

Radon ett samhällsproblem

– En litteraturstudie om geologiskt sammanhang,
hälsoeffekter och möjliga lösningar

Fisnik Baliija

Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet,
kandidatarbete, nr 419
(15 hp/ECTS credits)



Geologiska institutionen
Lunds universitet
2014

Radon ett samhällsproblem

**- En litteraturstudie om geologiskt sammanhang,
hälsoeffekter och möjliga lösningar**

Kandidatarbete
Fisnik Baliya

Geologiska institutionen
Lunds universitet
2014

Innehåll

1 Inledning och syfte	7
2 Metod	7
3 Resultat	7
3.1 Vad är radon?	7
3.1.1 Sönderfallskedjan för U och Th bildning av radon	7
3.1.2 U och Th i geologiska material	10
3.1.3 U och Th i Sveriges berggrund	12
3.1.4 Radonets geokemi	13
3.2 Radon i mark och miljö	13
3.2.1 Bergarter och kvartära lager	13
3.2.2 Atmosfären	14
3.2.3 Hydrogeologin	14
3.2.3.1 Undersökning av radioaktiva ämnen och metaller i dricksvatten i Sverige	15
3.3 Lagar och råd om radon	15
3.3.1 Gräns- och riktvärden	15
3.3.2 Måttenheter för radonhalter	16
3.4 Risker och problem med radon	16
3.4.1 Byggnader	16
3.4.2 Byggnadsmaterial	17
3.4.3 Arbetsplatser och andra platser	18
3.5 Hälsoeffekter på människan	18
3.5.1 Förtäring	18
3.5.2 Inandning	18
3.5.3 Cellulära effekter	18
3.5.4 Radonets påverkan genom alfapartiklar	18
3.5.5 Strålningsdosimetri	19
3.6 Epidemiologiska undersökningar: koppling mellan radon och lungcancer	19
3.6.1 Epidemiologiska undersökningar av gruvarbetare som exponeras för radon	19
3.6.2 Epidemiologiska undersökningar av människor generellt som exponeras för radon	20
3.7 Åtgärder	21
3.7.1 Mätningar och mätutrustning	21
3.7.2 Lösningar på hur man kan sänka radonhalten	22
3.7.3 Vilket ansvar har svenska staten?	22
4 Diskussion	23
5 Slutsats	25
6 Referenser	26
7 Bilagor	29
Bilaga 1 - Baltiska/Fennoskandiska sköldens indelning	29
Bilaga 2 - Provbormingsplatser för grundvattenbrunnar i Sverige	30
Bilaga 3 - Ordlista	31

Radon ett samhällsproblem

– En litteraturstudie om geologiskt sammanhang, hälsoeffekter och möjliga lösningar

FISNIK BALIJA

Balija, F., 2014: Radon ett samhällsproblem - en litteraturstudie om geologiskt sammanhang, hälsoeffekter och möjliga lösningar. *Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet*, Nr. 419, 32 sid. 15 hp.

Abstrakt: Radon (^{222}Rn) är en naturligt förekommande radioaktiv gas som i höga doser visat sig vara dödlig. Det handlar främst om de solida radondöttrarna som fäster på aerosolpartiklar vilka vi andas in och kan på så vis deponeras i näsa eller svalg, medan fria joner lägger sig på lungornas bronker och avger joniserande strålning. Epidemiologiska studier har visat att rökare löper högre risk än icke rökare att drabbas av lungcancer: en effekt av att radondöttrar gärna fäster vid rök och dammpartiklar vilket vi andas in och därför tenderar att fästa vid lungorna. Enligt statistik drabbas ca 500 människor, varav runt 50 som aldrig rökt, av lungcancer varje år i Sverige till följd av radon i bostäder. Förekomsten av radon är kopplat till närvaron av uran och torium och vi hittar därför radon där dessa ämnen finns. Det handlar främst om sedimentära bergarter, där uran är närvarande i organiskt rika sediment till skillnad från torium som inte anrikas i sediment olösliga i vatten, alunskiffer, graniter och pegmatiter (silikatrika produkter). Radonexponeringen sker från tre huvudsakliga källor: bergarter och kvartära lager, då handlar det om berggrund innehållande hög uran- och toriumhalt vilket resulterar i höga radonhalter i byggnader, atmosfärluften, hög vattenanvändning i hemmet från turbulent eller uppvärmt vatten från duschar, tvättmaskiner etc. frigör det radon som finns i vattnet till inomhusluften, och hydrogeologin, radon förekomster i kalkkällor, bergsborrade brunnar, brunnar grävda där vattnet har sitt ursprung i sprickor i berg etc. En annan viktig källa är byggnadsmaterial och berör främst betong framställt från alunskiffer vilket använts flitigt i hus och andra byggnader fram till förbudet 1975 i Sverige, då alunskiffer innehåller höga halter uran. Exponering av höga radonhalter under en längre tid kan leda till hälsorisker och handlar främst om biologiska effekter som skador på DNA, stokastiska effekter, cancer, kromosomavvikelse etc. Samtidigt kan radon ha en positiv inverkan där små doser gör celler mer resistent. Det är därför viktigt att göra radonmätningar för att upptäcka radon då den är en färg-, lukt-, och smaklös radioaktiv gas. Gränsvärdet för radonhalter i bostäder i Sverige är satt till 200 Bq/m^3 , medan dricksvattnet inte bör överstiga 1000 Bq/l . Syftet med detta examensarbete är att belysa och sammanfatta befintliga kunskaper om radon, ta upp den problematik som finns idag, bl.a. hälsoriskerna med radon, och hur man kan gå till väga för att upptäcka och därmed också sänka radonhalterna till rekommenderade nivåer.

Nyckelord: Radon, radondöttrar, sönderfallskedja, radioaktivitet, strålning, alfapartiklar, radium, uran, torium, lungcancer.

Handledare: Anders Scherstén

Ämnesinriktning: Berggrundsgeologi (Medicinsk geologi)

Fisnik Balija, Geologiska institutionen, Lunds Universitet, Sölvegatan 12, 223 62 Lund, Sverige.

E-post: fisnik.balija@gmail.com

Radon a social problem

– A literature review of geological context, health impacts and possible solutions

FISNIK BALIJA

Balijs, F., 2014: Radon a social problem - a literature review of geological context, health impacts and possible solutions. *Dissertations in Geology at Lund University*, No. 419, 32 pp. 15 hp (15 ECTS credits).

Abstract: Radon (^{222}Rn) is a naturally occurring radioactive gas that can be fatal in high doses. It is primarily the solid radon daughters that attach to aerosol particles, which we inhale and can thus be deposited in our nose or throat, while free ions settle on pulmonary bronchi and emit ionizing radiation. Epidemiological studies have shown that smokers are at higher risk than non-smokers to contract lung cancer: which is caused by radon daughters who attach to smoke- and dust particles which we inhale and therefore tend to attach to lungs. According to statistics ca 500 people, 50 of which who never have smoked, are diagnosed with lung cancer every year in Sweden due to radon in dwellings. Presence of radon is linked to presence of uranium and thorium, therefore we find radon in association with these elements. This includes mainly sedimentary rocks, where uranium is present in organic-rich sediments unlike thorium that are not enriched in sediments insoluble in water, shale, granites and pegmatites (siliceous products). Radon exposure occurs from three main sources: rocks and quaternary layers such as rocks containing high uranium and thorium content which result in high levels of radon in buildings, atmospheric air, high water use in home from turbulent or heated water from showers, washing machines etc. releases the radon in the water into the indoor air, and hydrogeology, radon occurrences in cold springs, drilled wells, wells dug where the water originates in cracks in the rock etc. Another important source is the building material and concrete produced from uranium rich shale, which has been used extensively in houses and other buildings until the ban in 1975 in Sweden. Exposure to high levels of radon over a long period of time can lead to health risks such as biological effects like DNA damage, stochastic effects, cancer, chromosomal abnormalities etc. On the other hand, radon in small doses can have a positive impact and make cells more resistant. It is important to perform radon measurements to detect radon since it is a colorless, odorless and tasteless radioactive gas. The limit for radon in dwellings in Sweden is set to 200 Bq/m³, while the drinking water should not exceed 1000 Bq/l. The purpose of this thesis is to highlight and summarize existing knowledge about radon, discuss the problems that exist today which includes health risks when exposed to radon and how to go about discovering and thereby reduce the radon levels to the recommended levels.

Keywords: Radon, radon daughters, decay chain, radioactivity, radiation, alpha particles, radium, uranium, thorium, lung cancer.

Supervisor: Anders Scherstén

Subject: Bedrock geology (Medicine geology)

*Fisnik Balijs, Geologiska institutionen, Lunds Universitet, Sölvegatan 12, 223 62 Lund, Sverige.
E-post: fisnik.balijs@gmail.com*

1 Inledning och syfte

Strålningskällor förekommer naturligt eller orsakas av människan. Oavsett strålningskälla är det allmänt erkänt att radon och dess sönderfallsprodukter utgör 50-55% exponeringen som befolkning i allmänhet utsätts för (Durani, 1993). Termen radon (Rn) hänvisar oftast till den vanligaste förekommande radonisotopen, den vi kallar för radon-222 (^{222}Rn) och är en färg-, lukt- och smaklös *radioaktiv* gas. Radon ingår i den naturligt förekommande uranserien och bildas genom sönderfall av radium (Ra) (Rosario & Wichmann, 2006).

Redan under antiken beskrevs de skadeverkningar på människors hälsa som orsakades av gaser och ångor inne i gruvor av den romerska poeten och filosofen Lucretius (~95-55 BC) (Durani, 1993). Trots att förhöjda risker i vissa miljöer varit känt sedan antiken och trots att radon identifierades i början av 1900-talet så var det inte förrän i slutet av 1960 som sambandet mellan radondotterexponering och lungcancer bland urangruvarbetare fastställdes (Lundin et al., 1971). Under 1920-talet fanns det förslag på att radon kunde vara orsaken till de lungsjukdomar som förekom i gruvorna i Bohemia (Ludewig & Lorensen, 1924), men synen på radon som en hälsosam gas var vanlig under 1930- och 1940-talet. Än idag är tron hos många människor den att radon är nyttigt, vilket utnyttjas med framgång av radonspa industrin i vissa delar av Världen (Snihs, 1992).

Radon läcker hela tiden ut från marken ut till atmosfärsluften men kan under vissa omständigheter ta sig in i byggnader och öka avsevärt i koncentration jämfört med den normala nivån i utomhusluften (Brill et al., 1994). Hög exponeringsnivå av radon leder till biologiska effekter (skador på DNA, lungcancer etc.), vilket beror till störst del på radonets sönderfallsprodukter genom alfastrålning. Epidemiologiska undersökningar som först utfördes på gruvarbetare med hög radonexponeringsnivå och därefter på den allmänna befolkningen har visat att radon är carcino-gen för människor (Rosario & Wichmann, 2006).

Varje år diagnostiseras drygt 3500 personer med lungcancer, den femte vanligaste cancerformen i Sverige (Cancerfonden, 2013a). Omkring 500 personer, varav runt 50 som aldrig rökt, drabbas till följd av radon i bostäder årligen i Sverige. Detta gör radon till den näst, efter tobaksrökning, vanligaste orsaken till lungcancer (Folkhälsoinstitutet, 2014). Enligt cancerfundsrapporten 2011 var det totala antalet lungcancerfall i Sverige 3765 (1962 män och 1803 kvinnor), varav 3606 personer (1901 män och 1705 kvinnor) dog till följd av sjukdomen. Lungcancer är därmed den cancerform som dödar flest människor i Sverige (Cancerfonden, 2013b).

I detta examensarbete har jag som mål att sammanfatta befintlig kunskap om radon, dess egenskaper, och hur radon påverkar oss i vardagslivet

(biologiska effekter orsakad av radonstrålning). Radon förekommer i alla naturliga miljöer och vi kan få i oss radon genom både inandning och föda. Vidare diskuterar jag hur vi kan skydda oss från radonexponering, vilka skyldigheter individen har och vilka skyldigheter staten har i arbetet att förebygga radonproblem.

2 Metod

Detta arbete är en litteraturstudie som sammanfattar stoff från facklitteratur, vetenskapliga artiklar, forskningsrapporter och internetreferenser. Målsättning är att ge en så bred och korrekt bild som möjligt av de problem som följer av radon i vår miljö. Strålsäkerhetsmyndigheten har utgjort en viktig del i detta arbete då den använts främst som en informationskälla men även för att bekräfta olika referensvärden.

3 Resultat

3.1 Vad är radon?

Radon är ett naturligt förekommande grundämne som bildas genom radioaktivt sönderfall av radium (^{226}Ra) (Rosario & Wichmann, 2006). I det periodiska systemet hittar vi radon bland ädelgaserna och har symbolen Rn.

Likt många grundämnena har radon flera isotoper. Den vanligast förekommande radonisotopen är radon-222 (^{222}Rn), den vi kallar för radon och som har en halveringstid på 3.82 dagar. Till radonisotoperna hör även radon-220 (^{220}Rn), kallad toron, och radon-219 (^{219}Rn), kallad aktinon, vilka även dessa förekommer naturligt (Rosario & Wichmann, 2006).

Radon är en färg-, lukt- och smaklös radioaktiv gas. Då radon är en ädelgas är den i princip inert. Det innebär att den inte kan bilda kemiska föreningar (US EPA, 2012). Vid sönderfall av den radioaktiva radongasen bildas så kallade radondöttrar, ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi och ^{214}Po (Banks et al. 1995). Radondöttrarna är radioaktiva metallatomer vilka vi andas in. Då dessa fastnar på dammpartiklar som följer med andningen kommer dessa på så sätt ner i lungorna (Boverket, 2010). Metallatomerna kan även ansamlas och bilda anhopningar med vattenmolekyler (Rosario & Wichmann, 2006).

3.1.1 Sönderfallskedjan för U och Th bildning av radon

Olika isotoper av radon förekommer som mellanliggande döttrar i samtliga sönderfallskedjor av ^{238}U (Fig. 1), ^{235}U (Fig. 2) och ^{232}Th (Fig. 3).

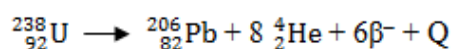
Tabell 1: Visar mängd, halveringstid och sönderfallskonstant för de huvudsakliga naturligt förekommande isotoperna för uran och torium. (Faure, 1977).

Isotop	Mängd %	Halveringstid γ	Sönderfalls konstant γ^{-1}	Referens
^{238}U	99.2739	4.510×10^9	1.537×10^{-10}	1
		4.468×10^9	1.55125×10^{-10}	2
^{235}U	0.7204	0.7129×10^9	9.722×10^{-10}	3
		0.7038×10^9	9.8485×10^{-10}	2
^{234}U	0.0057	2.48×10^9	2.806×10^{-6}	4
^{232}Th	100	13.890×10^9	4.990×10^{-11}	5
		14.008×10^9	4.948×10^{-11}	6

1. Kovarik and Adams (1955)
2. Jaffey et al. (1971)
3. Flemming et al. (1952)
4. Strominger et al. (1958)
5. Picciotto and Wilgain (1956)
6. LeRoux and Glendenin (1963)

Uran och torium är båda radioaktiva element. Uran har tre naturligt förekommande isotoper: ^{238}U , ^{235}U och ^{234}U , som alla är radioaktiva. Torium består i stort sett uteslutande av en enda isotop (^{232}Th) även om det existerar fem kortlivade radioaktiva isotoper. De är väldigt kortlivade mellanliggande döttrar till ^{235}U , ^{234}U och ^{232}Th . Alla sönderfallskedjor av uran och torium slutar med stabilt bly (Pb) där ^{238}U slutar med ^{206}Pb , ^{235}U slutar med ^{207}Pb och ^{232}Th slutar med ^{208}Pb . I tabell 1 finns bland annat isotophalten, halveringstiden etc. för uran och torium isotoperna (Faure (1977), s. 199).

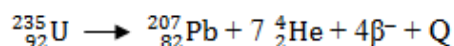
Drygt 99% av allt uran på jorden utgörs av ^{238}U . Tillsammans med ^{234}U , som är en mellanliggande dotter, ger sönderfallet av ^{238}U upphov till den så kallade uranserien (Fig. 1). Uranserien börjar med ^{238}U och slutar i stabilt ^{206}Pb , där både ^{234}U som såväl ^{230}Th och ^{234}Th är mellanliggande döttrar i sönderfalls-kedjan. Sönderfalls-kedjan kan förenklas enligt följande:



Det innebär för att producera en atom ^{206}Pb krävs ett sönderfall av en atom ^{238}U genom emission av åtta alfapartiklar och sex betapartiklar. Processen sker i ett slutet system med avseende på uran, bly och de mellanliggande döttrarna. Flertalet av döttrarna sönderfaller i grenar och kommer därför att antingen genomgå emission av en alfapartikel eller betapartikel. Sönderfalls-kedjan delas därför upp i olika förgreningar men har gemensamt att slutprodukten är den stabila isotopen ^{206}Pb , oavsett vilken väg sönderfallet går. Q är summan av hela seriens sönderfallsenergi, vilket mäts i elektronvolt. Den totala sönderfallsenergin för uranserien är 47.4 MeV (Faure, (1977), s. 199).

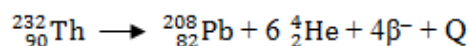
^{235}U står för ca 0.7% av jordens uran och ger upphov till aktiniumserien (Fig. 2). Aktiniumserien som är ett sönderfall av ^{235}U , uppkommer till skillnad

från ^{238}U genom emission av sju alfapartiklar och fyra betapartiklar:



Gemensamt för alla mellanliggande döttrar i sönderfalls-kedjan är att slutprodukten är ^{207}Pb . Döttrarna kommer också som i föregående att genomgå emission av en alfapartikel eller en betapartikel beroende på sönderfallsväg. En atom ^{235}U som sönderfaller ger upphov till en atom ^{207}Pb . Aktiniumseriens totala sönderfallsenergi är 45.2 MeV (Faure (1977), s. 199, 201).

Slutligen har vi toriumserien (Fig. 3) som uppstår vid sönderfall av ^{232}Th . Serien är ett resultat från emission av sex alfapartiklar och 4 betapartiklar:



Precis som i föregående ger en atom ^{232}Th upphov till en atom ^{208}Pb och beroende på sönderfallsväg kommer mellanliggande döttrar att genomgå emission av en alfapartikel eller en betapartikel. Den totala sönderfallsenergin är 39.8 MeV (Faure (1977), s. 201).

Alla tre sönderfallsserier representeras tillsammans av 43 isotoper, så kallade mellanliggande döttrar, från 12 element. Dock representerar endast en isotop en serie, vilket förklarar varför en specifik sönderfalls-serie leder till formationen av en specifik blyisotop; sönderfall av ^{238}U ger ^{206}Pb , ^{235}U ger ^{207}Pb och ^{232}Th ger ^{208}Pb . Halveringstiden för huvudföräldern i respektive serie är mycket längre än den för deras döttrar (Faure (1977), s. 201-202).

Även om olika isotoper av radon förekommer som kortlivade mellanliggande döttrar i samtliga sönderfallsserier, är det bara i uranserien ^{238}U - ^{206}Pb som den tillräckligt långlivade ^{222}Rn förekommer och utgör potentiell risk (tabell 2.). I det sammanhang som är relevant här är det ^{226}Ra och ^{222}Rn som är av betydelse ur ett hälsoperspektiv, då strålning från ^{222}Rn kan

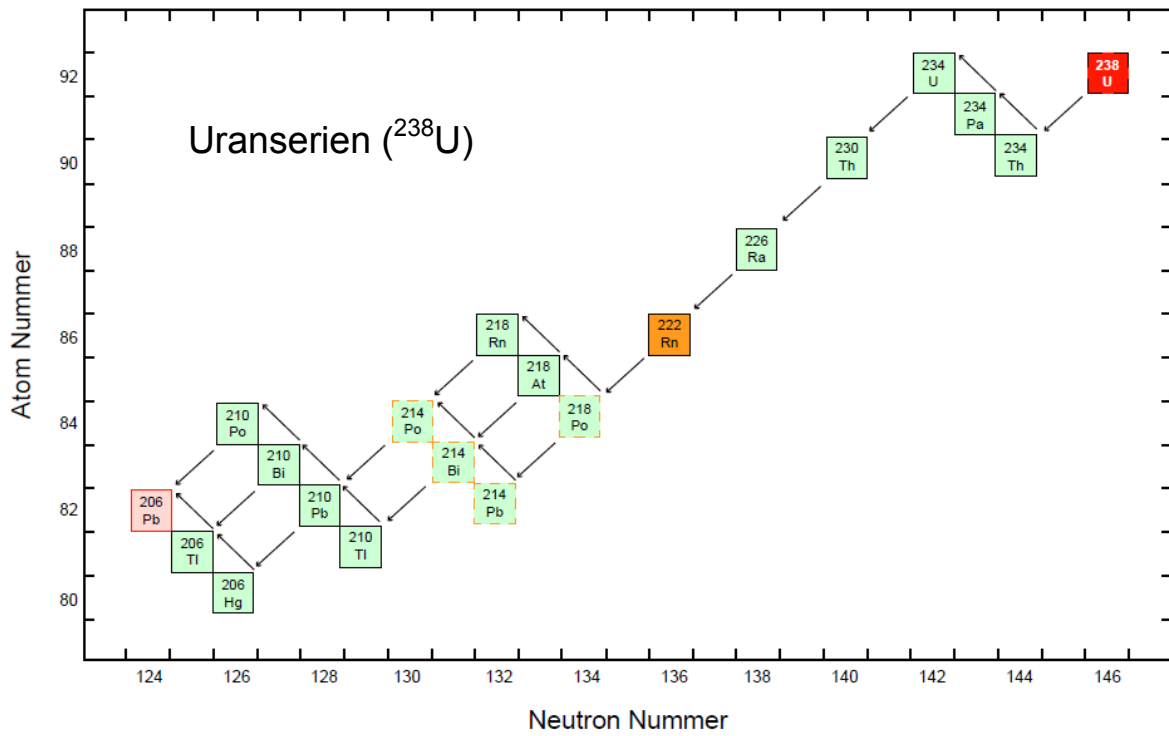


Fig. 1. Visar uranseriens sönderfallskedja vilket börjar med ^{238}U och slutar i stabilt ^{206}Pb . Modifierad från Faure (1977).

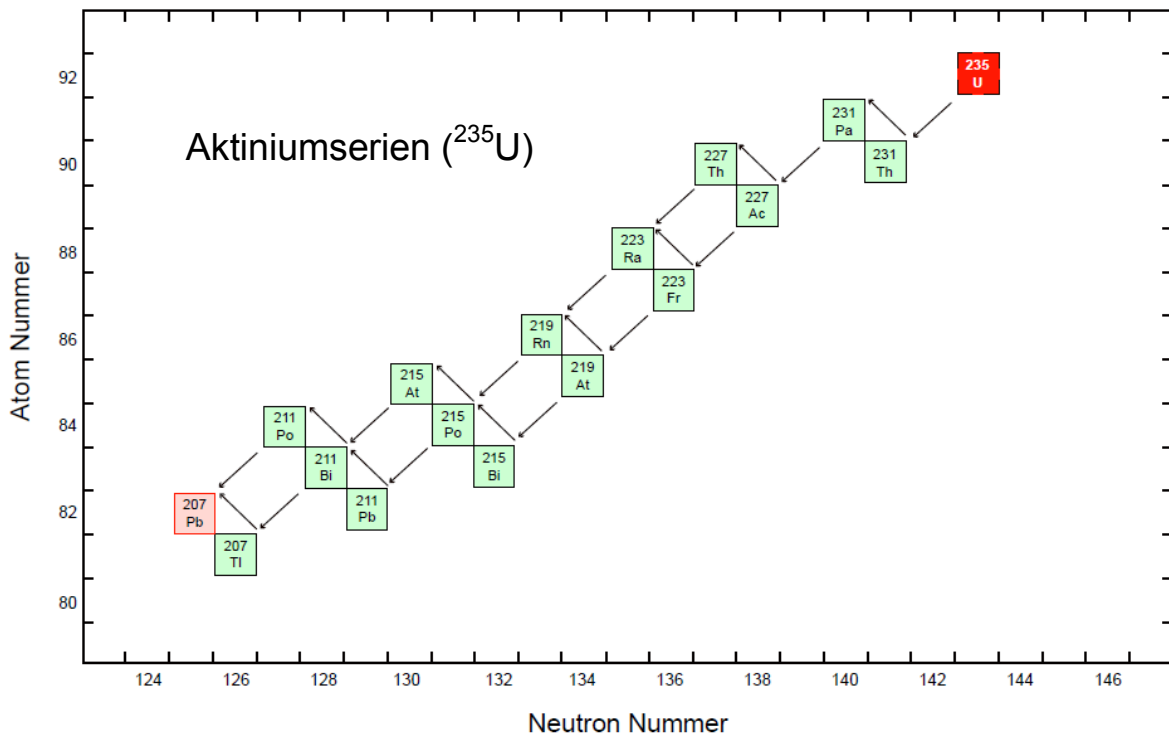


Fig. 2. Visar sönderfallet av ^{235}U vilket ger upphov till aktiniumserien och slutar i stabilt ^{207}Pb . Modifierad från Faure (1977).

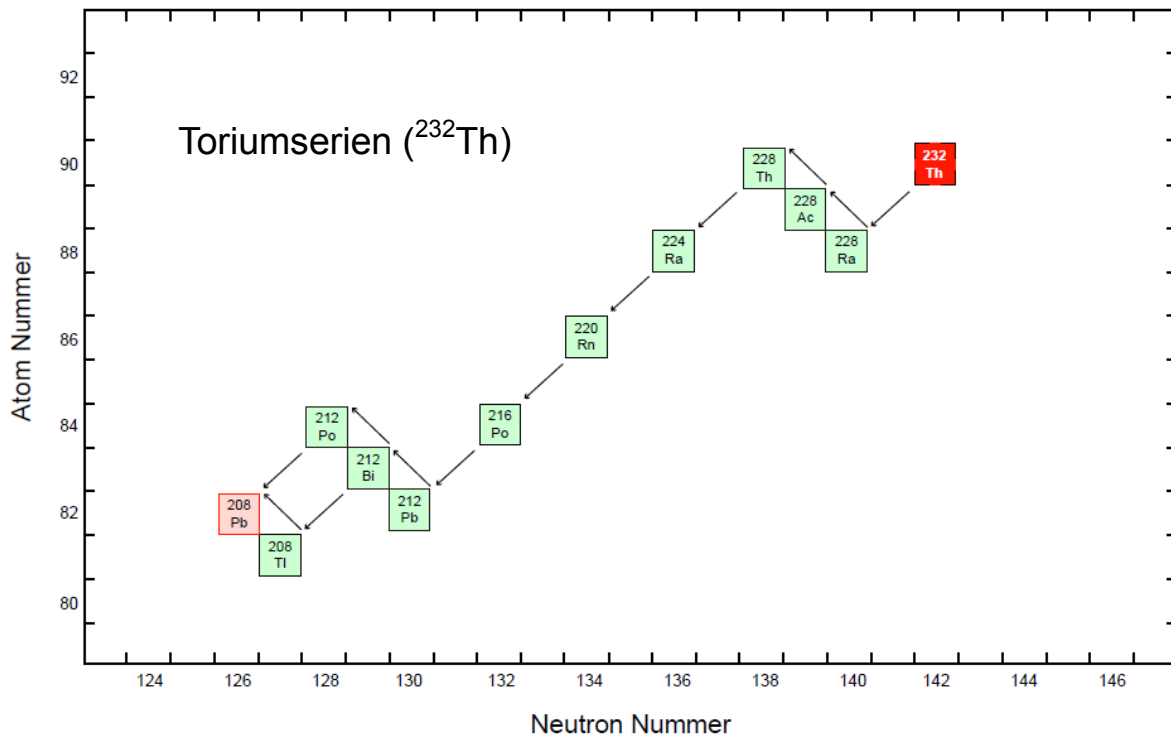


Fig. 3. Visar toriumserien, där ^{232}Th sönderfaller till slutprodukten ^{208}Pb . Modifierad från Faure (1977).

orsaka biologiska skador på människan.

^{222}Rn bildas genom radioaktivt sönderfall av ^{226}Ra . ^{226}Ra är till skillnad från ^{222}Rn en förhållandevis långlivad alfastrålarare med en halveringstid på 1620 år och själv en sönderfallsprodukt från sönderfallskedjan tillhörande ^{238}U . Uran är betydligt rörligare än radium och kan därför vittra ut och lämna radium *in situ* i det återstående materialet. Vi hittar därför radium i mineral- och bergarter med högt uraninnehåll (Banks et al. 1995).

Bildandet av ^{222}Rn är densamma men förekomsten kan variera genom olika processer. Ett sätt är *in situ* radioaktivt sönderfall av radium i berget. Ett annat är avsättning över berg-vatten gränssytan under sönderfall, eller genom sönderfall av upplöst radium (Banks et al. 1995). Figur 4 visar sönderfallskedjan för ^{226}Ra och ^{222}Rn .

3.1.2 U och Th i geologiska material

Uran och torium är två element med samma elektronkonfiguration, atomnummer 92 respektive 90, och har

därför lika kemiska egenskaper. I naturen förekommer båda ämnena i fyrvärd oxidationstillstånd (U^{4+} och Th^{4+}) med lika jonradier, 1.05 Å för uran och 1.10 Å för torium, och kan därför substituera varandra i stor utsträckning. Trots deras geokemiska samstämmighet så bildar uran under oxiderande tillstånd uranyljonen (UO_2^{2+}) vilket ger den en valens på 6+. Uranyljonen kan bilda föreningar som är lösliga i vatten. Under oxiderande tillstånd är uran ett mobilt element och separeras därför från torium som endast existerar i fyrvärd form och bildar föreningar generellt sett olösliga i vatten (Faure (1977), s. 198). Uran kan anrikas i mycket hög grad i fall då vattenlöst uranyl reduceras till fyrvärd uran som då faller ut ur vattenmassan och binds i sediment. Trots relativt låga urankoncentrationer i havsvatten (3,2 ppm; Turekian & Chan, 1971) kan urankoncentrationer upp till 200 ppm (Dahl et al., 1988) förekomma i sediment som är rika på organiskt material (reducerande). Torium å andra sidan är inte redoxkänsligt på samma sätt som uran och anrikas därför inte heller i organiska sediment. Ett

Tabell 2: Visar sönderfallsseriernas Rn-isotoper och halveringstider (Winter, 2012).

Sönderfallsserie	Radon isotop	Halveringstid	Sönderfall
(^{238}U) Uranserien	^{218}Rn	0.035 s	α
	^{222}Rn	3.8235 d	α
(^{235}U) Aktiniumserien	^{219}Rn	3.96 s	α
(^{232}Th) Toriumserien	^{220}Rn	55.6 s	α

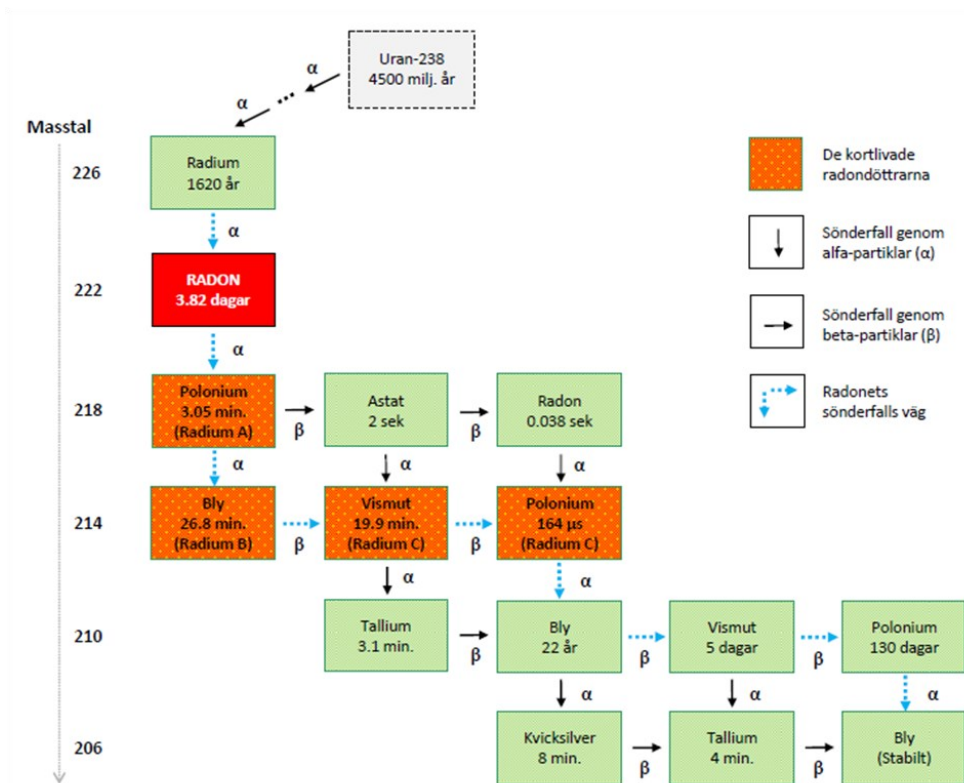


Fig. 4. Modifierad från Brill et al. (1994), visar sönderfallskedjan för ²²⁶Ra och ²²²Rn.

exempel på skillnaden mellan U-berikade reducerande sediment (Th/U ~0) och magmatiska processer (Th/U ~4) kan illustreras med Västgötabergets U-rika sediment och Bohusgraniten i Sverige (Fig. 5).

Koncentrationen av uran (1,3 ppm) och torium (5,6 ppm) i den kontinentala jordskorpan är relativt låg (Rudnick & Gao 2004). Vid partiell uppsmältning och kristallisation av magma koncentreras uran och torium i smältan och upptas därför av de mera silikatrika produkterna. Detta förklarar varför uran och torium är så starkt anrikat i magmatiska bergarter av granitisk sammansättning i jämförelse med bergarter av basaltisk eller ultramafisk sammansättning. Till skillnad från den övre manteln, har den kontinentala jordskorpan koncentrerats i uran och torium till följd

av gradvis geokemisk fraktionering genom partiell uppsmältning i den övre manteln och nedre kontinentalskorpan. Tabell 3 visar uppskattade koncentrationer av uran, torium och bly i några viktiga bergarter. Alla tre elementen uppvisar en koncentrationsökning från basaltiska bergarter till låg-Ca graniter, men har trots detta nära konstant Th/U och U/Pb förhållande. I låg-Ca graniter har vi en större anrikning av torium jämfört med uran. Det kan förklaras med att en del av uranet går in i en vätskefas som uranyljon under de sista stegen i kristallisationsprocessen av granitisk magma. Sett till Th/U så visar magmatiska såväl som sedimentära bergarter på samma förhållande med undantag för sedimentära karbonater som är mer urananrikat. Denna urananrikning beror på att i haven förekommer uranet

Tabell 3: Visar genomsnittliga koncentrationer av uran, torium och bly i magmatiska och sedimentära bergarter (Faure, 1977).

Bergart	U ppm	Th ppm	Pb ppm	Th U	U Pb
Låg-Ca granit	3.0	17.0	19.0	5.7	0.16
Hög-Ca granit	3.0	8.5	15.0	2.8	0.20
Syenit	3.0	13.0	12.0	4.3	0.25
Basaltisk bergart	1.0	4.0	6.0	4.0	0.17
Ultramafiska	0.001	0.004	1.0	4.0	0.001
Skiffer	3.7	12.0	20.0	3.3	0.18
Sandsten	0.045	1.7	7.0	3.8	1.73
Karbonater	2.2	1.7	9.0	0.77	0.24
Djuphavs lera	1.3	7.0	80.0	5.4	0.016

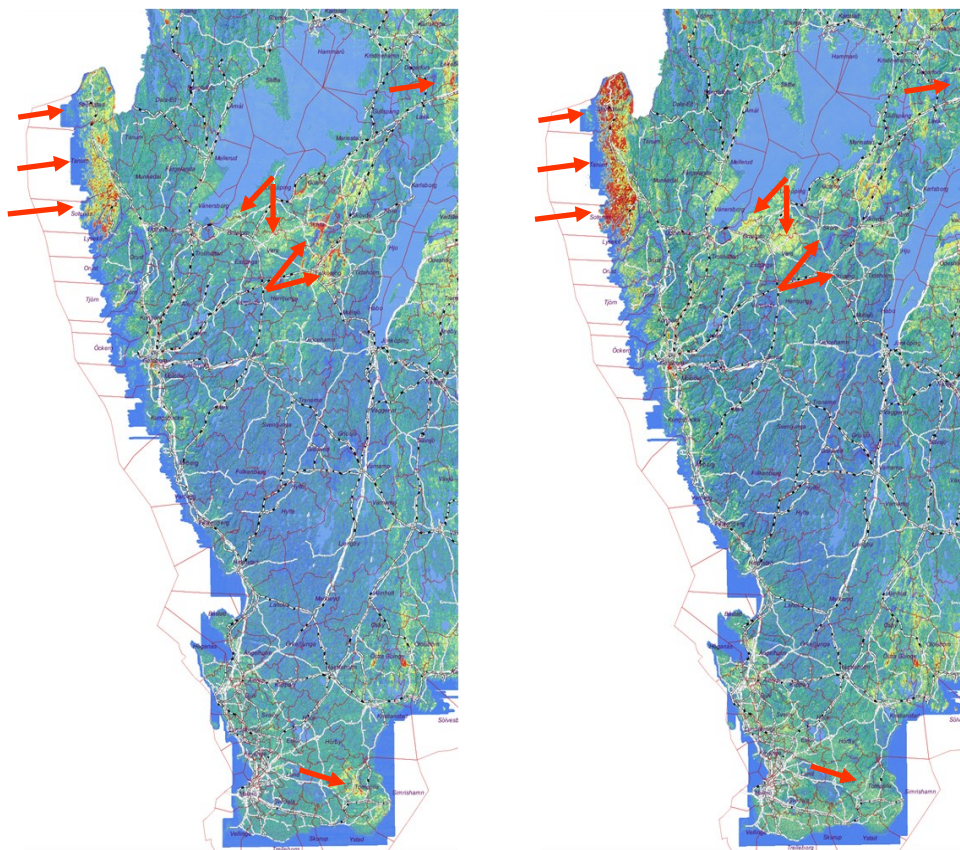


Fig. 5. Uran- (v) och toriumkarta (h) från SGUs geofysiska kartgenerator. Höga uranhalter visas med varmare färger (gult till rött) och höga koncentrationer finns i exempelvis Sotenäs (Bohuslän). Notera att bergarterna i Skara (Västergötland) som har höga uranhalter inte har höga toriumhalter. Detta återspeglar värdbergarternas olika bildning och de geokemiska egenskaperna hos uran respektive torium.

som uranyljon och faller ut med kalcium karbonater, till skillnad från toriumet som i första hand är bundet till vattenolösligt sediment (Faure (1977), s. 198).

Uran och torium förekommer generellt sett i väldigt låga koncentrationer, några miljondelar, i de gemensamma bergartsbildande silikatmineralen. De utgör istället huvudbeståndsdelen i vissa accessoriska mineral eller ersätter andra element i dessa mineral. För att nämna några, så har vi oxider; uraninit (UO_2), torianit (ThO_2), följt av silikater; zirkon (ZrSiO_4), torit (Th SiO_4), allanit ($(\text{Ce, Ca, Y})_2(\text{Al, Fe})_3(\text{SiO}_4)_3(\text{OH})$), även fosfater; monazit ($(\text{Ce, La})\text{PO}_4$), apatit ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F, Cl, OH})$), xenotim (YPO_4), och slutligen titansilikat; sfen (CaTiSiO_5). Merparten av dessa och många fler existerande uran och torium mineral bildas i oxiderande tillstånd, där uranet närvarar som uranyljon (Faure (1977), s. 198-199).

3.1.3 U och Th i Sveriges berggrund

Förekomsten av radioaktiva grundämnen uran, torium, även deras dotterprodukter, och kalium-40 (^{40}K) i berggrunden är i nära samband med källan till naturliga berggrund från marken. Fördelningen av dessa grundämnen varierar mycket mellan olika

bergarter i Sverige, se tabell 4 (Åkerblom & Wilson 1981).

Både ^{238}U och ^{232}Th bildar radioaktiva isotoper i form av radon. ^{232}Th producerar radonisotoper vars halveringstid är enbart 55,6 sekunder och hinner därför sönderfalla till dess kortlivade dotterprodukter innan den lämnat den plats (bergart eller jord) där den bildats. Men som tidigare nämnts, så är de radioaktiva isotoper som bildas från ^{238}U av störst vikt vad gäller radonproblemen då dess halveringstid är betydligt längre (Åkerblom & Wilson 1981).

Radonproblemen i Sverige uppstår till följd av att berggrunden innehåller bergarter med uran. Detta gäller uranbärande alunskifferformationer av överkambrisk ålder, men även vissa prekambrisk uranrika graniter och pegmatiter. Vissa jordar är också radioaktiva där dessa bergarter finns väl representerade (Åkerblom & Wilson 1981).

Alunskiffern som är en överkambrisk svart skiffer hittas vanligen växellagrad mellan kambrisk lerskiffer och ordovicisk kalksten i stor utsträckning i Sverige. Formationerna i Sverige varierar i tjocklek där vi hittar 4-18 meter tjocka bildningar i mellersta Sverige och upp till 75 meter i de södra delarna, i Skåne. Uranmängden i alunskiffern varierar från 50 till 350

Tabell 4: Fördelningen av uran, torium och kalium, samt radium index och gammastrålning i olika svenska bergarter (Åkerblom & Wilson, 1981).

Bergarter	U (g/t) ⁺	Th (g/t) ⁺	K (%)	m _{Ra}	μR/h
Granit (normal)	2-10	5-20	2-6	0.1-0.6	5-20
Granit (U och Th rik)	8-40	10-90	4-6	0.5-2.5	12-65
Gnejs	2-10	5-20	2-6	0.1-0.6	5-20
Diorit	0.1-2	1-10	1-3	0.01-0.1	2-10
Sandsten	0.5-5	1-10	1-5	0.03-0.3	2-15
Kalksten	0.5-2	0.1-2	0.1-0.5	0.03-0.1	0.5-3
Skiffer	1-10	2-15	2-6	0.06-0.6	5-18
Alunskiffer	10-350	2-10	3.5-6	3.1-21.5	10-230

* (g/t) = gram/ton

gram/ton, där Ranstad området i Västergötland har de högsta uranreserverna. Alunskiffergruvan här har beräknats innehålla uranreserver motsvarande 300 000 ton. I övrigt är alunskiffern även rik på vanadin, molybden och organisk material (Åkerblom & Wilson 1981).

Graniter anrikade på uran och torium i Sverige finns i ett antal områden, t.ex. Bohusgraniten (Fig. 5). De flesta kända graniter med förhöjda uran- och toriumhalter i Sverige är Proterozoiska (Åkerblom & Wilson 1981). Radiometrisk undersökning av områden i norra Sverige, med arkeiskt (Bilaga 1) ursprung, visar inte på onormalt höga halter och det Kaledoniska bältet (Bilaga 1) innehåller enbart ett fåtal graniter med förhöjda uranhalter. Proterozoiska graniter i Sverige är mellan 1900 Ma och 850 Ma där urananrikning sker i olika geologiska miljöer och utan samband med bergarternas åldrar (Wilson & Åkerblom, 1982).

I Sverige är det av stort intresse att ha kunskap om berggrundens radioaktivitet då byggnader placerade på berggrund eller mark med en radioaktivitet på mer än 25 μR/h kan ge onormalt höga koncentrationer av radon, vilket understöds av radiometrisk kartläggning av olika slag (Wilson & Åkerblom, 1982).

3.1.4 Radonets geokemi

Radon är som tidigare nämnt kemiskt inert och kan mer eller mindre inte bilda några kemiska föreningar. Men däremot är radon en löslig gas vars koncentration i grundvattnet styrs av en rad faktorer: hydrodynamiska faktorer, uran (mer exakt radium) halten i berggrund och grundvatten i närheten av brunnen. Koncentrationen förekommer vanligen *lognormalt fördelat* i grundvattnet, vilket är vanligast med de flesta lösta ämnen (Banks et al., 1995).

Meteorologiska faktorer som kraftiga regn, snösmältning, frost täckning eller atmosfärstryck gör att radonhalten kan variera över tid för en och samma plats (Banks et al., 1995).

3.2 Radon i mark och miljö

Radon står idag för hälften av det internationella genomsnittet vad gäller den *effektiva stråldosen* som

människor utsätts för. Detta gör radon till den viktigaste källan av naturligt orsakat radioaktiv exponering. Då radon är en gas kommer den antingen att lösa upp sig med grundvattnet eller stiga och diffundera genom jorden till luften. Faktorer som styr mängden radon som frigörs beror bland annat på radiumhalten men även radontransporten, så som vattenflöde och mängd luft underjord, men även jordens porositet och genomsläpplighet (Rosario & Wichmann, 2006).

Radonkoncentrationen varierar i utomhusluften då den späds ut med atmosfärluften och är därför låg, medan den kan byggas upp i underjordiska gruvor och grottor och inne i byggnader (Rosario & Wichmann, 2006).

3.2.1 Bergarter och kvartära lager

Den naturliga bakgrundsstrålningen orsakad av radon utifrån de medelvärden som används indikerar relativt låga värden. Detta ger dock en felaktig bild, och i själva verket varierar radonhalterna mycket kraftigt mellan olika regioner beroende på geologiska faktorer, samt halter radium och radon i vattenförsörjningen. Höga radonhalter kopplas oftast samman med magmatiska granitbergarter, skifferar och sedimentära bergarter, fosfatavlagringar och en del strandsand. Eftersom radon är en intermediär sönderfallsprodukt i uran och toriums sönderfallskedja är i allmänhet höga radonhalter kopplat till höga uran- och toriumhalter. Basalter innehåller relativt lite uran, hälften av det genomsnittliga värdet för de vanligaste bergarterna. Graniter däremot har i allmänhet uppemot det dubbla genomsnittsvärdet (Brill et al., 1994).

Radonhalter i byggnader styrs inte enbart av de underliggande bergarterna, utan en rad ytterligare faktorer påverkar, bland annat sprickbildningsfrekvensen i berggrunden och möjligheterna för radonet att anrikas i inomhusmiljön. Beroende på markens porositet, kan rörligheten i jord för radon variera upp till 10⁶ gånger. Permeabiliteten i bergarter spelar också en viktig roll då den påverkar radonets tillgänglighet på ytan, vilket även gäller bergarter med låg uranhalt, såsom kalksten (Brill et al., 1994).

Avgasning av radon är en annan viktig potentiell källa vad gäller exponering av radon. Ytvatten har

vanligtvis mycket låga radonhalter, detta beror på att kommunal vattenförsörjning luftas vilket gör att radonhalterna minskar. Desto större problem är det hos hushåll ute på landsbygden där brunnsvatten hämtas från djupa akvifärer med stora variationer på radonhalterna. Halterna bestäms av mängden uranhalt i berget och huruvida distributionen av akvifären förhåller sig till berget, likväl strömningsmönstret av grundvattnet. Detta förklarar de stora varierande nivåerna mellan olika områden med granitbaserade akvifärer (Brill et al., 1994). Tabell 5 visar genomsnittliga radonkoncentrationer från akvifärer i olika bergarter.

Tabell 5: Genomsnittliga radonhalter i grundvattnet genom akvifär typ (Brill et al., 1994).

Akvifär typ	Antal prover	²²² Rn (Bq m ⁻³)
Graniter		
Maine	136	817 700
North Carolina	24	390 800
South Carolina	22	296 800
Sverige	14	92 000
Metamorfa bergarter		
Maine		
Sillimanit zon	35	503 300
Klorit zon	56	41 000
North Carolina		
Gnejs/skiffer	71	83 000
Metavulkaniska	21	49 900
South Carolina		
Höggradig Monazit bälte	12	53 400
Mediumgradig	11	118 100
Låggradig	7	274 700
Sverige		
<i>Gnejs</i>	8	26 000
Kalksten		
Florida	165	550
South Carolina	15	1 300
North Carolina	22	3 440
Sverige	12	24 000
Okonsoliderade sand akvifärer		
North Carolina kustnära slätten	139	15 760
Minnesota (glacial drift)	350	11 470
South Carolina		
Lägre kustnära slätten	15	6 950
Mitt kustnära slätten	34	9 470
Övre kustnära slätten	29	17 340

3.2.2 Atmosfären

Radon i atmosfären beror till över 80% ha sin huvudsakliga källa från bergsformationer nära markytan med jord utsatt för strålning (Brill et al., 1994).

Den näst största källan av atmosfärisk radon kommer från radon som varit löst i grundvattnet. Det finns undantag där upptäckter gjorts av högradradioaktiva djupa brunnar. I vissa privatbrunnar ex. New Hampshire, Maine, regioner i Appalacherna och Florida har man funnit koncentrationer på över 10.000 pCi/liter, vilket ger luftkoncentrationer på 1 pCi/liter (Brill et al., 1994). Andra kända platser med källor av radonhaltigt vatten är Hot Springs, USA. I Sverige finns ett antal källor i Siljanringen och Västersels

brunn i Örnsköldsvik (Nationalencyklopedin, 2010).

Förhöjda lufthalter orsakas av avgasning av vatten vid hög vattenanvändning i hem. Dessa kan då komma från turbulent eller uppvärmt vatten (tvättställ, duschar, tvättmaskiner, spolning av toalett etc.) och leder till förhöjda radonhalter i hemmet då det lösta radonet frigörs genom avgasning av vattnet. Mängden radon i vatten och mängden vatten som används avgör hur mycket utsläpp som sker. Man uppskattar att ca 70% av radonet i vattnet i hushållen frigörs till inomhusluften (Brill et al., 1994). I tabell 6 hittar vi listade källor som avger radon till den globala atmosfären.

Tabell 6: Källor för global atmosfärs radon (Brill et al., 1994).

Källa	Bidrag till atmosfären (miljon Ci/år)
Utflöde från jord	2 000.0
Grundvatten (potential)	500.0
Utflöde från hav	30.0
Fosfat rester	3.0
Uran kvaravfall	2.0
Kol rester	0.02
Naturgas	0.01
Kol förbränning	0.0009
Mänsklig utandning	0.00001

3.2.3 Hydrogeologin

I Skåne, Öland, Västergötland, Östergötland, Närke, Jämtland, Västerbotten samt i fjällkedjeranden finns förekomster av alunskiffer. Alunskiffer utgör ett vanligt problem för markradon på grund av att den är uranrik. Då alunskiffer ofta innehåller höga halter av metaller och svavelväte, används inte vatten som rinner genom berg med alunskiffer till hushållsvatten i Sverige (Strålsäkerhetsmyndigheten, 2009a).

Radonhalter över det vanliga förekommer även i kallkällor, brunnar borrade i berg eller grävda där vatten har sitt ursprung från sprickor i berg. Även berggrund med låg uranhalt kan ge brunnar med högt radonhalt. Grundvattnet har då i många tusen eller till och med miljoner år transporterat uran och radium från underliggande berggrund, där uranet och radiumet fäls ut i sprickor nära vattenkällan. Det finns därför inget enkelt samband mellan radonhalt och grundvattnet och berggrunden, och det kan vara svårt att säkerhetsställa den mängd radon en viss berggrund kan ge upphov till (Strålsäkerhetsmyndigheten, 2009a).

Då halveringstiden är betydligt längre för ²²²Rn än de andra två naturligt förekommande isotoperna, är det vanligast att ²²²Rn är den enda påtagligt närvarande i naturliga vatten såvida inte transporttiderna är mycket korta och ovanligt höga halter av torium finns i berget. Under dess halveringstid kan ²²²Rn färdas tio- till hundratals meter med grundvattnet i en akvifärsspricka innan den sönderfaller till radondöttrar (Banks et al. 1995).

3.2.3.1 Undersökning av radioaktiva ämnen och metaller i dricksvatten i Sverige

Sveriges geologiska undersökning (SGU) genomförde 2001-2006 en undersökning i samverkan med Statens strålskyddsinstitut där man analyserade 768 svenska grundvattenbrunnar (Bilaga 2). Totalt 722 bergborrade och 46 jordbrunnar kontrollerades med avseende på radioaktivitet och metallhalter i vattnet. Enligt resultaten så överstigs otjänlighetsgränsen (1000 Bq/l) med avseende på radon i var 10:e bergborrade brunn, medan var 5:e bergborrade brunn överstiger rekommendationen (inte gräns för otjänligt vatten) på 15 µg/l för uran. Radiumhalten är bortsett från vissa specifika områden med förhöjda halter ganska sällsynt förekommande i råvattnet i hela landet (SGU rapport 2007:13).

Medianvärdet för radon i dricksvatten är 232 Bq/l där undersökningens högsta radonhalt uppmätte 66 207 Bq/l i en brunn i Årjängsområdet. För uran och radium blev medianvärdet 3.3 µg/l respektive 0.02 Bq/l (SSI rapport 2008:15).

Radonhalterna varierar runt om i landet, där 203 brunnar uppvisar halter på 100 Bq/l eller mindre, 366

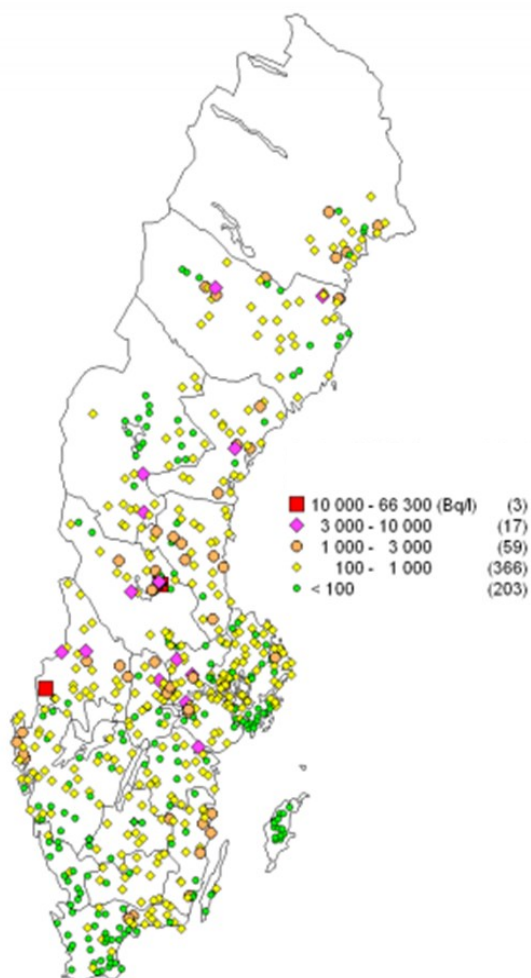


Fig. 6. Radon-222 i råvatten från bergborrade brunnar, översiktskarta (SSI rapport 2008:15).

brunnar låg inom värden för tjänligt vatten med anmärkning (100-1000 Bq/l) och 79 brunnar över värden för otjänligt vatten <1000 Bq/l (Fig. 6).

3.3 Lagar och råd om radon

3.3.1 Gräns- och riktvärden

I samråd mellan berörda myndigheter: Boverket, Livsmedelsverket, Socialstyrelsen, Arbetsmiljöverket, har rikt- och gränsvärden för radon fastställts i Sverige. I Boverkets byggregler och Livsmedelsverkets dricksvattenföreskrifter hittar vi gränsvärden för radon i bindande föreskrifter. Dessa kan jämföras med de allmänna råd som avser riktvärden för radonhalter i bostäder och lokaler och finns i t.ex. Socialstyrelsens allmänna råd om radon i inomhusluften. I de fall där kommunerna har tillsyn enligt miljöbalken, kopplas detta till begreppet "olägenhet för människors hälsa" (Strålsäkerhetsmyndigheten, 2008).

Radonhalten i bostäder och lokaler får enligt Socialstyrelsen inte bestiga 200 Bq/m³, vilket är densamma gällande i Boverkets byggregler. En stor

Tabell 7: Sammanfattning över de gräns- och riktvärden som finns idag, samt exponering av radonhalter (Strålsäkerhetsmyndigheten, 2008).

Olika gränsvärden och riktvärden	
<i>Gräns- och riktvärden för radon i inomhusluft</i>	
200 Bq/m ³	Högsta radonhalt i befintliga bostäder och lokaler som används för allmänna ändamål; Socialstyrelsens allmänna råd SOSFS 1999:22 (M) med ändringar t.o.m. SOSFS 2004:6 (M) .
200 Bq/m ³	Högsta radonhalt i nya byggnader; Boverkets författningssamling BFS 2011:6 med ändring t.o.m. BFS 2011:26 (BBR 19).
0.36 x 10 ⁶ Bq h/m ³ och år	Gränsvärde för totalexponering under ett år vid arbete annat än underjordsarbete. Detta motsvarar en radonhalt på ca 200 Bq/m ³ vid en årsarbetstid på 1800 timmar. Arbetsmiljöverkets föreskrifter AFS 2011:18 .
2.1 x 10 ⁶ Bq h/m ³ och år	Gränsvärde för totalexponering under ett år vid underjordsarbete såsom berg- och gruvarbete eller byggnadsarbete under jord. Detta motsvarar en radonhalt på ca 1300 Bq/m ³ vid en årsarbetstid på 1600 timmar. Arbetsmiljöverkets föreskrifter AFS 2011:18 .
0.72 x 10 ⁶ Bq h/m ³ och år	Gränsvärde för totalexponering under ett år vid underjordsarbete i färdigställda och inredda bergrum och berganläggningar. Detta motsvarar radonhalt på ca 400 Bq/m ³ vid en årsarbetstid på 1800 timmar. Arbetsmiljöverkets föreskrifter AFS 2011:18 .
<i>Gräns- och riktvärden för gammastrålning</i>	
0.3 µSv/h	Högsta gammastrålning i nya byggnader; Boverkets författningssamling BFS 2011:6 med ändringar t.o.m. BFS 2011:26 , BBR 19.
<i>Gräns- och riktvärden för radon i vatten</i>	
100 Bq/l	Radonhalt i dricksvatten. Gräns för tjänligt med anmärkning. Livsmedelsverkets föreskrifter SLVFS 2011:3 . Livsmedelsverkets gränsvärden gäller inte för vattenverk som tillhandahåller mindre än 10 m ³ vatten per dygn eller försörjer färre än 50 personer.
1000 Bq/l	Radonhalt i dricksvatten. Gräns för otjänligt. Livsmedelsverkets föreskrifter SLVFS 2011:3 . Livsmedelsverkets gränsvärden gäller inte för vattenverk som tillhandahåller mindre än 10 m ³ vatten per dygn eller försörjer färre än 50 personer.
1000 Bq/l	Mätning av radonhalten i inomhusluften bör göras, SOSFS 1999:22 (M) med ändringar t.o.m. SOSFS 2004:6 .
1000 Bq/l	Radonhalt i dricksvatten. Riktvärde som anger risk för hälsoeffekter, gäller mindre vattenverk samt privata brunnar där Livsmedelsverkets föreskrifter inte kan tillämpas. Socialstyrelsens allmänna råd SOSFS 2003:17 (M) med ändringar t.o.m. SOSFS 2005:6 .
0.1 mSv/år	Totalt indikator dos, TID. Livsmedelsverkets föreskrifter SLVFS 2011:3 .

andel av Sveriges småhus har en radonhalt som över-skrider 200 Bq/m^3 , vilket har lett till att riksdagen upp-rättat ett miljömål där alla landets bostäder skall ha en radonhalt under 200 Bq/m^3 till 2020 (Strålsäker-hetsmyndigheten, 2009b). I tabell 7 sammanfattas gränsvärden och riktvärden, samt exponering av radonhalter.

3.3.2 Måttenheter för radonhalter

I regel finns det två enheter som används vid mätningar av radon, där den första uttrycks som koncentrationen radon i picocurie per liter luft (pCi/liter). Denna enhet används bland annat i USA. Det går även att använda SI-enheten som uttrycks i Becquerel per kubikmeter (Bq/m^3), vanligare i Sverige (Brill et al., 1994).

Radondöttrar mäts också och uttrycks i något som kallas för working levels (WL). WL definieras som den mängden dos radondöttrar släpper ifrån genom emission av alfapartiklar under sönderfallet i en liter luft, vilket motsvarar $1.3 \times 10^5 \text{ MeV}$ (Rock et al., 1970, 1971; Duranni, 1993). För att mäta den mängd exponering som en yrkesmässig arbetare utsatt för används något som kallas för working level month (WLM) (Durani, 1993). En working level month är bestämt till 170 timmar i en arbetsplats på en WL. Det baseras på 8 timmars arbete per dag över en månadsperiod på 21.25 arbetsdagar ($8\text{h/dag} \times 21.25 \text{ arbetsdagar/mån} = 170\text{h}$). När man uttrycker mängden exponering så anges den vanligtvis i monthly working level per år (WLM/år) (Brill et al., 1994).

Antalet WL:s som motsvarar radonkoncentrationen i luft i pCi/liter beror på till vilken utsträckning jämvikten är mellan radondöttrarna och föräldern. 1 pCi/liter motsvarar 0.01 working levels vid fullständig

jämvikt. Låt säga vi erhåller 50% radonjämvikt, vilket avser inomhus. Då motsvarar 1 pCi/liter = 0,005 WL eller 1 WL = 200 pCi/liter (Brill et al., 1994). En mera komplett lista över omräkningsfaktorer visas i tabell 8.

3.4 Risker och problem med radon

3.4.1 Byggnader

Radonkoncentrationen i byggnader kan under vissa omständigheter öka markant och passera normalnivån för utomhusluften. Då luftrummet är begränsad i de flesta byggnader med begränsat luftrörelse och långsamt utbyte med uteluften, tenderar radon i inomhusluften att öka jämfört med utomhusluften. Väl inne kommer koncentrationen att öka genom sönderfall av radon till nya dotterprodukter. Hög transport-effektivitet, dvs. lös, porös, torr jord, gör att höga koncentrationer av radon i marken resulterar i förhöjda radonhalter i byggnader (Brill et al., 1994).

Radonhalten i markgas kan variera kraftigt inom ett mindre område, t.ex. inom en bostadstomt, och det finns inte alltid något uppenbart samband med radiumhalten i jorden. Radonet tar sig in i byggnader med hjälp av så kallad tryckdrivet flöde, vilket är huvudsakliga transportmedlet då trycket är lägre inuti byggnader än i marken, särskilt vintertid. Speciellt utsatta är hus som saknar gasbarriär mellan marken och interiören, t.ex. jordgolv i källaren eller kryppgrund. Hus med t.ex. betongblock eller fältstenar, alltså porös grund, skyddar endast minimalt mot tryckflöden. Likaså hus med källargolv och grund i gjuten betong har vägar in för markgas, detta genom fogar, sprickor, avlopp och pumpbrunnar. Dränerings-system i marken, sprickor i betonggolvsplattor och

Tabell 8: Visar omräkningsfaktorer för olika SI-enheter (Brill et al., 1994).

SI-enhet	Traditionell enhetskonvertering
Aktivitet (Bq)	1 Ci = 3.7×10^{10} Bq (1 pCi = 0.037 Bq)
Koncentration (Bq/m^3)	1 pCi/liter = 37 Bq/m^3
Potentiell alfa energi (konc. (PAEC))	1 WL* = $1.3 \times 10^5 \text{ MeV/liter} = 20.08 \times 10^{-6} \text{ J/m}^3$
Exponering (Jm^{-3})	1 WLM = $12.97 \text{ Jm}^{-3} \text{ s}$
Exponering ($\text{Bqm}^{-3} \text{ år}$)	1 WLM = $74.0 \text{ Bqm}^{-3} \text{ år}$ (för ^{222}Rn serien)
Exponerings grad	1 WLM/år = $4.11 \times 10^{-7} \text{ Jm}^{-3}$
Exponerings grad	1 WLM/år = 74.0 Bqm^{-3} (för ^{222}Rn serien)
1 WL = 200 pCi/liter (50% jämv.)**	
*1 WL (vistelse exponering) $\times 12 \text{ M/år}$ (ex. 8h/dag, 5 dagar/veck) = 12 WLM/år och 1 WL i hemmet förmödar en högre dos på grund av vistelsetiden: 1 WL (hemma) $\times 51.6/2 \text{ M/år}$ (ex. 12h/dag, 7 dagar/veck hemvist) = 25.8 WLM/år (0.2 pCi/liter = typisk nivå utomhus = 120 mrad/år (TBE)).	
Förutsatt 8h utomhus med 0.2 pCi/liter och 16h inomhus (67%) med 0.1 pCi/liter, uppskattar NCRP: genomsnittlig radonhalt = 0.75 pCi/liter = 0.004 WL vilket motsvarar $51.6 \times 0.004 = 0.2 \text{ WLM/år}$. TBE dos från radon i miljön beror mest på inomhus nivåer.	
Om nivåerna i hemmen ligger i riktlinjer med NCRP åtgärds riktlinjer (8 pCi/liter), då är den totala radonexponeringen = 0.029 WL (ex. 7.25 gånger över medelvärde, ex. 0.004 WL).	
120 milli/år (TBE) $\times 20$ (RBE) = 2400 mrem/år (TBE).	
2400 mrem/år $\times 0.12$ (WF) = 300 mrem/år (ED).	
** Referens: DOE, 1990	

betongblocksväggar är andra vägar för markgas radon att ta sig in i ett hus (Tanner, 1988). Radonhalten kan nå så mycket som en faktor 2-3 gånger högre inomhus jämfört med utomhusnivåer (Brill et al., 1994).

Radoninflöde kan även ske genom vattenförsörjningen om man har egen djupborrad brunn och det finns en betydande mängd radon i grundvattnet (Stone, 1993). Radonhalter kan tidsmässigt variera kraftigt inomhus och påverkas av variationer i vattenkonsumtion, ventilation och luftflöden. Den största faktorn för hemmanivåer är förmodligen markgas. Tabell 9 sammanfattar olika bidragsfaktorer av radon i hemmet (Bruno, 1983).

Som nämnts i stycket ovan är den viktigaste källan för radontillströmning marken under och runt huset. Det leder i sin tur att radonhalterna i ett hus är som högst på källar- eller markplan. På planet över det med markkontakt sjunker koncentrationerna med en faktor av två och i lägenheter och nivåer högre upp ovanför första våningen är radonhalten så pass låg att den inte är av betydelse (Brill et al., 1994).

Förutom vanliga källor som mark och vatten, så är byggmaterial en viktig bidragsgivare för inomhusradon. Betong är ett material som kan ge betydande halter beroende på dess ursprung. Tabell 10 visar utsläpp från olika byggmaterial där betong är den källa som bidrar till störst radonhalt av de alla (Brill et al., 1994).

I fall där ett hus beläget ovanför en djup spricka i en granitavsats med radiumhalt högre än normala nivåer, överskred radonhalten de nivåer som uppmätts i urangruvor. Radongasen frigörs från sprickan, letar sig upp genom marken under och runt hemmet och tvingas in i byggnaden på grund av det höga trycket under markytan i förhållande till hemmet. Detta sker speciellt under vintern då kall radoninnehållande luft från omgivningen ersätter varm låg densitet luft som ventileras från olika öppningar, ex. skorstenar. Då marken fryser till intill huset så minskar permeabiliteten och enda åtkomstkanal för radon blir under huset där marken är varmare (Brill et al., 1994).

I en situation där ett hus är placerad på en granitavsats, åtföljt av en djup förkastning, så är ytan för vilket ^{222}Rn kan undkomma lika med djupet av förkastningen inuti graniten tillsammans med markytan. Även i ett fall där en stor och tom saltdom ligger på toppen av en granitavsats så kan radonet färdas snabbt upp mot ytan, mycket snabbare än den

Tabell 9: Ungefärliga bidrag av radon i hus från olika källor (Brill et al., 1994).

Källa	Beräknade bidrag (aktivitet/sek)	
Markgas transport †	0-6 Bq	(0-150 pCi)
Utsläpp från drickbart H ₂ O	0-2 Bq	(0-60 pCi)
Markgas diffusion	0.1-0.2 Bq	(3-6 pCi)
Diffusion från byggmaterial	0.01-1 Bq	(0.3-30 pCi)

† Kan vara en faktor av 10-100 gånger högre i vissare regioner (Stone, 1993).

tid det behövs för radioaktivt sönderfall (Brill et al., 1994).

Tabell 10: Uppskattade koncentrationen ^{226}Ra i byggmaterial (Tanner, 1988).

Material	^{226}Ra koncentration (pCi/g) †
Trä	0.03
Betong	0.43-1.65
Tegelsten	1.1-2.6
Tegel	2.1
Väggskiva	
Naturligt gips	0.11-0.27
Fosforgips	0.73
Isoleringsmaterial (glasull) ‡	0.35-1.1

† Koncentrationer av fast material från vilket hemmet är byggt av.
‡ Den ogenomträngliga (glasartade) förmåga för dessa produkter fördröjer radonutsläppet.

3.4.2 Byggnadsmaterial

Radium och andra radioaktiva element förekommer i detekterbara koncentrationer i alla byggmaterial förutom i trä och plast. Porös betong som produceras av sand eller skiffer är en typ av lättbetong med lägre innehåll av radioaktiva element än tegel. Radiuminnehållet kan dock stiga avsevärt om betongen framställs från alunskiffer (Åkerblom & Wilson, 1981). Byggnadsmaterial från alunskiffer kan ge upphov till radondotternivåer på 500 Bq/m³ och vid dålig ventilation nivåer upp till 800 Bq/m³. Sedan 1975 har produktionen av detta byggmaterial upphört, vilket har minskat radonproblemen i Sverige och kommer fortsatt att göra så då den inte används längre som byggmaterial (Snihs, 1992).

Sedan radonutredningen 1979 har en övre gräns för radium index införts vilket skall leda till lägre radonhalter i byggmaterial. Indexet är definierat som $m\text{Ra} = C_{\text{Ra}}/200$, där C_{Ra} är koncentrationen radium uttryckt i Bq/kilogram av byggmaterialet och radium indexet får ha ett högsta värde 1. Ett radium index 1 i material där uran är i jämvikt med sina dotterprodukter motsvarar 16 gram U/ton. Ett ventilationssystem där halva luftvolymen byts ut varje timme (0.5 luftutväxling per timme) ger en radondotterkoncentration på 70 Bq/m³, motsvarande 10 mSv/år, med ett radium index 1. Detta är det lägsta föreskrivna luftutväxlingen för svenska bostäder ventilerade genom ett fläktsystem (Åkerblom & Wilson, 1981).

Radonemanation styrs inte enbart av radiumhalten i byggmaterial utan porositet och kornstorlek är viktiga faktorer som påverkar. Material med samma radium index kan dessutom variera 10-faldigt i radonemanation genom strukturella skillnader (Åkerblom & Wilson, 1981).

I Sverige uppstår liknande variationer mellan krossade och okrossade material. För samma typ av material kan radonflödet bli högre om materialet är krossat på grund av den större effektiva ytan (yta per

volymenheter). Vissa uranrika graniter, alunskifferar och speciella pegmatiter är svenska bergarter med ett radium index som överstiger 1. Dessa är därför olämpliga som byggmaterial och för användning som fyllning i husgrunder. I Sverige har bränd alunskiffer (rödfyr), med ett radium index upp till 20, använts både som byggmaterial och fyllnadsmaterial. Det är därför olämpligt att använda rödfyr i samband med bostäder (Åkerblom & Wilson, 1981).

3.4.3 Arbetsplatser och andra platser

Generellt exponeras gruvarbetare för höga radonhalter, speciellt urangruvarbetare. Andra utsatta arbetsplatser är radonspa eller yrken som turistguider i underjordiska grottor och gruvor. Arbetsplatser ovan mark med potentiellt förhöjd risk är exempelvis anläggningar för vattenförsörjning. De mera vanligare arbetsplatserna som fabriker, kontor, skolor etc., tenderar att ha en lägre radonkoncentration än i hemmet, trots vaga uppgifter, och självfallet finns undantag (Rosario & Wichmann, 2006).

3.5 Hälsoeffekter på människan

3.5.1 Förtäring

Intag av mat och vatten innehållande ^{226}Ra och dess långlivade radondötrar ^{210}Pb och ^{210}Po kan leda till större dospåverkan på ytan på skelettbenen, vilket är ett resultat av alfasonderfall av den sistnämnda isotopen (Durani, 1993).

Att dricka radonhaltigt vatten medför små risker för hälsan. Vid förtäring hamnar det radonhaltiga vattnet i magsäcken där den tas upp och transporteras sedan vidare ut i kroppen. Inom loppet av en timme har kroppen gjort sig av med det mesta av radonet genom utandningen. Resterande som blir kvar återfinns framförallt i fettvävnaden. Däremot tar inte kroppen upp de radondötrar som finns i vatten (Strålsäkerhetsmyndigheten, 2009a).

3.5.2 Inandning

Att inandning av radon associeras med lungcancer är kanske inte så konstigt. Mycket riktigt så innebär inandning av radon och radondötrar en hälsorisk. Själva radonet i sig är ofarligt, då vi tidigare nämnde att gasen är inert, och därför hinner endast en liten mängd att nå blodet innan det följer med utandningen. Men då aktiviteten från ^{222}Rn är minst lika stor som den för sina radondötrar, bör enligt Durani (1993) inte sönderfallet av ^{222}Rn inne i lungan, där en del av ^{222}Rn sönderfaller, ignoreras eller på andra sätt minimeras.

De solida dötrarna fäster gärna på större aerosolpartiklar vilka kan deponeras i näsa eller svalg, medan fria joner lägger sig på ytor i lungornas bronker. Radondötrarna är kortlivade och kommer därför, parallellt som bronkerna agerar genom att filtrera och samla dötrarna, att sönderfalla på plats efter deponering. Strålningsdosen från sönderfallet kommer

i sin tur att påverka till större delen de celler som sitter under ytorna på bronkerna. I bronkerna finns stamceller som är särskilt känsliga för carcinogena effekter av strålning. Miljöfaktorer som mineral- eller metallamm (framförallt i gruvor), kemiska aerosoler etc. ökar särskilt risken för strålning. Däremot anses risken att alfapartiklar från radon skall nå bronkerna vara mindre troligt (Durani, 1993).

3.5.3 Cellulära effekter

Strålning orsakar cellulära förändringar som leder till cancerbildning som troligtvis uppstår genom en flerstegsprocess. I inledningsfasen sker förändringar, vissa oåterkalleliga, i cellens DNA orsakade genom strålning eller kemiska carcinogener. Dessa förändringar kan ibland åtföljas av en längre tids latens, så mycket som 20 år, innan det övergår till nästa fas, tumörtillväxt. Det är först i det senare skedet som cellskadorna kan upptäckas. Likaväl skulle strålningen kunna döda celler direkt, vilket i sin tur skulle minska chansen för transformerade cancerceller att överleva (Durani, 1993).

3.5.4 Radonets påverkan genom alfapartiklar

Emission av alfastrålning är känt för att vara den mest effektiva strålningen av de alla vad avser biologisk skada. Radonet som man andas in, utandas ganska kort därpå igen och är inte så farligt i sig. Det är dess radondötrar som sätter sig på bronkerna och lungorna och fortgår sönderfall, innan de slutligen tas bort av kroppens egna mekanismer (Rosario & Wichmann, 2006).

Höga doser av joniserande strålning leder till akuta effekter, medan lägre doser orsakar så kallade stokastiska effekter (Rosario & Wichmann, 2006). Stokastiska effekter innebär att en enda cell eller en grupp av celler strålningsskadas så att ärftliga eller direkta förändringar uppstår. Detta resulterar i att sannolikheten för en mutation, antingen genom direkt DNA skada eller genom bildning av fria radikaler och andra oxidanter, ökar (Rosario & Wichmann, 2006). Borttagning och omlagring i stor omfattning orsakas vanligtvis av strålning, snarare än att enkla baspars utbyten sker. Angränsande celler påverkas också, liksom cellavkomman. Alfastrålning i synnerhet orsakar skador på celler som är svårare att reparera och kännetecknas av komplexa, klustrade DNA skador, vilket kan leda till början av flerstegsprocessen för bildningen av cancer. Strålning är inte alltid dåligt, små doser kan i sin tur göra celler mer resistent genom att aktivera reparations enzymer mot efterföljande cancerframkallande stimuli (Rosario & Wichmann, 2006).

Trots att radon i sig anses relativt ofarlig på grund av dess inerta natur, har det visat sig i studier på olika däggdjurs cellsystem att maligna transformationer i celler orsakats av radon och dess radondötrar. *In vivo* och *in vitro* cytogenetiska studier visar att exponering av radon och dess radondötrar leder till kromosom-

avvikelse och ökad cellspridning som en funktion av dos. Kromosomavvikelse har påträffats hos människor också till följd av exponering av höga radonhalter inomhus. Experiment gjorda på råttor visar att tumörer kan bildas i luftvägarna vid inandning av radon (Rosario & Wichmann, 2006).

3.5.5 Strålningsdosimetri

Utvärtes påverkas kroppen av naturlig strålningsdos, sett till individen så är denna dos mer eller mindre otillräcklig för att göra skada. Invärtes påverkas kroppen främst genom absorption av de kortlivade alfa- och betaemissioner till trakebronker epitel (*eng.* tracheobronchial epithelium, TBE) och berör framförallt ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi och ^{214}Po (Brill et al., 1994).

Slemhinnan i bronkern (*eng.* bronchial mucosa) påverkas av dessa ständigt joniserande alfastrålar. Hur stor strålningsdosen är beror på strålningsnuklidens avsättning och uppehållstid. Impaktion, sedimentation och diffusion är tre mekanismer som styr partikelavsättningen. Beroende på om strålningen kommer från luftburna dammpartiklar eller är obunden är andra faktorer som styr avsättningen och uppehållstiden. Icke bundna partiklar sätter sig djupare ner i lungorna än bundna partiklar. Hur djupt dessa kan ta sig styrs av respiratoriska faktorer som andningstakt och andningsdjup, platsen för impaktion i bronkerna etc. (Brill et al., 1994).

Vad som framkallar lungcancer är fortfarande olöst, men man har vissa teorier där man tror att källan för det kritiska målet tros ligga i bascellerna i den fjärde generationen och framåt i TBE trädet. Beräkningar av den strålningsdos som upptas av dessa slemhinnetäckta celler, visar på att det kritiska målet är lokaliserad i bascellernas kärna. Upptaget av alfaemissioner är starkt beroende av tjockleken på slemhinnan och strålningsdosen. Ett fåtal andra faktorer styr upptaget. Mer än 85% av den strålningsdos som upptas av TBE kommer från alfapartiklar, vilka avsätts inom 30 μm från sönderfallsplatsen (Brill et al., 1994).

3.6 Epidemiologiska undersökningar: koppling mellan radon och lungcancer

"... When men are following veins of gold and silver, groping with their picks in the bowels of the earth, what fumes are emitted from the pits of Scapte Hyle. What malignant breath is exhaled by gold mines! How it acts upon men's features and complexions! Have you not seen or heard how speedily men die and how their vital forces fail when they are driven by dire necessity to endure such work? All these vapours, then, are given off by the earth and blown out into the open, into the unconfined spaces of the air." (Lucretius, ~55 BC)

I ett första anblick kan man tro att detta utdrag är

hämtat ur ett vetenskapsverk ett antal decennier gammalt. Detta fantastiska utdrag är i själva verket ett perfekt preciserat utlåtande av de skadeverkningar på människors hälsa från gaser och rök inne i gruvor så långt bak som från antiken, under Romerska Imperiet. Den är skriven av en filosof och poet vid namn Lucretius (~95-55 BC) som redan då beskrev de hälsovådande skador i samband med gruvarbeten, vilket denne författare dikterade i Bok VI (Meteorologi och Geologi), i sitt poem *De Rerum Natura* (Durani, 1993). Av mera "modernt" ursprung finns de medicinska observationerna som gjorts av den schweiziske fysikern, Paracelsus (1493-1541), och Agricola under 1500-talet. Längre led gruvsdriftsbefolkningen i Schneeberg (Tyskland) och Bohemia (Tjeckien) av vad man kallade för metallsjukdom eller Schneeberg sjukdom. Först på 1800-talet identifierades denna sjukdom med lungcancer och kopplas till 75% av dödsfallen av all gruvsdriftsbefolkning i Schneeberg regionen (Agricola, G., *eng.* övers. Hoover et al., 1950).

Lungsjukdomar, även cancer, kopplade till gruvarbetare är sedan urminnes tider kända och förknippade med arbeten i trånga utrymmen och inandning av gaser och ångor, såväl som dammpartiklar av olika ursprung. Inandning av radon och dess radondöttrar har enbart på senaste decenniet även förknippats med andra karcinomer som leukemi. Ser man till de epidemiologiska undersökningar som gjorts på allmänheten, så är majoriteten av uppskattningarna av riskfaktorer för radonsjukdomar och dödsfall baserade på data från gruvarbetare. Detta skapar om och om, hur berörs allmänheten av dessa beräkningar, om ens tillförlitliga, som lever och jobbar i mera fredligare miljöer som på ett kontor eller hemma (Durani, 1993)?

3.6.1 Epidemiologiska undersökningar av gruvarbetare som exponeras för radon

Lungcancer risken för gruvarbetare antas bero på ^{222}Rn och dess radondöttrar, men det har debatterats mycket kring andra bidragande faktorer som inandning av damm (Furth & Lorenz, 1954).

I en tenngruva i södra Kina genomfördes en *retrospektiv kohortstudie* i samarbete med USAs Nationella Cancer Institution (US National Cancer Institute) och involverade 175 143 *årsverken* (*eng.* person-years) (Xiang-Zhen et al., 1993). Av dessa utsattes 80% för radon och arsenikinnehållande damm då de arbetade under jord. Dödsorsaken hos 981 individer tillskrevs vara lungcancer. Studien som var den största i sitt slag och första som kunde testas med ett rimligt statistiskt underlag. En statistisk signifikant ökning i dödlighet, förutom lungcancer, observerades även för leukemi (12 dödsfall), lymfom (5 dödsfall), dammlunga (32 dödsfall), andra luftvägssjukdomar (63 dödsfall), kranskärslsjukdom (47 dödsfall), cerebral vaskulär sjukdom (302 dödsfall) och olyckor (81 dödsfall) (Brill et al., 1994).

I studien så justerade man även för arsenik exponering vilket resulterade i en minskning av överskotts

relativa risker (*eng.* excess relative risk, ER) för lungcancer per WLM (ER/WLM) för radon från 0.6% till 0.2%. Vidare observerades även en mycket starkare ökning av arsenikexponeringen med ökande nivåer jämfört med radonexponeringen i samband med den ökade relativa risken. Majoriteten av radonexponeringarna översteg 400 WLM, med de högsta exponeringarna på över 800 WLM, och för arsenik låg de högsta exponeringarna på mer än $10 \text{ mg}^{\text{yr}} \text{ m}^{-3}$ med genomsnittliga exponeringar mellan $3\text{-}5 \text{ mg}^{\text{yr}} \text{ m}^{-3}$. Av de arbetare som jobbade underjord var 41% av dessa <15 år gamla när de började gruvarbetet, dock varierade inte lungcancer-risken konsekvent med ålder vid första radonexponeringen (Brill et al., 1994).

Studier på olika grupper av gruvarbetare har visat stor variation i ER/WLM för lungcancer. Port Radium och amerikanska urangruvarbetare visade på lägst risk, medan högst risk observerades hos svenska- och Beaverlodgegruvarbetare. Det går inte att bedöma i nuläget om dessa skillnader beror på fel dosuppskattning, felaktig korrigering för rökning eller andra livsstilsfaktorer, eller andra exponeringar som erhållits i gruvorna. För att upprätta och bekräfta de resultat man erhållit, ex. uppskattningar i dosimetri, pågår studier i dessa gruvor och mätningar av andra ämnen utförs till exempel för arsenik för vilket gruvarbetarna kan ha exponerats för. Trots att det kommer vara svårt att komma underfund med osäkerheten kring de doser som gruvarbetarna kan ha utsatts för många år sedan, så kommer mer definitiv information att erhållas från fortsatt uppföljning av dessa studier (Brill et al., 1994).

Effekten av en kofaktor som rökning är väl accepterat i dessa studier, då tumörer uppstår tidigare hos gruvarbetare som röker. Rökning är en viktig kofaktor då rökare beräknas ha 10 gånger högre risk per enhet *absorberad dos* än icke-rökare. Passiv rökning, vilket är lika viktigt som radon exponeringarna själva, har man heller inte kontrollerat för i någon av studierna (Brill et al., 1994).

Osäkerheter kring dosimetri och exponering av andra cancerframkallande ämnen i gruvan, samt svårigheter att kontrollera för rökning gör att stora osäkerheter uppstår i dessa studier. Jämfört med den kinesiska studien (Xiang-Zhen et al., 1993) så visar den vikten av att kontrollera för andra exponeringar (arsenik i det fallet), men även förbättringar av dosimetri som varit ett problem i samtliga radon epidemiologiska studier genom användning av ^{210}Pb -kranium mätningar (Brill et al., 1994).

3.6.2 Epidemiologiska undersökningar av människor generellt som exponeras för radon

Större delen av alla riskbedömningar för befolkningen är baserad på data från miljöer med hög exponeringsnivå huvudsakligen gruvarbetare. I USA, Tjeckien, Kanada och i viss mån Sverige, Storbritannien och Frankrike finns studier som gjorts på gruvarbetare med avseende på lungcancer. Trots att dessa epidemiologiska undersökningar utförts systematiskt så finns det brister i undersökningarna som gör att de

inte blir tillförlitliga eller missvisande. Faktorer som berörs är bland annat bristen på gruvarbetarnas rökvanor och den bristande dokumentationen över dödsorsakerna. Vidare så är de undersökta gruvarbetarna till nästan 100% vuxna män, vilket ger en felrepresentation av den allmänna befolkningen vad gäller kön och ålder. En annan viktig variabel är den stora skillnaden i miljöförhållanden. I en normal miljö så saknas den höga koncentrationen av malmdamm och andra ohälsosamma förhållanden som finns i gruvor, jämfört med exempelvis en bättre ventilerad bostad. Jämviktsförhållandet för radon och dess radondöttrar kan därför vara olika i en gruva gentemot i hemmet. Gruvarbetare kan dessutom exponeras för upp till 100 gånger högre halter jämfört med den normala bakgrundsstrålningen som allmänheten utsätts för. Urangruvarbetare i synnerhet löper dessutom större risk att utveckla ytterligare cancerformer till följd av den höga gammastrålningen från sönderfallet av uran till skillnad från alfa aktiviteten av radon och dess radondöttrar (Durani, 1993).

Framsteg har gjorts på senare tid där man studerat kopplingen mellan lungcancer och heminvånare. En svensk studie fokuserar på kopplingen mellan radon i hemmet och lungcancer. I framförallt Sverige har hemmen högre radonhalter i bostäderna än övriga Västeuropa. Studien berörde 210 kvinnor från Stockholms län som diagnostiserats med lungcancer 1983-1986 och inkluderar 191 sjukhuskontroller och 209 allmänna kontroller. Pershagen et al. (1992) visar i sin rapport en noggrant genomförd radonexponerings historia som sträcker sig så långt tillbaks som 1945 och fram till 5 år före observationsperiodens slut. Ca 85% av mätningarna gjordes med en så kallad spårfilmsdetektor och utfördes i bostäderna där de berörda personerna hade bott i 2 år eller längre. I ett fåtal tillfällen har uppskattningar gjorts på tiden för boendet. Spårfilmsdetektorn placerades i vardagsrummet eller sovrummet, där man kunde förvänta sig mest aktivitet, i 1573 bostäder och visade radonhalter med lognormalfördelning med *aritmetisk* och *geometrisk medel* på 127.7 respektive 96.0 Bq m^{-3} . Även uppgifter om deras rökvanor, boende, byggnadsmaterial, ventilations metoder, byggår för bostäderna, kost etc. finns väl beskrivet i rapporten (Pershagen et al., 1992).

Enligt Pershagen et al. (1992) så finns det ett samband mellan radonexponering i bostäder och lungcancer, detta berör framförallt den yngre gruppen (≤ 54 år) i studien. Pershagen et al. (1992) nämner vidare att studien visar på riskbedömningar som kan jämföras med de erhållna för gruvarbetare. Dock behöver det göras ytterligare studier för att bekräfta detta. Studien visar att 15% per $(\text{kBq m}^{-3} \text{ a})$ ackumulerad radonexponering är den uppskattade riskkoefficienten för svenska kvinnor. Detta motsvarar ca 2.7% per WLM, där M är 173h (Pershagen et al., 1992).

Radonexponering hos icke rökare föreslås ha en större effekt än hos rökare. På grund av den

begränsade storleken på studien så kan man inte med säkerhet fastställa risken för lungcancer kopplat till radonexponeringen för olika grupper av rökare. En teori som nämns är att tobaksröken hos rökare genererar en högre koncentration av aerosoler. Aerosolerna leder till en högre grad av bundna radon-dotterpartiklar och lägre grad av de mera skadliga obundna partiklarna (Perschagen et al., 1992). Detta är effekten av den tjockare epitel slemlager hos rökare vilket ger en skärmningseffekt (Walsh, 1970).

En större studie vid Karolinska institutet, Stockholm, omfattar 1360 lungcancerfall och 2847 kontroller. Kontrollpersonerna, 586 kvinnor respektive 774 män, var i åldern 35-74 år och hemmahörande i 109 kommuner i Sverige. Bostäderna uppvisade radonhalter med en lognormalfördelning med aritmetisk och geometrisk medel på 106.5 respektive 60.5 Bq m⁻³.

Studien visar en positiv trend vad gäller korrelationen mellan *relativ risk* och radonhalten i bostäder. Ökningen i relativ risk att utveckla lungcancer på grund av radonexponering motsvarar 0.10 per 100 Bq m⁻³ för könen gemensamt, där män visar på större RR per exponering jämfört med kvinnor, dock är detta inte statistiskt signifikant. En annan skillnad mellan män och kvinnor är att män tycks löpa större relativ risk för radonexponering, vilket kan bero på att det finns högre andel rökare bland män (ca 44%) än bland kvinnor (ca 26%). Studien visar också en tydlig ökning mellan RR-värden av lungcancer för rökare och återigen kan man se en positiv korrelation mellan RR och radonhalt (Perschagen et al., 1994).

Vid samtidig exponering av olika ämnen uppkommer oftast samverkande effekter som då kan vara en additiv- eller synergism effekt. En additiv effekt innebär att olika ämnens verkan är likartad, det vill säga att den totala effekten är lika med summan av effekterna av de enskilda ämnena. Är den totala effekten istället större än summan av effekterna för de enskilda ämnena, så kallas det för synergism effekt (Arbetsmiljöverket, 2014). Enligt Durani (1993) drar författarna slutsatsen att vi har en starkare synergism än additiv effekt mellan radonexponering och rökning, och motsvarar snarare mer en *multiplikativ effekt*. Ca 15% av alla lungcancerfall var radonrelaterade enligt studien, vilket motsvarar en årlig *incidens* motsvarande 400 fall per år i hela Sverige, men som ansågs vara en underskattning av författarna (Perschagen et al., 1994).

3.7 Åtgärder

3.7.1 Mätningar och mätutrustning

Vid radonmätning används tre mättekniker; momentana metoder, kontinuerliga metoder och integrerande metoder (NCRP, 1988). Momentana metoder används vid industriell övervakning då olika faktorer gör att värdet fluktuerar, samtidigt ger mättekniken omedelbara mätningar av radon och dess radondöttrar i luften. Kontinuerliga metoder är en väldigt dyr

mätteknik som kräver flera mätningar under korta tidsintervall under en längre period. Används enbart när andra mätningar visar på fel och exakt precision av platsen för radon-insläpp behöver identifieras. Vid integrerande metoder används en passiv anordning som över bestämd tid får stå och samla data om radonhalter (Brill et al., 1994).

När man utför integrerande metoder finns det två vanliga mätanordningar som används, träkolsbehållare eller spårfilm. En träkolsbehållare innehåller aktivt kol som absorberar radon från den omgivande luften som diffunderar in i behållaren. Mätanordningen är utformad för kortvariga mätningar mellan två till sju dagar och skickas därefter till leverantören för analys. Analysen går ut på att man räknar antalet gammastrålar från dotternukliderna. Då denna mätteknik avser enbart snabbmätning bör logiskt sett behållaren placeras på de platser där människor håller sig aktivt, men fungerar lika bra på andra platser där man vill ha reda på nivån. Eftersom radonkoncentrationen i luften kan variera över året bör man upprepa en radonmätning vid olika årstider för att få en korrekt uppfattning om årsmedelvärdet (Brill et al., 1994).

Spårfilm är en annan typ av mätutrustning som även den används vid integrerande metoder (Fig. 7). En spårfilm ger en bättre indikation på radonhalten i hemmet då den mäter över en längre period. Nackdelen med denna mätanordning är att damm och elektrostatik gör den mindre pålitlig (Brill et al., 1994).

En svensk uppfinning bygger på frostat glas som detektor för att uppskatta radonexponeringen genom

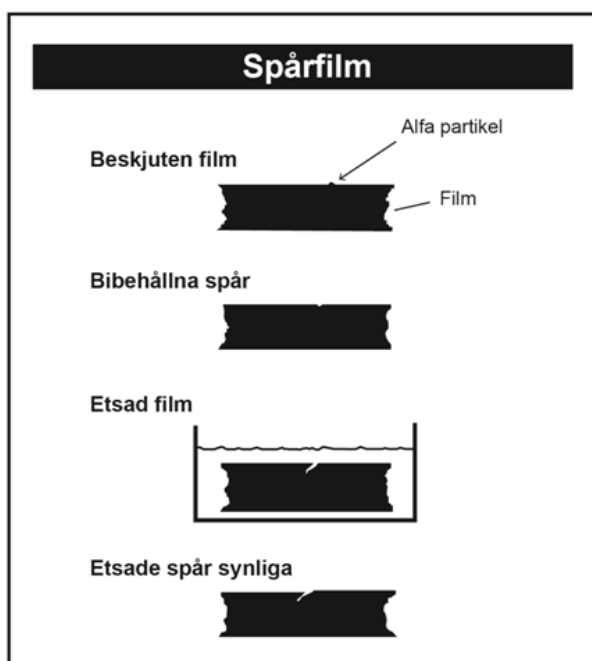


Fig. 7. Spårfilmsanordningar består av material, såsom film, som kan utsättas för skada från alfapartiklar. Spåret som bildas i materialet från en alfapartikel läggs i en etsningsvätska som förstör spåret genom att utvidga det skadedrabbade området till dess det blir synligt. Spårets densitet vid ytan bestäms och relateras till dos (Cothem & Smith, 1987).

att mäta mängden ^{210}Po (Samuelsson, 1988, 1992; Comelis et al., 1992). Radondöttrar lägger sig på glaset och genomgår alfasönderfall till ^{214}Pb och vidare till ^{210}Pb . Den successiva exponeringen av radondöttrar i hemmet uppskattas genom aktiviteten från ^{210}Pb och dess produkt ^{210}Po . När alfapartiklar emitteras från ^{210}Pb -sönderfallet sker en rekyl av dotterisotopen i motsatt riktning och innesluts nära glasytan (Fig. 8). Ser man till de faktorer som kan påverka uppskattningen av dosen tycks inte dessa påverka allvarligt på resultatet, t.ex. värme variationer i rummet och i den grad fönstertvätt sker. Aktiviteten från ^{210}Pb mäts med en så kallad ytjoniseringskammare, alternativt ytbarriärsdetektor, vilket görs på glaset i hemmet och analyserar mängden alfaenergi som avges (Lively & Steck, 1993).

En framtida mätteknik som mäter ^{210}Pb mängden i kraniet, tros vara användbart för uppskattning av in vivo absorberat radon. Tunn, kristallin NaI scintillationsmätare (eng. NaI scintillator detector) placeras ovanför det studerade subjektets huvud som detekterar gammastrålning från ^{210}Pb (47,5 keV). Då den ungefärliga halveringstiden för ^{210}Pb i kroppen uppgår till 12-18 år och man antar andelen benmassa kraniet innehåller är ca 14%, så kan den kumulativa radondosen uppskattas ungefärligt (ICRP13, 1975; Laurer et al., 1993). Dock saknas det fortfarande kunskap om de mekanismer och till vilken grad radondöttrar överförs mellan lunga och skelett, något som ännu inte fastställts (Brill et al., 1994).

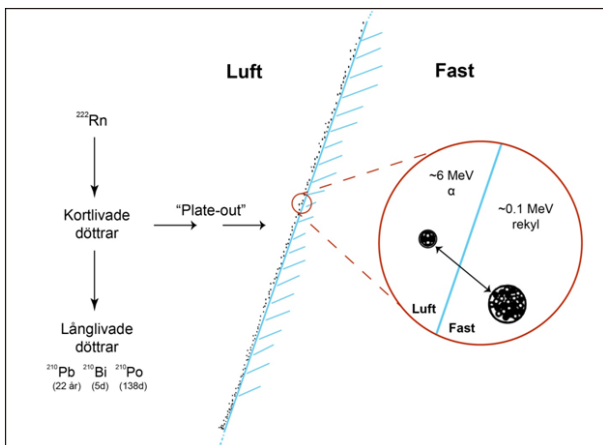


Fig. 8. "Surface plate-out" följt av inneslutning av långlivad dotter aktivitet på ytan av glaset från alfarekylning. Räckvidden för rekylrande kärnor i glasset är ca 50 nm (Samuelsson, 1992).

3.7.2 Lösningar på hur man kan sänka radonhalten

Radonproblemen i hemmet kan lösas på olika sätt beroende på källan till problemet: byggnadsmaterialet, markradonet eller hushållsvattnet.

Om radonproblemen uppstår till följd av att byggnadsmaterialet avger radon, kan halten sänkas

genom att man ökar luftomsättningen. Är problemen ringa så räcker det att installera ett frånluftssystem. Vid komplicerade situationer kan man tvingas att anordna ett mekaniskt till- och frånluftssystem. Då uppvärmningskostnaderna ökar med ökad ventilation, kombineras ofta mekanisk ventilation med ett system som bevarar värmen i frånluften. Andra lösningar är att använda material som tapeter och tätningsskikt för att reducera radonavgivningen, men det är svårt att uppnå en reduktion på mer än 50%. Det finns även speciella plastfärger som kan användas för en viss minskning av radonnivån (Snihs, 1992). Vid planerade ombyggnader kan man t.ex. ersätta blåbetong med annat material (Strålsäkerhetsmyndigheten, 2009b).

Vid problem med markradon så handlar det om läckage. Golvluckor, över rensbrunnar för avlopp, runt rör för vattenledning, rörgenomföring är vanliga platser där läckagen sker, liksom vid golvbrunnar samt genomgående sprickor. Det är viktigt att man också skapar ett undertryck, då enbart tätning inte alltid är tillräckligt, så jordluften inte sugs in. För bäst resultat används ett så kallat radonsug – jordluften sugs direkt under huset med hjälp av en fläkt genom en eller flera kanaler i bottenplattan. Vidare kan även en radonbrunn anläggas om huset är grundlagt på grus eller grovsand, som suger luft en bit ifrån och räcker för flera intilliggande hus (Strålsäkerhetsmyndigheten, 2009b).

Vattenrelaterade radonproblem löser man genom att använda en så kallad radonavskiljare. Radonavskiljaren luftar vattnet och är oftast tillräckligt för att lösa problemen. Samtidigt är det viktigt innan man tar till denna åtgärd att ha gjort en kemisk, fysikalisk och mikrobiologisk undersökning av vattnet då man kan få utfällningar eller bakterietillväxt som en bieffekt från luftningen (Strålsäkerhetsmyndigheten, 2009b). Dock är det mer effektivt att byta brunn om möjligt (Snihs, 1992).

Det är viktigt att andra kompletterande byggnadstekniska åtgärder uppmärksammas än enbart de som nämns här ovan (National Housing Board et al., 1990). En kombination av dessa kan dessutom förbättra resultatet. Förutom kostnader så finns även nackdelar med dessa metoder som man bör ta hänsyn till. Tätning av hus kan leda till fuktskador, allergi kan framkallas av särskilda färger, obalans mellan insläppt luft och ökad ventilation kan leda till ökad sug av radon från grunden etc.

En koncentrationsminskning av radon och radondöttrar med en faktor 2-10 är tillräckligt i många fall vilket är effekten av dessa motåtgärder. Däremot bör förbättringar fortsätta till dess acceptabla nivåer uppnåtts (Snihs, 1992).

3.7.3 Vilket ansvar har svenska staten?

1979 fick radonproblemet i bostäder stor uppmärksamhet i tidningar, vilket ledde till att den svenska staten upprättade en speciell radonkommitté samma år. Med utgångspunkt från de rapporter som skickades in av kommittén fördelades ansvarsområden till centrala och lokala myndigheter i denna fråga. Vidare beslutade

staten även att ett ekonomiskt stöd bör ges till privatpersoner i form av förmånliga lån. Lånen skulle på grundval av kommitténs preliminära rekommendationer användas till ombyggnad av hus och andra åtgärder som bidrar till att sänka radonhalten. Även kommuner skall ges ekonomiskt stöd för forskning och ansvariga myndigheter skall utfärda gränsvärden för radondöttrar (Snihs, 1992). Fyra år efter att Radon kommittén upprättats avslutade de sitt arbete år 1983 (Radon Committee, 1983). 1985 tog staten beslut om ansvar och strategier för åtgärder mot radon i bostäder och ansvaret tillskrevs olika myndigheter. Det övergripande ansvaret fick Statens strålskyddsinstitut (SSI) (idag Strålsäkerhetsmyndigheten), vilket innebar att de skulle följa utvecklingen av radon i bostäder samt mättekniker och göra riskbedömningar. Protokoll skall utfärdas för kvalitetssäkring, som föreskriver hur mätningar skall utföras och rapporteras. Vidare tillsattes Socialstyrelsen och Boverket vars ansvar är att sätta radonnivåer, där förstnämnda ansvarar för befintliga hus (200 Bq/m^3) och sistnämnda sätter nivåer för nya hus (200 Bq/m^3). Vidare skall dessa myndigheter ansvara för att privatpersoner och lokala myndigheter ges allmän information och rådgivning på kommunalnivå. På kommunalnivå skall myndigheter inom miljö och hälsa ansvara för att hitta, mäta (kostnadsfritt) och identifiera hus med höga radonhalter inom 3-10 år från och med att projektet påbörjas (Snihs, 1992).

Om det årliga radonhaltgenomsnittet i ett hus överstiger 200 Bq/m^3 måste ägaren ta till åtgärder för att minska nivåerna, annars riskerar ägaren att få sitt hus förklarad som ohälsosamt och tvingas till åtgärder. Är kostnaderna rimliga så bör strålningsnivån minskas

under 200 Bq/m^3 . Har man en friliggande villa kan ägaren få hälften av ombyggnadskostnaderna betalda av staten, till ett maximalt bidrag på 15 000 kronor (Snihs, 1992).

När ett hus byggs är det den lokala byggnadsmyndighet som ansvarar att marken undersöks med avseende på radon. Beroende på mätresultat så riktas särskild uppmärksamhet till byggandet av huset som klassificeras i riskområden enligt tabell 11. Innan ett bygglov beviljas, måste vederbörlig hänsyn tas till eventuella radonrisker som finns och förhindra att strålningsdosen överstiger 200 Bq/m^3 för det nya huset. Den lokala byggnadsmyndigheten kan begära kostnadsfria mätningar eller andra undersökningar, vilket betalas av innehavaren, men kan även den bli ekonomiskt ansvarig om den försummar sina skyldigheter. Det innebär att kostnaden för framtida åtgärder som krävs för att minska radonhalter under 200 Bq/m^3 , kommer myndigheten stå för (Snihs, 1992).

4 Diskussion

Radon och dess radondöttrar har idag större betydelse och spelar en viktig roll ur ett hälsoperspektiv tack vare större kunskap kring ämnet. Att radon en gång i tiden uppfattades som hälsosamt kan tyckas befängt idag. Då radon är radioaktivt bör människor i Sverige informeras och utbildas ännu bättre och det bör därför ställas större krav på Strålsäkerhetsmyndigheten, men även de myndigheter vars ansvar är att sätta rikt- och

Tabell 11: Klassificering av mark beroende på risken för radongas och skyddsåtgärder (Åkerblom, 1986).

Riskklassificering	Andel av den svenska ytan	Typer av mark	Byggnads tekniska krav
Högriskområden	10%	Uran rika graniter, pegmatiter och alunskiffer. Högpermeabla jordar, exempelvis, grus och grov sand. Rn koncentration i markgas $>50.000 \text{ Bq m}^{-3}$.	Radon-säker konstruktion som tjockare armerings betonggrund eller ventilation under grunden.
Normal riskområden	70%	Berg och jord med låg eller normal uranhalt och genomsnittlig permeabilitet Rn koncentration i markgas $10.000-50.000 \text{ Bq m}^{-3}$.	Radon skyddande konstruktion. Inga öppna hål i grunden.
Lågriskområden	20%	Bergarter med mycket låg uranhalt: exempelvis kalksten, sandsten och basiska magmatiska och vulkaniska bergarter. Jord med mycket låg permeabilitet, t.ex. lera och silt eller jordar där Rn koncentrationen i markgasen är $<10.000 \text{ Bq m}^{-3}$.	Traditionell

gränsvärden och se till att dessa följs. Min personliga åsikt är den att allt för många inte känner till de risker som radon medför och dess storskalighet, att 500 människor årligen drabbas av lungcancer till följd av strålning från radon. Detta examensarbete har bland annat utvidgat mina kunskaper inom ämnet.

Gräns- och riktvärden är till för att skydda vår hälsa från olika toxiska och radioaktiva ämnen. Gränsvärden skall följas och finns i bindande föreskrifter, medan riktvärden är endast rekommendationer, alltså allmänna råd. För den okunnige kan olika gräns- och riktvärden skapa förvirring för den enskilde individen, liksom i branschen vilket skulle kunna leda till minskad hänsyn för gränsvärdena. En lösning skulle vara att ha samma värde för de båda, alternativt enbart ett gränsvärde.

Något som inte framkommer i arbetet men där förändringar skulle kunna vara av betydelse är dricksvattenkvaliteten i Sverige, vilket regleras enligt Livsmedelsverkets föreskrifter. Dessa föreskrifter gäller endast kommunalt dricksvatten och inte enskilda brunnar. Riktlinjer för fastighetsägare med egen brunn finns i Socialstyrelsens allmänna råd om huruvida brunnen skall skötas. Detta kan tyckas konstigt då dricksvattenkvaliteten kan försämrats genom att man missköter skötseln av sin brunn eller helt enkelt inte är kunnig nog och underskattar de risker det kan innebära, vilket kan leda till sjukdom som påföljd. Höga radonhalter, långt över det tillåtna, har upptäckts i svenska brunnar. Därför bör Livsmedelsverkets föreskrifter även beröra enskilda brunnar där stränga kvalitetskontroller gäller. Detta skulle tvinga

fastighetsägare att vidta åtgärder om så behövs för att få ett kvalitetssäkrat dricksvatten. Anläggning av nya bergsborrade brunnar i områden i Sverige med förhöjda radonhalter bör förbjudas och införas i föreskrifterna. Detta hindrar radonproblemen att uppstå från första början och är bland annat anledningen till att höga radonhalter förekommer i dricksvattnet.

Bebyggelse av hus och andra byggnader i områden med hög radonhalt till följd av geologin bör kanske ses över och ett förbud gälla även här. Detta skulle hindra de mest akuta radonproblemen som uppstår i just högriskområden och de höga kostnader som det innebär för att sänka radonhalten till acceptabla nivåer. Vi hittar bland annat ett exempel i Göteborg där ett helt bostadsområde i Toltorpsdalen är placerad mitt på en sprickdal där den så kallade RA-graniten drar fram vilket innehåller höga uranhalter (Fig. 9). Ett stenkast därifrån hittar vi även Sahlgrenska Sjukhuset som dock återfinns utanför sprickdalen men inom området för RA-graniten. Om inte ett totalt förbud är rimligt så bör vissa restriktioner gälla åtminstone för "allmänna" byggnationer såsom idrottsanläggningar, köpcenter, sjukhus etc. och bör inte anläggas på berggrund med hög radonhalt.

De epidemiologiska undersökningar som gjorts visar på stora brister och allvarliga metodologiska problem. Bland annat gäller det störfaktorer som rökning, aktiv och passiv, som är allmänt accepterat har betydelse vad gäller kopplingen mellan radon och lungcancer. Rökare löper 10 gånger högre risk per enhet absorberad dos jämfört med icke rökare,

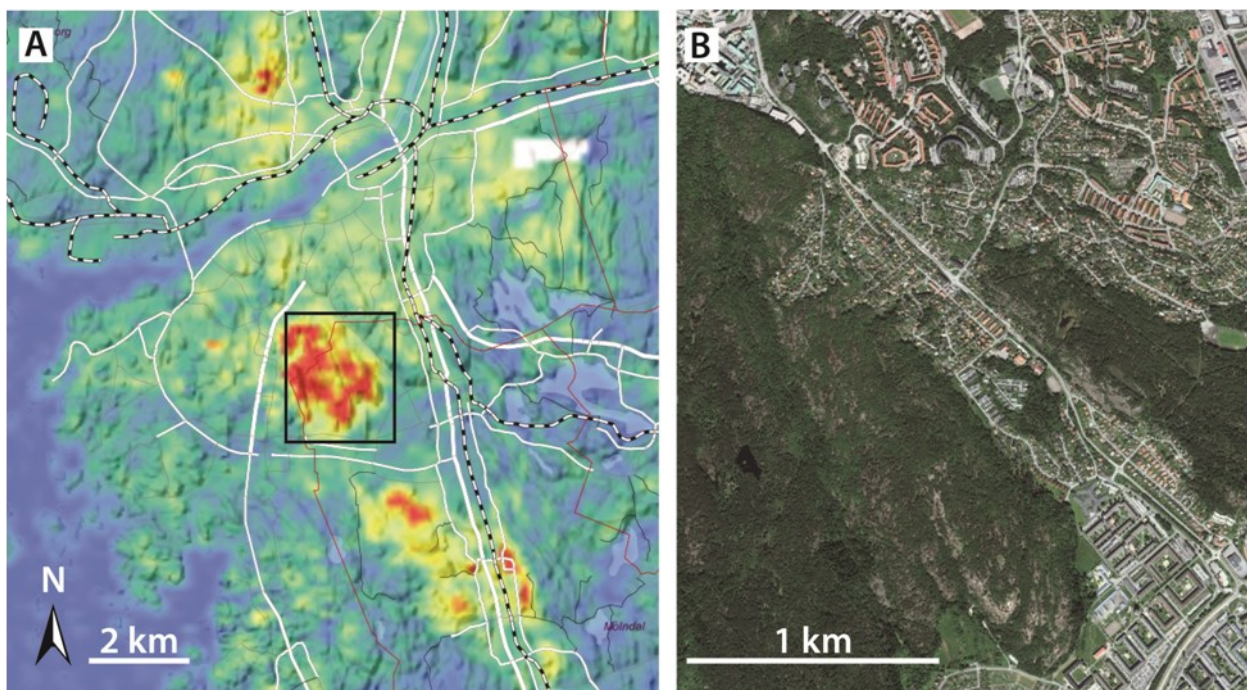


Fig. 9. Bilderna visar Toltorpsdalen i Göteborg där man förlagt ett helt bostadsområde (B) där den radioaktiva RA-granitten drar fram. Enligt SGU:s kartgenerator (A) kan vi se att området är stark urananrikt (röd färg). (Bildreferens: A. hämtad från SGU:s kartgenerator, B. hämtad från Google maps).

samtidigt som radonexponering hos icke rökare föreslås ha en större effekt. Listan kan göras lång, men det är också viktigt att ha i åtanke att många av dessa studier utfördes för en lång tid sedan. Vad kan förbättras för att säkerställa bättre resultat? Bland annat: (1) behövs det modernare mättekniker så att korrekt dos kan ges. (2) Ökad forskning kring TBE cellerna, vilket man tror radonframkallad lungcancer uppkommer från, så att man kommer underfund med vart exakt processen börjar och vad som utlöser den. (3) Studierna måste göras i ännu större omfattning än vad man hittills gjort, där bättre kontroller behövs över kontrollpersonernas livsstil och livsmiljö. (4) Förutom att nya mättekniker behövs, så kan även utvecklingen av nya metoder ha bättre inverkan och ge bättre resultat. Dessa förslag kan utvecklas och fler viktiga aspekter kan tilläggas för att de epidemiologiska undersökningarna skall bli statistiskt signifikanta. Men, det kanske helt enkelt handlar om att de epidemiologiska undersökningarna inte är kraftfulla nog för detta ändamål. För att referera till Stidley & Samet (1993), så anser de att genomsnittliga nivåer eller bakgrundsstrålning, om närvarande, av de skadliga effekterna helt enkelt är alldeles för små för att upptäckas i en epidemiologisk undersökning för radon i bostäder. Vidare nämner författarna även att ekologiska studier med särskilt relevans för radon har på senare tid kritiskt granskats och de 15 största ekologiska studierna har inte bidragit till bättre förståelse av de kvantitativa riskerna med radon inomhus.

Framtida utredningar eller forskning inom området skulle vara:

- Att ta reda på hur långt är det ekonomiskt sett möjligt att sänka de nuvarande rikt- och gränsvärden och vilka konsekvenser skulle detta få. Till följd av denna sänkning, hur många liv skulle räddas årligen.
- Riksdagen har som miljömål att fram till 2020 sänka radonhalten i alla svenska småhus under 200 Bq/m³, hur långt har man nått i arbetet och vem är det som kommer betala slutliga notan?
- Lättbetong har använts flitigt fram till förbudet 1975 och ett par år därefter, vilka metoder används vid sanering av byggnader med blåbetong? Vidare, vart hamnar avfallet, vem har tillsyn och vilka är miljökonsekvenserna?

5 Slutsats

Radon är ett naturligt förekommande grundämne som bildas genom radioaktivt sönderfall av ²²⁶Ra och ingår i den så kallade uranserien där sönderfallet börjar med förälderisotopen ²³⁸U. Likt många grundämnen har

även radon flera isotoper där den vanligast förekommande är ²²²Rn, den vi kallar för radon, och har betydelse ur ett hälsoperspektiv. Radon är en ädelgas vilket innebär att den är inert och bildar därför inte kemiska egenskaper. Den kännetecknas också av att den är en färg-, lukt- och smaklös radioaktiv gas.

Förekomsten av radon är kopplat till närvaron av uran och torium, där dessa ämnen finns hittar vi även radon. Uran och torium är två grundämnen med lika uppbyggnad och förekommer i fyrvärt oxidationstillstånd i naturen och kan därför substituera varandra i stor utsträckning. Under oxiderande tillstånd bildar uran uranyljonen (UO₂²⁺) och kan därför bilda föreningar som är lösliga i vatten, till skillnad från torium som endast existerar i fyrvärt form och bildar föreningar i stort sett olösliga i vatten. Detta gör uran till ett mobilt element som separeras från torium och vi hittar därför uran i sediment som är rika på organiskt material, sedimentära bergarter, till skillnad från torium som inte är redoxkänsligt på samma sätt och anrikas därför inte i dessa sediment. Vid partiell uppsmältning och under kristallisation av magma koncentreras uran och torium i smältan och återfinns därför i de mera silikatrika produkterna, ex. graniter och pegmatiter. Därför hittar vi dessa starkt anrikade i magmatiska bergarter av granitisk sammansättning i jämförelse med bergarter av basaltisk och ultramafisk sammansättning.

Vi exponeras av radon från tre huvudsakliga källor och dessa berör bergarter och kvartära lager, atmosfärluften och hydrogeologin. Höga radonhalter i byggnader kan uppkomma från underliggande berggrund med hög uran- och toriumhalt. Finns det även sprickor och markens porositet är hög underlättar detta anrikningen i inomhusmiljön då radonet enklare kan tas sig upp till ytan. Förhöjda radonhalter i atmosfärluften kan förutom marken även frigöras från hög vattenanvändning i hemmet. Dessa kommer från turbulent eller uppvärmt vatten, bl.a. duschar, tvättmaskiner, spolning av toalett etc. då det lösta radonet frigörs genom avgasning av vattnet. Mängden radon i vattnet och mängden vatten som används avgör hur mycket utsläpp det sker. Vad gäller hydrogeologin så handlar det främst om radon förekomster i kallkällor, brunnar borrade i berg eller grävda där vatten har sitt ursprung från sprickor i berg eller vatten som rinner genom berg innehållande uran eller torium.

En annan viktig källa förutom de tre ovan nämnda är byggnadsmaterial, det handlar främst om betong framställt från alunskiffer. Sedan 1975 har dock produktionen av detta material upphört och är förbjudet att använda, men fram till dess så har detta material använts och finns därför i vissa hus och byggnader.

Radon och dess radondöttrar kan ta sig in i kroppen genom förtäring eller inandning. Själva radonet i sig anses ofarligt, med undantag för vissa författare och studier som säger det motsatta, då den är inert och därför hinner endast liten mängd nå blodet innan den

följer utandningen. Det handlar främst om de solida kortlivade radondöttrarna som fäster på aerosolpartiklar vilka kan deponeras i näsa eller svalg, medan fria joner lägger sig på ytor i lungornas bronker, och avger joniserande strålning.

De hälsoeffekter som förknippas med radon-exponering handlar främst om biologiska effekter som skador på DNA, stokastiska effekter, cancerframkallande (lungcancer), kromosomavvikelse etc., men kan också i små doser göra celler mer resistenta. Intag av mat och vatten innehållande ^{226}Ra och dess långlivade radondöttrar ^{210}Pb och ^{210}Po kan dessutom ge större dospåverkan på ytan på skelettbenen.

Enligt epidemiologiska undersökningar ger höga radonhalter lungcancer, detta gäller främst människor som arbetar i uran och andra gruvor. Däremot råder inte samma uppfattning vad gäller radon i bostäder där man hittat stora brister i undersökningarna. Enligt Brill et al. (1994) gäller dessa uppskattningen av tidigare exponering, förekomsten av störfaktorer som rökning, betydelsen av andra cancerframkallande ämnen och att antalet fall i studien varit begränsade. En annan förklaring enligt Stidley & Samet (1993) är den att de skadliga effekterna från radon helt enkelt är för små för att upptäckas i en epidemiologisk studie för radon i bostäder.

Då radon är en färg-, lukt-, och smaklös radioaktiv gas är det därför viktigt att göra mätningar för att upptäcka den. Vid radonmätning används tre mättekniker: momentana metoder – ger omedelbara mätningar, kontinuerliga metoder – kräver flera mätningar under korta tidsintervall under en längre period, dock en dyr mätteknik, och integrerande metoder – en passiv anordning används som över bestämd tid får stå och samla data. Radonproblemen kan lösas på olika sätt beroende på om byggnadsmaterialet, markradonet eller hushållsvattnet är källan till problemet.

Om byggnadsmaterialet avger radon kan halten sänkas genom att man ökar luftomsättningen. Är problemen ringa räcker det att installera ett frånluftssystem, däremot vid komplicerade fall kan man tvingas anordna ett mekaniskt till- och frånluftssystem. Tapeter och tätningsskikt kan också användas för radonreducering, dock blir reduktionen inte mer än 50%.

Vid problem med markradon handlar det om läckage. Vanliga platser där läckagen sker är golvluckor, över rensbrunnar för avlopp, runt rör för vattenledning, rörgenomföring samt golvbrunnar och genomgående sprickor. Då enbart tätning inte alltid räcker är det viktigt att undertryck skapas så jordluften inte sugas in. För bästa resultat kan en radonsug användas, där luften sugas under huset med hjälp av en fläkt. Är huset grundlagt på grus eller grovsand, kan en radonbrunn anläggas en bit bort som suger upp luft.

Vid vattenrelaterade problem är det effektivaste att byta brunn om möjligt, annars används en radonavskiljare vilket oftast är tillräckligt för att lösa problemet. Viktigt att man gör en kemisk, fysikalisk och mikrobiologisk undersökning av vattnet innan för

att undvika få bieffekter från luftningen som utfällningar eller bakterietillväxt.

På uppdrag av staten finns sedan 1985 berörda myndigheter som ansvarar för att de rikt- och gränsvärden som finns idag följs. Det övergripande ansvaret för åtgärder mot radon i bostäder har Strålsäkerhetsmyndigheten (dåvarande Statens strålskyddsinstitut (SSI)). De är ansvariga för att följa upp utvecklingen av radon i bostäder samt mättekniker och göra riskbedömningar. För kvalitetssäkring utfärdas protokoll som föreskriver hur mätningar skall utföras och rapporteras. Socialstyrelsen har tillsammans med Boverket satt radonnivåer, där förstnämnda ansvarar för befintliga hus (200 Bq/m^3) och sistnämnda sätter nivåer för nya hus (200 Bq/m^3). De ansvarar även för att allmän information och rådgivning ges på kommunal nivå för privatpersoner och lokala myndigheter. Vidare ansvarar Livsmedelsverket för att dricksvattenföreskrifterna följs.

Om det årliga radongenomsnittet i ett hus överstiger 200 Bq/m^3 är det ägarens ansvar att åtgärda problemet, annars riskerar man få sitt hus förklarat som ohälsosamt och tvingas till åtgärder. Strålningsnivån bör minskas under 200 Bq/m^3 om kostnaderna är rimliga. Har ägaren en friliggande villa kan denne få hälften av ombyggnadskostnaderna betalda av staten, till ett maximalt bidrag på 15 000 kronor.

6 Referenser

- Agricola, G. *De Re Metallica* (Engelsk översättning Hoover H.C. och Hoover L.H.). Dover Publications, New York (1950); citerat av Steinhäusler F. i Ref. 4; Kap. 8.
- Banks, D., Røyset, O., Strand, T & Skarphagen, H., 1995. Radioelement (U Th, Rn) concentrations in Norwegian bedrock groundwaters. *Environmental Geology*, 165-180.
- Bertrand Brill, A., Becker, D. V., Donahoe, K., Goldsmith, S. J., Greenspan, B., Kase, K., Royal, H., Siberstein, E. B. & Webster, E. W., (1994). Radon Update: Facts Concerning Environmental Radon: Levels, Mitigation Strategies, Dosimetry, Effects and Guidelines. *The Journal of Nuclear Medicine*, Vol. 35, No 2, 368-385.
- Boverket, 2010. Det här är radon. http://www.radon-guiden.se/det_har_ar.asp. (Hämtad 2012-09-17).
- Bruno, R.C., 1983. Sources of indoor radon in houses: a review. *Journal of the Air Pollution Control Association*, Vol. 33, Issue 2, 105-109.
- Cornelis, J., Landsheere, C., Poffijn, A. & Vannmarcke, H., 1992. Experimental and theoretical study of the fraction of ^{210}Po absorbed in glass. In: Cross FT, ed. *Indoor radon and lung cancer: reality or myth*. Columbus: Batelle Press, 101-111.
- Cothern, C.R. & Smith, J.E.Jr, 1987. Jr. ed. *Environ-*

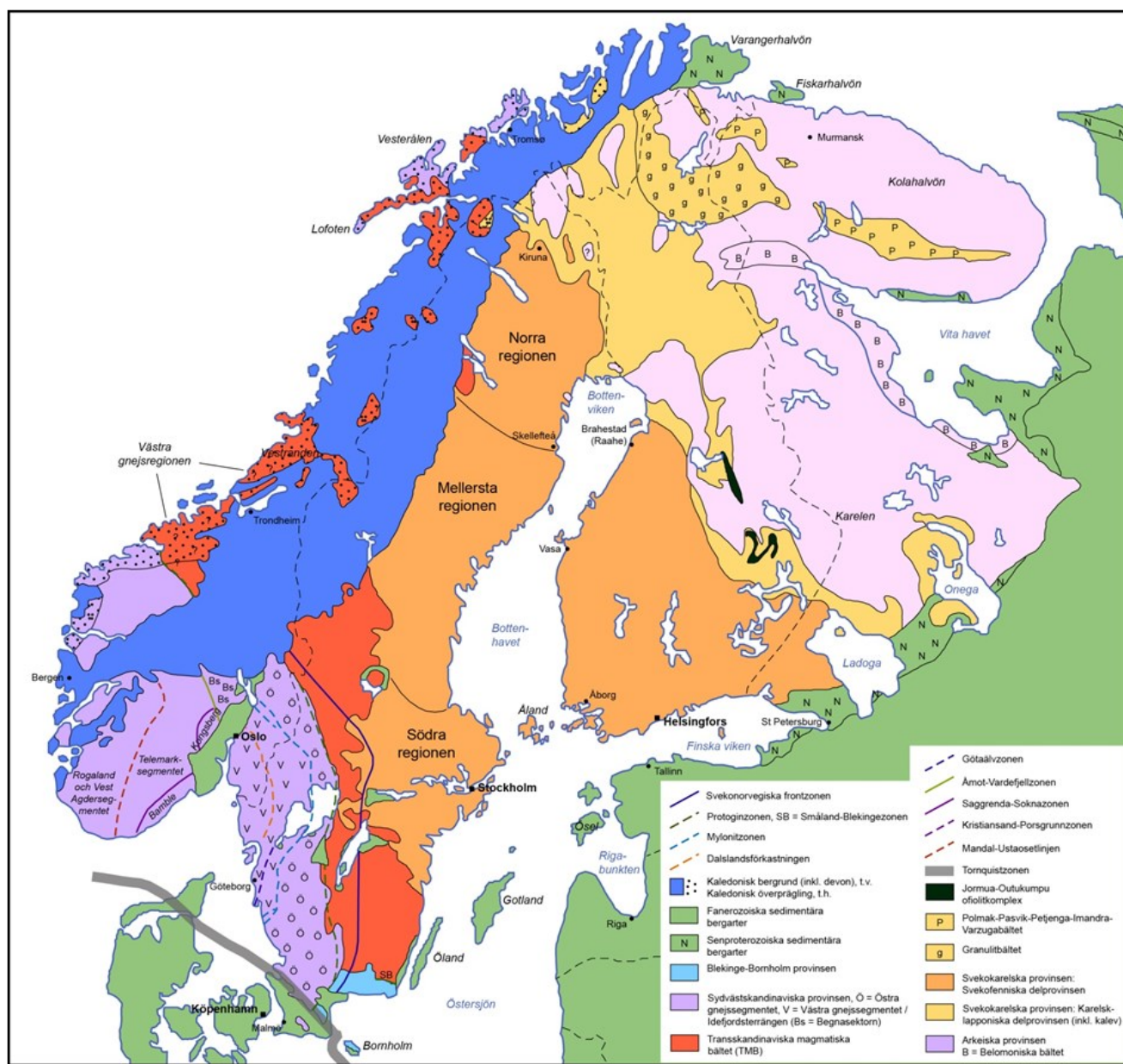
- mental radon. *Environmental science research series*, Vol. 35. NY: Plenum Press, 363 s.
- Cancerfonden, 2013. Lungcancer. <http://www.cancerfonden.se/lungcancer>. (Hämtad 2014-06-12).
- Cancerfonden, 2013. Cancerfundsrapporten. <http://www.cancerfonden.se/sv/Om-Cancerfonden/Publikationer/Cancerfundsrapporten-ar-for-ar/Statistik-om-cancer/>. (Hämtad 2014-06-12).
- Dahl, J., Hallberg, R. & Kaplan I.R., 1988. Effects of irradiation from uranium decay on extractable organic matter in the Alum Shales of Sweden. *Organic Geochemistry*, Vol. 12, Issue. 6, 559-571.
- Durani, S.A., 1993. Radon as a health hazard at home: what are the facts? *Nuclear Tracks and Radiation Measurements*, Vol. 22, Nos 1-4, 303-317.
- Faure, G., 1977. *Principles of isotope geology*. John Wiley and Sons, New York. *Smith and Wyllie intermediate geology series*, 464 s.
- Folkhälsomyndigheten, 2014. Radon. <http://www.folkhalsomyndigheten.se/amnesomraden/halsoskydd-och-miljohalsa/inomhusmiljo/radon/>. (Hämtad 2014-06-12).
- Furth, J. & Lorenz, E., 1954. Carcinogenesis by ionizing radiations. In: Hollaender A. ed. *Radiation Biology*. McGraw-Hill, New York, 1145-1201.
- ICRP 23, 1975. *Reference man: anatomical, physiological and metabolic characteristics*. Oxford: Pergamon Press.
- Laurer, G.R., Gant, Q.T. Lubin, J.H., Yao, J., Kan, C.S., Xian, Y.S., Jain, C.Z., Yi, H., De Gou, W. & Blot, W.J., (1993). Skeletal 210Pb levels and lung cancer among radon-exposed tin miners in southern China. *Health Physics*, Vol. 64, No 3, 253-259.
- Lively, R.S. & Steck, D.J., 1993. Long-term radon concentrations estimated from 210Po embedded in glass. *Health Physics*, Vol. 64, No 5, 485-490.
- Lucretius, T. C., ~55 B.C. *De Rerum Natura (The nature of the Universe; Engelsk översättning, R. E.)*. Penguin, London (1951), 170 s.
- Ludwig, P. & Lorensen, S., 1924. Untersuchungen der Grubenluft in den Schneeberger Gruben auf den Gehalt an Radiumemanation. *Zeitschrift für Physik*, No. 22, 178.
- Lundin, F.E., Wagoner, J.K. & Archer, V.E., 1971. Radon Daughter Exposure and Respiratory Cancer, Quantitative and Temporal Aspects. US Department of Health, Education and Welfare, National Institute for Occupational Safety and National Institute of Environmental Health Sciences Joint Monograph, No. 1, Washington, 175
- Lundqvist J., Lundqvist T., Lindström M., Calner M. & Sivhed U., 2011. *Sveriges geologi från urtid till nutid. Tredje upplagan*. Studentlitteratur, Lund, 628 s.
- National Housing Board, Building Research Board, National Board of Health and Welfare & Swedish Radiation Protection Institute, 1990. *Measures Against Radon in Dwellings (på Svenska)*. Stockholm.
- NCRP, 1988. Measurement of radon and radon daughters in air. *NCRP report No. 97*. NCRP, Washington D.C.
- Pershagen, G., Liang, Z.H., Hrubec, Z., Svensson, C. & Boice, J.D.Jr., 1992. Residential radon exposure and lung cancer in Swedish women. *Health Physics*, Vol. 63, Issue 2, 179-186.
- Pershagen, G., Åkerblom, G., Axelson, O., Clavensjö, B., Damber, L., Desai, G., Enflo, A., Lagarde, F., Mellander, H., Svartengren, M & Swedjemark, G.A., 1994. Residential radon exposure and lung cancer in Sweden. *The New England Journal of Medicine*, Vol. 330, No. 3, 159-164.
- Radon Committee, 1983. (Betänkande av Radonutredningen) Radon in Dwellings. Proposals. *SOU No. 6* (Radon Committee) (på Svenska). Stockholm.
- Rock, R.L., Walker, D.K., Dalzell, R.W. & Harris, E.J, 1970, 1971. Controlling employee exposure to alpha radiation in underground uranium mines. *U.S. Bureau of Mines handbook, volumes 1 and 2*. U.S. Bureau of Mines, Washington D.C, 1970, 1971.
- Rosario, A.S. & Wichmann, H-E., 2006. Environmental pollutants - radon. In: Laurent GJ, Shapiro SD (eds) *Encyclopedia of respiratory medicine*. Elsevier, Amsterdam, 120-125.
- Rudnick, R.L. & Gao, S., 2004. Composition of the Continental Crust. In: Treatise on Geochemistry. Holland, H.D. and Turekian, K.K. (Editors), Elsevier, Amsterdam. 3, 1-64.
- Samuelsson, C., 1988. Retrospective determination of radon in houses. *Nature* 334, 338-340.
- Samuelsson, C., 1992. Recoil deposited 210Po in radon-exposed dwellings. In: Cross FT, ed. *Indoor radon and lung cancer: reality or myth*. Columbus: Batelle Press, 89-100.
- Snihs, J.O., 1992. Methods and Principles for Making Priorities in Radiation Protection. Proc. IRPA Conf., Montreal, 18-22 May, 1992.
- Snihs, J.O., 1992. Swedish Radon Programme. *Radiation Protection Dosimetry, Nuclear Technology Publication*, Vol. 42, No 3, 177-184.
- Stidley, C.A. & Samet, J.M., 1993. A review of ecologic studies of lung cancer and indoor radon. *Health Physics*, Vol. 65, Issue 3, 529-531.
- Stone, R., 1993. EPA analysis of radon in water is hard to swallow. *Science*, Vol. 261, No. 5128, 1514-1516.
- SGU rapport 2007:13: Naturlig radioaktivitet, uran och andra metaller i dricksvatten.
- SSI rapport 2008:15: Naturligt radioaktiva ämnen, arsenik och andra metaller i dricksvatten från enskilda brunnar.
- Strålsäkerhetsmyndigheten, 2008. Rikt- och gränsvärden för radon. <http://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/start/Radon/Rikt--och-gransvarder-for-radon/>. (Hämtad 2013-09-10).
- Strålsäkerhetsmyndigheten, 2009a. Radon i vatten. <http://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/Global/>

- Publikationer/Broschyr/2009/KLAR20Faktablad_Radon%20i%20vatten2.pdf. (Hämtad 2012-09-17).
- Strålsäkerhetsmyndigheten, 2009b. Vägen till ett radonfritt boende; hur du upptäcker och åtgärdar radonproblem – ett av de vanligaste skälen till ett ohälsosamt boende. http://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/Global/PublikationerBroschyr/2009Faktblad_Vagen_till_ett_radonfritt_boende2.pdf. (Hämtad 2012-09-17).
- Tanner, A.B., (1988). The source of radon in houses. *Proceedings No. 10 of 24th annual meeting*, March 30-31, 1998. NCRP, Washington D.C.
- Turekian, K.K. & Chan, L.H., 1971. Activation analysis in Geochemistry and Cosmochemistry: The Marine Geochemistry of the Uranium Isotopes, (super 230) Th and (super 231) Pa. *Universitet Forlaget, Oslo-Bergen-Tromso*. 311-320.
- U.S. Environmental Protection Agency, 2012. What are the properties of radon?. <http://www.epa.gov/rpdweb00/radionuclides/radon.html#discovered>. (Hämtad 2012-09-17).
- Walsh, P.J., 1970. Radiation dose to the respiratory tract of uranium miners – A review of the literature. *Environmental Research, Vol. 3, Issue 1*, 14-36.
- Winter, M, (2012). Isotopes of Radon; Radio isotope data, *Webelements*. <http://www.webelements.com/radon/isotopes.html>. (Hämtad 2014-05-30).
- Wilson, M.R. & Åkerblom, G.V., 1982. Geological setting and geochemistry of uranium-rich granites in the Proterozoic of Sweden. *Mineralogical magazine, Vol. 46*, 233-245.
- Xiang-Zhen, X., Lubin, J.H., Jun-Yao, L., Li-Fen, Y., Sheng, L.Q., Lan, Y., Wang, J-Z. & Blot, W., 1993. A cohort study in southern China of tin miners exposed to radon and radon decay products. *Health Physics, Vol. 64, Issue 2*, 120-131.
- Åkerblom, G., 1986. Investigations and Mapping of Radon Risk Areas. In *Geology for Environmental Planning*. In: Proc. Int. Symp. On Geological Mapping in the Service of Environmental Planning, Trondheim. Available from Norwegian Geological Survey, PO 3006, Trondheim, Norway (1987).
- Åkerblom, G.V. & Wilson, C., 1981. A radiation hazard from radioactive bedrock and building materials. *Bulletin of the international association of engineering geology, No 23*, 51-61.

7 Bilagor

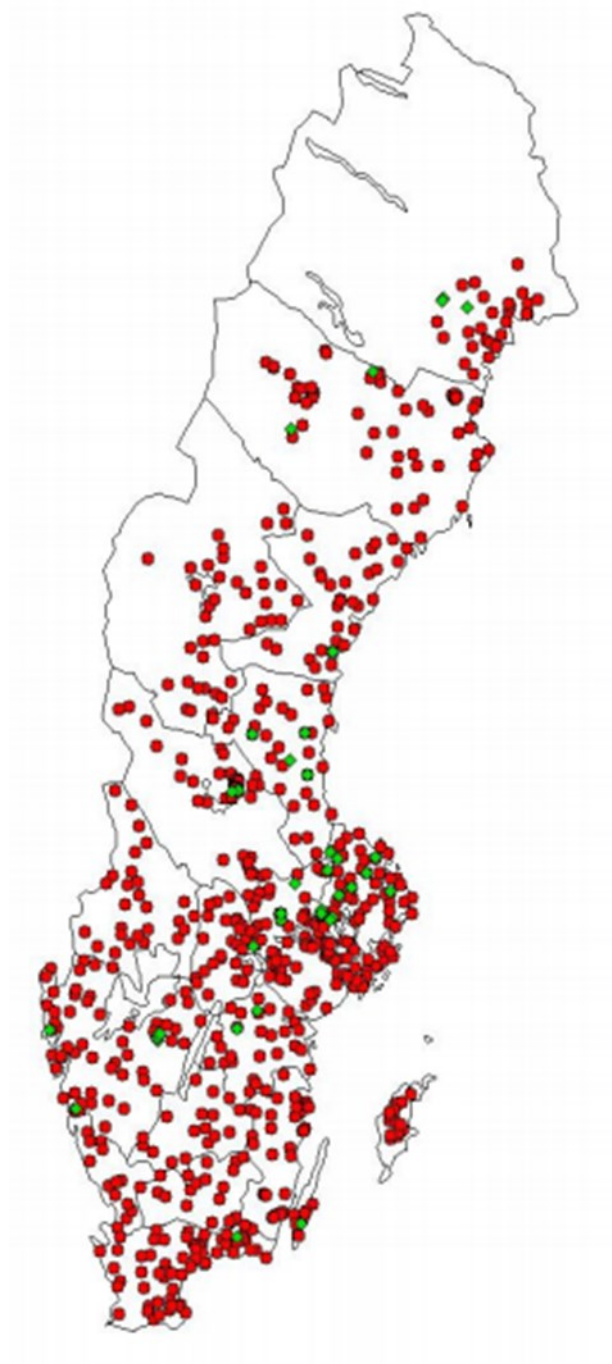
Bilaga 1 - Baltiska/Fennoskandiska sköldens indelning

Baltiska skölden, eller Fennoskandiska skölden som den även kallas, består av fem huvudenheter som kan urskiljas: arkeiska provinsen, svekokarelska provinsen, transskandinaviska magmatiska bältet (TMB), sydvästkandinaviska provinsen och Blekinge-Bornholm provinsen. All fem huvudenheter finns inom Sveriges gränser, vissa i större grad andra mindre, däremot finns det ringa inslag av bergarter formade under arkeikum. Svekokarelska provinsen och sydvästkandinaviska provinsen finns till hälften i Sverige, medan Blekinge-Bornholm och det transskandinaviska magmatiska bältet faller till större delen i Sverige (Lundqvist et al., 2011, s.35). Bilden är modifierad från Lundqvist et al. (2011).



Bilaga 2 - Provbörningsplatser för grundvattenbrunnar i Sverige

Sveriges geologiska undersökning (SGU) genomförde 2001-2006 i samverkan med Statens strålskyddsinstitut provbörningar där man analyserade 768 svenska grundvattenbrunnar med avseende på radioaktivitet och metallhalter i vattnet. Röda prickar symboliserar bergsbörtrade brunnar (722 totalt) och gröna prickar symboliserar jordbrunnar (46 totalt) (SSI rapport 2008:15).



Bilaga 3 - Ordlista

Ordförklaring till de ord som kursiverats i texten.

Absorberad dos: Absorberad dos är den mängd energi som upptas av kroppen, per viktenhet, vid bestrålning oberoende vilken typ eller hur skadlig strålningen är för människan. Absorberad dos mäts i enheten Gray (Gy). $1 \text{ Gy} = 1 \text{ joule/kg kroppsvävnad}^{(1)}$.

Aritmetiskt medelvärde: Oftast menas aritmetiskt medelvärde, dvs. summan av ett antal enskilda värden dividerat med antalet. Det betecknas \bar{m} (stickprovs-medelvärde), \bar{m} (my, populationsmedelvärde) eller med ett streck över symbolen för den variabel vars medelvärde avses, t.ex. \bar{x} och \bar{y} som symboler för medelvärdena för variablerna x och y .⁽²⁾

Cytogenetiska studier: Cytogenetiska studier innebär att man analyserar antalet och strukturen i kromosomer hos människor och djur. Detta är viktigt då kromosom-avvikelse (förändringar som påverkar antalet och/eller strukturen) kan orsaka problem med tillväxten, utvecklingen och kroppens funktioner⁽³⁾.

Effektiv dos: Effektiv dos är detsamma som i dagligt tal används när vi säger ”stråldos” och avser biologisk verkan på människans olika organ vid olika typer av strålning. För att jämföra så är t.ex. den effektiva dosen från alfastrålning 20 gånger större än motsvarande absorberad dos från betastrålning. Effektiv dos mäts i enheten sievert (Sv)⁽¹⁾.

Element: I denna uppsats syftar element till grundämne.

Geometriskt medelvärde: Med geometriskt medelvärde avses det värde som multiplicerat med sig självt det antal gånger som motsvarar antalet observationer ger produkten av värdena multiplicerade med sig själva. Det geometriska medelvärdet för 2, 3 och 4 är sålunda 2,88, vilket multiplicerat med sig självt tre gånger ($2,88 \times 2,88 \times 2,88$) är lika med $2 \times 3 \times 4$, dvs. 24 .⁽²⁾

Incidens: Incidensen är antalet personer som insjuknar i en viss sjukdom under en viss tid. Anges i personer per tidsenhet (ex. 30 personer/år)⁽⁴⁾.

In situ: I detta sammanhang i texten, radium lämnas/stannar på den plats den bildats. (Beroende på ämnet i frågan arkeologi, biologi, geologi, kemi, medicin etc. så har in situ olika innebörd.)

In vitro: In vitro beskriver i biokemiska sammanhang en process som tagits ut från en cell för att istället pågå i en artificiell miljö, exempelvis ett provrör⁽⁴⁾.

In vivo: In vivo syftar på biologiska processer i levande celler och vävnader när de befinner sig på sin naturliga plats i hela organismen, särskilt om processer som används i vetenskapliga försök och kliniska tester⁽⁴⁾.

Kohortstudie: En vetenskaplig undersökning där man använder en grupp som utmärks av en viss egenskap eller som har utsatts eller utsätts för en viss påverkan, för att studera i vad mån denna faktor haft (har) en eller flera effekter på de individer som tillhör kohorten. Man går alltså från känd orsak till fastställande av eventuella effekter, s.k. prospektiv studie. (Vid fallkontrollstudier söker man däremot orsakerna till en känd effekt.)⁽²⁾

Lognormalfördelat: Är en sannolikhetsfördelning som förekommer inom matematisk statistik. Den beskriver fördelningen för en stokastisk variabel vars logaritm är normalfördelat. Med andra ord, om Y är en normalfördelat stokastisk variabel, så är $X = \exp(Y)$ lognormalfördelat⁽⁵⁾.

Multiplikativ effekt: Term som används om en effekt som uppstår genom att flera faktorer samverkar och förstärker varandra på sådant sätt att effekten är lika med ökningen i den ena variabeln multiplicerad med ökningen i den andra⁽⁴⁾.

Radioaktivitet: Radioaktivitet innebär att atomkärnor sönderfaller spontant vilket resulterar i bildandet av nya element genom nukleär fission. Processen som sker kan skrivas följande: $P \rightarrow D + d_1 + d_2 + \dots$ där en instabil ”föräldernuklid” (P) omvandlas till en mer stabil ”dotternuklid” (D) och $d_1 + d_2 + \dots$ är lätta emitterade partiklar. Processen i ett radioaktivt sönderfall pågår till dess en stabil nuklid uppnås, alltså om dotternukliden också är instabil så sönderfaller den vidare. Vid sönderfall utsänds joniserande strålning av olika slag, t.ex. alfa-, beta- och gammastrålning. Radioaktivitet mäts i SI-enheten becquerel (Bq), där 1 Bq motsvarar 1 sönderfall per sekund⁽¹⁾⁽⁶⁾. Beroende på t.ex. typ av ämne, halveringstid och aktivitet, så varierar stråldosen från intag av radioaktiva ämnen. Andra viktiga parametrar är hur stor andel av den intagna mängden som absorberas i magen, vilka organ och vävnader som radionukliden transporteras till och hur länge den stannar i kroppen innan den utsöndras. Slutligen beror stråldosen även på organets känslighet och typ av strålning (alfa-, beta- och gammastrålning)⁽⁶⁾.

Relativ risk: Frekvens av skada, sjukdom, misslyckande osv. hos en grupp som utsätts för viss påverkan, i

jämförelse med frekvensen av motsvarande negativa effekt hos en grupp som inte utsätts för motsvarande påverkan, till exempel andelen personer med alkohol i kroppen som faller i vattnet från småbåtar jämfört med andelen personer utan alkohol i kroppen som råkar ut för motsvarande olycka⁽²⁾.

Det är ett vanligt fel vid presentation av forskningsresultat att man anger risken i absoluta tal i stället för i form av relativ risk. Om exempelvis 20 i stället för 10 personer på 10 000 drabbas av biverkningar av ett preparat, är den absoluta ökningen en fördubbling av risken, men den relativa risken har ökat med endast 1 promille!⁽²⁾

Retrospektiv studie: Redan finns mätdata i databaser eller analoga arkiv⁽⁴⁾. En retrospektiv studie utgår från förekomsten av till exempel en sjukdom och söker spåra orsakerna till denna. Det man gör genom att undersöka vilka gemensamma faktorer som de insjuknade varit utsatta för till skillnad från inte insjuknade (fall-kontrollstudie)⁽²⁾.

Årsverken (eng. Person-Years): Den totala summan av det antalet år en person varit under observation, ex. år av behandling med en viss medicin, i en studiepopulation.

(1) Referens:

Magill, J. & Galy, J., (2005). Radioactivity Radionuclides Radiation. Springer-Verlag Berlin Heidelberg and European Communities, 2005, 259.

(2) Hämtat från referens utan redigering:

Psykologiguiden, 2014. Psykologilexikon. <http://www.psykologiguiden.se/www/pages/?ID=234&Psykologilexikon>. (Hämtad 2014-09-25).

(3) Referens:

Coriell Institute for Medical Research, 2014. Research services: Cytogenetics. What is cytogenetics. <http://www.coriell.org/research-services/cytogenetics/what-is-cytogenetics>. (Hämtad 2014-09-25).

(4) Hämtat från referens utan redigering:

Selinus, O (2010). "Bilaga 1 - Ordlista", i Medicinsk geologi (red Selinus, O). Lund: Studentlitteratur AB, 519 s.

(5) Hämtat från referens utan redigering:

Babylon, 2014. <http://www.babylon.com/definition/Lognormal%C3%B6rdelning/sv>. (Hämtad 2014-09-25).

(6) Referens:

SSI rapport 2008:15: Naturligt radioaktiva ämnen, arsenik och andra metaller i dricksvatten från enskilda brunnar.

**Tidigare skrifter i serien
”Examensarbeten i Geologi vid Lunds
universitet”:**

369. Alexson, Johanna, 2013: Artificial groundwater recharge – is it possible in Mozambique? (15 hp)
370. Ehlorsson, Ludvig, 2013: Hydrogeologisk kartering av grundvattenmagasinet Åsumsfältet, Sjöbo. (15 hp)
371. Santsalo, Liina, 2013: The Jurassic extinction events and its relation to CO₂ levels in the atmosphere: a case study on Early Jurassic fossil leaves. (15 hp)
372. Svantesson, Fredrik, 2013: Alunskiffen i Östergötland – utbredning, mäktigheter, stratigrafi och egenskaper. (15 hp)
373. Iqbal, Faisal Javed, 2013: Paleocology and sedimentology of the Upper Cretaceous (Campanian), marine strata at Åsen, Kristianstad Basin, Southern Sweden, Scania. (45 hp)
374. Kristinsdóttir, Bára Dröfn, 2013: U-Pb, O and Lu-Hf isotope ratios of detrital zircon from Ghana, West-African Craton – Formation of juvenile, Palaeoproterozoic crust. (45 hp)
375. Grenholm, Mikael, 2014: The Birimian event in the Baoulé Mossi domain (West African Craton) — regional and global context. (45 hp)
376. Hafnadóttir, Marín Ósk, 2014: Understanding igneous processes through zircon trace element systematics: prospects and pitfalls. (45 hp)
377. Jönsson, Cecilia A. M., 2014: Geophysical ground surveys of the Matchless Amphibolite Belt in Namibia. (45 hp)
378. Åkesson, Sofia, 2014: Skjutbanors påverkan på mark och miljö. (15 hp)
379. Härling, Jesper, 2014: Food partitioning and dietary habits of mosasaurs (Reptilia, Mosasauridae) from the Campanian (Upper Cretaceous) of the Kristianstad Basin, southern Sweden. (45 hp)
380. Kristensson, Johan, 2014: Ordovician i Fågelsångskärnan-2, Skåne – stratigrafi och faciesvariationer. (15 hp)
381. Höglund, Ida, 2014: Hiatus - Sveriges första sällskapsspel i sedimentologi. (15 hp)
382. Malmer, Edit, 2014: Vulkanism - en fara för vår hälsa? (15 hp)
383. Stamsnijder, Joaen, 2014: Bestämning av kvartshalt i sandprov - metodutveckling med OSL-, SEM- och EDS-analys. (15 hp)
384. Helmfrid, Annelie, 2014: Konceptuell modell över spridningsvägar för glasbruksföreningar i Rejmyre samhälle. (15 hp)
385. Adolfsson, Max, 2014: Visualizing the volcanic history of the Kaapvaal Craton using ArcGIS. (15 hp)
386. Hajny, Casandra, 2014: Ett mystiskt ryggradsdjursfossil från Åsen och dess koppling till den skånska, krittida ryggradsdjursfaunan. (15 hp)
387. Ekström, Elin, 2014: – Geologins betydelse för geotekniker i Skåne. (15 hp)
388. Thuresson, Emma, 2014: Systematisk sammanställning av större geoenergianläggningar i Sverige. (15 hp)
389. Redmo, Malin, 2014: Paleontologiska och impaktrelaterade studier av ett anomalt lerlager i Schweiz. (15 hp)
390. Artursson, Christopher, 2014: Comparison of radionuclide-based solar reconstructions and sunspot observations the last 2000 years. (15 hp)
391. Svahn, Fredrika, 2014: Traces of impact in crystalline rock – A summary of processes and products of shock metamorphism in crystalline rock with focus on planar deformation features in feldspars. (15 hp)
392. Järvin, Sara, 2014: Studie av faktorer som påverkar skredutbredningen vid Norsälven, Värmland. (15 hp)
393. Åberg, Gisela, 2014: Stratigrafin i Hanöbukten under senaste glaciationen: en studie av borrhävar från IODP's expedition nr 347. (15 hp)
394. Westlund, Kristian, 2014: Geomorphological evidence for an ongoing transgression on northwestern Svalbard. (15 hp)
395. Rooth, Richard, 2014: Uppföljning av utlastningsgrad vid Dannemora gruva; april 2012 - april 2014. (15 hp)
396. Persson, Daniel, 2014: Miljögeologisk undersökning av deponin vid Getabjär, Sölvesborg. (15 hp)
397. Jennerheim, Jessica, 2014: Undersökning av långsiktiga effekter på mark och grundvatten vid infiltration av lakvatten – fältundersökning och utvärdering av förhållanden vid Kejsarkullens avfallsanläggning, Hultsfred. (15 hp)
398. Särman, Kim, 2014: Utvärdering av befintliga vattenskyddsområden i Sverige. (15 hp)
399. Tuveson, Henrik, 2014: Från hav till land

- en beskrivning av geologin i Skrylle. (15 hp)
400. Nilsson Brunlid, Anette, 2014: Paleoekologisk och kemisk-fysikalisk undersökning av ett avvikande sedimentlager i Barsebäcks mosse, sydvästra Skåne, bildat för ca 13 000 år sedan. (15 hp)
401. Falkenhaus, Jorunn, 2014: Vattnets kretslopp i området vid Lilla Klåveröd: ett kunskapsprojekt med vatten i fokus. (15 hp)
402. Heingård, Miriam, 2014: Long bone and vertebral microanatomy and osteohistology of 'Platecarpus' ptychodon (Reptilia, Mosasauridae) – implications for marine adaptations. (15 hp)
403. Kall, Christoffer, 2014: Microscopic echinoderm remains from the Darriwilian (Middle Ordovician) of Västergötland, Sweden – faunal composition and applicability as environmental proxies. (15 hp)
404. Preis Bergdahl, Daniel, 2014: Geoenergi för växthusjordbruk – Möjlig anläggning av värme och kyla i Västskåne. (15 hp)
405. Jakobsson, Mikael, 2014: Geophysical characterization and petrographic analysis of cap and reservoir rocks within the Lund Sandstone in Kyrkheddinge. (15 hp)
406. Björnfors, Oliver, 2014: A comparison of size fractions in faunal assemblages of deep-water benthic foraminifera—A case study from the coast of SW-Africa.. (15 hp)
407. Rådman, Johan, 2014: U-Pb baddeleyite geochronology and geochemistry of the White Mfolozi Dyke Swarm: unravelling the complexities of 2.70-2.66 Ga dyke swarms on the eastern Kaapvaal Craton, South Africa. (45 hp)
408. Andersson, Monica, 2014: Drumliner vid moderna glaciärer — hur vanliga är de? (15 hp)
409. Olsenius, Björn, 2014: Vinderosion, sanddrift och markanvändning på Kristianstadsslätten. (15 hp)
410. Bokhari Friberg, Yasmin, 2014: Oxygen isotopes in corals and their use as proxies for El Niño. (15 hp)
411. Fullerton, Wayne, 2014: REE mineralisation and metasomatic alteration in the Olserum metasediments. (45 hp)
412. Mekhaldi, Florian, 2014: The cosmic-ray events around AD 775 and AD 993 - Assessing their causes and possible effects on climate. (45 hp)
413. Timms Eliasson, Isabelle, 2014: Is it possible to reconstruct local presence of pine on bogs during the Holocene based on pollen data? A study based on surface and stratigraphical samples from three bogs in southern Sweden. (45 hp)
414. Hjulström, Joakim., 2014: Bortforsling av kaxblandat vatten från borrhinar via dagvattenledningar: Riskanalys, karaktärisering av kaxvatten och reningsmetoder. (45 hp)
415. Fredrich, Birgit, 2014: Metadolerites as quantitative P-T markers for Sveconorwegian metamorphism, SW Sweden. (45 hp)
416. Alebouyeh Semami, Farnaz, 2014: U-Pb geochronology of the Tsineng dyke swarm and paleomagnetism of the Hartley Basalt, South Africa – evidence for two separate magmatic events at 1.93-1.92 and 1.88-1.84 Ga in the Kalahari craton. (45 hp)
417. Reiche, Sophie, 2014: Ascertaining the lithological boundaries of the Yoldia Sea of the Baltic Sea – a geochemical approach. (45 hp)
418. Mroczek, Robert. 2014: Microscopic shock-metamorphic features in crystalline bedrock: A comparison between shocked and unshocked granite from the Siljan impact structure. (15 hp)
419. Balija, Fisnik. 2014: Radon ett samhällsproblem - En litteraturstudie om geologiskt sammanhang, hälsoeffekter och möjliga lösningar. (15 hp)



LUNDS UNIVERSITET

Geologiska institutionen

Lunds universitet