	1 020	2,6	99,7	0,13	0,01	90	0,26	0,04	86	0,16	0,02	86
R	1 200	3,4	99,7	0,24	0,05	81	0,49	0,03	95	0,03	0,02	29
S	220	<1	99,6	21	0,3	99	0,70	0,03	96	3,6	0,004	99,9
T	120	<1	99,5	0,39	0,04	89	0,23	0,13	45	1,7	0,23	87
U	110	1	99,1	2,2	1,8	20	1,7	0,20	89	0,87	0,05	95



Undersökningsobjekt E



Undersökningsobjekt F

Bild 29. Anjonbytares upptagseffekter för uran (%) som funktion av bäddvolym (BV) vid undersökningsobjekt E och F. Vid objekt E var den genomsnittliga uranhalten i råvatten 190 $\mu\text{g/l}$ och halten av organiskt material (KMnO_4 -talet) var 12 mg/l. Vid objekt F var den genomsnittliga uranhalten i råvatten 200 $\mu\text{g/l}$ och halten av organiskt material (KMnO_4 -talet) var 3,5 mg/l.

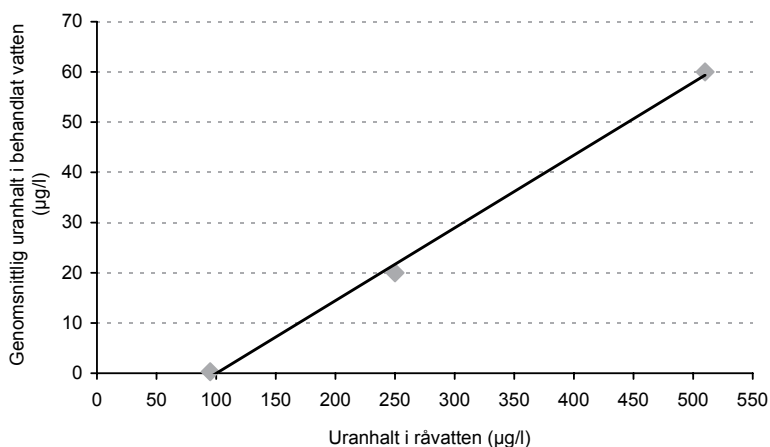


Bild 30. Den genomsnittliga uranhaltens i behandlat vatten ($\mu\text{g/l}$) beroende av genomsnittlig uranhalt i råvatten vid användande av kranfilter vid objekten A, B och C. Rinningshastighet i kökskranen 5–8 liter i minuten.

i råvatten vid undersökningsobjekten uppgick till 250–510 $\mu\text{g/l}$ fanns det 10–60 $\mu\text{g/l}$ uran kvar i de behandlade vattnen (tabell 25). Detta beror på att vattnets strömningshastighet i kranen är för hög i förhållande till mängden harts i filtret. Kontakttiden blir då för kort och allt uran hinner inte bli upptaget i hartset. Upptagseffekten för uran går att förbättra genom att låta vattnet rinna så sakta som möjligt från kranen. Bild 30 visar hur halten av uran i vatten som behandlats

i kranfilter varierar med råvattnets uranhalt. Av diagrammet kan man se att kranfilter ger en uranhalt på mindre än 10 µg/l först när råvattnets uranhalt är lägre än 175 µg/l.

Upptagseffekterna för radium vid objekt där jonbyterna förutom anjonbytarharts också innehöll katjonbytarharts (K, L, M, N och T) varierade mellan 33 och 94 %. Vid objekt där jonbyterna inte innehöll katjonbytarharts varierade upptagseffekterna för radium mellan 9 och 90 %. Resultaten visar att en del avlägsnat radium uppträder anjonisk form eller upptas i organiska föreningar (humus- och fulvosyra samt humin). Vid objekt L upphörde upptaget av radium helt efter drygt tre års användning (augusti 2000). Innan dess hade upptagseffekten för radium varit över 90 %. Andelen katjonbytarharts av total jonbytar-massa (36 l) var cirka fem liter.

Jonbyterna från Oy WatMan Ab vid objekten P, Q, R och S innehöll förutom anjonbytarharts också annan filtermassa. Vid dessa objekt uppgick upptagen av radium till 81–99 %.

Upptagseffekterna för bly och polonium varierade stort (0–99 %). Vid andra objekt var halterna av bly och polonium i behandlat vatten till och med högre än i råvatten. En del bly och polonium har sannolikt upptagits i partikelmaterial i vattnet som då och då lossnar från jonbytare och ökar därigenom halterna av bly och polonium i behandlat vatten. Bly och polonium som upptagits i partikelmaterial går i regel inte att avlägsna med jonbytar-metoden. Bindning av bly och plutonium till partiklar av olika storlek i grundvatten behandlas mer utförligt i kapitel 5.8.

5.3.1 Jonbytares inverkan på vattenkvalitet

Vid undersökningen av jonbytares funktion var deras inverkan på vattenkvalitet också föremål för uppföljning. Kvalitetsparametrarna som följdes upp var antalet härdar (HPL) vid 22 °C och 37 °C, Fe, Mn, SO₄, KMnO₄, pH-värde och vattens elektriska ledningsförmåga (tabellerna 26 och 27). Bedömningarna av vattenkvalitet försvårades av att olika filter (närmast aktivkolfilter och jonbytare men också luftare) ofta var installerade efter varandra och att det inte var möjligt att ta vattenprover mellan dem.

Av denna anledning är de observerade kvalitetsförändringarna och upptagseffekterna i de flesta fall resultat av den sammanlagda effekten samtliga aggregat som finns installerade vid de undersökta objekten (luftare, filter och aggregat för omvänd osmos).

Jonbytare som endast innehöll anjonbytarharts avlägsnade i genomsnitt 70 % av det organiska materialet i vatten. En del järn och mangan avlägsnades när endast anjonbytarharts användes (objekten E, F, G, H, I och J, bild 31.) Detta

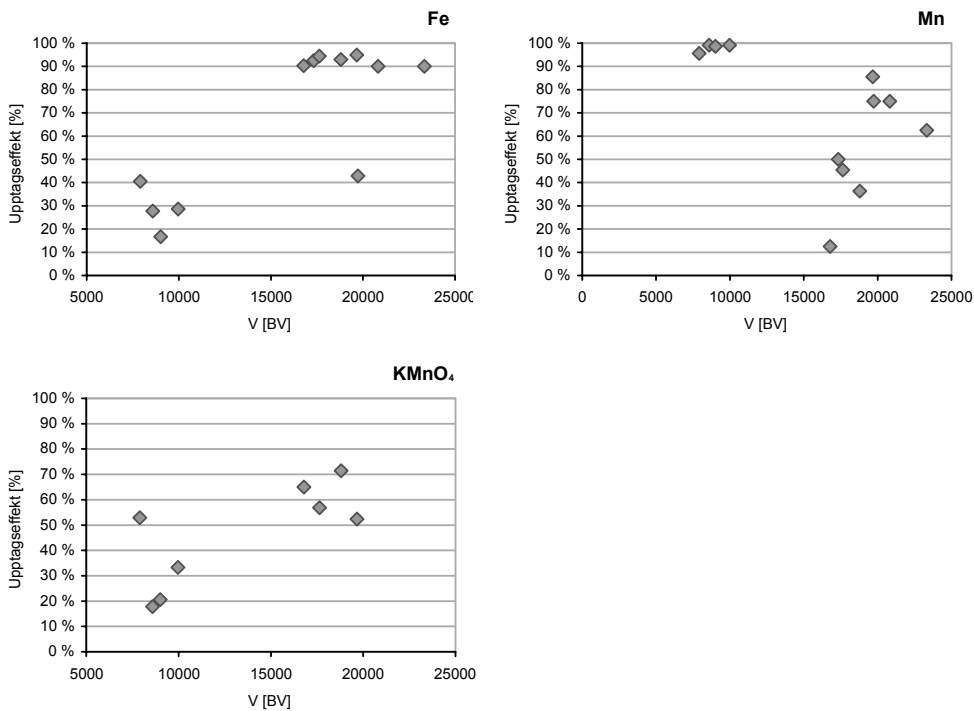


Bild 31. Anjonbytarfilters upptagseffekter för järn, mangan och organiskt material som funktion av bäddvolym (vid objekten E, F och H).

visar att en del järn och mangan ingår i anjoniska föreningar och uppträder till humus- eller fulvosyra bunden form eller upptas mekaniskt i filter till exempel i form av järn- och manganfällningar. Vid objekt där filtren förutom anjonbytarharts också innehöll katjonbytarharts (K, L, M, N och T) uppgick de genomsnittliga upptagseffekterna för järn och mangan till 65 %. Resultaten från objekt S beaktades inte vid beräkningarna eftersom det där förutom jonbytare också fanns ett aggregat för omvänd osmos som avlägsnar praktiskt taget alla joner från vattnet. Upptagseffekterna är nästan alltid höga i sådana fall.

Vid de flesta objekten ledde filtrering till sänkt pH-värde i vattnet (tabell 26). Förändringarna var i regel av storleksordningen en pH-enhet. Undantag från detta var objekten P, Q, R och S som hade jonbytare från Oy WatMan Ab. Dessa jonbytare innehöll förutom anjonbytarmassa också annan filtermassa. Detta är förmodligen anledningen till att vattnets pH-värde inte sjönk under behandlingen utan till och med ökade med 1,5 pH-enheter.

Användning av jonbytare ledde inte till nämnvärda ändringar av vattnets elektriska ledningsförmåga (tabell 27). Aggregatet för omvänd osmos som

var installerat efter jonbytare (objekt S) ledde som väntat till sänkt elektrisk ledningsförmåga hos vattnet eftersom det avlägsnar nästan alla joner från vatten. Den elektriska ledningsförmågan sjönk från 320 mS/m till 32 mS/m, vilket ligger klart under maximivärdet (250 mS/m) för hushållsvatten.

Vattnets mikrobiologiska kvalitet följdes upp med hjälp av antalet härdar (tabell 27). Bestämningarna genomfördes vid två olika temperaturer, 22 °C och 37 °C. Med denna metod får man inte fram alla mikrober i vattnet, men genom att observera antalet härdar går det att observera ändringar i vattnets mikrobiologiska kvalitet. Antalet härdar påverkas av vattenkvalitet och förekomsten av för mikrober lämpliga näringsämnen (bl.a. organiskt material och fosfor) i råvattnet, vattenbehandling, vattenledningarnas skick samt temperaturen hos och vattnets utbytestid.

Vid de undersökta objekten var antalet härdar oftast större i behandlade vatten än i råvatten. Även vid användning av aggregat med regenerationsautomatik (objekten K–U) var antalet härdar i behandlade vatten högre än i råvatten.

Tabell 26. Genomsnittliga halter av järn, mangan och organiskt material samt genomsnittliga pH-värden i råvatten och behandlat vatten vid undersökningsobjekt med jonbytare.

Under-söknings-objekt	Fe (µg/l)		Mn (µg/l)		KMnO ₄ (µg/l)		pH	
	Rå-vatten	Behandlat vatten	Rå-vatten	Behandlat vatten	Rå-vatten	Behandlat vatten	Rå-vatten	Behandlat vatten
E	17	11	13	< 1	12	6,9	8,0	7,8
F	50	4	2	1	3,5	1,3	7,1	7,0
G	20	4	4	2	4,5	1,0	8,3	7,5
H	4	1	28	8	< 1	< 1	7,9	7,8
I	1 100	11	20	1	2,4	< 1	8,5	8,4
J	130	9	22	3	5,4	< 1	7,4	7,1
K	13	4	1	1	1,0	< 1	8,7	7,8
L	6	6	13	14	2,2	< 1	7,2	6,5
M	63	60	4	2	4,5	1,9	7,9	7,8
N	240	30	185	16	26,1	11,8	8,1	8,0
P	16	5	29	24	2,7	1,5	8,3	8,3
Q	33	4	5	2	8,5	1,0	8,3	9,8
R	8	6	3	3	4,3	< 1	7,2	7,9
S	1 830	10	915	15	13,2	< 1	7,1	7,9
T	2 200	120	1 200	43	25,2	3,3	6,6	6,3
U	24	3	0,06	1	< 1	< 1	8,2	8,1

Tabell 27. Genomsnittliga värden för elektrisk ledningsförmåga och antalet härdar vid 22 °C och 37 °C i råvatten och behandlade vatten.

Under-söknings-objekt	Konduktivitet (mS/m)		Antar härdar 22 °C		Antar härdar 37 °C	
	Rå-vatten	Behandlat vatten	Rå-vatten	Behandlat vatten	Rå-vatten	Behandlat vatten
E	22,1	20,2	380	460	72	36
F	27,1	22,7	210	21	10	4
G	35,6	40,2	330	80	4	7
H	19,3	18,9	28	52	2	5
I	33,7	30,7	30 600	35	1	1
J	54,1	47,6	510	230	25	16
K	24,5	24,0	24	5	0	1
L	28,6	31,8	130	540	10	110
M	28,7	34,2	25	260	4	66
N	270	290	500	86	160	24
P	69	69	320	440	2	11
Q	41	52	57	140	500	68
R	46	52	460	39	4	5
S	320	32	–	–	–	–
T	50	61	68	2	2	1
U	22	20	15	120	1	100

5.4 Inverkan av tryck, pH-värde och salthalt på anjonbytares funktion

En anjonbytare som hade använts i fyra år för avlägsnande av uran från matlagnings- och dricksvatten valdes ut för undersökningar på laboratorium. Under denna tid behandlades 78,34 m³ vatten med filtret. I råvatten var de genomsnittliga halterna av uran 520 ± 40 µg/l, bly $0,05 \pm 0,02$ Bq/l och polonium $0,06 \pm 0,01$ Bq/l. I behandlat vatten var motsvarande värden $0,4 \pm 0,3$ µg/l för uran, $0,04 \pm 0,02$ Bq/l för bly och $0,01 \pm 0,001$ Bq/l för polonium. På basis av dessa resultat kan man beräkna att filtret bör ha upptagit 40 ± 4 gram uran, 1 160 Bq bly och 3 370 Bq polonium under tiden för dess användning.

Olika filtreringstester genomfördes för att lösgöra dessa ämnen från jonbytarhartset (avsnitt 3.6). Testerna visade att upptaget av uran i anjonbytarhartset är mycket kompakt (tabell 28.) Vid tryckprov var det mindre än en promille (0,0005 %) av det upp upptagna uranet som lösgjordes. Ändringar

av pH-värdet hade mycket liten inverkan på lösgörningen av uran från anjonbytarhartset. En ökning av vattnets salthalt hade en tydlig inverkan på mängden uran som lösgjordes. Vid en kloridhalt på 620 mg/l ökade uranhalten i behandlat vatten från mindre än 1 µg/l till 28,6 µg/l. Vid en fördubbling av kloridhalten (1 310 mg/l) blev uranhalten i behandlat vatten 2,5 gånger större (75,5 µg/l). Detta var viktigt att testa eftersom vatten vid en kloridhalt på 620 mg/l ännu inte uppvisar klart märkbara smakfel, vilket gör att öknings av salthalten som leder till nedsättning av jonbytares funktion kan passera obemärkt.

Resultaten visar att en märkbar ökning av salthalterna i grundvatten till exempel vid kusterna eller i närheten av vägar kan förhindra upptagning av uran i jonbytare och lösgöra redan upptaget uran.

Bly och polonium lösgjordes i vatten i en jämnare takt oavsett växlingar i tryck, pH-värde och salthalt. Detta beror antingen på att deras upptagning i harts är svagare eller att de upptagits i partikelmateriel i vattnet som inte upptas i harts genom jonbindningar.

Tabell 28. Vattenmängder som filtrerats i ett urbruktat anjonfilter och radionuclidmängder som lösgjorts i vatten vid olika filtreringsprov. Proven genomfördes både under både konstant tryck och varierande tryck vid två pH-värden och två salthalter.

	Filtrerad mängd vatten (l)	²³⁸ U (µg)	²³⁴ U (Bq)	²¹⁰ Pb (Bq)	²¹⁰ Po (Bq)
Inverkan av tryckförändring					
Jämnt tryck (ca 3 bar)	47,6	4,0 (0,09 µg/l)	0,07 (0,0015 Bq/l)	2,7 (0,06 Bq/l)	0,45 (0,009 Bq/l)
Variert tryck (2 → 5 bar)	31,2	21,0 (0,64 µg/l)	0,35 (0,011 Bq/l)	5,0 (0,16 Bq/l)	4,4 (0,14 Bq/l)
Inverkan av pH-värde					
pH 5	49,6	28,2 (0,57 µg/l)	0,44 (0,009 Bq/l)	3,3 (0,07 Bq/l)	2,0 (0,04 Bq/l)
pH 10	50,0	57,2 (1,14 µg/l)	0,90 (0,018 Bq/l)	3,0 (0,06 Bq/l)	1,6 (0,03 Bq/l)
Inverkan av vattnets kloridhalt					
Cl-halt i vattnet 620 mg/l	50,1	1 435 (28,6 µg/l)	21,7 (0,43 Bq/l)	4,3 (0,09 Bq/l)	3,2 (0,06 Bq/l)
Cl-halt i vattnet 1 310 mg/l	50,6	3 820 (75,5 µg/l)	59,0 (1,17 Bq/l)	4,5 (0,09 Bq/l)	3,2 (0,06 Bq/l)

Tabell 29. Mängden i anjonbytarhartsstyckena upptaget uran och styckenas upptagskapacitet för uran.

Stycke	Mängd harts (g)	Beräknad kapacitet för uran (g)	Uppmätt uran i harts (g) och andel av beräknad kapacitet		Uranets beräknade kapacitet (g)	Oförbrukad kapacitet (g)
			(g)	(%)		
1	368	147	19,2	13	19,2	–
2	534	214	15,3	7,2	27,8	12,5
3	528	211	1,8	0,08	27,4	27,3
4	527	211	0,02	0,01	27,4	27,4

5.4.1 Uranmängder i använt anjonharts

Efter filtreringsproven styckades anjonbytarhartset i fyra 10 cm höga delar (bild 32). Uranhalten i dessa fyra stycken mättes gammaspektrometriskt för att fastställa hur mycket uran det fanns kvar i hartset (tabell 29). Mätningarna visade att uranhalten i hartsstyckena uppgick till 36 ± 4 gram, vilket väl motsvarade den med hjälp av radiokemiska analyser beräknade uranhalten på 40 ± 4 gram i råvattnet. Den gammaspektrometriskt bestämda totala mängden av uran kan i detta fall anses vara tillförlitligare än den på råvatten beräknade mängden.

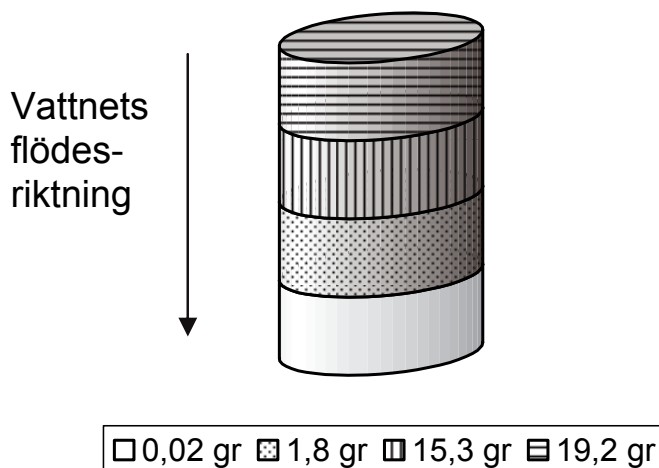


Bild 32. Urans fördelning (g) i urbrukttaget anjonbytarharts (7 l) efter fyra års användning. Den totala mängden filtrerat vatten var 11 200 BV ($78,34 \text{ m}^3$) och råvattnets genomsnittliga uranhalt var $450 \mu\text{g/l}$.

Orsaken till detta är variationen i uranhalt och att proverna inte hade tagits kontinuerligt. Över fyra år varierade uranhalten mellan 490 och 560 µg/l.

Resultaten från jonbytarpelarens olika delar visar att över 90 % av uranet var upptaget i hartsets övre del under de fyra år som det hade använts (bild 32). I det första 10 cm höga hartsstycket fanns 19,2 gram uran, vilket motsvarar cirka 53 % av den totala mängden uran i hartspelaren. Uranhalten i det andra stycket var 15,3 gram, vilket motsvarade cirka 42 % av den totala uranmängden i filtret.

I det tredje hartsstycket fanns cirka 2 gram uran och i det fjärde stycket endast en hundradel av dessa 2 gram, dvs. 0,022 gram (tabell 29). Hartsets beräknade upptagskapacitet för uran var cirka 780 gram, och av denna kapacitet hade runt fem procent förbrukats under fyra års användning. Den verkliga kapaciteten är emellertid inte lika stor som hartsets beräknade kapacitet eftersom även andra anjoniska föreningar i vatten (bl.a. humus) förbrukar kapacitet hos hartset.

5.5 Livslängd hos jonbytare

På basis av de i tabell 29 redovisade resultaten är det möjligt att bedöma livslängden hos jonbytare. Om man antar att det inte längre upptas något uran i det 10 cm höga översta skiktet (då en avsevärd mängd uran redan har upptagits i skiktet nedanför) kan det översta skiktets upptagskapacitet för uran sättas till 13 % av den beräknade kapaciteten. Om de två följande skikten (2 och 3) antas ha motsvarande kapacitet är anjonbytarens återstående oförbrukade upptagskapacitet för uran 39,8 gram. Vid en uranhalt i råvatten som vid undersökningsobjekt D motsvarar detta cirka 11 000 BV (77 m³).

Mätresultaten för anjonbytarhartset visar att jonbytarens upptagskapacitet för uran inte var slutförbrukad efter fyra års användning. Detta framgår också av att det inte fanns något uran i det filtrerade vattnet. Innan anjonbytarens lösgjordes från vattenledningsröret hade den behandlat 11 200 BV vatten. När det är fråga om filtrering av vatten av hög kvalitet visar resultaten ovan att anjonbytarens har en beräknad upptagskapacitet för uran på 20 000 ± 300 BV. Vid oförändrad vattenförbrukning och samma uranhalt hade denna anjonbytare således kunnat användas i ytterligare fyra år.

5.6 Samtidigt avlägsnande av radon, järn och mangan

Samtidigt avlägsnande av radon samt järn och mangan studerades vid två olika hushåll. Det ena hushållet hade ett vattenbehandlingsaggregat från Akva Filter Oy och det andra ett aggregat från Oy WatMan Ab. I båda aggregaten hade man tillsatt aktivt kol för avlägsnande av radon från vattnet.

AF-400, Akva Filter Oy

Uptagseffekten för radon hos aggregatet från Akva Filter Oy var högre än 96 % under uppföljningsperioden på 1,5 år (tabell 30). Radonhalterna varierade mellan 1 400 och 2 000 Bq/l i råvatten och mellan 21 och 74 Bq/l i behandlat vatten.

Aggregatets förmåga att avlägsna radon undersöktes med hjälp av 5 radonprover som togs med 5 minuters mellanrum. Vattnet fick rinna med konstant flöde (cirka 5 liter/minut) för att se om tappning av vatten leder till att radonhalten i behandlat vatten ökar. Resultaten visar att radonhalten i behandlat vatten var i genomsnitt två gånger högre i provet som togs efter att mycket vatten hade fått rinna än i provet som togs omedelbart efter att vattnet hade börjat rinna. Tabell 30 visar de högsta radonhalterna för varje provtagningsomgång.

Radonhalterna i råvatten varierade mellan 2,3 och 2,9 mg/l och mellan 0,2 och 0,4 mg/l i behandlat vatten. Den genomsnittliga upptagseffekten var 86 %. Manganhalterna i råvatten varierade mellan 0,29 och 0,34 mg/l och i behandlat vatten mellan 0,04 och 0,08 mg/l. Den genomsnittliga upptagseffekten var 82 %. Aluminiumhalten i råvattnet var mycket låg och någon tydlig uppgång av denna kunde inte observeras i behandlat vatten. Filtrering orsakade en ökning av vattnets pH-värde eftersom detta är en förutsättning för fällning av järn och mangan.

Tabell 31 visar dosrater för extern strålning på ytan av filtret från Akva Filter Oy. Dosratsmätningarna påbörjades i filtrets nedre del där olika filtermassor fanns placerade. Mellan de två här presenterade mätningarna blev filtermassorna utbytta en gång. Detta framgår också av att den högsta dosraten vid den andra mätningen (10.7.2001) uppmättes högre upp från aggregatets nedre kant.

Tabell 30. Radonhalter i och värden på några kvalitetsparametrar för råvatten och behandlat vatten vid olika provtagningsomgångar. Undersökt aggregatet var Akva Filter Oy:s radon- och manganavskiljare AF-400.

Prov-tagnings-datum	²²² Rn (Bq/l)		Fe (mg/l)		Mn (mg/l)		pH		Al (mg/l)	
	Rå-vatten	Beh. vatten.	Rå-vatten	Beh. vatten	Rå-vatten	Beh. vatten	Rå-vatten	Beh. vatten	Rå-vatten	Beh. vatten
14.1.2000	1 400	21	–	–	–	–	–	–	–	–
25.4.2000	1 800	38	–	–	–	–	–	–	–	–
10.7.2000	–	44	–	–	–	–	–	–	–	–
25.10.2000	1 800	28	2,3	0,47	0,29	0,051	7,0	7,8	0,006	0,008
16.1.2001	2 000	35	2,7	0,28	0,29	0,036	7,2	8,0	<0,01	<0,01
21.3.2001	1 900	55	2,9	0,41	0,34	0,044	7,1	7,9	0,008	0,008
10.7.2001	2 100	74	2,6	0,19	0,34	0,079	7,1	7,5	0,006	0,008

Tabell 31. Dosrater ($\mu\text{Sv/h}$) på ytan av Akva Filter Oy:s järn- och manganavskiljare AF-400 vid olika höjd från aggregatets nedre del.

Avstånd från aggregatets nedre del (cm)	Dosrat ($\mu\text{Sv/h}$) Mätdatum 11.8.1999	Dosrat ($\mu\text{Sv/h}$) Mätdatum 10.7.2001
80	0,8	1,1*
70	1,1	2,9
60	1,4	–
50	1,8	2,7
40	2,1	1,1
30	2,0	0,9
20	1,3	0,5
10	0,8	0,13
”bakgrund”	0,17–0,20	0,18

* mätning utförd 95 cm från filtrets nedre kant.

Som högst var dosraten i filtermassans övre del cirka 16 gånger högre än dosraten för normal bakgrundsstrålning. Filterbehållaren var tillverkad av rostfritt stål, vilket för sin del är strålningsdämpande. Aggregatet medför ingen ökning av de boendes exponering för strålning eftersom det är installerat i källarens tekniska utrymme.

Aggregatet från Oy WatMan Ab

Upptagseffekten för radon och järn hos aggregatet som marknadsförs av Oy WatMan Ab följdes upp över en period på ett år (tabell 32). Filtrets upptagseffekt för radon varierade under undersökningsperioden mellan 91 och 97 % vilket gav en radonhalt i behandlat vatten på mindre än 300 Bq/l.

Även vid detta objekt undersöktes upptaget av radon med hjälp av 5 radonprover som togs med 5 minuters mellanrum där vattnet fick rinna med konstant flöde (cirka 5 liter/minut) under tiden för provtagningarna. Radonhalten i behandlat vatten efter att mycket vatten hade fått rinna var i genomsnitt 20 % större än i vattenprovet som togs från vatten som inte hade fått rinna. Tabell 32 visar de högsta radonhalterna för varje provtagningsomgång.

Radonhalterna i råvatten varierade mellan 0,94 och 1,2 mg/l och i behandlat vatten mellan 0,13 och 0,34 mg/l. Den genomsnittliga upptagseffekten för järn var 80 %. Manganhalterna i råvatten varierade mellan 0,15 och 0,18 mg/l och i behandlat vatten mellan 0,12 och 0,18 mg/l.

Tabell 32. Radonhalter i och värden på några kvalitetsparametrar för råvatten och behandlat vatten vid olika provtagningsomgångar. Det undersökta aggregatet var utvecklat av Oy WatMan Ab för samtidigt avlägsnande av radon och järn.

Prov-tagnings-datum	²²² Rn (Bq/l)		Fe (mg/l)		Mn (mg/l)		pH		KMnO ₄	
	Rå-vatten	Beh. vatten	Rå-vatten	Beh. vatten	Rå-vatten	Beh. vatten	Rå-vatten	Beh. vatten	Rå-vatten	Beh. vatten
24.5.2000	2 800	80	–	–	–	–	–	–	–	–
6.6.2000	2 400	160	–	–	–	–	–	–	–	–
2.8.2000	1 300	50	–	–	–	–	–	–	–	–
15.9.2000	3 000	280	1,2	0,13	0,18	0,14	7,0	7,4	–	–
20.11.2000	2 800	90	1,1	0,34	0,15	0,12	7,1	7,7	6,3	3,0
25.1.2001	2 800	140	0,94	0,17	0,15	0,16	7,1	7,5	7,1	4,1
14.3.2001	2 600	100	1,1	0,19	0,15	0,18	7,4	7,7	7,5	4,6
17.5.2001	2 600	230	0,95	0,21	0,15	0,18	7,2	7,4	6,1	4,5

Tabell 33. Inverkan av backspolning på radonhalt i filtrerat vatten hos radon- och järnavskiljaren från Oy WatMan Ab.

Rinningstid för vatten	Före backspolning	Omedelbart efter backspolning	1 dag efter backspolning	2 dagar efter backspolning	3 dagar efter backspolning	4 dagar efter backspolning
	²²² Rn (Bq/l)	²²² Rn (Bq/l)	²²² Rn (Bq/l)	²²² Rn (Bq/l)	²²² Rn (Bq/l)	²²² Rn (Bq/l)
1 min	51	2 200	78	90	120	220
5 min	35	470	81	100	115	110
10 min	47	340	90	100	110	110
15 min	33	280	79	100	110	140
Råvatten	1 300	–	–	–	–	–

Filtrets upptagseffekt för mangan var således mycket svag. Mängden organiskt material i vattnet minskade också under filtrering. Den genomsnittliga upptagseffekten var 40 %. Vattnets pH-värde ökade under filtrering.

Aggregatet var utrustat med backspolningsautomatik för avlägsnande av järnfällning från filtret. Backspolning utfördes fyra gånger under undersökningsperioden. Vattnets radonhalt var föremål för fyra dagars uppföljning efter ett av backspolningstillfällena (tabell 33). Under backspolning strömmar vatten i motsatt riktning till vattnets normala strömningsriktning. I inledningsfasen för backspolning (några minuter efter spolning) ökade vattnets radonhalt momentant

till ett högt värde eftersom backspolning rörde till radonets jämviktstillstånd i filtret. Radonhalten sjönk därefter snabbt och när vattnet hade fått rinna i 15 minuter var den lägre än 300 Bq/l.

I filtret från Oy WatMan Ab är aktivkolet och järnavskiljarmassan inpackade i samma glasfiberförstärkta filterkåpa. Filtret måste på grund aktivkolet som det innehåller ovillkorligen placeras så att boende inte utsätts för ökad strålningsexponering. Filtret skall placeras antingen i en separat byggnad där det inte finns sov- eller uppehållsutrymmen eller i en servicebrunn. Vid detta undersökningsobjekt var filtret placerat i en fristående byggnad utan bostadsutrymmen. Dosraten på filtrets yta var som högst nästan 50 $\mu\text{Sv/h}$ (tabell 34).

Tabell 34. Dosrat för extern strålning ($\mu\text{Sv/h}$) på ytan av filtret från Oy WatMan Ab på olika höjd från filtrets överkant.

Avstånd från filtrets övre kant (cm)	Dosrat ($\mu\text{Sv/h}$) Mätdatum 14.3.2001
10	9,4
20	33,7
30	48,9
40	41,6
50	25,3
60	10,4
"bakgrund"	0,1–0,2

5.7 Samtidigt avlägsnande av fluorid, uran, radium, bly och polonium

Samtidigt avlägsnande av uran, radium, bly och polonium studerades vid två hushåll. Det ena hushållet använde en jonbytare från Oy Callidus Ab och det andra hushållet ett fluoridfilter som använder aktiverad aluminiumoxid. I båda hushållen var aggregaten installerade i skåp under diskbänken, vilket gör att de endast används för behandling av matlagnings- och dricksvatten.

Aggregat för avlägsnande av fluorid med jonbyte

Kapaciteten hos fluoridfilteraggregatet från Oy Callidus Ab att avlägsna radionuklider från vatten var föremål för uppföljning under ett år (8/2000–9/2001). Under undersökningsperioden togs vattenprover fem gånger och filtermassorna i aggregatet byttes ut två gånger, i augusti 2000 och september 2001.

Tabell 35. Halter av uran, radium, bly och polonium i råvatten och behandlat vatten vid olika provtagningsomgångar. Det undersökta jonbytaraggregatet för avlägsnande av fluorid marknadsförs av Callidus Oy.

Prov-tagnings-datum	²³⁸ U (µg/l)		²²⁶ Ra (Bq/l)		²¹⁰ Pb (Bq/l)		²¹⁰ Po (Bq/l)	
	Rå-vatten	Beh. vatten	Rå-vatten	Beh. vatten	Rå-vatten	Beh. vatten	Rå-vatten	Beh. vatten
18.7.2000	–	–	0,12	< 0,01	–	–	–	–
6.11.2000	96	< 1	0,14	< 0,01	0,51	0,14	0,24	0,11
29.1.2001	420	< 1	0,36	0,01	0,28	0,07	0,28	0,19
17.4.2001	320	< 1	0,28	0,02	0,24	0,02	0,18	0,11
11.6.2001	290	< 1	0,19	0,01	0,32	0,09	0,25	0,06

Förutom fluorid avlägsnade den studerade jonbytaren också uran, bly, polonium och radium från vattnet (tabell 35). Aggregatets harts hade lika hög upptagseffekt för uran som ett starkt organiskt anjonbytarharts. Uranhalten i behandlat vatten var mindre än 1 µg/l under hela undersökningsperioden. Upptagseffekten var dessutom hög också för radium (93–96 %) som oftast förekommer i katjonisk form i grundvatten. Upptaget radium kan antingen ha varit bundet till anjoniska humussyror eller upptaget i efterfiltrets silveröverdragna aktivkolpatron. Aktivkolets uppgift är att förhindra att vattnets mikrobiologiska kvalitet försämras på grund av filtrering. Upptagen av bly varierade mellan 70 och 90 % och upptagen av polonium mellan 30 och 75 %. Eftersom bly och polonium i grundvatten huvudsakligen är bundna till partikelmaterial i vattnet är det bara delvis som dessa kan avlägsnas från grundvatten med jonbytarmetoden. Förekomsten av bly och polonium i grundvatten behandlas närmare i kapitel 5.8.

Förutom fluorid avlägsnade jonbytarhartset också organiskt material, mangan och i viss utsträckning järn från vattnet (tabell 36). Antalet härdar var större i filterrat vatten än i råvatten. I ett prov överskred halten av härdar i filterrat vatten social- och hälsovårdsministeriets kvalitetskrav (100 pmy/ml).

Aggregat för avlägsnande av fluorid som använder aktiverad aluminiumoxid

Aggregatet för avlägsnande av fluorid som marknadsförs av Alvitec Oy studerades under 1,5 år. Under denna tid togs vattenprover sju gånger och filterpatronerna byttes ut en gång (november 2000). Förutom patronen med aktiverad aluminiumoxid innehåller aggregatet dessutom en silveröverdragen aktivkolpatron som har till uppgift att säkerställa den mikrobiologiska kvaliteten hos dricksvatten.

Tabell 37 visar att aktiverad aluminiumoxid avlägsnar i det närmaste allt uran och polonium samt den största delen av radium (94 %) när filterpatronen är ny. Patronens upptagseffekt försämrades över tid. Efter nio månaders användning var patronens upptagseffekter 82 % för uran, 46 % för radium och 34 % för polonium. Upptagseffekten för bly var också hög (83–99 %), och denna tycks inte vara lika tydligt beroende av hur länge patronen har använts som vid avlägsnande av andra nuklider.

Filtret med aktiverad aluminiumoxid hade inte en lika hög upptagseffekt för fluorid som aggregatet med jonbytarfilter (tabellerna 36 och 38). All fluorid

Tabell 36. Värderna på några kvalitetsparametrar för råvatten och behandlat vatten vid olika provtagningstillfällena. Aggregatet som Callidus Oy marknadsför bygger på jonbytesprincipen.

Provtagningsdatum	F (mg/l)		Fe (µg/l)		Mn (µg/l)		KMnO ₄ (mg/l)		Antal härdar 37 °C (pmy/ml)	
	Råvatten	Beh. vatten	Råvatten	Beh. vatten	Råvatten	Beh. vatten	Råvatten	Beh. vatten	Råvatten	Beh. vatten
6.11.2000	1,5	< 0,05	22	10	37	1	2,6	< 1	17	79
29.1.2001	2,2	< 0,05	22	8	180	48	3,7	1,2	37	340
17.4.2001	2,0	< 0,05	13	5	130	18	3,3	< 1	21	91
11.6.2001	2,6	< 0,05	10	4	63	18	2,3	< 1	–	–

Tabell 37. Halter av uran, radium, bly och polonium i råvatten och i vatten som behandlats med fluoridfilter som använder aktiverad aluminiumoxid. Filterpatronen byttes ut efter vattenprovet som togs 25.8.2000.

Provtagningsdatum	²³⁸ U (µg/l)		²²⁶ Ra (Bq/l)		²¹⁰ Pb (Bq/l)		²¹⁰ Po (Bq/l)	
	Råvatten	Beh. vatten	Råvatten	Beh. vatten	Råvatten	Beh. vatten	Råvatten	Beh. vatten
14.1.2000	190	6	0,19	0,08	0,52	0,003	0,48	0,005
26.4.2000	170	21	0,25	0,12	–	–	–	–
25.8.2000	245	43	0,39	0,21	0,53	0,02	0,53	0,35
6.11.2000	195	< 1	0,30	0,02	0,54	0,09	0,58	0,01
29.1.2001	140	< 1	0,21	0,02	0,26	0,03	0,64	< 0,002
17.4.2001	160	< 1	0,32	0,02	0,29	0,02	0,79	0,005
31.5.2001	160	< 1	0,35	0,03	0,33	0,02	0,60	< 0,002

bör inte avlägsnas från vatten eftersom fluorid är ett för människan nödvändigt spårämne. Social- och hälsovårdsministeriets gränsvärde för fluoridhalt i vatten är 1,5 mg/l.

För högt intag av fluorid orsakar tandfluoros, dvs. fläckar i tandemaljen. För högt fluoridintag kan också orsaka osteofluoros, inlagring av fluorid i benvävnaden som leder till ökad benskörhet genom att påverka benvävnadens struktur.

Tabell 38 visar att aktiverad aluminiumoxid hade hög upptagseffekt för järn och mangan i vattnet. I det undersökta hushållet ledde filtrering till att mängden mikrober i vattnet ökade. Antalet härdar var större i behandlat vatten än i råvatten i alla undersökta prover. I ett prov var detta antal större än social- och hälsovårdsministeriets maximivärde på 100 pmy/ml. Tabell 38 visar också att aluminium som löses från filtret ökade halten av aluminium i behandlat vatten, men denna halt var dock klart lägre än maximivärdet (200 µg/l) vid alla provtagningstillfällen.

I aggregatet för avlägsnande av fluorid som Alvitec Oy marknadsför finns också ett aktivkolfiler för avskiljande av radon från vatten. Eftersom utrustningen är installerad under diskbänken i köket var det viktigt att också mäta dosraten i filtrets närhet. Dosraten mättes på olika avstånd från förfiltret (tabell 39). Dosraten på förfiltrets yta var nästan sju gånger högre än dosraten som uppmättes vid köksbordet. Den senare ligger inom variationsintervallet för dosraten från extern bakgrundsstrålning i Finland (0,04–0,3 µSv/h). Dosraten var förhöjd utanför bänkskåpet också när skåpdörrarna var stängda.

5.8 Bindning av bly och polonium till partiklar av olika storlek i grundvatten

Bindningen av bly och polonium till partiklar av olika storlek i grundvatten undersöktes vid fem hushåll. I grundvatten finns det partiklar av olika storlek, kolloider och föreningar, med vilka bly och polonium kan bilda föreningar eller till vilkas yta de kan adsorberas.

Bly uppträder i grundvatten i tvåvärd form och bildar genom hydrolys olika slag av föreningar (PbOH^+ , $\text{Pb}(\text{OH})_2$ och $\text{Pb}_3(\text{OH})^{2+}_4$) i grundvatten. Bly är partikelreaktivt och adsorberas lätt till ytorna hos mineraler, kolloider samt humus- och fulvosyror i vatten eller bildar olika slag av komplex med dessa. Blys löslighet i vatten beror på pH-värdet. Bly är mest dåligt lösligt vid pH-värden mellan 9 och 10. När löslighetsprodukten för en blyförening överskrider sammanförs joner i vattnet och bildar kolloider och fällningar. Dessa kan sedan i sin tur adsorberas till ytan av olika stora partiklar beroende på blyföreningshalt och mängden partiklar i vattnet.

Tabell 38. Värden på några kvalitetsparametrar för råvatten och vatten som behandlats med fluoridfilter som använder aktiverad aluminiumoxid.

Prov-tagnings-datum	F (mg/l)		Al (µg/l)		Fe (µg/l)		Mn (µg/l)		Antal härdar 37°C	
	Rå-vatten	Beh. vatten	Rå-vatten	Beh. vatten	Rå-vatten	Beh. vatten	Rå-vatten	Beh. vatten	Rå-vatten	Beh. vatten
6.11.2000	2,04	0,95	48	43	53	< 3	33	2	1	180
29.1.2001	2,11	1,22	< 5	18	36	4	7	3	18	21
17.4.2001	1,97	1,70	10	19	12	< 3	6	3	9	89
31.5.2001	1,96	0,37	10	39	370	18	6	2	–	–

Tabell 39. Dosrater för extern strålning (µSv/h) på olika ställen i kök. Mät datum 14.1.2001.

Mätställe	Dosrat (µSv/h)
På förfiltrets yta	0,70
Utanför diskbänkens skåp	0,25
Vid köksbordet	0,11

Polonium bildar olika slag av hydrolysisprodukter i vatten. I milt sura och neutrala miljöer uppträder polonium i formerna $\text{PoO}(\text{OH})^+$, $\text{PoO}(\text{OH})_2$ och PoO_2 , medan det uppträder i formen PoO_3^{2-} i alkaliska miljöer. Polonium i hydroxidform ($\text{PoO}(\text{OH})_2$) har en benägenhet att bilda föreningar med kolloider och partiklar i vatten (Riekkinen 1997).

Tabell 40 visar att bly i råvatten oftast var bundet till partiklar som var större än 450 nm. Det var i vatten av hög kvalitet som bly var bundet till de allra största partiklarna (objekt B). I järnhaltigt vatten (objekt E, lösligt järn 1,2 mg/l) var bly bundet till mindre partiklar (storlek mindre än 100 nm) eller uppträdde i löslig form (storlek mindre än 5 kD). Vid detta tillfälle fanns ingen järnfällning i vattnet som bly hade kunnat upptas i.

Vid objekt C förändrade mangan partiklarnas storleksfördelning och ökade bindningen av bly till partiklar. I vatten med hög halt av organiskt material (objekt A) var merparten av blyet lösligt eller bundet till stora partiklar. I salthaltigt vatten (objekt D) fanns blyet huvudsakligen i stora partiklar, men tydligt observerbara mängder bly fanns också i mindre partiklar.

Tabell 40. Råvattens bly- och poloniumhalter (Bq/l) i grundvattenpartiklar av olika storlek, procentandelar inom parentes.

Under-söknings-objekt och typ av vatten vid objektet	²¹⁰ Pb (Bq/l) Rå-vatten	Halt av ²¹⁰ Pb och %-andel inom parentes				²¹⁰ Po (Bq/l) Rå-vatten	Halt av ²¹⁰ Po och %-andel inom parentes			
		> 450 nm	100–450 nm	10–100 nm	< 10 nm		> 450 nm	100–450 nm	10–100 nm	< 10 nm
A (Humus)	1,2	0,42 (35)	0,08 (7)	< 0,01	0,70 (58)	1,1	0,37 (34)	0,10 (9)	0,11 (10)	0,52 (47)
B (Hög kvalitet)	4,10	3,53 (86)	0,08 (2)	0,12 (3)	0,37 (9)	6,3	4,41 (70)	0,06 (1)	< 0,01	1,83 (29)
C (Fe och Mn)	0,75	0,72 (96)	0,01 (2)	< 0,01	0,02 (3)	0,16	0,15 (91)	< 0,01	< 0,01	0,01 (8)
D (Salt)	2,13	1,57 (75)	0,31 (15)	0,15 (7)	0,10 (5)	5,2	0,94 (18)	0,20 (4)	2,86 (55)	1,20 (23)
E (Järn)	0,34	< 0,01	< 0,01	0,21 (61)	0,13 (39)	0,48	0,05 (10)	0,08 (18)	0,35 (72)	< 0,01

I vatten av hög kvalitet uppträdde polonium antingen bundet till de allra största partiklarna eller i löslig form (objekt B). I järnhaltigt vatten (objekt E) var polonium huvudsakligen bundet till små partiklar.

Vid objekt C ökade vattnets partikelstorlek med ökande manganhalt och polonium uppträdde i en till stora partiklar bunden form. Vid objekt D ökade mineraler i vattnet bindningen av polonium till små partiklar. En anledning till detta kan vara att antalet fästpunkter för polonium minskar när mängden konkurrerande joner ökar med ökande salthalt. I vatten med hög halt av organiskt material (objekt A) uppträdde polonium växelvis i en till partiklar av olika storlek bunden form eller i löslig form.

Efter behandling av vattnet var bly i huvudsak bundet till de största partiklarna (tabell 41). I vatten med stora mängder organiskt material (objekt A) var merparten av blyet lösligt eller bundet till stora partiklar. Återstående bly var lösligt eller bundet till små partiklar. Även i salthaltigt vatten (objekt D) var en del av blyet lösligt eller bundet till små partiklar. Den högre blyhalten i behandlat vatten vid objekt D beror sannolikt på partiklar som lösgjorts från aggregatet och till vilka blyet var bundet. Anjonbytar- och aktivkolfilter hade ingen tydlig inverkan på bindningen av bly till olika stora partiklar.

Tabell 41 visar att polonium oftast uppträdde i en till stora partiklar (storlek över 450 nm) bunden form också i behandlat vatten. Undantaget från detta var järn- och manganhaltigt vatten (objekt C) där polonium huvudsakligen

Tabell 41. Behandlat vattens bly- och poloniumhalter (Bq/l) i grundvattenpartiklar av olika storlek, procentandelar inom parentes.

Under-söknings-objekt och typ av vatten vid objektet	²¹⁰ Pb (Bq/l) Beh. vatten	Halt av ²¹⁰ Pb och %-andel inom parentes				²¹⁰ Po (Bq/l) Beh. vatten	Halt av ²¹⁰ Po och %-andel inom parentes			
		> 450 nm	100–450 nm	10–100 nm	< 10 nm		> 450 nm	100–450 nm	10–100 nm	< 10 nm
A (Humus)	0,57	0,34 (60)	0,04 (7)	0,10 (17)	0,09 (16)	1,25	0,86 (69)	0,05 (4)	0,06 (5)	0,28 (22)
B (Hög kvalitet)	2,1	1,91 (91)	0,15 (7)	< 0,01	0,04 (2)	3,0	2,34 (78)	< 0,01	< 0,01	0,66 (22)
C (Fe och Mn)	0,40	0,36 (91)	< 0,01	< 0,01	0,03 (7)	0,05	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,03 (57)
D (Salt)	0,09	0,07 (82)	< 0,01	0,01 (15)	< 0,01 (3)	0,06	0,04 (74)		0,01 (21)	< 0,01
E (Järn)	0,63	0,56 (88)	0,01 (2)	0,04 (7)	0,02 (3)	0,19	0,03 (15)	0,02 (12)	0,02 (12)	0,12 (61)

uppträdde i löslig form (storlek under 10 nm). I järnhaltigt vatten (objekt E) var polonium växelvis lösligt eller bundet till partiklar av olika storlek.

Vattenbehandlingsaggregatet hade ingen tydligt observerbar inverkan på bindningen av polonium till partiklar av olika storlek.

Eftersom radioaktiviteten i sköljvattnet var lägre än metodernas bestämningsgräns kan man anta att det inte fanns något bly eller polonium som hade adsorberats till provtagningskärlens väggar eller till filtreringsmembranen.

5.9 Enkätundersökningen

På den första enkäten som företagen hade skickat ut inkom fyra svar. Den andra av Strålsäkerhetscentralen utskickade enkäten besvarades av 70 hushåll, vilket gav en svarsprocent på 37. Ett sammandrag av de inkomna svaren utarbetades separat för luftare, aktivkolfilter, jonbytare och andra filter. Fyra av respondenterna var anslutna till ett kommunalt vattenledningsnät (tabell 42).

Användarerfarenheter av luftare

Cirka 30 procent av respondenterna använde luftare för att avlägsna radon. Luftarna användes huvudsakligen i permanentbostäder. I cirka 40 % av installationerna saknades golvbrunn och möjlighet till förbikoppling av luftaren. (tabell 43).

Tabell 42. Aggregat och aggregatkombinationer för behandling av vatten hos hushåll som svarade på enkäten. Antalet olika aggregatkombinationer var totalt 70.

Antal aggregat		Antal kombinationer	
Aktivkolfilter	41	Aktivkol	25
Jonbytare	24	Aktivkol och jonbytare	13
Luftare	17	Annat filter	10
Andra filter	13	Luftare	8
		Luftare och jonbytare	7
		Jonbytare	3
		Aktivkol och annat filter	2
		Luftare och aktivkol	1
		Luftare, jonbytare och annat filter	1
Aggregat totalt	95	Kombinationer totalt	70

Tabell 43. Uppgifter om objekt som använde luftare för radonavsiljning. Uppgifterna om luftare avser procentuell fördelning mellan respondenter.

Uppgifter om luftarna	Ja	Nej	Ej svar
Möjlighet till förbigång av luftare	59	35	6
Golvbrunn	53	41	6
Fönster	35	59	6
Aggregat i bostadshus	35	59	6
Vattentåliga material	71	24	6
Störande ljud	30	65	6
Rapporterade fel	57	43	0
Permanentbostad	94	6	0

	Medelvärde	Minimum	Maximum
Luftarens ålder [a]*	2,8	0,5	6,2
Antal vattenförbrukare	3,5	2	6
Radon i råvatten [Bq/l]	10 100	950	38 000
Radon i luftat vatten [Bq/l]	311	25	1 300

* i januari 2002

Undersökningarna visade att luftarna oftast hade en hög upptagseffekt för radon. I 17 fall bestämdes radonhalten i råvatten och filtrerat vatten av Strålsäkerhetscentralen.

Medelvärdet för radonupptag var 90,8 % med 39,4 % som lägsta och 100 % som högsta värde. Av de undersökta luftarna var det 11 som avlägsnade över 95 procent av radonet.

Ungefär hälften av respondenterna rapporterade om fel som uppstått i deras luftare. Konsumenter har ofta inte de yrkesmässiga kunskaper som fordras för att förstå orsakerna till uppkomna fel, vilket gör att fel inte nödvändigtvis blir upptäckta. Nedan följer en förteckning över fel, funktionsstörningar och brister i luftare samt uppgifter vattenkvalitet som respondenterna har rapporterat:

- Läckande rörkopplingar.
- Placering av aggregatets kranar på ställen som omöjliggör användande.
- Förrådskärl ger vattnet unken smak.
- Upptagseffekt för radon ej som utlovats.
- Frusna utgångsrör i pump.
- Vattennivågivare i förrådskärl i olag.
- Flera styrningsautomatikkfel som tillverkaren ej kunnat åtgärda, kunden har själv fått stå för reparation.
- Sönderbränd spole i magnetventil.
- Lock till cirkulationspump har fått bytas ut efter cirka tre års användning.
- Stor spridning av ljud från luftarens tryckökningspump genom konstruktioner i huset.
- Magnetventil före luftaren har fastnat i öppet läge på grund av föroreningar i vattnet.
- Felaktiga inställningar av aggregat med dålig upptagseffekt för radon som följd.
- Fastnad magnetventil har släppt in oluftat vatten i vattenlinjen.
- Otillräcklig vattenproduktion, vattnet i förrådskärl tar stundtals slut.
- Service först 10 månader efter att den första kontakten togs.
- Aggregat var utrustat med likströmsmagnetventil där spolen brändes sönder, ventilen skulle ha haft växelströmsspole.
- Besvärlig rengöring av aggregat.
- Isbildning på ytterväggen av utblåsningsöppningens galler, tryckbildning i luftaren när gallret till slut täpps igen.

Användarerfarenheter av aktivkolfilter

Enkäten visar att aktivkolfilter är det populäraste sättet att avlägsna radioaktiva ämnen från vatten. Möjlighet till förbigång av filtret fanns i cirka 70 % av installationerna. Hos cirka 40 % av objekten hade man installerat ett förfilter före aktivkolfiltret (tabell 44). Radonhalten i råvatten var högre än 5 000 Bq/l vid åtta av objekten.

Aktivkolfilter rekommenderas inte för användning vid högre radonhalter än 5 000 Bq/l på grund av gammastrålningen som filtret avger. När radonhalten är högre skall radon avlägsnas med luftningsmetoden.

Undersökningarna visade att aktivkolfilter oftast har en hög upptagseffekt för radon. Radonhalter i råvatten och behandlat vatten kunde fastställas i 38 fall. Medelvärde för radonupptag var 97,2 % med 73,8 % som lägsta och 100 % som högsta värde. Av de 38 undersökta aktivkolfiltren var det 32 som avlägsnade över 95 procent av radonet.

Många kunder uppgav sig vara nöjda med aggregatet och leverantörens service. Direkta fel inrapporterades endast från tre objekt. Följande fel, funktionsstörningar och brister har noterats:

- Besvärligt att täta filterlock.
- Tilltäppt förfilter orsakar tryckförluster.
- Säker information om hur ofta kolet skall bytas ut saknas.
- Dålig lukt hos och av kolet orsakad missfärgning av vattnet efter 1½ års användning.
- Kondensation av vatten på aktivkolfiltret som sedan rinner ner på golvet.
- Besvärligt och dyrt att byta kol i filtret, ingen utbytesservice för kol tillgänglig.
- Smak- och luktfel som dock har försvunnit efter en tids användning.

I många fall var det omöjligt att fastställa orsakerna till lukt- och smakfel eftersom aktivkolfiltret var seriekopplat med en anjonbytare. Aktivkolfiltrering brukar ta bort smak- och luktfel i vatten, så möjligen är det anjonbytaren som har orsakat dessa fel.

Användarerfarenheter av jonbytare

Jonbytare är det nästpopuläraste sättet att avlägsna radionuklider. I flera av fallen användes jonbytare för att behandla allt hushållsvatten och många av aggregaten var försedda med backspolningsautomatik (tabell 45). Luftare eller aktivkolfilter för radonavlägsnande fanns installerade i anslutning till nästan alla jonbytare. I flera fall fanns det möjlighet till förbigång av jonbytaren. Cirka 20 % av respondenterna rapporterade om fel, brister eller funktionsstörningar i aggregaten.

Tabell 44. Tekniska och andra uppgifter om objekt som använde aktivkolfilter. Uppgifterna om aktivkolfilter avser procentuell fördelning mellan respondenter.

Uppgifter om aktivkolfiltrena	Ja	Nej	Ej svar
Förfilter	41	59	0
Möjlighet till förbigång	73	24	2
Backspolningsautomatik	2	93	5
Vattenförbrukningsmätare	29	71	0
Kol utbytt	10	90	0
Strålskärm	20	61	20
Rapporterade fel	7	85	7
Permanentbostad	83	17	0

	Medelvärde	Minimum	Maximum
Filtrets ålder [a]*	2,6	0,6	4,5
Antal vattenförbrukare	3,5	1	10
Radon i råvatten [Bq/l]	3 320	543	9 300
Radon i filtrerat vatten	58	1	510

* i januari 2002

Tabell 45. Tekniska och andra uppgifter om objekt som använde jonbytare. Uppgifterna om jonbytare avser procentuell fördelning mellan respondenter.

Uppgifter om jonbytarna	Ja	Nej	Ej svar
Permanentbostad	83	17	0
Möjlighet till förbigående	71	25	4
Regenerationsautomatik	42	50	8
Vattenförbrukningsmätare	25	67	8
Harts utbytt	17	50	33
Allt vatten behandlas	58	38	4
Rapporterat fel	21	75	4

	Medelvärde	Minimum	Maximum
Filtrets ålder [a]*	3,5	0,5	14,3
Antal vattenförbrukare	3,6	2	8

* i januari 2002

Följande fel, funktionsstörningar och brister har noterats:

- Vattnet blir för mjukt, vilket leder till sämre smak och högre korrosivitet. (Problem i filter med katjonbytarharts.)
- Nya jonbytare och hartser orsakar lukt- och smakfel som kan bestå i flera veckor.
- Klockmotorn till regenerationsautomatiken har lossnat från sina fästen.
- Svårt att destruera regenerationsmedel.

6 Slutsatser

Radon kan avlägsnas från vatten antingen genom luftning eller genom aktivkolfiltrering. Över 90 procent av radonet går att avlägsna med hjälp av en korrekt konstruerad luftare, och de bästa luftarna har en upptagseffekt på 100 procent. Under tiden för denna studie testades två på marknaden existerande aggregat som inte kunde leverera hushållsvatten där radonhalten var lägre än maximivärdet 1 000 Bq/l. Luftare orsakade ingen försämring av vattenkvaliteten. Vattnets syrehalt ökar ofta till nästan 100 procent under luftning samtidigt som koldioxidhalten sjunker, vilket i sin tur leder till en ökning av vattnets pH-värde.

Aktivkolfiltrering är en annan metod för att avlägsna radon. Metoden ger oftast en upptagseffekt på över 90 procent. Kolet i ett 39-liters filter har en livslängd på cirka två år och kolet i ett 63-liters filter på tre år när råvattnet är av hög kvalitet. Enligt kriterierna för vattenkvalitet orsakade aktivkolfilter ingen försämring av vattenkvaliteten. De avlägsnade dessutom vissa mängder järn och humus från vatten.

Uran går utmärkt att avlägsna med anjonbytare. Filter med större volym än sju liter gav upptagseffekter på över 95 procent och reducerade uranhalterna i behandlat vatten till mindre än 10 µg/l. De svagaste upptagseffekterna observerades hos kranfilter som beroende på råvattnets uranhalt och rinningshastighet lämnade kvar 1–60 µg/l uran i behandlat vatten. Flera år långa uppföljningsstudier av vattenkvaliteten vid olika undersökningsobjekt har visat att anjonhartsaggregat inte försämrar vattenkvaliteten. Anjonbytarharts avlägsnar organiska material, sulfat och vid vissa objekt något järn från vattnet. Filter med katjonbytarharts avhårdar vatten nästan helt och ger ett mycket mjukt behandlat vatten.

En ökning av vattnets salthalt kan leda till att uran lösgörs från filtret. Tryckändringar i vattenledningsrören och växling av pH-värdet hade ingen nämnvärd effekt på mängden uran som lösgörs från harts. Bly och polonium lösgjordes lättare än uran från harts under de studerade förhållandena, men halterna av dessa var ändå lägre (under 0,15 Bq/l) i behandlat vatten än i råvatten.

Samtidigt avlägsnande av radon, järn och mangan från vatten är möjligt. I Finland finns det för närvarande två företag som säljer sådan utrustning. De undersökta aggregaten hade en upptagseffekt för radon på över 98 procent.

Några av aggregaten för fluoridavlägsnande avlägsnar också uran, radium, bly och polonium från vatten. Av dessa hade det jonbytesbaserade aggregatet lika hög upptagseffekt för uran som anjonbytare, medan upptagseffekterna för uran hos fluoridfilter som använder aktiverad aluminiumoxid växlade mellan 80 och

99 procent beroende på hur länge patronen hade varit i bruk. Upptagseffekterna för radium med dessa aggregat varierade mellan 50 och 90 procent. Filter som använder aktiverad aluminiumoxid hade bättre upptagseffekter för bly och polonium (över 90 %) än jonbytesbaserade filter (30–90 %).

Det är svårt att avlägsna bly och polonium från vatten eftersom de uppträder i varierande former av kemiska föreningar beroende på vattnets fysikalisk-kemikaliska kvalitet. Upptagseffekterna varierade i stor omfattning beroende på i vilken form dessa ämnen uppträder i grundvattnet. Bly och polonium kan bara delvis avlägsnas från vatten med jonbytare eller aktivkolfilter. Bly och polonium som upptagits i filter var oftast bundna till små partiklar medan bly och polonium som passerat filtret var bundna till större partiklar. Dessa resultat visar att valet av vattenbehandlingsaggregat inte har någon tydligt observerbar inverkan på mängden bly eller polonium som binds till partiklar av olika storlek.

7 Litteraturhänvisningar

Översättning av titlarna på publikationer på finska ges inom [hakparentes].

Annamäki M, Turtiainen T (eds.). Treatment Techniques for removing natural radionuclides from drinking water. STUK-A169. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2000.

Bennett DL. The Efficiency of water treatment process in radium removal. Journal of American Water Works Association 1978; 79 (12): 698–701.

Clifford DA. Removal of radium from drinking water. In: Cothorn CR & Rebers PA (eds.). Radon, radium and uranium in drinking water. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers Inc; 1990.

Cowen JP, Hodge VF, Folsom TR. Coprecipitation and electrodeposition of polonium from sea water. Analytical Chemistry 1977; 49 (3): 494–496.

Etelämäki L. Veden käyttö Suomessa [Vattenanvändning i Finland]. Suomen Ympäristö 305. Helsinki: Suomen ympäristökeskus; 1999. (På finska)

Fox KR, Sorg ThJ. Controlling arsenic, fluoride and uranium by point-of-use treatment. Journal of the American Water Works Association 1992; 79 (10): 81–84.

Hiisvirta L. Suomalainen vesi kansainvälisessä vertailussa [Vatten i Finland i en internationell jämförelse]. Vesitalous 1991; (4):, 4–7. (På finska)

Hodge VF, Hoffman FL, Foreman RL, Folsom TR. Simple recovery of plutonium, americium, uranium and polonium from large volumes of ocean water. Analytical Chemistry 1974; 46 (9): 1334–1336.

Huikuri P, Salonen L. Removal of uranium from Finnish groundwaters in domestic use with a strong base anion resin. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 2000; 245 (2): 385–393.

Huikuri P, Salonen L, Raff O. Removal of natural radionuclides from drinking water by point of entry reverse osmosis. Desalination 1998; 119: 235–239.

Hyypä J. Pohjaveden kemiallinen koostumus Suomen kallioperässä [Den kemiska sammansättningen hos grundvatten i berggrunden i Finland]. Raportti YJT-84-10, 1984. (På finska)

Häsänen E. Dating of sediments, based on Po-210 measurements. *Radiochem. Letters* 1997; 21 (4–5): 207–214.

Jokela P. Radionuklidien poistaminen pohjavedestä [Avlägsnande av radionuklider från grundvatten]. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 461. Helsinki: Vesi- ja ympäristöhallitus; 1993. (På finska)

Kuennen RW, Taylor RM, Van Dyke K, Groenevelt K. Removing lead from drinking water with a point-of-use GAC fixed-bed adsorber. *Journal of the American Water Works Association* 1992; 84 (2): 91–1001.

Langmuir D. Uranium solution – mineral equilibria at low temperatures with applications to sedimentary ore deposit. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 1978; 42: 547–569.

Lehto J, Kelokaski P, Vaaramaa K, Jaakkola T. Soluble and particle-bound ²¹⁰Po and ²¹⁰Pb in groundwaters. *Radiochimica Acta* 1999; 85: 149–155.

Lieser KH, Ament A. Radiochemical investigation of the behaviour of lead in groundwaters. *Radiochimica Acta* 1993; 60: 27–32.

Lindén A. Utvärdering av radonavskiljare. Effekt på radon i dricksvatten från bergborrade brunnar. SSI-rapport 97:01. Stockholm: Statens strålskydds-institut; 1997.

Lowry JD, Brandow JE. Removal of radon from water supplies. *Journal of Environmental Engineering* 1985; 111 (4): 511–527.

Lowry JD, Lowry SB. Modeling point-of-entry radon removal by GAC. *Journal of the American Water Works Association* 1987; 79 (10): 85–88.

Mazidji CN, Koopman B, Bitton G. Chelating resin versus ion-exchange resin for heavy metal removal in toxicity fractionation. *Water Science and Technology* 1992; 26 (3 1–2): 189–196.

Myllymäki P. Radonin ja uraanin poisto kalliopohjavedestä [Avlägsnande av radon och uran från berggrundvatten]. Suomen ympäristö 50. Helsinki: Suomen ympäristökeskus; 1996. (På finska)

Myllymäki P, Turtiainen T, Salonen L, Helanterä A, Kärnä J, Turunen H. Radonin poisto porakaivovedestä, uusia ilmastimia ja aktiivihiilisuodatuksen käyttöönotto [Avlägsnande av radon från berggrundvatten, nya luftare och ibruktagande av aktivkolfiltrering]. Suomen Ympäristö 297. Helsinki: Suomen ympäristökeskus; 1999. (På finska)

Mäkeläinen I, Huikuri P, Salonen L, Markkanen M, Arvela H. Talousveden radioaktiivisuus – perusteita laatuvaatimuksille [Radioaktivitet i hushållsvatten – grunder för kvalitetskrav]. STUK-A182. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2001. (På finska)

Nazaroff WW, Doyle SM, Nero AV, Sextro RG. Potable water as a source of airborne ²²²Rn in US dwellings: a review and assessment. Health Physics 1987; 52 (3): 281–295.

Riekkinen I. Uraanin, radiumin, lyijyn ja poloniumin spesiaatio ja käyttäytyminen pohjavedessä [Speciation av uran, radium, bly och polonium samt deras beteende i grundvatten]. Pro Gradu -tutkielma. Helsinki: Helsingin yliopisto; 1997. (På finska)

Salonen L. Talousveden radioaktiivisuus ja sen poistaminen [Radioaktivitet i och dess avlägsnande från hushållsvatten]. Vesitalous 1992; (6): 3–10. (På finska)

Salonen L. Measurement of low levels of ²²²Rn in water with different commercial liquid scintillation counters and pulse shape analysis. In: Noakes JE, Schönhofer F, Polach HA (eds.). Liquid scintillation spectrometry 1992. Radiocarbon 1993. Michigan: Braun-Brumfield. Inc.; 1993. p. 361.

Salonen L. A rapid method for monitoring of uranium and radium in drinking water. The Science of the Total Environment 1993; 130/131: 23–35.

Salonen L, Hukkanen H. Advantages of low-background liquid scintillation alpha spectrometry and pulse shape analysis in measuring Rn-222 and Ra-226 in groundwater samples. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 1997; 226: 67–74.

Salonen L, Huikuri P, Turtiainen T. Luonnon radioaktiiviset aineet pohjavesissä – poistolaitteiden tarve ja kehittäminen Suomessa. [Naturligt förekommande radioaktiva ämnen i grundvattnet – behov och utveckling av avskiljningsapparat i Finland] Vesitalous 1998; (4): 35–40. (På finska)

Salonen L, Turunen H, Mehtonen J, Mjönes L, Hagberg N, Wilken R-D, Raff O. Removal of radon by aeration: Testing of various aeration techniques for small waterworks. STUK-A193. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2003.

ST-ohje 12.3. Talousveden radioaktiivisuus [Anvisning ST 12.3. Radioaktivitet i hushållsvatten]. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 1993. (På finska)

Turtiainen T, Kokkonen L, Salonen L. Removal of radon and other natural radionuclides from household water with domestic style granular activated carbon filters. STUK-A172. Helsinki: Säteilyturvakeskus; 2000.

Vajda N, LaRosa J, Zeisler P, Kis-Benedek Danesi & Gy. A novel technique for the simultaneous determination of ^{210}Pb and ^{210}Po using a crown ether. *Journal of Environmental Radioactivity* 1997; 37 (3): 355–372.

3rd edition of guidelines on drinking water quality. World Health Organization; 2003.

Soveltamisopas talousvesiasetukseen 461/2000 [Tillämpningsguide för hushållsvattensförordningen 461/2000]. Helsinki: Vesi- ja viemäriulaitosyhdistys, Suomen kuntaliitto; 2000. (På finska)

BILAGA A PROGRAM FÖR INSAMLING AV VATTENPROVER

Objekt	April – maj 2000	Juni 2000	Juli 2000	Augusti 2000	September 2000	Oktober 2000	November 2000	December 2000	Januari 2001	Februari 2001	Mars 2001	April 2001	Maj 2001	Juni 2001	Juli 2001
ARBETSPAKET TP2 – Aktivkolfilter															
A	X					X	X			X			X		
B								X		X	X		X		
C						X	X		X						X
D				X					X		X	X			X
E				X							X			X	
F				X			X		X		X		X		
G			X					X		X			X		
H			X			X			X		X				X
I					X					X			X		
J	X							X	X		X				X
ARBETSPAKET TP3 – Jonbytare															
A						X				X					
B				X								X		X	
C	X			X					X				X		
D				X				X					X		
E			X			X			X		X			X	
F				X			X		X		X		X		
G					X			X		X		X			X
H			X			X			X		X				X
I					X			X		X			X		
J					X	X		X		X			X		
K					X					X		X		X	
L	X			X			X		X		X		X		
M			X			X			X		X			X	
N							X		X		X		X		
O					X			X		X		X			
P						X		X		X			X		
Q						X			X		X		X		
R						X			X		X		X		
S							X		X		X		X		
T						X		X		X			X		
ARBETSPAKET TP4 – Samtidigt avlägsnande av radon samt järn och mangan (A och B) Samtidigt avlägsnande av fluor samt uran, radium, bly och polonium (C och D)															
A	X		X			X			X		X				X
B	X	X		X	X		X		X		X		X		
C			X				X		X			X			X
D				X			X		X			X		X	

BILAGA B FRÅGEFORMULÄR

A. Uppgifter om bostadsinnehavaren

Respondentens namn	
Utdelningsadress	
Postnummer och ort	
Telefon	

B. Vattentillförsel och utrustning för vattenbehandling

1. Installerade komponenter för produktion och behandling av vatten samt deras inbördes ordning räknat från brunnen (t.ex. 1. brunnspump, 2. tryckkär, 3. partikelfilter, 4. anjonbytare, 5. aktivkolfiler).

	Aggregatets tillverkare	Märke och modell	Leverantör/Säljare
1.			
2.			
3.			
4.			
5.			

2. Hur lång är vattenledningen mellan brunnen och utrustningen?
3. Är brunnspumpen en sänkpump, en ejektorpump eller någon annan pump?
4. Gör en uppskattning av hur mycket vatten ert hushåll förbrukar dagligen (vattenförbrukningen i ett småhus uppgår i genomsnitt till 130 liter per dygn).
5. Hur många personer som brukar vatten bor stadigvarande i hushållet?

C. Undersökning av vattenkvalitet

1. Har råvattnets kvalitet blivit undersökt?
2. Om kvaliteten hos ert råvatten har undersökts ber vi er att bifoga en kopia av resultaten i svarskuvertet eller att fylla i tabellen nedan.

Radon (Rn)	Bq/l	Järn (Fe)	mg/l
Totalalfa	Bq/l	Mangan (Mn)	mg/l
Uran (U)	mg/l	KMnO ₄	mg/l
Radium-226	Bq/l	Klorid (Cl)	mg/l
Bly-210	Bq/l	Fluor (F)	mg/l
Polonium-210	Bq/l	Sulfat (SO ₄)	mg/l
Total hårdhet	mmol/l	Fosfat (PO ₄)	mg/l
Konduktivitet	mS/m	Antal härdar	22°C pmy/ml
Grumlighet	FTU		35°C pmy/ml

D. Uppgifter om luftare

1. Tekniska data om luftaren (leverantör, installatör, märke och modell, vattenvolym, inställd luftningstid.)
2. När togs luftaren i bruk?
3. Var lagras det luftade vattnet (tryckkärl, luftaren, förrådskärl, skenbrunn)?
4. Finns det möjlighet till förbigång av luftaren med hjälp av t.ex. kranar eller inställningar?
5. I vilket utrymme är luftaren placerad (t.ex. källare, tekniskt utrymme, skjul)?

Finns det golvbrunn i utrymmet?		Ja		Nej	
Finns det fönster i utrymmet?		Ja		Nej	
Finns utrymmet inrymt i bostadshuset?		Ja		Nej	
Är vägg- och golvmaterialen i utrymmet vattentäta?		Ja		Nej	
Temperatur i utrymmet	På sommaren		På vintern		
Ventilationskanalen leder till	Taket		Ytterväggen		

6. Upplever ni ljudet från luftaren som störande?
7. Har er luftare varit föremål för service eller rengöring? Vilka åtgärder vidtogs då och när skedde detta?
8. Har det uppstått fel/funktionsstörningar i er luftare eller i dess installation? Sådana fel kan till exempel vara otillräcklig vattenproduktionskapacitet, dålig upptagseffekt för radon, vattenläckage, för hög temperatur osv. Dessutom ber vi er att berätta om ni är nöjd med luftaren som ni har köpt.

E. Uppgifter om aktivkolfilter

1. Tekniska data om aktivkolfiltret (leverantör, installatör, märke och modell, kolvolym, finns backspolningsautomatik).
2. När togs filtret i bruk?
3. Har kolet i filtret bytts ut mot nytt kol? När byttes kolet i så fall?
4. Om ert filter har backspolningsmöjlighet, hur ofta utförs backspolning/har backspolning utförts?
5. Finns en vattenförbrukningsmätare installerad i anslutning till filtret? Om ja, hur mycket vatten har ni förbrukat under svarsdagen?
6. Finns det möjlighet till förbigång av aktivkolfiltret med hjälp av t.ex. kranar eller inställningar?
7. I vilket (rums)utrymme är filtret placerat?
8. Om filtret är placerat i ett bostadshus, vad är avståndet från filtret till:

Sovrum 1		meter
Sovrum 2		meter
Sovrum 3		meter
Sovrum 4		meter
Vardagsrummet		meter
Köket		meter
Badrummet		meter

9. Vad är det för byggnadsmaterial i den vägg i utrymmet där filtret är placerat som vetter mot bostadsutrymmen? (ytmaterial, bärande material, isoleringar)
10. Byggmaterial i andra mellanväggar?
11. Finns det strålskärm runt eller i närheten av filtret?

Material		Skärmens tjocklek i	cm
Skärmens höjd			cm

12. Har det uppstått fel/funktionsstörningar i ert aktivkolfilter eller i dess installation? Sådana fel kan till exempel vara tryckförluster i rörledningarna, dålig upptagseffekt för radon osv. Har vattenkvaliteten ändrats på ett tydligt märkbart sätt? Dessutom ber vi er att berätta om ni är nöjd med filtret som ni har köpt.

F. Uppgifter om jonbytare

1. Tekniska data om jonbytaren (leverantör, installatör, märke och modell, katjonmassans volym, anjonmassans volym, finns backspolningsautomatik).
2. Användningsområde för jonbytaren? (Avlägsnande av uran, radium, järn, mangan eller humus, avhärdning av vatten, annat).
3. Behandlas allt hushållsvatten i jonbytaren?
4. När installerades jonbytaren i ert hushåll?
5. Finns en vattenförbrukningsmätare installerad i anslutning till jonbytaren?
6. Var i hushållet är jonbytaren placerad (t.ex. köket eller ett tekniskt utrymme)?
7. Finns det möjlighet till förbigång av jonbytaren med hjälp av t.ex. kranar eller inställningar?
8. Om er jonbytare är utrustad med backspolningsautomatik, hur ofta sker backspolning?
9. Om backspolningsautomatik saknas, har ni bytt filtermassor? När gjorde ni det i så fall?
10. Har vattenkvaliteten ändrats på ett märkbart sätt (t.ex. smak- eller luktfel) efter att filtret togs i bruk? Om ja, hur länge dröjde det innan felet försvann? Har det uppstått några fel eller funktionsstörningar i ert aggregat?

G. Annan utrustning för vattenbehandling

(till exempel järn-, mangan- och fluoridavskiljare, vattenavhärdare, utrustning för omvänd osmos och nanofilter. OBS! Annan utrustning som bygger på jonbyte redovisas i punkt F).

1. Aggregatets användningsområde.
2. Tekniska data om aggregatet (leverantör, installatör, märke och modell, andra eventuella data).
3. När installerades aggregatet i ert hushåll?
4. Var i hushållet är aggregatet placerat (t.ex. köket eller ett tekniskt utrymme)?
5. Finns det möjlighet till förbigång av aggregatet med hjälp av t.ex. kranar eller inställningar?
6. Har det uppstått fel/funktionsstörningar i aggregatet eller i dess installation? Sådana fel kan till exempel vara otillräcklig vattenproduktionskapacitet, dålig upptagseffekt, vattenläckage, för hög temperatur osv. Dessutom ber vi er att berätta om ni är nöjd med aggregatet som ni har köpt.

STUK-A-rapporter

STUK-A225 Vesterbacka P, Turtiainen T, Hämäläinen K, Salonen L, Arvela H. Avlägsnande av radionuklider från hushållsvatten. Helsingfors 2008.

STUK-A224 Kuukankorpi S, Toivonen H, Moring M, Smolander P. Mobile spectrometry system for source finding and prompt reporting. Helsinki 2007.

STUK-A223 Jussila P. Thermomechanics of swelling unsaturated porous media. Compacted bentonite clay in spent fuel disposal. ScD Thesis. Helsinki 2007.

STUK-A222 Hutri K-L. An approach to palaeoseismicity in the Olkiluoto (sea) area during the early Holocene. PhD thesis. Helsinki 2007.

STUK-A221 Valmari T, Arvela H, Reisbacka H. Päiväkotien radonkartoitus. Helsinki 2007.

STUK-A220 Karppinen J, Järvinen H. Tietokonetomografialaitteiden käytön optimointi. Helsinki 2006.

STUK-A219 Tapiovaara M. Relationships between Physical Measurements and User Evaluation of Image Quality in Medical Radiology – a Review. Helsinki 2006.

STUK-A218 Ikäheimonen TK, Klemola S, Ilus E, Vartti V-P, Mattila J. Monitoring of radionuclides in the vicinities of Finnish nuclear power plants in 1999–2001. Helsinki 2006.

STUK-A217 Ikäheimonen TK (toim.). Ympäristön radioaktiivisuus Suomessa – 20 vuotta Tshernobylista. Symposium Helsingissä 25.–26.4.2006. Helsinki 2006.

STUK-A216 Pastila R. Effect of long-wave UV radiation on mouse melanoma: An in vitro and in vivo study. Doctoral thesis. Helsinki 2006.

STUK-A215 Rantavaara A. Elintarvikeketjun suojaustoimenpiteet laskeumatilanteiden varalle. Helsinki 2005.

STUK-A214 Sinkko K, Ammann M, Hämäläinen RP, Mustajoki J. Facilitated workshop on clean-up actions in inhabited areas in Finland after an accidental release of radionuclides. Helsinki 2005.

STUK-A-rapporter på STUKs hemsidor:

http://www.stuk.fi/julkaisut_maaraykset/sv_FI/listaus/?ar=&typ=&serien=STUK-A



Flänsvägen 4, 00880 Helsingfors
Tel. (09) 759 881, fax (09) 759 88 500
www.stuk.fi

ISBN 978-952-478-298-2

ISSN 0781-1705

Edita Prima Oy, Helsingfors 2008