

Radioktivt cesium (^{137}Cs) i vildsvin (*Sus scrofa*) från Tjernobyldrabbade områden i Sverige

*Radioactive caesium (^{137}Cs) in wild boars (*Sus scrofa*)
from areas in Sweden affected by the Chernobyl fallout*

Emilie Hallqvist



Kandidatuppsats i biologi
Biologi med inriktning mot bioteknik - kandidatprogram

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet
Fakulteten för naturresurser och lantbruksvetenskap
Institutionen för mark och miljö

Emilie Hallqvist

Radioktivt cesium (^{137}Cs) i vildsvin (*Sus scrofa*) från Tjernobyldrabbade områden i Sverige
Radioactive caesium (^{137}Cs) in wild boars (*Sus scrofa*) from areas in Sweden affected by the Chernobyl fallout

Handledare: Robert Weimer, institutionen för mark och miljö, SLU

Examinator: Klas Rosén, institutionen för mark och miljö, SLU

EX0689, Självständigt arbete i biologi – kandidatarbete, 15 hp, Grundnivå, G2E
Biologi med inriktning mot bioteknik – kandidatprogram, 180 hp

Serienamn: Examensarbeten, Institutionen för mark och miljö, SLU
2013:22

Uppsala 2013

Nyckelord: Cs-137, vildsvin, vildsvinskött, Tjernobylyolyckan, radioekologi, strålning

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Omslag: Vildsvinssuggor med kultingar på åtelplats. Foto: Kjell Hallqvist, 2013.

Abstract

In April 1986 an accident occurred at the nuclear power station in Chernobyl. Radionuclides were spread all over Europe including Sweden. Today there are still measurable concentrations of ^{137}Cs in the different ecosystems in the contaminated parts of Sweden. The wild boar is the second most popular game in Sweden and today the Swedish population consumes more wild boar meat than ever. As the wild boar population increases the wild boars are moving further north towards the contaminated areas, which creates an interest to study the state of ^{137}Cs in wild boars in these areas.

Muscle samples from wild boars collected during 2010-2013 were analyzed based on ^{137}Cs content. Information about age, gender, weight, where and when the wild boars were killed and in some cases if it was killed at a feeding location was collected for each individual. The aggregated transfer factor for the wild boar meat was also calculated.

The results only provide an overview of how the ^{137}Cs content relates to the wild boar population in the investigated areas, because the samples are scattered in terms of where the wild boars were killed and during different seasons. The results demonstrate a difference between the genders where the sows have a significant higher average concentration of ^{137}Cs . Out of 72 samples, 14 samples were above the threshold 1500 Bq/kg which is the marketed value for game in Sweden. The average concentration of ^{137}Cs measured in wild boars was 789 Bq/kg and the ^{137}Cs concentration varied between 1-4860 Bq/kg. The aggregated transfer factor (T_{ag}) varied between 0.0004 – 0.492 m^2/kg . The result of T_{ag} showed that the proportion of ^{137}Cs per square meters soil that is transferred to every kilo wild boar is lower the higher the concentration is in the soil.

Sammanfattning

I april 1986 skedde en olycka vid kärnkraftverket i Tjernobyl. Olyckan resulterade i att en stor mängd radionuklider frigjordes och spreds med hjälp av vinden över Europa. I Sverige deponerades radionukliderna över mark och växtlighet och kontaminerade olika ekosystem. Av de radionuklider som deponerades över vissa delar av Sverige finns det fortfarande relativt höga halter kvar av ^{137}Cs i skogarnas ekosystem som via kontaminerade växter ger förhöjda halter i vilt och det köttet vi äter.

Vildsvin är idag det vilt som jagas mest näst efter älgen och vi äter allt mer vildsvinskött. I samband med att vildsvinen sprider sig norrut mot de Tjernobylkontaminerade områdena har det skapat ett intresse för att undersöka hur tillståndet av ^{137}Cs är i vildsvin i dessa områden. I denna studie analyserades muskelprover från vildsvin, som bland annat skickats in från jägare och livsmedelsverket, med avseende på halten ^{137}Cs mellan 2010 och våren 2013. Ytterligare information för varje djur har varit skattad ålder, kön, vikt, var och när den är skjuten och i vissa fall om den är skjuten på åtelplats. Syftet med detta arbete var att undersöka tillståndet av radioaktivt cesium i vildsvin, undersöka om det finns skillnader mellan kön och ålder samt beräkna hur mycket av det ^{137}Cs som finns i marken som överförs till vildsvinsköttet.

På grund av att proverna är så spridda vart vildsvinen är skjutna och under olika årstider, ger resultaten endast en överblick hur halten ^{137}Cs förhåller sig i vildsvinspopulationen i de undersökta områdena. Resultaten visar att halten ^{137}Cs skiljer sig mellan könen där suggor visar en signifikant högre medelhalt. Av alla 72 framläggsprover var det 14 prover som låg över gränsvärdet som är 1500 Bq/kg, vilket gäller för salufört vilt i Sverige. Medelhalten för dessa 72 framläggsprover uppmättes till 789 Bq/kg och ^{137}Cs -koncentrationen varierade från under 5 till närmare 5000 Bq/kg. Den aggregerade transferfaktorn (T_{ag}) varierade mellan 0,0004 – 0,492 m^2/kg och resultatet av T_{ag} visade att andelen ^{137}Cs per kvadratmeter mark som förs över till varje kilo vildsvin är lägre ju högre halten av ^{137}Cs är i marken.

Innehållsförteckning

1. Inledning	4
2. Bakgrund.....	5
2.1 Joniserande strålning	5
2.2 Radiobiologi	7
2.3 Radioekologi	8
2.4 Tjernobylyolyckan	9
2.5 Vildsvin	11
3. Material och metod	13
4. Resultat.....	16
5. Diskussion.....	20
6. Slutsats	23
7. Tack.....	23
8. Referenser	24
7.1 Tryckta källor	24
7.2 Internet	26
Bilaga 1. Halten av ¹³⁷ Cs i vildsvinprov tagna 2010-2013.	27

1. Inledning

Det har gått 27 år sedan kärnkraftsolyckan i Tjernobyl, 1986. Olyckan resulterade i att flera olika radionuklider frigjordes och spreds över stora delar av Europa. Den större delen av nedfallet hamnade i omgivningen kring Tjernobyl, i Ryssland, Ukraina och Vitryssland. Även norden påverkades av olyckan och i Sverige var nedfallet som störst i de mellersta och norra delarna av landet (figur 1). Nedfallet resulterade i att radionuklider spreds till olika ekosystem, livsmedel och människan. Cesium-137 (^{137}Cs) och Strontium-90 (^{90}Sr) är de radionuklider som återstår av det radioaktiva nedfallet som deponerades. Med en fysikalisk halveringstid på 30 år är ^{137}Cs fortfarande viktig ur strålskyddssynpunkt och intressant att studera då den än idag återfinns i relativt höga aktiviteter i olika ekosystem. I samband med nedfallet kom möjligheten att studera hur radionuklider transporteras inom olika ekosystem och med den kunskapen kan man bättre begränsa upptaget och överföringen till människa, djur och miljö.

I den här studien undersöks hur tillståndet av ^{137}Cs -koncentrationen är i vildsvin främst från de län som drabbades av Tjernobylnedfallet. Liknande studier har utförts i Sverige på älg (Weimer, 2011), rådjur (Dahlgaard, 1994), björn (Chaiko, 2012), lodjur (Åhman *et al*, 2004) och ren (Åhman, 2005) men endast en mindre förstudie har gjorts (2011-2012) på vildsvin. Vildsvinen sprider sig allt längre norrut i Sverige till Tjernobyldrabbade områden vilket ökar risken för allt högre halter av ^{137}Cs i vildsvin. I samband med att vi äter allt mer vildsvin kött ökar även risken för överföring av ^{137}Cs till människan. I denna studie har ^{137}Cs -koncentrationen analyserats i kött från skjutna vildsvin inskickat av jägare från nedfallsdrabbade områden.

I studien mättes och utvärderades endast gammastrålning med hjälp av en HPGe-detektor (Hyper Pure Germanium). Resultatet av ^{137}Cs -analysen från vildsvinsproverna har använts för att ta reda på om det skiljer sig mellan kön, ålder, län och för att titta på sambandet mellan markdeposition och halt i vildsvin. Det förekommer även andra radionuklider i proverna som till exempel naturligt kalium-40 (^{40}K) men detta kandidatarbete fokuserar främst på ^{137}Cs .

Karl Fritzon, kandidatstudent vid Uppsala Universitet, har gjort sitt självständiga arbete med en liknande inriktning. Vi har därför samarbetat och utfört vissa delar tillsammans. Preparering och mätning av muskelprover samt uträkningar av resultat gjordes tillsammans. Jag fokuserade sen på att beskriva resultatet och statistiska beräkningar av de ^{137}Cs -koncentrationer som fanns i vildsvinen. Karl fokuserade på att ta reda på vad det är i födan som gör att vildsvinen har så höga värden av ^{137}Cs . Vi har därför använt oss av samma mätvärden och resultat i våra rapporter men vi har skrivit rapporterna, tolkat resultaten och läst litteratur var och en för sig.

Syftena med det självständiga arbetet var att beskriva tillståndet för ^{137}Cs i vildsvin och undersöka om det finns skillnader mellan olika faktorer så som kön, ålder och län hos vildsvinen samt att genomföra en litteraturstudie inom området.

2. Bakgrund

2.1 Joniserande strålning

Strålning som är så energirik att den kan slita loss elektroner från atomer eller molekyler kallas för joniserande strålning. Vi har ingen förmåga att uppfatta joniserande strålning med något av våra sinnen utan vi behöver mätinstrument för att kunna detektera den. Joniserande strålning kan förekomma som elektromagnetisk vågrörelse och fotoner i form av gammastrålning och röntgenstrålning. Den kan också förekomma som partikelstrålning i form av protoner, elektroner, neutroner och alfa, gammastrålning (γ -strålning), betastrålning (β -strålning) och alfastrålning (α -strålning) (Andersson *et al.*, 2002).

Ett grundämne består av ett visst antal protoner och elektroner och kallas nuklid eller radionuklid/radioisotop om grundämnet är radioaktivt (Bergman *et al.*, 1994). Ett ämne som utsänder joniserande strålning är radioaktivt och ett ämnes förmåga att avge joniserande strålning kallas radioaktivitet (Andersson *et al.*, 2002). Radioaktiva ämnen har instabila atomkärnor som vid sönderfall förändras och blir en isotop av ett annat grundämne. Isotopen, det vill säga en variant av ett grundämne, kan antingen vara stabil eller radioaktiv och fortsätta sönderfalla tills den är stabil. Aktiviteten på strålskällans styrka anges som sönderfall per sekund och har enheten becquerel (Bq), där 1 Bq är lika med ett sönderfall per sekund. Oftast anges aktiviteten i Bq/kilo, Bq/liter, Bq/m² eller Bq/m³ (Bergman *et al.*, 1994).

Med stråldos menar man den mängd energi som genom bestrålning tillförts till organismen. Stråldosen beror av hur länge organismen utsätts för bestrålning, hur långt avståndet är till strålkällan och hur stor avskärmingen är. Vilken aktivitet, strålningens energi och vilken typ av strålning strålkällan har påverkar också stråldosen man utsätts för. Det finns olika typer av dosbegrepp med olika enheter och de tre mest grundläggande är (Andersson *et al.*, 2002):

- Absorberad dos talar om hur mycket strålningsenergi en bestrålad kropp tar upp per viktighet. Enheten anges i Gray (Gy) och 1 Gy är detsamma som 1 Joule/kg. Dosen tar inte hänsyn till hur skadlig respektive dos är för kroppen.
- Ekvivalent dos påverkas av vilken sorts typ av strålning det är och dess olika biologiska verkan. Den tar även hänsyn till mängden strålningsenergi och används när man bestämmer gränsvärden för olika organ. Ekvivalent dos anges i sievert (Sv) och 1 Sv är detsamma som 1 Joule/kg organvikt.
- Effektiv dos inkluderar inte bara mängden strålningsenergi och strålningens farlighet, utan den tar även hänsyn till skilda organs strålkänslighet. Stråldosen anges i sievert (Sv) och 1 Sv är lika med 1 Joule/kg kroppsvikt (Andersson *et al.*, 2007).

Oftast sker bestrålning ojämnt över kroppen vilket betyder att olika organ utsätts för olika mycket strålning. Det går då att beräkna om bestrålning av vissa organ till viktad helkroppsdos, så kallad effektiv dos. Den effektiva dosen anger hur stor risken är för senare skador så som cancer och genetiska förändringar. För att ta reda på hur stor risken är för en grupp bestrålad individer att påverkas av framtida skador används begreppet kollektivdos. Det är medeldosen (effektiva dosen) för individerna multiplicerat med antalet individer (Andersson *et al.*, 2002).

Det finns två olika bestrålningsvägar. Extern bestrålning då strålningskällan är utanför kroppen i form av exempelvis markbeläggning eller ett radioaktivt moln. Den typ av strålning som utgör mest fara vid extern bestrålning är gammastrålning på grund av dess långa räckvidd. Gammastrålningen går rakt igenom hud och kläder. Intern bestrålning är när radioaktiva ämnen kommer in i kroppen via antingen inandning eller kontaminerad föda. Inuti kroppen utgör även alfa- och betastrålning en risk för bestrålning av de närmsta vävnaderna (Andersson *et al.*, 2002).

Hur lång tid det tar för ett radioaktivt ämne att sönderfalla till en stabil isotop beror på vilken radionuklid det gäller. Sannolikheten att en atomkärna sönderfaller skiljer sig mellan olika radionuklider, vilket bestämmer det specifika ämnets halveringstid. Nukliderna sönderfaller inte alltid direkt till en stabil produkt utan det kan sönderfalla i flera steg. Varje steg har specifik halveringstid som kan variera väldigt mycket. Det finns olika typer av halveringstider och utöver den fysikaliska halveringstiden som inte kan påverkas, använder man sig av andra halveringstider inom radioekologin (tabell 1) (Andersson *et al.*, 2002, Bergman *et al.*, 1994).

- Fysikalisk halveringstid ($T_{1/2}$) är den tid det tar för hälften av de radioaktiva atomkärnorna i en strålkälla att sönderfalla. Olika ämnen har olika långa halveringstid, vissa har lång halveringstid vilket gör att radioaktiviteten minskar långsamt och andra har kort halveringstid och radioaktiviteten avtar snabbt.
- Biologisk halveringstid ($T_{1/2 \text{ bio}}$) reflekterar utsöndringshastigheten det vill säga tiden det tar för hälften av ett intag att utsöndras ur kroppen förutsatt att inget nytt intag sker. Olika ämnen utsöndras olika fort och halveringstiden för ett ämne syftar på halvförändringarna genom biologiska processer.
- Ekologisk halveringstid ($T_{1/2 \text{ eko}}$) är hur lång tid ett radioaktivt ämne återfinns i ett ekosystem eller i en viss punkt i systemet som till exempel svamp och kött. För en del typer av provslag förekommer årsvariation som har större påverkan än den långsiktliga förändringen. Detta medför att den ekologiska halveringstiden behöver analyseras utifrån likvärdiga prover. Ett exempel är att man analyserar prover enbart från en viss årstid.
- Effektiv halveringstid ($T_{1/2 \text{ effektiv}}$) är sammanvägningen av biologisk och fysikalisk halveringstid. Beroende på hur den biologiska och fysikaliska halveringstiden förhåller sig till varandra kan den ena halveringstiden dominera den effektiva halveringstiden. (Andersson *et al.*, 2002, Andersson *et al.*, 2007).

Tabell 1. Beteckning, strålslag, fysiolgisk och biologisk halveringstid för några radionuklider (Brink, *et al.*, 1997, Atwood, 2010, Andersson *et al.*, 2007).

Radionuklid	Strålslag	Fysikalisk halveringstid	Biologisk halveringstid (i människa)
⁴⁰ K	$\beta \gamma$	1,3 miljarder år	ca 40 dygn
⁹⁰ Sr	β	29 år	ca 50 år
¹³¹ I	$\beta \gamma$	8 dagar	ca 140 dygn
¹³⁴ Cs	$\beta \gamma$	2 år	ca 90 dygn
¹³⁷ Cs	$\beta \gamma$	30 år	ca 90 dygn

Vi utsätts dagligen för strålning från bland annat radioaktiva ämnen och det är inget vi kan undvika. Det kommer strålning från rymden (kosmisk strålning), från marken, från luften och även från oss själva, allt detta är så kallad naturlig bakgrundsstrålning. Isotoper av uran, radium och torium samt deras sönderfallsprodukter är de som huvudsakligen ger upphov till bakgrundsstrålning från marken. I kroppen är det främst den radioaktiva isotopen av kalium, ^{40}K som orsakar intern bestrålning av ca 0,2 mSv/ år (effektiv dos). Det finns andra källor som utsätter oss för strålning. I byggnader kan det förekomma radon (radioaktiv ädelgas) och Kol-14 (^{14}C) i byggnadsmaterial. Sjukvården använder bland annat strålning för att behandla tumörsjukdomar. Undersökningar med röntgen görs inom sjukvården och tandvården. (Bergman *et al.*, 1994).

2.2 Radiobiologi

Joniserande strålning kan påverka molekyler i levande celler antingen genom växelverkan med elektroner eller med alfapartiklar. När strålning och biomolekyler växelverkar kan det ske en initial modifiering av biomolekylerna (DNA, RNA och proteiner) Strålning kan också växelverka med vatten. Cellerna består till största delen utav vatten, ca 60-70 %, och vatten är därmed den molekyl som får ta emot mest strålningsenergi (Bergman *et al.*, 1994). När vattnet träffas av strålningsenergin sönderdelas molekylen och bildar vattnets radikaler som är mycket reaktiva. Radikalerna har kort livstid och reagerar antingen med biomolekyler eller med varandra och bildar då antingen vatten, vätgas eller väteperoxid. DNA-molekylen bär på den genetiska informationen och skador på DNA kan resultera i sena biologiska effekter. Uppkommer en skada på ena strängen fungerar reparationssystemen relativt bra men om skadan sker på båda strängarna kan det bli svårare att reparera (Bergman *et al.*, 1994, Andersson *et al.*, 2002).

Akuta effekter av strålning (deterministiska) kan uppkomma ganska snabbt då en organism har utsatts för höga doser av bestrålning (Bergman *et al.*, 1994). För att en skada ska uppstå måste stråldosen överstiga en viss nivå och hur allvarlig skadan är ökar med stråldosen (Andersson *et al.*, 2002). Celler som har hög cellnybildning är generellt mer strålkänsliga och de celler som har delvis eller ingen cellnybildning är relativt strålresistenta men det finns undantag (Bergman *et al.*, 1994). Akuta skador kan resultera i att en eller flera organ förlorar sin funktion (Andersson *et al.*, 2002) då kraftig bestrålning minskar celldelningen i organen och många av cellerna dör. Benmärgen och tunntarmen är två organ som har hög cellnybildning och lymfocyter som inte har någon cellnybildning är strålningskänsliga (Bergman *et al.*, 1994). Lever och njurar har relativt låg cellnybildning och är förhållandevis strålningsresistenta (Johanson, 1996). Vid bestrålning av hela kroppen är det den akuta effekten på benmärgen som är allvarligast. Det kan även uppstå andra effekter så som diarré och kräkningar beroende på hur stor stråldosen är. Utsätts kroppen för bestrålning endast på vissa delar av kroppen krävs högre doser för att det ska bli skador (Andersson *et al.*, 2007).

Sena effekter av strålning (stokastiska) uppkommer en lång tid då en organism har utsatts för bestrålning. Det är då i form utav bland annat ärftliga skador och cancer. Dessa skador kan uppkomma efter några år, eller efter flera decennier som i fallet med cancer. Det anses att risken för att få ärftliga skador och andra sena effekter är mindre än att få cancer (Andersson *et al.*, 2002). Risken för cancer påverkas av ett flertal biologiska och fysikaliska faktorer så som vävnadstyp, ålder, kön och om bestrålningen är över hela eller delar av kroppen (Andersson *et al.*, 2007). Det finns inget bevis på att induktionen av cancer har något tröskelvärde men det anses att risken minskar proportionellt med dosen (Bergman *et al.*, 1994).

2.3 Radioekologi

Studier inom radioekologi inkluderar hur radionuklider beter sig i och påverkar ekosystem och näringskedjor. Radioekologi omfattar även hur radionuklider transporteras mellan och inom ekosystem och hur organismer tar upp radionukliderna (Bréchignac & Desmet, 2002). Strålkänsligheten skiljer sig mellan olika organismgrupper. Detta beror på att celldelningsaktiviteten varierar mellan olika organismer och det skiljer sig även mellan yngre och äldre individer (Johanson, 1996, Andersson *et al.*, 2002).

^{137}Cs med en fysikalisk halveringstid på 30 år, är den radionuklid som fortfarande utgör en exponeringskälla (Moberg, 2001). ^{137}Cs och kalium är båda alkalimetaller (Johnson, *et al.*, 2002) och i stora drag har cesium samma egenskaper och spridningsvägar som kalium. ^{137}Cs samlas i muskel- och mjukvävnad hos människor och djur på grund av att det är där kalium samlas. Tillgängligt ^{137}Cs tas upp av växter, lavar och svampar (Andersson *et al.*, 2002). ^{137}Cs kan bindas till partiklar både i mark och i bottensediment i sjöar (Moberg, 2001).

Upptaget av ^{137}Cs skiljer sig mellan jordbrukets och skogens ekosystem. Marken i skogen jämfört med jordbrukets har ofta ett lägre pH, lägre kaliumhalt, större andel organisk substans och den är näringsfattigare vilket påverkar upptaget ^{137}Cs . I jordbruksmark binds mycket av ^{137}Cs till lermineraller. En stor del av ^{137}Cs -aktiviteten i skogen återfinns i de översta 5 cm (humuslagret) där det inte finns så mycket lermineraller alls (Rosén *et al.*, 1999). Eftersom mycket av växternas rötter finns i humusskiktet är ^{137}Cs lättillgängligt för växter (Munthe, *et al.*, 2001). Låg kaliumhalt innebär att mer ^{137}Cs tas upp och näringsfattiga marker har vanligtvis lägre kaliumhalter (Andersson *et al.*, 2002). Mycket pekar på att den effektiva ekologiska halveringstiden i skogsekosystem är densamma som den fysikaliska det vill säga ca 30 år. Dock påverkar skogens karaktär den effektiva ekologiska halveringstiden vilket gör att den kan variera (Johanson, 1996).

Det har påvisats att mycket av ^{137}Cs i skogsmark finns bundet till svamparnas mycel. Svamp kan innehålla höga halter, ibland 10-100 gånger högre än växter, och mycket av ^{137}Cs koncentreras i svampkropparna. Svampar kan ingå i en symbios (mykorrhiza) med växter och hjälper till att öka växternas upptag av näring (Vinichuk *et al.*, 2010). Precis som mycket annat påverkas halten av ^{137}Cs av var svampen växer och vilken art det är. Svamp som växer i näringsrika marker visar sig ha lägre ^{137}Cs halter än de svampar som växer i näringsfattiga marker. Svamp utgör en del av många djurs föda, som till exempel älg, rådjur och vildsvin, och är en av många källor för ^{137}Cs -överföring till djur (Andersson *et al.*, 2002, Markström, 2002).

Även lavar kan ha höga halter av ^{137}Cs under första tiden efter ett nedfall. Lav är en symbios mellan svamp och alg och saknar rötter varför det mesta av mineralnäringen tas upp från regn. Regnet innehåller inte så mycket näring så när det väl regnar tar laven upp så mycket som det bara går. Det gör att mycket ^{137}Cs tas upp och eftersom att lavar har en låg kaliumhalt blir upptaget mycket effektivare. Detta har drabbat renhållningen hårt då lav är något av en favoritföda för ren (Johanson, 1996).

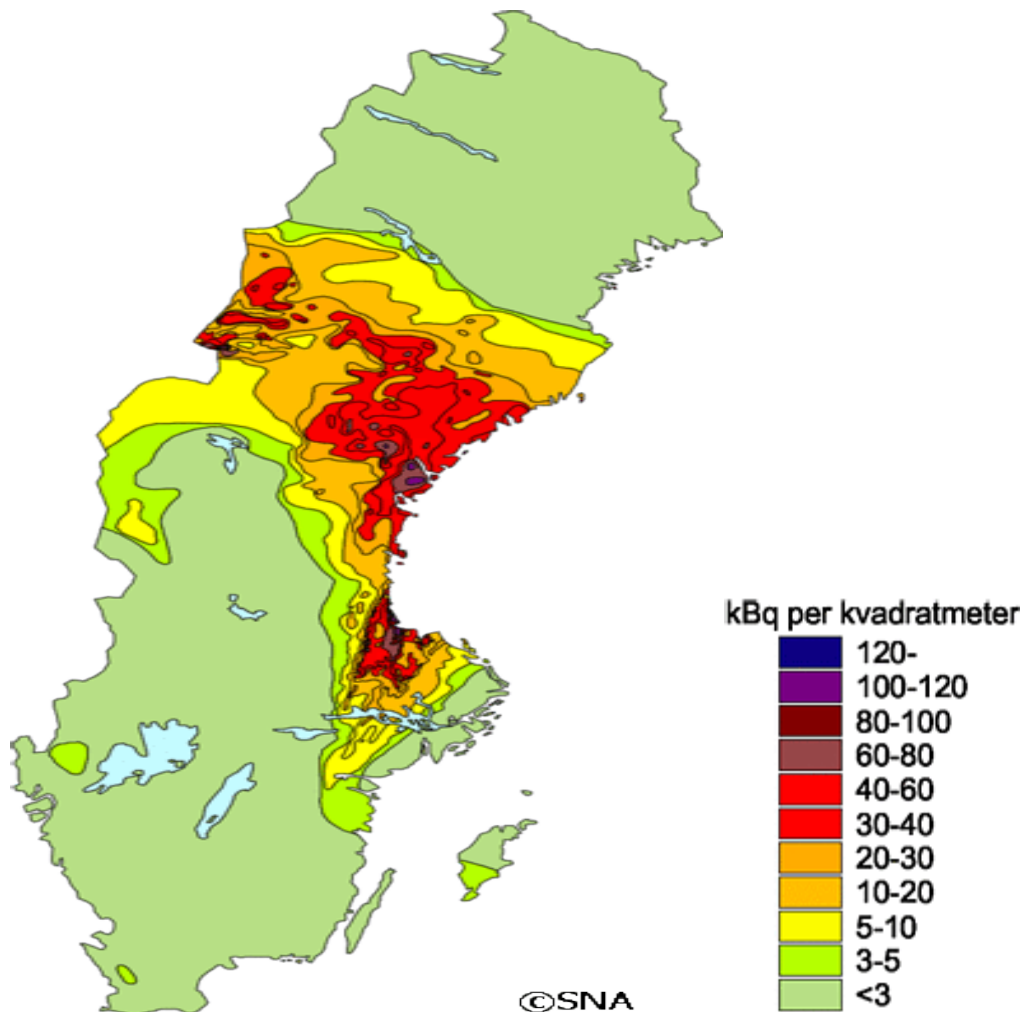
Det finns en överföringsfaktor som kan räknas fram för att kunna skatta och modellera hur stor dos en människa kan få från en viss föda efter ett nedfall med hjälp av aggregerad transferfaktor. Denna faktor kan beskriva till exempel hur mycket av deponerat ^{137}Cs som överförs från mark och växtlighet till kött (Andersson *et al.*, 2002).

2.4 Tjernobylolyckan

Den 26 april 1986 1.23 lokal tid skedde två explosioner i reaktor 4 vid kärnkraftverket i Tjernobyl. I samband med explosionerna frigjordes radionukliderna krypton-85 (^{85}Kr), xenon-133 (^{133}Xe), jod-131 (^{131}I), cesium-134 (^{134}Cs), ^{137}Cs och strontium-90 (^{90}Sr) i form av ett radioaktivt moln som steg upp till en höjd av över 1000 meter. Det tog ca 10 dagar att kyla reaktorn och få stopp på utsläppet av radionuklider. Radionuklider som var bundna till större partiklar föll ner i områden i närheten av Tjernobyl. Mycket av det frigjorda ^{90}Sr och transurana element deponerades inom en tremils radie från reaktorn. De radionuklider som var bundna till lättare partiklar spreds med hjälp av vindar till stora delar av Europa (Johanson, 1996).

De rådande väderförhållandena avgjorde nedfallet och spridningen av de radioaktiva ämnena (Johanson, 1996). Radioaktiva ämnen kan deponeras på två sätt, antingen genom våtdeposition eller via torrdeposition. Våtdeposition är när radionuklider följer med nederbörd till mark eller sjöar/hav. Vid torrdeposition faller radionukliderna på grund av partiklarnas tyngd och hamnar på mark eller i vatten. Koncentrationen av nedfallet är högre och kraftigare vid våtdeposition eftersom regnet tvättar ur det ”radioaktiva molnet”. De radioaktiva nedfall som hamnar i vatten kan bindas till bottensedimentet och kan även överföras till fisk (Andersson *et al.*, 2002, Andersson *et al.*, 2007).

På grund av de nordvästliga vindarna under tiden vid utsläppet spreds radionukliderna mot Skandinavien, och Sverige var ett av de länder som drabbades mest utanför det forna Sovjet (Johanson, 1996). Mycket av de radioaktiva nedfallet hamnade i delar av Gävleborg, Uppland, Västerbotten, Västmanland och Västernorrland. I vissa områden förekom kraftigt lokala nederbörd under nedfallstiden vilket skapade stora lokala variationer av mängden radionuklider (Moberg, 2001)(figur 1). Nedfallet i Skandinavien bestod främst av radionukliderna ^{137}Cs , ^{134}Cs och ^{131}I (Andersson *et al.*, 2007). Av allt ^{137}Cs som släpptes ut i samband med olyckan var det ungefär 5 % som deponerades i Sverige och den största delen finns idag bundet i mark, växt och sjösediment (Moberg, 2001).



Figur 1. Deposition av ^{137}Cs i Sverige 1986 efter Tjernobylyolyckan (Sveriges nationalatlas, 2013).

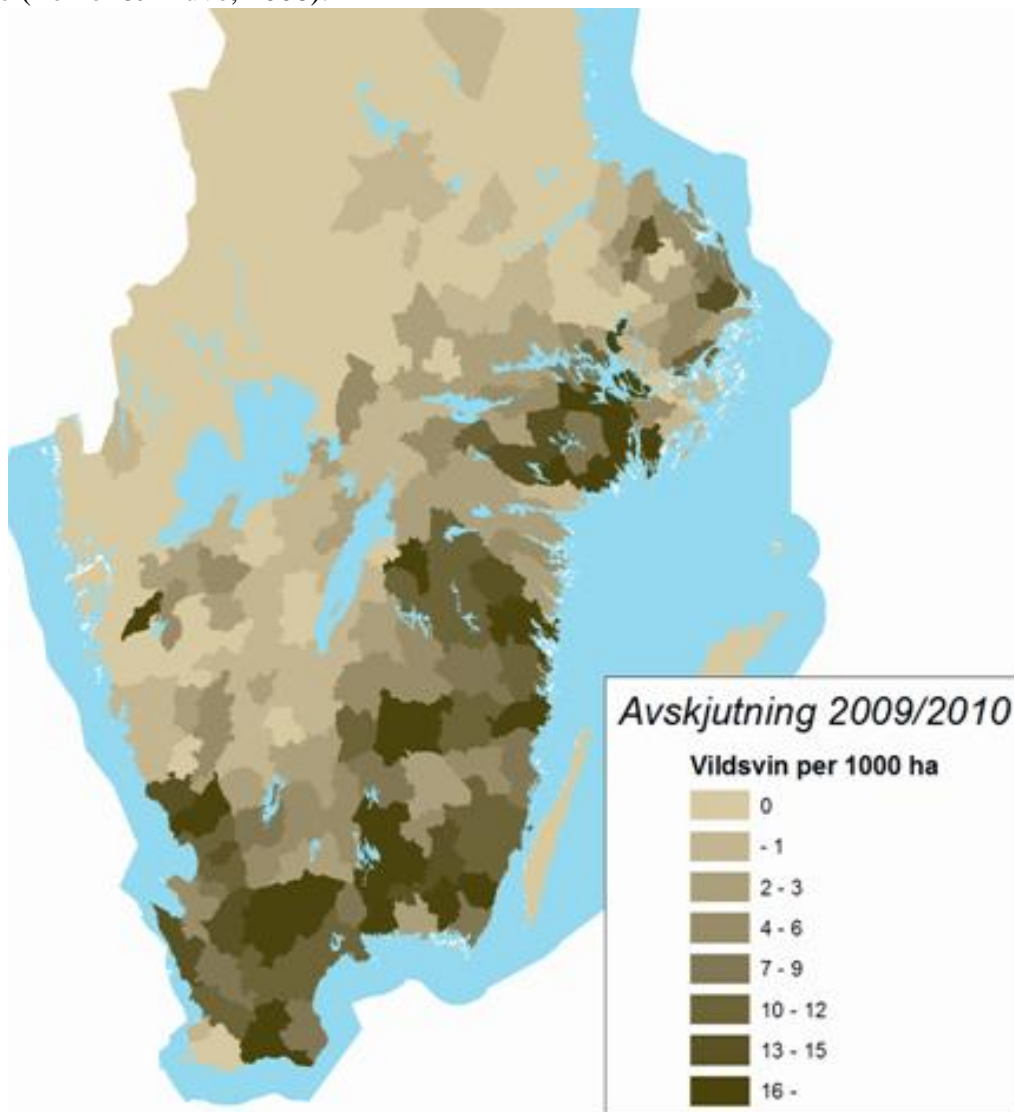
Tjernobylyolyckan hade en större påverkan i Sverige än vad som förväntades. Beroende på nedfallets storlek blev konsekvenserna olika stora mellan olika platser där nedfallet skedde (Moberg, 2001). Nedfallet skedde innan växtperiodens början vilket ledde till att det mesta deponerades på marken och inte på vegetationen men jordbruket påverkades ändå (Johanson, 1996). En mängd olika motåtgärder, som till exempel icke kontaminerat foder till djur, plöjning, kaliumgödsling och putsning av beten, genomfördes för att minska överförandet av radioaktiva ämnen via livsmedel till människan efter Tjernobylyolyckan (Andersson *et al.*, 2002).

Nedfallet som hamnade i skogen berörde främst jägare, fiskare och svamp- och bärplockare (Johanson, 1996). De påverkas än idag då ^{137}Cs fortfarande finns kvar i skogens ekosystem i Sverige (Andersson *et al.*, 2002, Johnson, 1996). Konsekvensen av detta har blivit att människorna i kontaminerade områden inte kan utnyttja skogens produkter på samma sätt som före nedfallet. Människorna i de kontaminerade områdena har fått ändra på sina vanor. Jägare drabbades hårt då kött från älg- och rådjursjakten inte kunde användas som människoföda på grund av den höga halten av radiocesium vilket ledde till att stora mängder köttet kasserades de första åren efter nedfallet. Det uppmättes även höga halter av ^{137}Cs i fisk från näringsfattiga skogssjöar och fjällsjöar, men minde halter i fisk från näringsrika sjöar. Detta ledde till att människor inte åt fisk från de drabbade sjöarna (Johanson, 1996).

Livsmedelsverket bestämde gränsvärden för hur stor mängd ^{137}Cs som fick finnas i livsmedel. Gränsvärdet sattes först till 300 Bq/kg och senare höjdes för vilt, fisk, ren, svamp och bär till 1500 Bq/kg (Andersson *et al.*, 2002). Dessa gränsvärden gäller än idag och är till för livsmedel som ska säljas. Det är aldrig förbjudet att äta det som jagas, fiskas eller plockas även om dessa produkter överskrider gränsvärdena (Moberg, 2001).

2.5 Vildsvin

Vildsvin (*Sus scrofa*) är ett av de djur som har den bredaste geografiska utbredningen (Couto *et al.*, 2006) och idag återfinns de på alla kontinenter utom Antarktis (Thurfjell, 2001). I Sverige utrotades vildsvinen i slutet av 1700-talet på grund av skadorna de orsakade inom jordbruket. Vildsvinen återintroducerades till den svenska faunan genom att de antingen släpptes ut i det vilda illegalt eller rymde från hägn (Magnusson, (2010). Idag är vildsvinen väl etablerade i Sverige (figur 2) och man har beräknat att populationen under 2012 med säkerhet bestod av ca 100000–200000 individer och de återfinns främst i södra halvan av Sverige (Lemel & Truvé, 2008).



Figur 2. Karta som visar, enligt Jägareförbundets Viltövervakning (Svenska Jägareförbundet, 2012), beräknad avskjutning av vildsvin under 2009/2010. Kartan ger även en överblick hur vildsvinen är etablerade.

I Sverige är vildsvinets hemområde väldigt varierade. Under ett år kan hemområdet variera mellan 500-2000 ha. Detta beror på att vildsvinet styrs av tillgången på föda, vatten och skydd. Finns det en stor tillgång på mat i närheten av nattlegan rör de sig inte så långt. En sugga med nyfödda kultingar söker föda i närheten av boet medan en galt kan i samband med sökandet efter suggor och nya hemområden röra sig över stora arealer. Finns åtelplats där de utfodras inom hemområdet kan vildsvinens liv och aktivitetsperioder bli nästan helt beroende av foderplatsen (Markström, 2002).

Suggorna lever i sociala grupper (matriarkat) tillsammans med sina kultingar. Oftast är suggorna besläktade i form av mor-dotterlinjer (Lemel & Truvé, 2008) men det behöver inte alltid vara så (Thurfjell, 2001). Suggorna når könsmognad då de uppnår en vikt på 30 kg, vid ca: 10 månaders ålder, men det kan ske tidigare än så (Lemel & Truvé, 2008, Thurfjell, 2001). Galtarna lämnar gruppen när de nått könsmognad vid 10 månaders ålder och lever därefter solitärt, dock kan unga galtar som precis har lämnat matriarkatet forma små grupper (Lemel & Truvé, 2008). En galt väger 80-200 kg och en sugga väger 70-150 kg. En fjolåring väger ca: 60-80 kg och en kulting på 6 månader väger ca: 30-40 kg (Markström, 2002).

Vildsvinet är en allätare, det vill säga den äter nästan allt som finns tillgängligt, växter som djur. Därför beror födan på den miljön vilken vildsvinet befinner sig i och vad som finns tillgängligt. Ungefär 80-90 procent av födan består av växtdelar och svamp. Under sommaren och hösten är vildsvinens tillväxt som störst och de bygger upp sitt förråd av fett inför vintern. Under denna tid uppsöker de gärna odlingar bestående av havre, korn, vete, ärtor och även slättervallar och rapsfält. Av skogens tillgångar är hasselnötter, bok- och ekollon och fallfrukt, något av favoritföda, men de äter även gräsväxter och bär. Under vintern äter de mycket underjordiska rötter och växtdelar. Endast en liten del av vildsvinets föda är animalisk och den består till stor del av maskar och larver. Det förekommer även att vildsvin äter smågnagare, ödlor, ägg fågelungar och till och med däggdjursungar. Utfodring vid åtelplatser består oftast av grödor som majs, sockerbetor, och potatis (Markström, 2002, Bergquist, *et al.*, 2002, Schley & Roper, 2003).

Det är känt sedan länge att vildsvinets bökande orsakar skador inom jordbruket. På sommaren äts delar av skörden upp, mycket av det trampas ner och markerna bökas upp. I skogen kan vildsvinens bökning vara positiv då det bidrar till mångfalden av skogens flora. De hjälper till att sprida frön och sporer och tack vare bökningen skapas störda ytor som ökar artrikedomen. När vildsvinen bökar kommer ollon och frön från barrträd att myllas ner där de har större chans att gro samtidigt som vildsvinen äter upp en del larver och andra skadeinsekter. Vildsvinen orsakar även skador i skogen då till exempel bökandet av granens ytliga rötter ger upphov till granrotsröta och unga plantor av bok och ek dör när vildsvinen äter upp deras rötter (Markström, 2002).

För många jägare är vildsvinet ett attraktivt vilt att jaga och de två vanligaste jaktformerna är vakjakt och jakt med stötande hundar. Under jaktsäsongen 2009/2010 sköts närmare 65000 vildsvin och bidrog till att vi åt närmare 2400 ton vildsvinskött under 2010 (Svenska Jägareförbundet, 2013).

I Sverige började man efter Tjernobylyolyckan mäta ¹³⁷Cs-halten i bland annat ren, älg, rådjur och senare även lo och björn i de områden som drabbades av radioaktivt nedfall. När olyckan inträffade 1986 fanns mycket få vildsvin i nedfallsdrabbade områden i Sverige och det gjordes därför inga systematiska mätningar på vildsvin (Sveriges strålsäkerhetsmyndighet, 2013). I delar av Europa gjordes däremot en hel del mätningar på vildsvin (Strebl & Tataruch, 2007,

Semizhon *et al.*, 2009, Dvořák *et al.*, 2009, Rachubik, 2008, Vilic *et al.*, 2005) I samband med spridningen av vildsvinspopulationen till de Tjernobyldrabbade områdena har det blivit intressant att studera ^{137}Cs -koncentrationen även i vildsvin (Rosén & Weimer, 2012). Den biologiska halveringstiden för ^{137}Cs i vildsvin är ca 20-40 dagar och ^{137}Cs kommer från vildsvinens föda (Hohmann & Huckschlag, 2005).

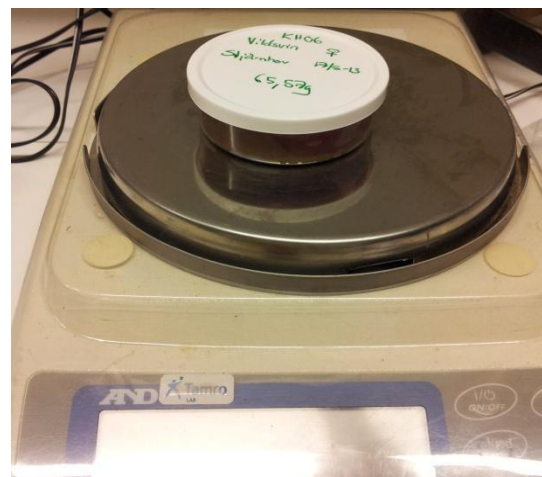
3. Material och metod

Prover från vildsvin har samlats in under tiden från 2010 till våren 2013. Proverna har kommit från vildsvin skjutna i länen Uppsala, Södermanland, Västmanland, Stockholm, Dalarna och Skåne. Proverna består av muskel som togs från framläggen på de skjutna djuren, det vill säga övre delen av frambenet. Jägarna meddelade uppgifter, oftast via ett speciellt protokoll, om djurets skattade ålder, kön och vikt samt var, när och från och med 2013 efterfrågades det om den är skjutna på åtelplats. Av de 88 prover som skickats in var det 16 prover som inte bestod av framlägg och dessa prover var främst inskickade av livsmedelsverket men även jägare skickade in prover som inte bestod av framlägg. Proverna bestod antingen av en eller flera prover av typerna: ytterfilé, bog, rygg, lår, kind, stek eller kotlett och redovisas separat.

Muskelproverna putsades (figur 3) till det vill säga blod, fett, senor och päls togs bort och provet skars i bitar och överfördes till antingen en 60 eller 35 ml burk beroende på hur stort provet var. Detta gjordes för att få en så hög fyllnadsgrad som möjligt och för att utrustningen var kalibrerad för dessa geometrier. Proverna vägdes (figur 4) i färskvikt och vikten angavs med en noggrannhet på två decimaler. Vissa prover förvarades i ett frysrum innan de analyserades. Burkarna med proverna lades i genomskinliga plastpåsar av hushållstyp och placerades sedan på en HPGe-detektor (figur 5,6 och 7) för gammaanalys. Proverna mättes så länge (ca tre timmar) att felprocenten inte översteg 5 %. Vissa prov fick analyseras längre (ca 24 timmar) då felprocenten för dessa prover översteg 5 %. Dataprogrammet Apex (Apex V 1.2.258 by Canberra Industries) detekterade processen och räknade om aktivitetskoncentrationen av ^{137}Cs i köttet till den dag då vildsvinet sköts. Programmet räknade om resultatet av mätningarna till Bq/kg.



Figur 3. Putsning av vildsvinskött och överföring till burk.



Figur 4. Vägning av vildsvinsprov.



Figur 5. Detektorn inne i blygrottan.



Figur 6. Provet placerat på detektorn.

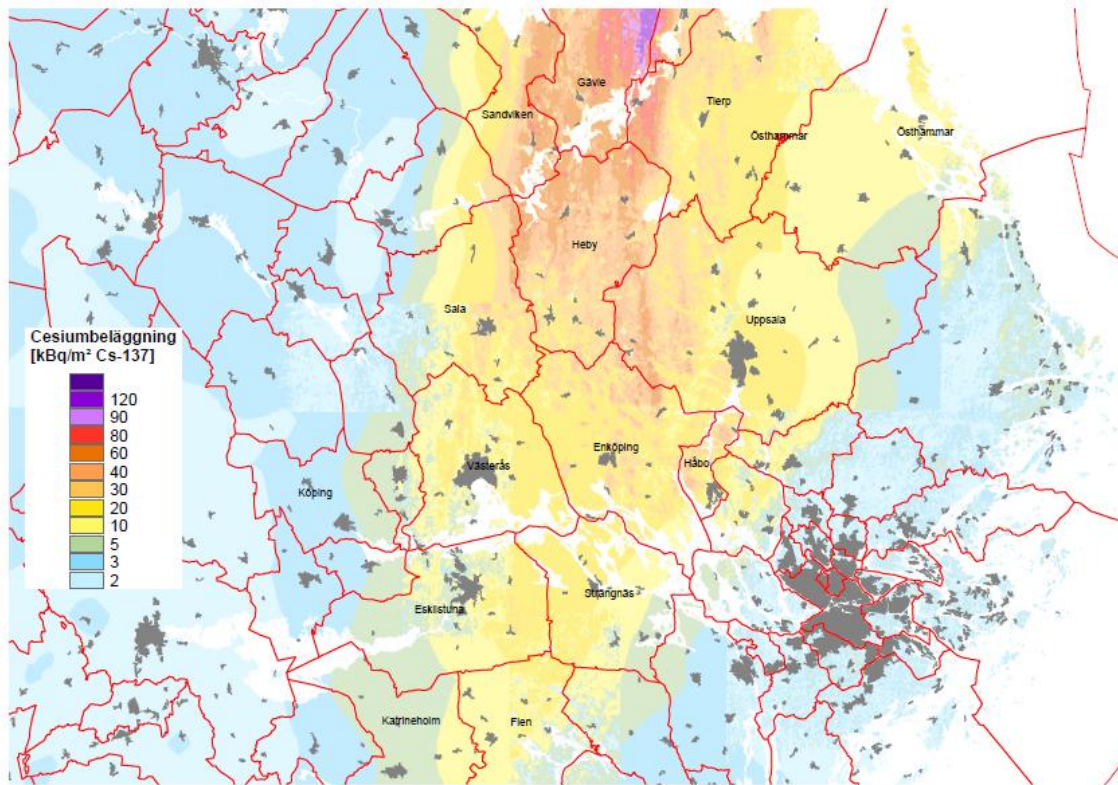


Figur 7. Detektorerna A och B. Behållarna under blygrottan innehåller flytande kväve för att hålla detektorerna kraftigt nedkylda.

För att kunna räkna ut aggregerad transferfaktor för vildsvin (formel 1) behövdes även information om halten ^{137}Cs i marken från de områden där vildsvinen levde. Med hjälp av kartan i figur 8 som visar halten ^{137}Cs i marken och informationen från jägarna om var vildsvinen var skjutna, kunde koordinater tas fram. Kartan visar halterna av ^{137}Cs i marken från 1986 efter Tjernobylolyckan så deponeringen i mark har korrigerats för sönderfallet med hjälp av formel 2. Denna formel beskriver det exponentiella förloppet vid fysikaliskt sönderfall (Andersson *et al.*, 2007). A_0 är deponeringen vid nedfallet med enheten m^2/kg , T_{fys} är fysikalisk halveringstid som är 30 år för ^{137}Cs och t är tiden som räknats om från antalet år till dagar från de att nedfallet deponerades i Sverige, 1986-05-06.

$$(1) T_{\text{ag}} = \frac{^{137}\text{Cs-halten i köttet (Bq/kg)}}{^{137}\text{Cs-halten i marken (Bq/m}^2)}$$

$$(2) A(t) = A_0 * \exp(-\ln 2 / T_{\text{fys}} * t)$$



Figur 8. Karta över markens cesiumbeläggning (kBq/m²) i Sverige från 1986.

På grund av att det fanns en så stor variation mellan proverna, togs den naturliga logaritmen av alla värden innan statistisk analys. Den statistiska analysen genomfördes med hjälp av Minitab 16 Statistical Software (2010) och använde Anova-GLM (general linear model). För att kunna testa om det fanns en signifikant effekt av ¹³⁷Cs-aktiviteten på olika faktorer som ålder, kön och län, användes den naturliga logaritmen av ¹³⁷Cs aktivitetskoncentrationer i vildsvin i Anova-GLM (p = 95 %) där dessa olika faktorer kontrade varandra. Tukey's test genomfördes på faktorerna kön respektive län.

4. Resultat

Mellan oktober 2010 och maj 2013 samlades totalt 88 vildsvinprover in (tabell 2), varav 72 prover bestod av framlägg och 16 prover bestod av andra typer (tabell 3), och analyserades med avseende på halten ^{137}Cs per kg färskvikt. Medelvärdet för aktivitetskoncentrationen av ^{137}Cs i dessa 72 skjutna vildsvin var 789 Bq/kg (standardavvikelse $\sigma= 1026$). Den högsta ^{137}Cs -koncentrationen som uppmättes var 4860 Bq/kg och kom från en sugga på ca 4 år skjuten i Västerås, Västmanlands län. I fyra prov var halterna så låga att de var under MDA (MDA= minsta detekterbara aktivitet, ett icke absolut värde beror på varje enskilt provs egenskaper samt mättid) och kom från två galtar varav en vuxen och en årsunge (provet bestod inte av framlägg), en honlig årsunge (provet bestod inte av framlägg) och en med okänt kön. Dessa var skjutna i Södermanlands, Skånes och Västmanlands län. Hos totalt 14 vildsvin var ^{137}Cs -koncentrationerna över gränsvärdet 1500 Bq/kg som gäller för saluförda vilda livsmedel sedan 1987 i Sverige. Dessa vildsvin var skjutna i Södermanlands (n=1), Västmanlands (n=5) och Uppsala län (n=8). Ett Anova-GLM test och Tukey's test visade att det fanns en signifikant skillnad mellan könen och mellan de olika länen.

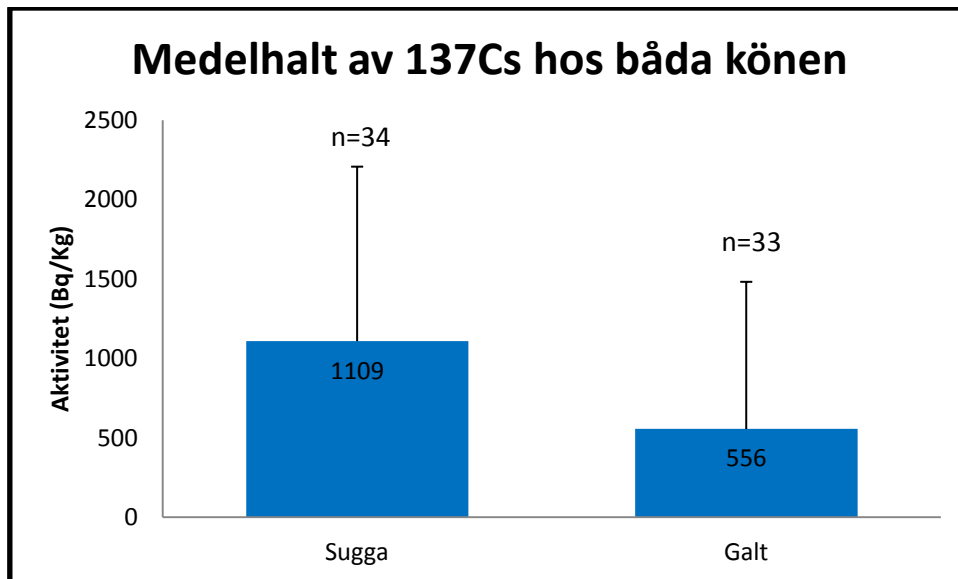
Tabell 2. Antal framläggprover insamlade samt deras medelvärde av ^{137}Cs (färskvikt) och standardavvikelse per år.

År	Antal prover	Medelhalt (Bq/kg)	Standardavvikelse (Bq/kg)
2010	2	579	87
2011	12	945	782
2012	32	965	1376
2013	26	517	492
Totalt antal prover	72		

Tabell 3. Medelhalt, standardavvikelse, max- och minimumvärde av ^{137}Cs (i färskvikt) för alla prover år 2010-2013.

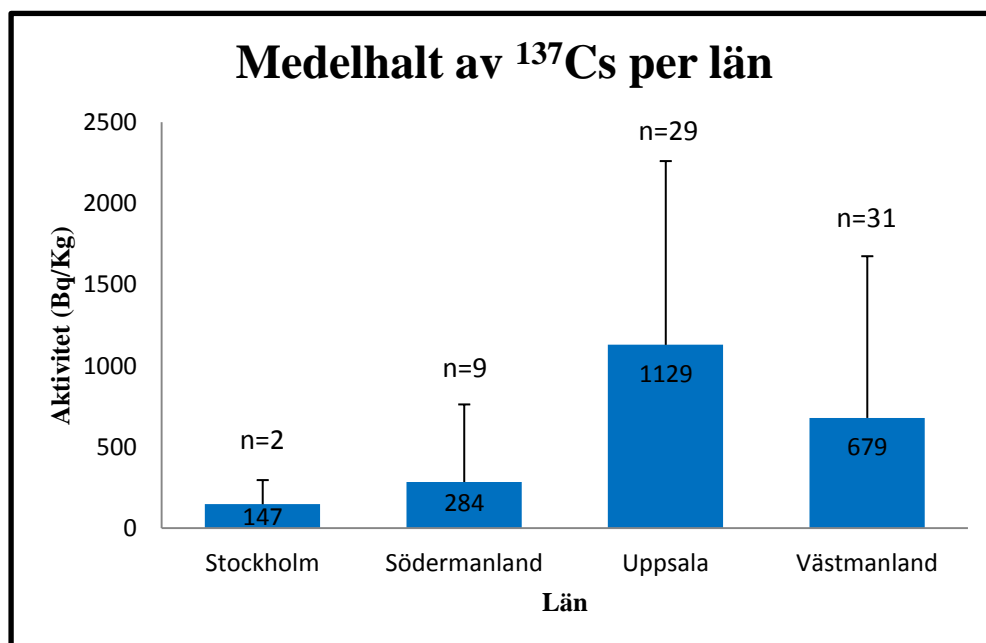
	Prover av muskel från framlägg ^{137}Cs (Bq/kg)	Prover av annan muskeltyp ^{137}Cs (Bq/kg)
Medelhalt	789	124
Standardavvikelse	1026	158
Minimumvärde	1	479
Maximumvärde	4860	1
Totalt antal prover	72	16

Av de 72 framläggproverna kom 34 stycken från suggor, 33 stycken från galtar och för 5 prover var könet okänt. Proven från suggor i denna studie visade en högre medelhalt på 1109 Bq/kg (standardavvikelse $\sigma= 1099$) jämfört med galtar som hade en medelhalt på 556 Bq/kg (standardavvikelse $\sigma= 927$) (Anova-GLM, p-värde 0,0484) (figur 9).



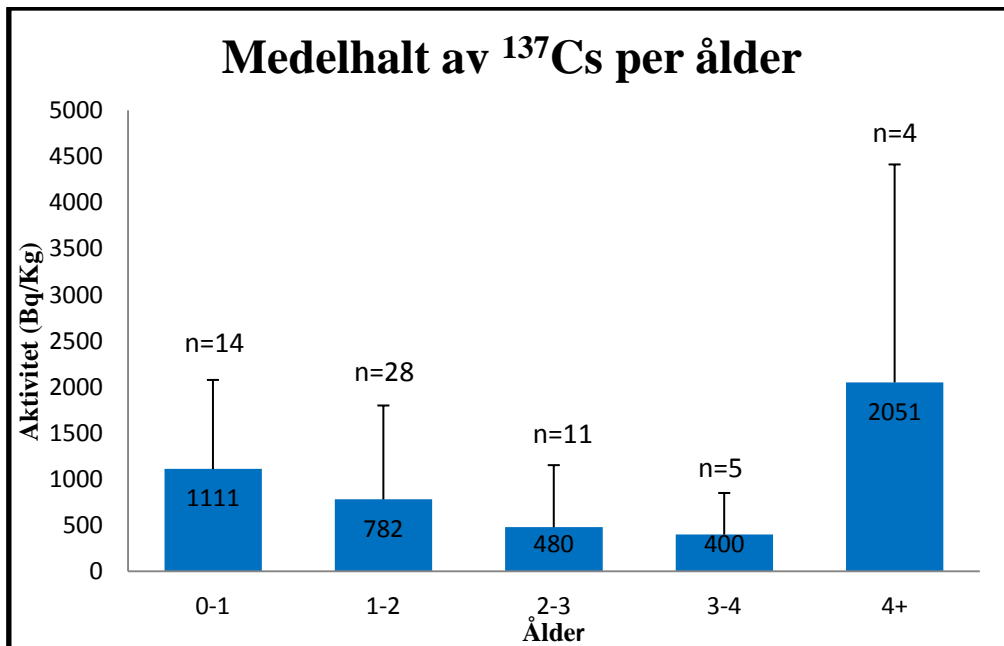
Figur 9. Medelhalt av ^{137}Cs i suggor och galtar under åren 2010-2013, samt standardavvikelser.

Medelhalten av ^{137}Cs varierade mellan länen (figur 10) och var högst i Uppsala län (n=29) där medelhalten var 1129 Bq/kg och lägst i Stockholm (n=2) med medelhalten 147 Bq/kg. Däremellan låg Södermanland (n=9) med 284 Bq/kg och Västmanland (n=31) med 679 Bq/kg. Skåne län och Dalarnas län redovisas inte då det från Skåne län inte är ett muskelprov och Dalarnas län endast utgjordes utav ett prov. Resultatet visade en signifikant skillnad mellan de olika länen (Anova-GLM test, p-värde 0,0472).



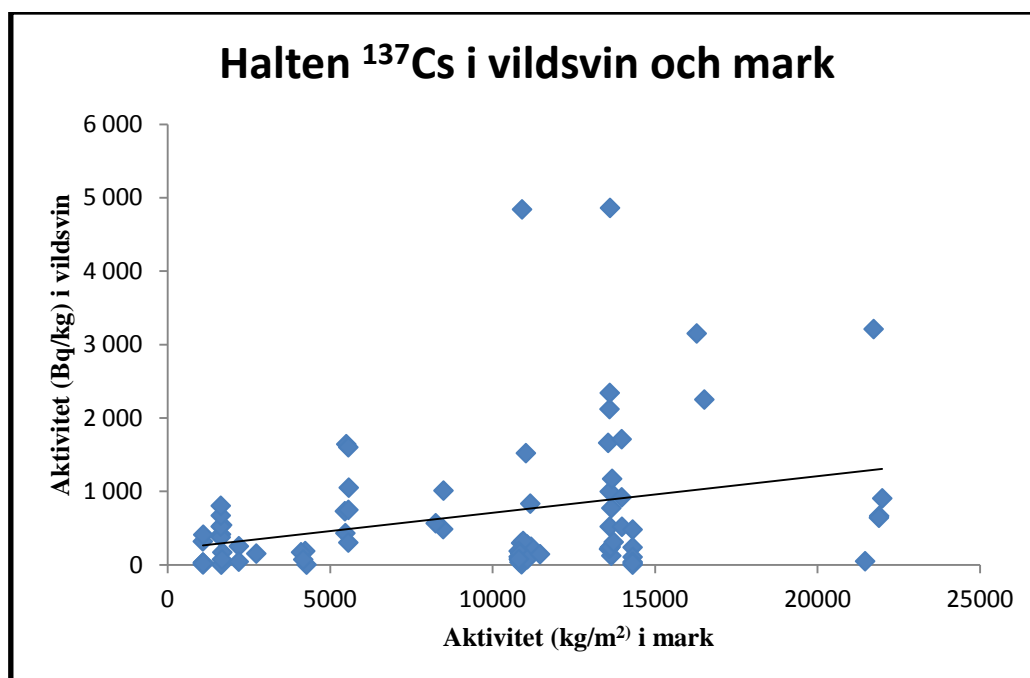
Figur 10. Medelhalt av ^{137}Cs i vildsvin i respektive län under åren 2010-2013, samt standardavvikelser.

Det finns en tendens till variation av medelhalten ^{137}Cs mellan olika ålder på vildsvinen (figur 11). Figuren visar att vildsvin med åldern 0-1 år har hög medelhalt av ^{137}Cs och sen minskar halten då vildsvinen blir äldre. Dock har kategori 4+, högre medelhalt av ^{137}Cs men kategorin utgörs endast av 5 prover och resultatet är inte signifikant (Anova-GLM test, p-värde 0,75).



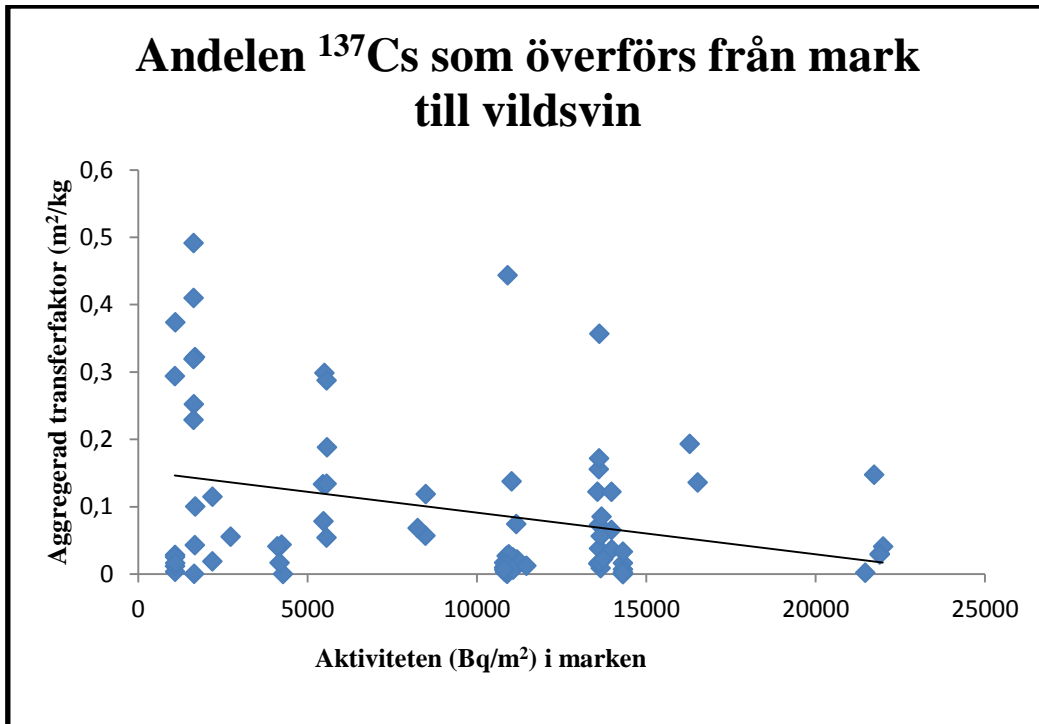
Figur 11. Medelhalt av ^{137}Cs i vildsvin per ålder under åren 2010-2013, samt standardavvikelser.

I figur 12 är ^{137}Cs -aktiviteten i vildsvinen plottade mot ^{137}Cs -aktiviteten i marken. Figuren visar att den totala halten har ett ganska starkt samband med halten i marken, att halten ^{137}Cs i köttet är högre ju högre halt ^{137}Cs som finns i marken.



Figur 12. Sambandet mellan halten ^{137}Cs (Bq/kg) i vildsvin och halten ^{137}Cs (m^2/kg) i marken.

Aggregerad transferfaktor visar hur stor andel av ^{137}Cs som överförs till kött av halten ^{137}Cs per kvadratmeter och figur 13 visar att andelen ^{137}Cs i vildsvinskött minskar. T_{ag} -värdena för varierar mycket för vildsvinen och mängden ^{137}Cs som förs över per kvadratmeter mark till varje kilo vildsvin lägre ju högre halten ^{137}Cs är i marken. Totalt varierade T_{ag} mellan 0,00007-0,492 m^2/kg .



Figur 13. Sambandet mellan överföringen av ^{137}Cs till vildsvin och aktiviteten av ^{137}Cs som finns i marken.

5. Diskussion

År användes inte som en faktor då vildsvinen sköts året runt vilket indikerar att använda säsong som en faktor skulle vara bättre. Men om säsonger ska jämföras måste det finnas en stor mängd prover vilket inte finns i denna studie. Medelhalterna av ^{137}Cs i framläggsproverna från vildsvinen varierar inte så mycket mellan åren 2010 och maj 2013. För 2010 och 2013 var medelhalterna 579 Bq/kg ($\sigma=87$) respektive 517 Bq/kg ($\sigma=492$) men eftersom endast två prover kom in 2010 påverkas medelhalten. För 2013 tillräknas alla prover som kom in fram till slutet av maj det vill säga 26 prover. Medelhalten för 2011 och 2012 är lite högre, 945 Bq/kg ($\sigma=782$) respektive 965 Bq/kg ($\sigma=1376$). Detta beror delvis på flera prover kom in under dessa två år och att flera av proverna hade högre ^{137}Cs -aktivitet.

I en liknande studie gjord i Tyskland (Semizhon et al., 2009) där man tittat på ^{137}Cs -aktiviteten i vildsvin över flera år, observerades en mer eller mindre konstant aktivitet av ^{137}Cs i vildsvin. Detta kan tänkas bero på hur stor tillgången är på föda med hög ^{137}Cs -halt. Den tyska studien tog prover från samma region och deponeringen av radioaktiva ämnen kan ha varit någorlunda jämt fördelat vilket kan ha påverkat deras resultat. Det kan också vara att vildsvinen har tillgång till jordbruksgrödor vilket gör att vildsvinen inte får i sig en mindre halt ^{137}Cs . En liknande studie av ^{137}Cs -aktiviteten i vildsvin har genomförts även i Österrike, där prover togs från vildsvin skjutna i två olika skogar (Strebl & Tataruch, 2007). De observerade en ökning med åren av ^{137}Cs -aktiviteten i vildsvin.

Denna studie kommer att fortsätta och i samband med att vildsvinen blir allt fler i Sverige och de förflyttar sig allt längre norrut mot kontaminerade områden så kan man förvänta sig att ^{137}Cs -aktiviteten i vildsvin kommer att öka. Det har snart gått 30 år sedan Tjernobylyckan och ^{137}Cs har en halveringstid på 30 år. Så en del av de ^{137}Cs som finns kvar kommer att försvinna men frågan är hur mycket det kommer att påverka aktiviteten i vildsvin framöver och de närmsta 30 åren.

Vildsvinsproverna visade stor variation från under 5 till 4860 Bq/kg och medelhalten var 789 Bq/kg. Medelhalten överstiger inte gränsvärdet för salufört vilt som är 1500 Bq/kg men överstiger det europeiska gränsvärdet som är 600 Bq/kg. Strebl & Tataruch (2007), undersökte ^{137}Cs -aktiviteten i vildsvin från två kontaminerade skogar i Österrike och deras resultat visade att medelvärdet låg över 1000 Bq/kg under hela observationsperioden 1986-2003. Deras medelhalt är högre än vad som visas i detta arbete och de använde sig utav fler prover totalt ($n=155$) och det kan ha varit så att det fanns högre halter ^{137}Cs i marken vilket resulterar i att vildsvinen får högre halter. Dessutom var vildsvinen skjutna i två olika skogar vilket påverkar resultatet. I Tyskland undersökte Semizhon et al., (2009) mellan 1998-2008 ^{137}Cs -aktiviteten i 656 skjutna vildsvin. Det var stor variation mellan proverna från under 5 till 8266 Bq/kg vilket är högre än i denna studie. I en likande studie gjord i Kroatien (Vilic et al., 2005) observerade man också en stor variation i aktivitet mellan proverna, från under 1 till över 600 Bq/kg. I Polen (Rachubik, 2008) fann man ^{137}Cs -koncentrationen till tiotal Bq/kg och i Tjeckien närmare 140 Bq/kg (Dvořák et al., 2009). Länderna i Europa fick olika mycket deponering av radioaktiva ämnen från Tjernobylyckan vilket påverkar resultaten i studierna gjorda runt om i Europa. Dessutom skiljer sig habitatet, klimatet, och tillgången på olika föda som också påverkar ^{137}Cs -aktiviteten i vildsvinen (Semizhon et al., 2009). I dessa studier har flera prover kommit från samma ställen, till exempel från en skog eller en region medan i den här studien har det kommit få prover från flera olika ställen. Att proverna är spridda gör att resultaten inte blir lika statistiskt säkra.

Proverna som inte bestod av framlägg hade lägre ^{137}Cs - medelhalt (124 Bq/kg) jämfört med framläggsproverna (789 Bq/kg). Det antas att ^{137}Cs fördelas homogent i muskelvävnad (Weimer, 2011) och det har provats med flera olika typer av muskelvävnader och man har kommit fram till att muskelprover från framlägg ger bäst resultat (muntl. Weimer, 2013).

Suggorna (n=34) hade en signifikant högre medelhalt på 1109 Bq/kg jämfört med galtarna (n=33) som hade en medelhalt på 556 Bq/kg. Dvořák *et al.*, (2009), observerade ingen signifikant skillnad i deras studie mellan suggor med en medelhalt på 31 Bq/kg och galtar med medelvärde på 43 Bq/kg. Suggorna i det här arbetet var i genomsnitt yngre och yngre djur har i snitt högre halter. Detta beror bland annat på att yngre djur äter mer föda i förhållande till sin kroppsvikt eftersom att de växer (Semizhon *et al.*, 2009) vilket kan ha påverkat resultatet. Klimatet och habitatet skiljer sig mellan Sverige och Tjeckien då de ligger på olika breddgrader vilket också kan påverka resultatet (Semizhon *et al.*, 2009). Fortsatta studier med prover från äldre suggor och yngre galtar kan påverka resultatet. Det kan tänkas vara så att det kanske är signifikant att det är skillnad mellan könen, att suggor har högre ämnesomsättning och särskilt om de har kulingar.

Den statistiska analysen visade att det fanns en signifikant skillnad mellan de olika länen (då är även Skåne län och Dalarnas län inräknade). Uppsala län, Stockholms län och Västmanlands län fick mer deponering efter Tjernobyolyckan än Södermanlands län. Figur 10 visar att Uppsala län och Västmanlands län har högre halter och fler prover än Stockholms län som endast består av två prover. Vildsvin som skjutits inom samma område kan ha väldigt varierande halter, till exempel från ett område i Västmanlands län sköts vildsvin där ena hade närmare 5000 Bq/kg och en annan närmare 100 Bq/kg. Detta kan bero på vad det är vildsvinen äter, om de äter mer av det som människan utfodrar, odlade grödor eller om de äter mer av skogens produkter. Det är individuellt för varje vildsvin.

Vildsvinen får i sig ^{137}Cs via födan och aktiviteten påverkas av vilken typ av habitat vildsvinen lever i, vad det är som ingår i deras föda, tillgängligheten till foder och odlad mark och hur kontaminerad marken är där de lever (Kalac, 2012, Strebl & Tataruch, 2007, Semizhon *et al.*, 2009). Både Semizhon *et al.*, (2009) och Strebl & Tataruch, (2007) observerade säsongsförändring av ^{137}Cs -koncentrationen i vildsvin där ^{137}Cs -koncentrationen ökade under månaderna januari-mars. I det här arbetet är det för få prover som inte är jämnt fördelade över året för att kunna se om det finns en säsongsförändring men med fortsatta studier kommer vi troligtvis att kunna se en säsongsförändring av ^{137}Cs i vildsvin. Det har också observerats att ^{137}Cs -aktiviteten minskar då vildsvinen utfodras eller äter grödor som inte är kontaminerat men ökar när de äter kontaminerade produkter från skogen. (Semizhon *et al.*, 2009). Svamp kan innehålla mycket ^{137}Cs och svamp ingår i vildsvinets föda och påverkar ^{137}Cs -koncentrationen i vildsvin (Kalac, 2012, Strebl & Tataruch, 2007). Flera studier tyder på att hjorttryffel som är den del av vildsvinets diet bidrar mycket till ^{137}Cs -koncentrationen i vildsvin (Semizhon *et al.*, 2009), Kalac, 2012, Strebl & Tataruch, 2007).

Som tidigare nämnts så tenderar yngre djur att ha högre halter av ^{137}Cs och resultatet visar en tendens till variation av ^{137}Cs mellan ålder på vildsvinen. Enligt figur 11 visar de yngre djuren högre medelhalt men så avtar medelhalten då de blir äldre. Dock avviker kategorin 4+ men den består endast av fem prover. Skulle det vara så att yngre djur har högre halter kan människor som äter mycket vilt få i sig högre halter av ^{137}Cs . Yngre vildsvin är mycket bättre matgris, det vill säga folk tycker yngre vildsvin smakar bättre än äldre och då föredrar att

köpa kött som är från yngre vildsvin. Fler prover av vildsvin med olika åldrar måste samlas in för att kunna se om det faktiskt skiljer sig mellan åldrar.

Sambandet mellan halten ^{137}Cs i vildsvin och halten ^{137}Cs i marken är ganska starkt (figur 12). Resultatet visar att halten ^{137}Cs ökar i vildsvinsköttet ju högre halt ^{137}Cs som finns i marken. Detta verkar väldigt rimligt då vildsvinen har större chans att få i mer ^{137}Cs om de lever på marker som innehåller mycket ^{137}Cs . Det förutsatt att ^{137}Cs är tillgängligt för vildsvinen på de mycket kontaminerade markerna. ^{137}Cs migrerar vertikalt med tiden (Strebl & Tataruch 2007) och i till slut kommer ^{137}Cs att ha migrerat så långt ner att det inte är tillgängligt för vildsvinen. Detta betyder att halten ^{137}Cs kommer att minska i vildsvin men så länge växter och svampar, som ingår i vildsvinets föda, kan ta upp ^{137}Cs så kommer halterna vara relativt höga i vildsvin som lever på kontaminerade marker.

Det totala medelvärde av aggregerad transferfaktor (T_{ag}) för de skjutna vildsvinen var 0,100 $\text{kg } ^{137}\text{Cs}/\text{m}^2$ och totalt varierade T_{ag} mellan 0,00007-0,492 m^2/kg . Resultaten i denna studie visar att andelen ^{137}Cs som per kvadratmeter mark förs över till varje kilo vildsvin är lägre ju högre halten är i marken. Det är förväntat att T_{ag} -värdena ska vara ungefär likartat oberoende vilken aktivitet som finns i marken (Strebl & Tataruch, 2007). Att resultatet i denna studie skiljer sig från detta kan vara på grund av begränsat antal prover som är ojämnt spridda över året. Skulle det finnas många prover från samma årstid från marker med olika halter av ^{137}Cs så skulle förmodligen T_{ag} -värdena vara i stort sett lika.

Som tidigare nämnts i diskussionen så påverkas halter ^{137}Cs i vildsvin av hur mycket kontaminerad föda de äter. Semizhon *et al.*, (2009) och Strebl & Tataruch (2007) observerade att T_{ag} från jord till vildsvinskött ökade med åren och även här påverkar habitatet och födan överföringen. Det här arbetet har utgått från prover som främst samlats in de senaste tre åren och om fler prover kommer in under flera år kommer antagligen T_{ag} öka för vildsvinen även i Sverige. Om man jämför vildsvin med andra arter som rådjur, hjort och älg ser man att ^{137}Cs blir mer tillgängligt för vildsvin samtidigt som ^{137}Cs blir mindre tillgängligt för de andra arterna (Weimer, 2011, Semizhon *et al.*, 2009, Strebl & Tataruch, 2007). Vilken typ av jord det är och hur fort ^{137}Cs migrerar har betydelse (Semizhon *et al.*, 2009). Strebl & Tataruch (2007), har en hypotes om att till exempel rådjur som bland annat äter örter, svampar och buskar inte får lika höga halter av ^{137}Cs då dessa arter har tunna rötter i de översta jordlagren. Vildsvinen däremot bökar efter till exempel hjorttryfflar som återfinns i de djupare jordlagren och eftersom ^{137}Cs migrerar vertikalt med tiden, får de i sig mer ^{137}Cs . Deras hypotes verkar ganska rimlig då både älg och hjort har liknande föda som rådjur och vildsvinen är väldigt duktiga på att böka för att komma åt föda längre ner i jorden.

I samband med att vildsvinen förflyttar sig allt längre norrut mot kontaminerade områden kommer troligtvis ^{137}Cs -halten att öka i vildsvinen och det kan kanske bli aktuellt att kolla vildsvinen som skjuts i det kontaminerade områdena om de ska säljas. Under fortsatta studier kommer det troligen att synas ett mönster i överföringen av ^{137}Cs till vildsvin, antingen kommer överföringen att öka eller vara konstant.

6. Slutsats

Resultaten visar att medelhalten av ^{137}Cs för vildsvin under dessa år var 789 Bq/kg (färskvikt) och det var en stor variation mellan individer. Halten av ^{137}Cs var signifikant högre i suggor än i galtar och det fanns en tendens till skillnad mellan olika åldrar på vildsvinen. Den aggregerade transferfaktorn varierade totalt mellan 0,0004 - 0,492 m^2/kg och att överföringen av ^{137}Cs till vildsvin från mark är lägre ju högre halt av ^{137}Cs det finns i marken. Resultaten i detta arbete ger en överblick över hur tillståndet av ^{137}Cs är i den svenska vildsvinspopulationen. Fortsatta studier med flera prover kan ge en inblick i hur det generella tillståndet av ^{137}Cs är i svenska vildsvin.

7. Tack

Jag skulle vilja tacka min handledare Robert Weimer för all den hjälp jag fått under mitt kandidatarbete. Jag skulle också vilja tacka min examinator Klas Rosén och Birgitta Åhman, som ställföreträdande examinator på presentationen, för deras värdefulla kommentarer på arbetet. Jag vill även tacka Karl Fritzson, som jag har jobbat med, för att ha sammanställt resultatet och gjort statistiken tillsammans. Jag vill också tacka Yuri Chaiko för hjälp med delar av statistiken.

8. Referenser

7.1 Tryckta källor

Andersson, I., Bergman, R., Enander, A., Finck, R., Johanson, K-J., Nylén, T., Preuthun, J., Rosén, K., Sandström, B., Svensson, K. & Ulvsand, T. (2002). I: Persson, K & Preuthun, J. (Red.) *Livsmedelsproduktionen vid nedfall av radioaktiva ämnen*. SLU, FOI, SSI, Livsmedelsverket, Jordbruksverket.

Andersson, P., Carlsson, M., Falk, R., Hubbard, L., Leitz, W., Mjönes, L., Möre, H., Nyblom, L., Södermann, A-L., Yuen Larsson, K., Åkerblom, G. & Öhlén, E. (2007). *Strålmiljön i Sverige*. SSI Rapport 2007:02. Statens strålskyddsinstitut.

Atwood, A.D. (2010). *Radionuclides in the Environment*. 1. Ed. Chichester: John Wiley & Sons Ltd. Tillgänglig: <http://books.google.se/books> [2013-05-24]

Bergman, C., Johansson, K-J., Karlberg, J., Larsson, B., Lundqvist, H., Löfroth, P-O., Rosander, K., Rydén, B-E. & Stålnacke, C-G. (1994). *Strålskydd*. Författarna och Bokförlaget Natur och Kultur, Stockholm.

Bergquist, J., Björse, G., Johansson, U. & Langvall, O. (2002). *VILT och SKOG - Information om aktuell forskning vid SLU om vilt och dess påverkan på skogen och skogsbruket*. Temaexkursion 1.

Bréchnignac, F. & Desmet, G. (2002). *Equidosimetry*. Environment Security, Vol. 2. Dordrecht: Springer. Tillgänglig: <http://books.google.se/books> [2013-05-20]

Brink, M., Preuthun, J., Ranavaara, A., Runólfsson, H. & Salbu, B. (1997). *Från jord till bord*. Roskilde: NKS-sekretariatet (NKS/EKO-3.4(97)TR1.

Chaiko, Y. (2012). *Transfer of radiocaesium (137Cs) to lynx (Lynx lynx) and brown bear (Ursus arctos) in Chernobyl affected areas in Sweden*. Sveriges lantbruksuniversitet. Institutionen för mark och miljö (Examensarbeten 2012:12)

Couto, S., García-González, R., García-Serrano, A., Herrero, J. & Ortuño, V.M. (2006). Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. *European Journal of Wildlife Research*, vol. 52, ss. 245-250.

Dahlgaard, H. (1994). *Nordic radioecology – The transfer of radionuclides through Nordic ecosystems to man*. Amsterdam: Elsevier Science B.V.

Dvořák1, P., Snášell, P. & Beňová, K. (2009). Transfer of Radiocesium into Wild Boar Meat. *Journal of Acta Veterinaria Brno*, vol. 79, ss. S85-S91.

Hohmann, U. & Huckschlag, D. (2005). Investigation on the radiocaesium contamination of wild boar (*Sus scrofa*) meat in Rhineland-Palatinate: a stomach content analysis. *European Journal of Wildlife Research*, vol. 51, ss. 263-270.

Johanson, K-J. (1996). *Strålning, människan och miljön*. Karl J. Johanson.

Johnson, K.J., Rosén, K., Taylor, A.F.S. & Vinichuk, M. (2002). Accumulation of potassium, rubidium, and caesium (^{133}Cs and ^{137}Cs) in various fractions of soil and fungi in a Swedish forest. *Science of the Total Environment*, vol. 408, ss. 2543-2548.

Kalac, P. (2012). *Radioactivity of European wilds growing edible mushrooms I.* :Andres, S. & Baumann, N. (red). *Mushrooms: Types, Properties & Nutrition*. New York: Nova publisher, ss. 215-230.

Lemel, J. & Truvé, J. (2008). *Vildsvin, jakt och förvaltning - Kunskapssammanställning för LRF*. Svensk Naturförvaltning Rapport 2008:04. Svensk Naturförvaltning.

Magnusson, M. (2010). *Population and management models for the Swedish wild boar (Sus scrofa)*. Swedish University of Agriculture Sciences. The Department of Ecology/Natural Resources Programme – Biology and Soil Science. (Independent project, Master thesis 2010:18).

Markström, S. (2002). *Vildsvin*. Kristianstad: Kristianstad Boktryckeri AB.

Moberg, L. (2001). *Kärnkraftsolyckan i Tjernobyl – En sammanfattning femton år efter olyckan*. SSI Rapport 2001:07. Statens strålskyddsinstitut.

Munthe, J., Johanson, K.J., Skyllberg, U. & Tyler, G. (2001). *Effekter på tungmetallers och cesiums rörlighet av marförurning och motåtgärder*. Jönköping: Skogsstyrelsen (Skogsstyrelsen Rapport, 11G/2001).

Rachubik, J. (2008). Radiocaesium in Polish game meat. *Bull Vet Inst Pulawy Journal*, vol. 52, ss.399-403.

Rosén, K., Öborn, I. & Lönsjö, H. 1999. Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl fallout in Sweden 1987-1995. *Journal of Environmental Radioactivity* 46:1 (1999) 45-66.

Rosén, K. & Weimer, R. (2012). *Radioaktivt cesium i vildsvin i Tjernobyldrabbade områden i Sverige*. Uppsala: Strålsäkerhetsmyndigheten. Intern rapport.

Schley, L. & Roper, J. T. (2003). Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review Journal*, vol. 33, No. 1, ss. 43-56.

Semizhon, T., Putyrskaya, V., Zibold, G. & Klemt, E. (2009). Time-dependency of the ^{137}Cs contamination of wild boar from a region Southern Germany in the years 1998 to 2008. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 100, ss. 988–992.

Strebl, F. & Tataruch, F. (2007). Time trends (1986-2003) of radiocesium transfer to roe deer and wild boar in two Austrian forest regions. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 98, ss. 137-152.

Thurfjell, H. (2001). *Spatial Behavior of Wild Boar*. Diss. Umeå: Swedish University of Agricultural Sciences.

Vilic, M., Barisic, D., Kraljevic, P. & Lulic, S. (2005). ^{137}Cs concentration in meat of wild boars (*Sus scrofa*) in Croatia a decade and half after the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 81, ss. 55-62.

Vinichuk, M., Taylor, A.F.S., Rosén, K. & Johanson K.J. (2010). Accumulation of potassium, rubidium and caesium (^{133}Cs and ^{137}Cs) in various fractions of soil and fungi in a Swedish forest. *The Science of the Total Environment*, 408, (2010) 2543–2548.

Weimer, R. (2011). *Resultat av tjugofem års mätningar ^{137}Cs -halter i älg i Uppsala län*. Sveriges lantbruksuniversitet. Institutionen för mark och miljö (Examensarbeten 2011:15)

Åhman, B. (2005). *Utveckling, övervakning och åtgärder när det gäller radioaktivt cesium i renar efter Tjernobylolyckan*. SSI Rapport 2005:17. Statens Strålskyddsinstitut.

Åhman, B., Wright, S.M. & Howard B.J. (2004) Radiocaesium in lynx in relation to ground deposition and diet. *Radiat. Environ. Biophys.* 43:119-126

7.2 Internet

Jägareförbundet (2012-11-29). Viltmat – Fakta om viltkött.
<http://jagareforbundet.se/sv/viltmat/Om-viltkott/> [2013-05-20]

Jägareförbundet (2012-09-22). Vildsvin – Population.
<http://jagareforbundet.se/sv/vilt/vilt-vetande/artpresentation/daggdjur/vildsvin/vildsvinets-population/> [2013-05-29]

Sveriges nationalatlas (2003-04-07). Cesium-137 efter Tjernobyl -86.
<http://www.sna.se/webbatlas/kartor/vilka.cgi?fritext=cesium&s1=S%F6ker> [2013-05-20]

Sveriges strålsäkerhetsmyndighet (2010-01-15). Andra mätningar av cesium-137 i kött från vilt.
<http://www.stralsakerhetsmyndigheten.se/Yrkesverksam/Miljoovervakning/Radioaktiva-amnen/kott-fran-vilt/> [2013-09-01]

Bilaga 1. Halten av ¹³⁷Cs i vildsvinprov tagna 2010-2013.

Vildsvin	Provdatum	Län	Kommun	Kön	Ålder	¹³⁷ Cs (Bq/kg)	Annan muskel typ	Markvärdet (Bq/m ²)
1	2010-10-11	Uppsala	Heby	Galt	0	640		21808
2	2010-10-15	Västmanland	Västerås	Sugga	0	517		13681
3	2011-01-12	Västmanland	Köpings	Galt	3	31		1118
4	2011-05-02	Uppsala	Heby	Galt	2	236		13654
5	2011-05-19	Uppsala	Heby	Galt	3	1170		21810
6	2011-05-19	Uppsala	Heby	Sugga	1	904		13653
7	2011-06-11	Uppsala	Heby	Galt	0	2140		-
8	2011-06-12	Uppsala	Heby	Sugga	2	664		21810
9	2011-06-15	Västmanland	Köpings	-	-	28	X	1116
10	2011-06-17	Uppsala	Heby	Sugga	2	2380		-
11	2011-08-25	Skåne	Tomelilla	Galt	0	MDA	X	-
12	2011-08-27	Uppsala	Håbo?	-	1	369	X	-
13	2011-08-29	Uppsala	Håbo?	-	1	76	X	-
14	2011-09-03	Södermanland	Okänd	-	1	62	X	-
15	2011-09-03	Södermanland	Okänd	-	-	52	X	-
16	2011-09-15	Södermanland	Södertälje	-	1	18	X	-
17	2011-09-15	Södermanland	Södertälje	-	1	37	X	-
18	2011-10-06	Västmanland	Köpings	Galt	3	38	X	14310
19	2011-11-08	Uppsala	Tierps	Sugga	1	1010		8141
20	2011-11-10	Stockholm	Norrtälje	Sugga	1	42		2181
21	2011-11-18	Uppsala	Tierps	Galt	0	565		8141
22	2011-11-18	Uppsala	Tierps	Galt	0	485		8136
23	2011-12-01	Västmanland	Köpings	Galt	1	20	X	14310
24	2011-12-13	Västmanland	Västerås	Sugga	0	1710		13678
25	2012-01-05	Uppsala	Uppsala	Galt	2	242		13613
26	2012-01-07	Uppsala	Tierps	Galt	1	4840		10860
27	2012-01-24	Stockholm	Norrtälje	Galt	1	252		2181
28	2012-01-24	Västmanland	Köpings	-	-	479	X	14310
29	2012-02-05	Västmanland	Köpings	Galt	1	409	X	1080
30	2012-02-06	Västmanland	Västerås	Galt	1	1660		13745
31	2012-02-11	Västmanland	Västerås	Sugga	4	4860		13737
32	2012-02-14	Västmanland	Västerås	Galt	5	123		13726
33	2012-04-26	Västmanland	Västerås	Sugga	1	2120		13685
34	2012-05-01	Västmanland	Köpings	Sugga	1	237	X	1080
35	2012-06-27	Västmanland	Köpings	Galt	2	105	X	1080
36	2012-07-15	Västmanland	Västerås	Galt	-	296		11143
37	2012-08-05	Uppsala	Uppsala	Sugga	1	772		13632
38	2012-08-06	Västmanland	Västerås	Sugga	0	109		11011

39	2012-08-10	Västmanland	Köpings	Sugga	0	MDA	X	1080
40	2012-08-15	Västmanland	Västerås	Galt	-	6		10891
41	2012-08-28	Uppsala	Tierps	-	2	144		10865
42	2012-10-15	Västmanland	Köpings	Sugga	1	18		1114
43	2012-10-15	Västmanland	Västerås	-	1	35		11116
44	2012-10-15	Västmanland	Västerås	Galt	1	186		10997
45	2012-10-20	Uppsala	Östhammar	Galt	1	156		10877
46	2012-10-20	Uppsala	Uppsala	-	-	309		13612
47	2012-10-23	Västmanland	Västerås	Galt	2	245		11122
48	2012-10-28	Dalarna	Avesta	Galt	2	152		2716
49	2012-11-03	Uppsala	Tierps	Sugga	-	832		1649
50	2012-11-03	Västmanland	Arboga	-	-	MDA		10865
51	2012-11-04	Uppsala	Uppsala	Sugga	0	3210		21755
52	2012-11-05	Västmanland	Västerås	Sugga	1	66		11066
53	2012-11-21	Västmanland	Västerås	Sugga	2	323		11119
54	2012-11-22	Uppsala	Östhammar	Sugga	1	430		5444
55	2012-12-16	Uppsala	Tierps	Galt	0	75		10877
56	2012-12-16	Uppsala	Tierps	Galt	1	76		10871
57	2012-12-17	Uppsala	Örsundsbro	Sugga	6	3150		13674
58	2012-12-17	Västmanland	Västerås	Galt	1	918		13670
59	2012-12-17	Västmanland	Västerås	Sugga	1	2340		16403
60	2012-12-19	Uppsala	Örsundsbro	Sugga	0	2250		16402
61	2012-12-21	Västmanland	Köpings	Sugga	1	670		1677
62	2013-01-08	Stockholm	Norrälje	Galt	4	48	X	21464
63	2013-01-09	Uppsala	Östhammar	Sugga	1	729		5451
64	2013-01-10	Västmanland	Köpings	Galt	4	72		1670
65	2013-01-12	Västmanland	Köpings	Sugga	3	414		1693
66	2013-01-13	Västmanland	Västerås	Galt	3	198		11131
67	2013-01-18	Södermanland	Eskilstuna	-	-	276		11062
68	2013-01-19	Uppsala	Östhammar	Sugga	-	1050		5444
69	2013-01-20	Uppsala	Östhammar	Sugga	-	747		5442
70	2013-01-27	Uppsala	Östhammar	Sugga	1	1600		5442
71	2013-01-28	Västmanland	Köpings	Galt	2	169		1681
72	2013-01-28	Västmanland	Köpings	Galt	2	803		1677
73	2013-02-06	Västmanland	Köpings	Sugga	1	540		1675
74	2013-02-15	Södermanland	Nyköping	Galt	2	4		1146
75	2013-02-16	Uppsala	Östhammar	Galt	1	302		5441
76	2013-02-18	Västmanland	Västerås	Sugga	1	997		13685
77	2013-02-23	Västmanland	Köpings	Sugga	1	374		1693
78	2013-03-01	Södermanland	Eskilstuna	Galt	0	1520		1678
79	2013-03-01	Västmanland	Köping	Sugga	0	521		11023
80	2013-03-11	Västmanland	Västerås	Sugga	1	520		13685
81	2013-03-15	Uppsala	Yrestahed	Sugga	0	1642		5467
82	2013-03-17	Södermanland	Nyköping	Sugga	1	13		1146

83	2013-04-13	Södermanland	Stjärnhov	Galt	1	MDA	4244
84	2013-04-19	Södermanland	Stjärnhov	Galt	3	186	4239
85	2013-05-04	Södermanland	Nyköping	Galt	1	318	1140
86	2013-05-11	Västmanland	Västerås	Galt	-	214	13681
87	2013-05-17	Södermanland	Stjärnhov	Sugga	0	170	4171
88	2013-05-17	Södermanland	Stjärnhov	Galt	2	71	4239
