

¹³⁷Cesium i myrsamhällen i Gävleborgs län 24 år efter Tjernobylolyckan

¹³⁷Cesium in anthills in the Gävleborg county 24 years after the Chernobyl disaster

Linnea Brandström



Kandidatuppsats i biologi
Kandidatprogrammet Biologi och miljövetenskap

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

Linnea Brandström

¹³⁷Cesium i myrsamhällen i Gävleborgs län 24 år efter Tjernobylyolyckan

¹³⁷Cesium in anthills in the Gävleborg county 24 years after the Chernobyl disaster

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

Biträdande handledare: Lisette Lenoir, institutionen för ekologi, SLU

Examinator: Ingvar Nilsson, institutionen för mark och miljö, SLU

EX0418, Självständigt arbete i biologi, 15 hp, Grund C

Kandidatprogrammet Biologi och miljövetenskap, 180 hp

Institutionen för mark och miljö, SLU, Examensarbeten 2010:12

Uppsala 2010

Nyckelord: radioekologi, myror, myrstackar, stråldos, cesium-137, Gävle, Tjernobylyolyckan

Online publication: <http://stud.epsilon.slu.se>

Omslag: foto författaren

Abstract

24 years have passed since the Chernobyl accident when radionuclides were spread over large areas of Europe, including the Scandinavian countries. Today, measurable activities of ^{137}Cs are still observed in many Swedish ecosystems.

Ants (belonging to the order *Hymenoptera*) are social insects which collect organic material from a large area around their nests. This study focuses on the ^{137}Cs activity in ant nests and the cesium accumulation in these nests. The aims were (1) to estimate the ^{137}Cs fall-out in 1986, (2) estimate the radiation exposure of ants and (3) find how ^{137}Cs is distributed in an ant hill. Seven ant hills (occupied by the species *Formica polyctena*) were studied near the village of Hille, situated north of the city of Gävle in central Sweden. The hills were located in coniferous forest stands. Samples of ants and material from different vertical layers in the ant hills were collected. Soil near the ant hills and in a nearby arable field was collected as well. The ^{137}Cs activity in the samples was measured. A model was used to estimate the radioactive fall-out in 1986. The ^{137}Cs within the sampling area was estimated at 90 000 Bq/m² or higher. These results agree with other studies in the same area.

The different ant hill layers showed an increasing vertical trend with respect to the amount of radioactivity. The top layer (0-2 cm) was divided in two separate samples by using a sieve with a 2 mm mesh size. The fine material contained soil particles and spruce needles. The coarse material contained twigs and pine needles. The ^{137}Cs activity was always higher in the fine material samples than in the coarse samples. The activity increased by depth. Ants, the coarse top layer and stump material had low activities compared to the other layers. The radiation exposure of the ants and ant hills was estimated by a model. An average exposure and a worst case scenario were estimated. The radiation exposure varied between 0,1 and 8 $\mu\text{Gy}/\text{hour}$.

Sammanfattning

Det har gått 24 år sedan Tjernobylyckan inträffade och radionuklider deponerades bland annat i de nordiska länderna. Idag (2010) är det endast ^{137}Cs som finns kvar i mätbara halter.

Myror är intressanta att studera eftersom de samlar material från ett stort område i skogen och myrstackar skulle därför kunna ackumulera ^{137}Cs . Syftet med studien var att se hur ^{137}Cs fördelade sig i myrstackarna, beräkna depositionen 1986 och uppskatta myrornas stråldoser. Sju myrstackar utanför Hille i Gävleborgs län studerades. Alla stackarna låg i skogsmark. Från myrstackarna insamlades både myrstacksmaterial från olika skikt och myror. Jordprov togs runt myrstackarna och på en närbelägen åker. Alla prov mättes med avseende på ^{137}Cs -aktiviteten. Med hjälp av en modell användes resultaten från jordproverna till att beräkna hur stor depositionen var 1986 på provtagningsplatserna. Resultatet visade att depositionen hade varit 90 000 Bq/m² eller högre på alla provplatser, vilket stämmer överens med andra studier.

Aktiviteten i de olika undersökta skikten varierade både inom en myrstack och mellan de olika stackarna. Vissa mönster kunde ändå urskiljas. Det fina materialet (granbarr och jord) i ytproven (0-2 cm) hade en högre aktivitet än det grova materialet (tallbarr och kvistar) i samtliga myrstackar. Djupare ner i stackarna ökade aktiviteten i fem av de sju myrstackarna. Myror, stubbmaterial och det grova ytmaterialet hade låga aktiviteter jämfört med de andra skikten. Stråldoser för myror och myrstackar uppskattades med hjälp av en modell. En medelstråldos och en maximal stråldos simulerades. Stråldoserna varierade mellan 0,1 and 8 $\mu\text{Gy/timme}$.

Innehållsförteckning

1. Inledning	6
2. Bakgrund.....	7
2.1 Joniserande strålning	7
2.2 Radioekologi.....	10
2.3 Tjernobyloolyckan	11
2.4 Myrsamhällen	14
3. Material och metoder	16
3.1 Platsbeskrivning.....	16
3.2 Myrstacksbeskrivning	17
3.3 Provtagning.....	19
3.4 Provberedning.....	21
3.5 Analys	22
3.6 Beräkningar	22
3.7 Stråldoser.....	23
4. Resultat och diskussion.....	25
4.1 Myrstackar	25
4.2 Markprover	31
4.3 Stråldos.....	33
5. Slutsatser	35
6. Referenser	36
Bilagor 1-3	38

1. Inledning

Tjernobylyolyckan, som skedde 1986 i nuvarande Ukraina, ledde till att flera typer av radionuklider spreds över stora delar av Europa. Det största nedfallet kom i närheten av Tjernobyl, i de nuvarande länderna Ukraina, Vitryssland och Ryssland. I Norden blev nedfallet störst i södra Finland, mellersta Sverige och delar av Norge. Nedfallet ledde till olika negativa effekter, till exempel att radionuklider spreds till olika livsmedel, som i vissa fall fick kasseras, och även till människor, men nedfallet innebar också en möjlighet att studera hur och vart radionuklider transporteras i olika ekosystem. Idag är det främst cesium-137 (^{137}Cs) som är intressant att studera. Detta eftersom ^{137}Cs har en längre halveringstid än de andra radionukliderna som deponerades och därför fortfarande har relativt höga aktiviteter. Det är viktigt att veta hur radionuklider rör sig i ekosystemen om något nytt utsläpp skulle ske. Då kan man på ett bättre sätt begränsa transporter till människan och dess omgivning.

I denna studie undersöks om ^{137}Cs från utsläppet efter Tjernobylyolyckan har ackumulerats i myrstackar. Myror är sociala insekter och är intressanta att studera eftersom de samlar in material i sina stackar från ett större område. De blandar även om jorden och ett myrbo kan leva kvar på samma plats under en längre tid. Myrorna och myrstackarna som studerades tillhörde arten *Formica polyctena*. Olika skikt i myrstackarna, myror och jord runt stackarna provtogs. Ett jordprov togs också på en närbelägen åker.

Endast gammastrålning har mätts och utvärderats i denna studie. Resultaten från myrstackarna, jordproverna och myrorna användes för att uppskatta vilka stråldoser myrorna har utsatts för. Jordproverna har också använts för att beräkna hur stor depositionen var på provtagningsplatserna efter Tjernobylyolyckan. Provet på åkern togs för att även kunna beräkna cesiumdepositionen på öppen mark. Examensarbetet tar främst upp ^{137}Cs , även om andra radionuklider också förekom i proverna, till exempel kalium-40 (^{40}K).

En annan student, Annelie Agerskov, gjorde också sitt självständiga arbete med ungefär samma inriktning. Vi utförde därför vissa delar tillsammans för att spara tid. Insamlandet av myror, myrstacksmaterial och jordprover samt beredning och mätning av prover gjordes tillsammans med en lika uppdelning av arbetet. Jag har sedan koncentrerat mig på att beskriva resultaten och beräkna stråldoser medan Annelie har gjort statistiska beräkningar. Vi använde oss således av samma resultat och mätvärden i våra rapporter, men har läst litteratur, tolkat resultat och skrivit rapporterna var och en för sig.

Syftena med det självständiga arbetet var att:

- göra en litteraturstudie om Tjernobylyolyckans effekter i Sverige och myrsamhällens och myrors beteende.
- ta reda på om det finns publikationer om radionuklider i myrsamhällen.
- uppskatta vilka stråldoser myrorna har utsatts för.


2. Bakgrund

2.1 Joniserande strålning

Joniserande strålning är strålning som har tillräckligt stor energi för att kunna slita loss elektroner (jonisera) från det träffade ämnet. Synligt ljus och värmestrålning är inte joniserande eftersom dessa strålningstyper har för lite energi (figur 1). Ljus och värmestrålning kan vi uppfatta med hjälp av våra sinnen, ljus med synen och värme med känseln. Joniserande strålning däremot kan inte våra sinnen uppfatta alls. Istället får vi lita på olika sorters mätutrustning. Det finns flera typer av joniserande strålning och den kan antingen bestå av partiklar eller förekomma som elektromagnetisk strålning.

- Alfastrålning (α -strålning) består av så kallade alfapartiklar. Det är heliumkärnor, vilka består av två protoner och två neutroner. Alfa-strålning har en kort räckvidd och når bara några få centimeter ut i luften. Den stoppas av tunna skikt av fastare material som till exempel ett pappersark eller av vår egen hud. I människokroppen kan strålningen endast leda till lokala skador, som uppkommer där sönderfallet sker, till exempel i lungornas alveoler. Ämnen som sönderfaller genom alfastrålning är plutonium, radon och radondöttrar (radionuklider som bildas när radon sönderfaller).
- Betastrålning (β -strålning) är en partikelstrålning i form av elektroner. Betastrålningen har en längre räckvidd än alfastrålning (cirka tio meter) och stoppas bara av tjockare material som till exempel grövre kläder eller en fönsterruta. I människokroppen kan även djupare liggande vävnader skadas av betastrålning. Exempel på ämnen som sönderfaller genom betastrålning är jod, cesium och strontium. Betastrålning är den vanligaste typen av joniserande strålning (Johanson 1996)
- Gammastrålning (γ -strålning) är en typ av elektromagnetisk strålning och har en betydligt längre räckvidd än alfa- och betastrålning. Gammastrålning kan nå flera hundra meter i luft och bromsas upp först av tjockare skikt såsom 5-10 centimeter bly eller 50-100 centimeter vatten (Andersson et al 2002). Jod, cesium, bly och vismut är ämnen som bland annat sönderfaller genom gammastrålning.

	Icke joniserande strålning					Joniserande strålning		
	radiovågor	mikrovågor	värmestrålning	synligt ljus	UV	röntgen	gammastrålning	
våglängd (nm)	1 000 000 000	100 000	1 000	100	10	1	0,1	0,01

energi 

Figur 1. Spektrum över den elektromagnetiska strålningen med dess våglängder och energi.

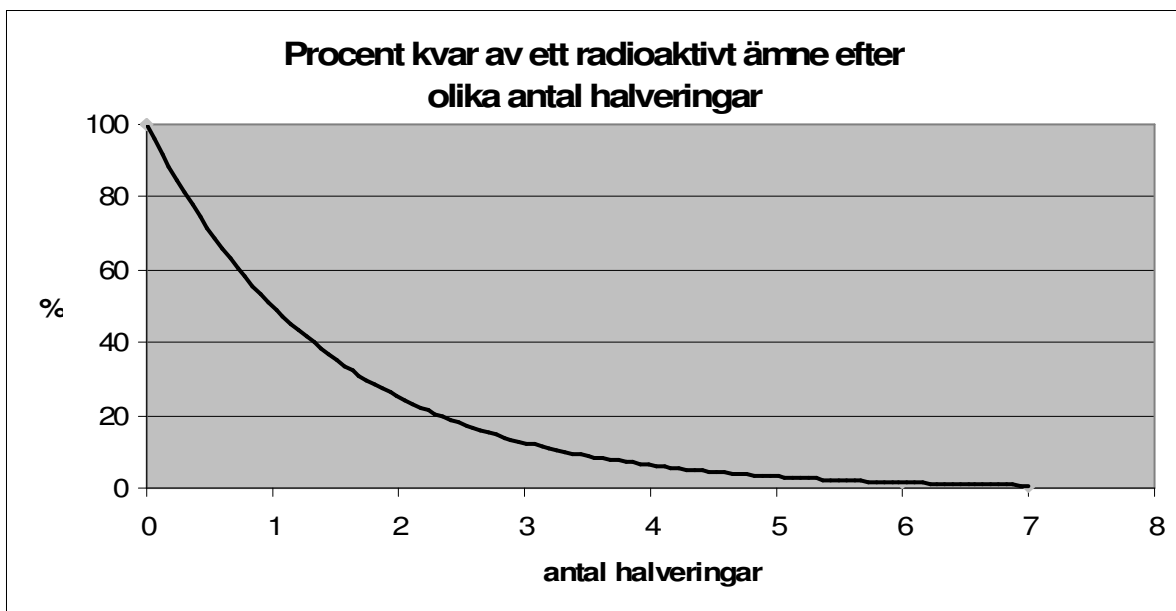
Ett grundämne som avger joniserande strålning är radioaktivt. Ett grundämne med ett bestämt antal protoner och neutroner kallas nuklid, till exempel ^{137}Cs . Är nukliden radioaktiv kallas den för radionuklid. Ett och samma grundämne kan förekomma i flera varianter, isotoper, där en del är stabila och andra är instabila. Ett exempel är cesium som bland annat förekommer som ^{133}Cs , ^{134}Cs och ^{137}Cs , där ^{133}Cs är stabilt och ^{134}Cs och ^{137}Cs är instabila. ^{137}Cs sönderfaller genom både β - och γ -strålning och har barium som slutprodukt.

Aktivitet är ett mått på strålkällans styrka, det vill säga hur mycket strålning som sänds ut. Man mäter antalet atomer som sönderfaller per sekund och enheten kallas bequerel (Bq) efter den franske fysikern Henri Bequerel. 1 Bq är ett sönderfall per sekund. Ofta anges aktiviteten i Bq/kg, Bq/liter, Bq/m² eller Bq/m³. Radioaktivitet är ett ämnes förmåga att avge joniserande strålning.

Tiden det tar för ett ämne att sönderfalla till en stabil slutprodukt skiljer sig mellan olika radionuklider. Detta beror på att sannolikheten för att ett sönderfall ska ske varierar mellan olika radionuklider. Fysikalisk halveringstid ($T_{1/2}$) är den tid det tar för hälften av atomerna att sönderfalla (figur 2). Till exempel har ^{137}Cs en halveringstid på 30 år, ^{90}Sr har 29 år och ^{131}I har åtta dygn. Man kan inte förstöra eller skynda på radionuklidernas sönderfall, utan det är endast tiden som kan bryta ner dem. Efter tio halveringar finns ungefär en tusendel kvar av den ursprungliga radionukliden.

För att räkna ut ett ämnes halveringstid behöver man ämnets sönderfallskonstant (λ).

Beräkningen sker enligt formeln: $T_{1/2} = \frac{\ln(2)}{\lambda}$



Figur 2. Mängden av ett radioaktivt ämne som finns kvar efter olika antal halveringar.

Det finns också andra sorters halveringstider, såsom ekologisk och biologisk halveringstid. Ekologisk halveringstid är den tid det tar för olika ekosystem att göra sig av med hälften av ett radioaktivt ämne. Exempelvis har skogsmark en längre ekologisk halveringstid än jordbruksmark (Rosén, pers. medd. 2010). Biologisk halveringstid är den tid det tar för en

organism att göra sig av med hälften av ett radioaktivt ämne. Tidsåtgången beror bland annat på ålder, kön och vikt.

Varje radionuklid har en specifik energi som utsänds vid sönderfall. Det utnyttjas när man ska detektera vilken radionuklid som finns i ett prov. Den specifika energin mäts i kiloelektronvolt (keV). ^{137}Cs har en energitopp vid 662 keV och ^{40}K vid 1461 keV.

Joniserande strålning är inget konstigt eller ovanligt fenomen, utan en del av vår miljö och något vi utsätts för dagligen. Den strålning vi tar emot dagligen kallas bakgrundsstrålning och kommer framförallt från tre olika källor. Marken utsänder strålning därför att radionuklider finns naturligt i berggrunden och sönderfaller där. Från rymden kommer det kosmisk strålning och från oss själva kommer strålning främst genom att ^{40}K sönderfaller i kroppen. Andra källor där vi kan utsättas för strålning är hus med radon och sjukhus- eller tandläkarutrustning.

Begreppet stråldos används när man ska tala om hur mycket strålning en kropp har utsatts för. Stråldosen beror på hur länge kroppen utsätts för strålning, hur långt från källan kroppen befinner sig, aktiviteten hos det radioaktiva ämnet, vilken typ av strålning det är fråga om, strålningens våglängd och hur stor skärmningen är. Det finns flera olika dosbegrepp och dessa har olika enheter.

- Absorberad dos är den strålningsenergi som kroppen tar upp per viktsenhet. Enheten heter gray (Gy) och motsvarar joule (J) per kg. $1 \text{ Gy} = 1 \text{ J/kg}$. Absorberad dos talar om hur mycket energi som tillförts genom strålning.
- Ekvivalent dos tar hänsyn till mängden strålningsenergi och att de olika strålningstyperna (alfa, beta, gamma) är farliga i varierande grad. Enheten är sievert (Sv) och används när gränsvärden för olika organ i kroppen ska anges. $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J/kg organvikt}$. 1 sievert är en mycket hög stråldos och ofta används enheten mSv. Ekvivalent dos används när man vill uppmärksamma att olika typer av strålning har olika påverkan på ett organ eller en enskild cell.
- Effektiv dos tar, förutom mängden strålning och typen av strålning, även hänsyn till att olika organ i kroppen är olika känsliga för strålningen. Även här är enheten sievert. $1 \text{ Sv} = 1 \text{ J/kg kroppsvikt}$. Effektiv dos används för att direkt tala om hur farlig strålningen är för vissa organ eller hela kroppen.

Strålningen är sällan jämnt fördelad över kroppen. Det går emellertid att räkna ut helkroppsdosen (= den effektiva dosen), även om man bara har uppmätt den stråldos som gäller för en del av kroppen eller för ett visst inre organ. Den effektiva dosen är ett mått på risken för att drabbas av senare och inre svåra skador, till exempel cancer eller genetiska förändringar. För att räkna ut risken för framtida skador hos en hel grupp av människor, används istället begreppet kollektivdos, vilket är medeldosen (effektiva dosen) för individerna multiplicerat med antalet individer.

2.2 Radioekologi

Radioekologi omfattar hur radionuklider förekommer och transporteras inom och mellan ekosystem samt deras effekter i ekosystemen och näringskedjor. Olika organismer är olika känsliga för strålning. Insekter är i allmänhet mycket strålningsresistenta och det beror på att det i vuxen ålder inte sker speciellt många celledelningar i deras kroppar (Johanson 1996). Under utvecklingsstadierna är de däremot känsliga för strålning, då celledelningsaktiviteten är hög.

Kalium är ett essentiellt makronäringsämne och förekommer i flera olika former, (1) löst i markvätskan, (2) adsorberat på jordpartiklar, (3) bundet i kaliummineralen, (4) fixerat kalium och (5) i organiskt material (Eriksson et al 2005). Växter kan inte tillgodogöra sig allt kalium utan det måste antingen vara löst eller i utbytbar form. I markvätskan är kalium löst och mycket lättillgängligt för växterna. Kalium som är adsorberat på jordpartiklar är utbytbar och lerjordar kan hålla mer kalium än till exempel sandjordar. Till kaliummineralen hör illit, biotit, muskovit och kalifältspat. Kalium från dessa mineral kan växterna först ta upp efter vittring. Förmågan att fixera kalium finns hos många jordar, men den varierar kraftigt. Förmågan växer med stigande pH och sjunkande kaliumhalt. Fixerat kalium kan inte tas upp av växter. Kalium i organiskt material är till största del i utbytbar form. Det finns dock inte så höga halter här eftersom kalcium konkurrerar ut kalium. Generellt har minrealjordarna i Sverige en stor kaliumreserv och det finns därför gott om kalium som kan frigöras genom vittring.

Eftersom ^{137}Cs och kalium båda är alkalimetaller, beter sig cesium på ett liknande sätt som kalium. ^{137}Cs som läcker ut kan tas upp av kärlväxter, lavar och svampar. Det kan också bindas till olika partiklar i marken och även till bottensediment i sjöar och vattendrag. Större delen av ^{137}Cs är bundet till mineraldelen av marken eller i bottensediment (Moberg 2001). Kärlväxter föredrar kalium framför ^{137}Cs .

Det finns flera skillnader mellan skogsekosystem och jordbruksekosystem som påverkar hur mycket cesium som förekommer. Generellt är skogsmark näringsfattigare, har ett lägre pH och högre halter av organiskt material än jordbruksmark. Näringsfattiga marker innebär att det finns små mängder av kalium som är tillgängligt för växter och svampar. Därför tenderar näringsfattiga skogsmarker att ta upp mer ^{137}Cs än näringsrika jordbruksmarker.

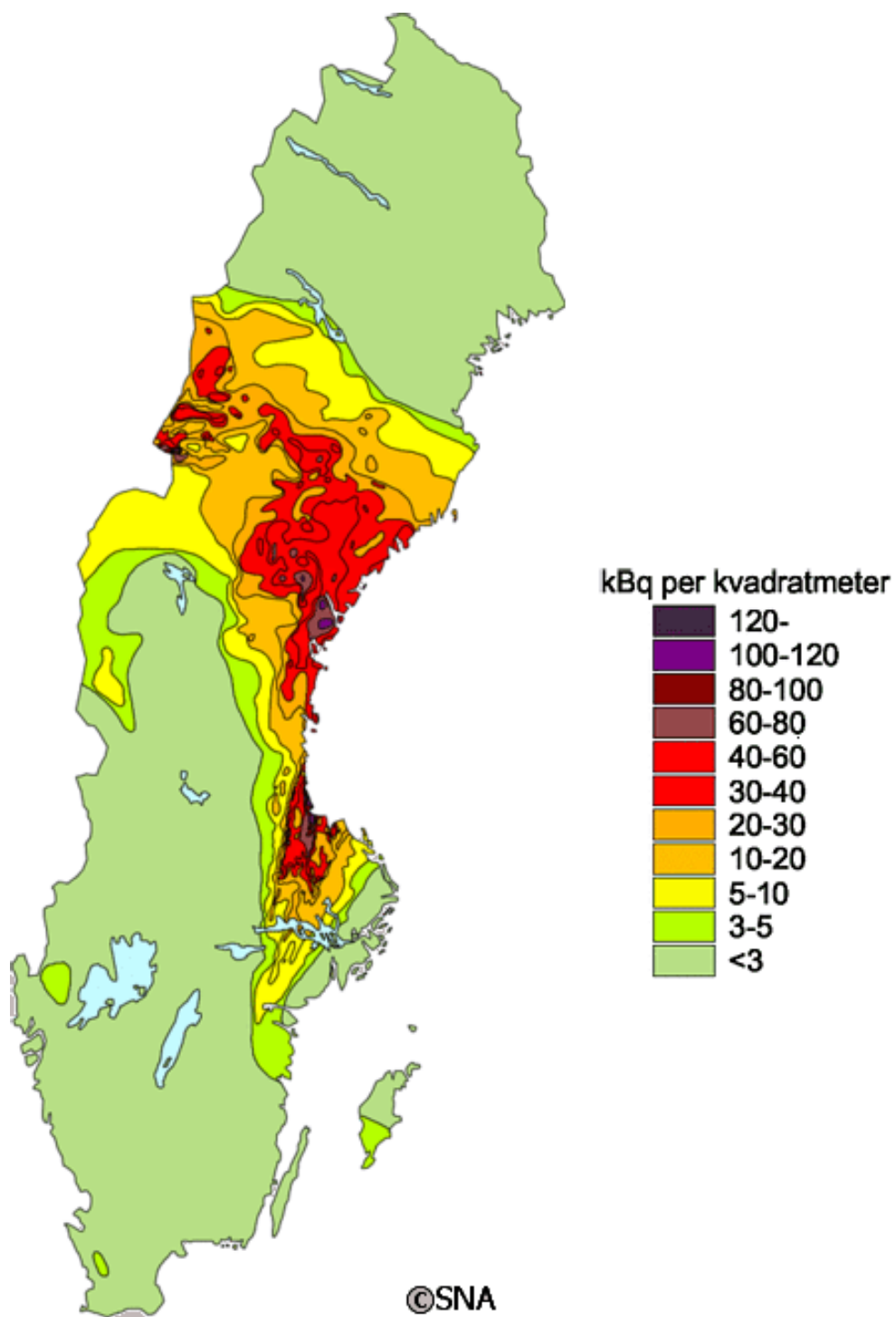
På jordbruksmark är det ovanligt att hitta växter med ^{137}Cs -aktiviteter högre än 1000 Bq/kg torrsvikt (Johansson 1996). I skogen däremot är sådana aktiviteter inte lika ovanliga. Exempel på värden som mätts upp på växter i Heby kommun 1986-1988 är tall 2500 Bq/kg torrsvikt, blåbär 4100 Bq/kg torrsvikt och lingon 7400 Bq/kg torrsvikt. Det beror dels på den näringsfattiga jorden i skogen och dels på att jorden är skiktad med mycket av det organiska materialet i ett enda lager, humuslagret. I humusskiktet finns det mycket organiskt material och lite mineraljord. Det gör att det finns få lerpartiklar som ^{137}Cs kan bindas till i skogsmarken. ^{137}Cs i skogsmark verkar också stanna kvar i den översta delen av jorden och inte vandra neråt, som man skulle kunna tro att det ska göra om det inte binds till lerpartiklar eller andra partiklar (Johansson 1996).

Lavar har inga rötter och tar därmed upp all näring direkt från regnvatten. Lavar kan ta upp ^{137}Cs istället för kalium om det finns gott om cesium. I lavar behålls också ^{137}Cs under en längre tid, vilket gör att de kan innehålla höga halter av denna isotop. Dessutom har lavar generellt låga kaliumhalter. Det gör att djur som äter dessa lavar, tar upp cesiumet ännu effektivare (Johanson 1996). Därför riskerar till exempel ren och andra däggdjur som äter lavar att få i sig höga halter av ^{137}Cs .

Svampar kan också innehålla mycket höga halter av ^{137}Cs . Svampar tar ofta upp ^{137}Cs i högre grad än kärlväxter. Det beror bland annat på att svamparnas mycel är koncentrerat till det översta skiktet i skogsmarken, där ^{137}Cs har anrikats. Mycelet kan täcka mycket stora ytor och näringen som tas upp samlas och koncentreras i fruktkropparna. Med hjälp av mykorrhizasymbiosen byter svamparna sedan mineralnäring mot växternas fotosyntesprodukter. Svamparnas halter av ^{137}Cs beror till viss del på om de växer på näringsfattig eller på näringsrik mark. Växer svampen på näringsrik mark, till exempel nära en åker, har den oftast lägre halter av ^{137}Cs (Johanson 2006).

2.3 Tjernobylolyckan

Natten mellan den 26 och 27 april 1986 skedde två explosioner som förstörde reaktor 4 i kärnkraftverket Tjernobyl i nuvarande Ukraina. Ett radioaktivt moln bildades med främst radionukliderna ^{85}Kr , ^{133}Xe , ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs och ^{90}Sr (Johanson, 1996). Reaktorn fortsatte att läcka radionuklider ända till den 10 maj, då man till slut kunde kyla ner den. Radionuklider bundna till större partiklar föll till marken i närområdet runt reaktorn. De radionuklider som var bundna till mindre partiklar kunde istället transporteras iväg med vindens hjälp.



Figur 3. ^{137}Cs -depositionen i Sverige efter Tjernobylolyckan (Sveriges nationalatlas 2010).

I ett område inom en radie på tre mil från reaktorn deponerades större delen av strontium och transuraner. Transuraner är grundämnen med högre atomnummer än uran, det vill säga ≥ 93 . Ett exempel är plutonium (Pu). Deponeringen av ^{239}Pu var mycket kraftig på vissa platser i närområdet och översteg $10\,000\text{ Bq/m}^2$. Vinden blåste under den här tiden främst mot nordväst vilket förde det radioaktiva molnet mot bland annat Skandinavien. I stort sett hela Europa drabbades emellertid mer eller mindre av det radioaktiva nedfallet.

Både radioaktiva och icke radioaktiva ämnen kan deponeras på två olika sätt, genom torrdeposition eller våtdeposition. Torrdeposition kan ske genom att de radioaktiva ämnena fastnar på vegetationsytor när det radioaktiva molnet drar förbi och successivt faller till marken. Torrdepositionens effekter avtar med partiklarnas storlek. Våtdeposition är mycket effektivare genom att regn och snö tvättar luften från radionuklider, som följer med nederbörden till marken.

De största nedfallen i Sverige skedde i delar av Västerbottens, Västernorrlands, Gävleborgs, Upplands och Västmanlands län (figur 3) (Moberg 2001). Stora lokala variationer förekom beroende på i vilka områden det regnade vid detta tillfälle. De radionuklider som främst deponerades i Sverige var ^{131}I , ^{134}Cs och ^{137}Cs . ^{131}I har en fysikalisk halveringstid på åtta dygn och ^{134}Cs har halveringstiden två år. Idag är det därför bara ^{137}Cs som fortfarande finns i mätbara halter i Sverige.

Effekterna i Sverige blev olika stora på olika platser beroende på nedfallets storlek, men även de olika näringarna drabbades i olika stor utsträckning. Effekter för jordbruket konstaterades under de första åren efter nedfallet, då depositionen fångades upp av grödorna. Nedfallet kom tidigt på växtsäsongen och grödorna var därför obetydligt utvecklade. Detta gjorde att det mesta av nedfallet hamnade direkt på marken. Om nedfallet kommit en månad senare, hade konsekvenserna blivit mycket större för jordbruket. De största jordbruksområdena finns i södra Sverige och där blev inte nedfallet speciellt stort, vilket gjorde att jordbruket i denna del av landet klarade sig relativt bra. Under det andra året var det främst genom rotupptagning som radionukliderna överfördes till växter. Upptaget av ^{137}Cs har för det mesta varit lågt på jordbruksmark (Johanson 1996; Rosén 2006).

För att minska effekterna efter Tjernobylolyckan genomfördes en rad olika motåtgärder, till exempel skördades vall med förhöjd stubb och man gav inte djuren kontaminerat foder under vintern (Rosén 2006). Det fanns ändå, tio år efter olyckan, fortfarande några gårdar som inte kunde leverera kött vars strålning låg under det satta gränsvärdet. Kort efter olyckan, 1986, infördes betesrestriktioner i hela landet, för att hålla nere koncentrationerna av radionuklider i mjölken. Detta gjorde att betessläppen blev försenade och lantbrukare som hade ont om foder, släppte ut djuren på bete ändå. Följden blev att mejerierna inte tog emot mjölken, eftersom man var noga med mjölkens kvalitet. Andra åtgärder som kunde vidtas för att minska effekterna efter nedfallet var att slå av vallgrödor och kassera växtmaterialet, gödsla extra med kalium, tillsätta kalk eller skrapa bort det översta jordlagret och deponera det utanför åkern (Rosén 2006).

Strax efter olyckan publicerade Livsmedelsverket ett gränsvärde för ^{137}Cs i livsmedel, vilket sattes till 300 Bq/kg (Moberg 2006). 1987 ändrades gränsvärdet för vissa livsmedel. För de allra flesta livsmedel gällde fortfarande 300 Bq/kg , men för renkött, insjöfisk, viltkött (älg, rådjur med mera), svamp, bär och nötter ändrades gränsvärdet till 1500 Bq/kg . De livsmedel som fick högre gränsvärden var sådana som man i Sverige i regel endast äter lite av.

Observera att gränsvärdena bara gällde livsmedel som skulle säljas. Det man plockar eller fiskar för egen konsumtion är aldrig förbjudet att äta.

Rennäringen drabbades hårdare än jordbruket, eftersom renar delvis äter föda (svampar och lavar) som kan innehålla höga halter av ^{137}Cs . Detta ledde till höga halter av ^{137}Cs i renköttet. Renen växlar föda under året och det gör att en säsongsvariation kan ses i ^{137}Cs -aktiviteten i renköttet. Massor av slaktade renar fick kasseras under de första åren efter Tjernobylyolyckan på grund av för höga halter. Vissa åtgärder gjordes för att minska antalet renar som måste kasseras. Till exempel utfodrade man renarna med foder som hade låg ^{137}Cs -aktivitet. Slakt-tidpunkten ändrades också för en del av renarna, så att de slaktades när de hade den lägsta ^{137}Cs -aktiviteten under året (Johanson 1996).

I skogen har nedfallet först och främst påverkat människor som plockar bär och svamp, jagar eller fiskar. De som bor i de kontaminerade områdena har fått ändra på flera av sina vanor när det gäller produkter från skogen. Förhöjda ^{137}Cs -aktiviteter i älg- och rådjurskött har observerats. Kött med mycket höga aktiviteter har kasserats. Rådjur har generellt lite högre aktiviteter beroende på att de äter mycket svamp. Rådjur uppvisar, precis som ren, en årstidsvariation i ^{137}Cs -aktiviteten. Detta gjorde att man införde vårjakt på råbock, då aktiviteterna är lägre på våren än på hösten. Även insjöfisk har drabbats av nedfallet från Tjernobylyolyckan. De högsta ^{137}Cs -aktiviteterna i fisk har uppmätts i näringsfattiga skogssjöar medan de lägsta aktiviteterna förekommer i näringsriskna sjöar och rinnande vattendrag. Även i fjällsjöar, där öring och röding finns och är viktiga matfiskar, har förhöjda aktiviteter uppmätts (Johanson 1996).

2.4 Myrsamhällen

Myror är insekter, som hör till ordningen steklar (Hymenoptera). Insekternas kroppar är uppdelade i tre sektioner, huvud, mellankropp och bakkropp. Denna uppdelning är inte alltid lätt att se. Generellt för insekter gäller att de har sex ben, ett par antenner och ett eller två par vingar. Det finns utvecklingsstadier där så inte är fallet. Insekter har en hud som består av kitin och äggviteämnen. Kitin är segt och motståndskraftigt och äggviteämnena kan härdas så att huden blir hård. De hårdare partierna av huden bildar plåtar. Mellan plåtarna och de olika segmenten finns det hud som är mjukare, vilket gör insekterna rörliga (Douwes 2004).

På huvudet finns mundelarna (som kan vara sugande, slickande, bitande med mera), ögonen och antennerna. Insekter kan ha både fasettögon och punktögon. Antennernas utseende varierar mycket beroende på antal segment och form. Mellankroppen består av tre segment som vardera har ett benpar. Har insekten vingar är även de fästa på mellankroppen. Oftast är vingarna genomskinliga. På bakkroppen sitter oftast honornas äggledare och hanarnas parningsorgan. Det kan också finnas olika typer av utskott vid bakkroppsspetsen, till exempel stjärtspröt (Douwes 2004).

I Sverige finns cirka 7500 stekelarter varav 76 stycken är myrarter (Douwes 2004). Deras mellankropp har ett segment mer än andra insekter. Det beror på att det första segmentet från bakkroppen har förenats med mellankroppens tredje och sista segment. Storleken på myror är mycket varierande och i Sverige blir myrorna mellan två och arton millimeter långa. Myror har dels fasettögon och dels tre punktögon på hjässan. Deras mundelar är bitande och består av över- och underläpp, maxiller och ett par käkar. Vingar finns hos en del myror och myrarter, men de sterila arbetarna saknar vingar.

Myror är, i likhet med humlor, getingar och bin, sociala insekter. De lever i grupper och samarbetar och får på så sätt ett fungerande myrsamhälle. I en myrkoloni finns det olika typer av myror. Myrindividerna kan vara antingen sterila arbetare eller fertila hanar/drottningar. Drottningen är den som lägger ägg och i en koloni kan det finnas en eller flera drottningar. Äggen kläcks till larver som senare förpuppas och utvecklas till myror. Hur lång tid utvecklingen från ägg till myra tar beror på vilken myrart det handlar om, men temperaturen spelar också en roll. Arbetarna underhåller boet, samlar mat och tar hand om drottningen, ägg, larver och puppor. Hur gamla arbetarna bli beror på arten, men de kan leva upp till tre år (Persson et al 2007).

En myrkoloni kan bestå av ett eller flera myrbon och bona kan se mycket olika ut beroende på art. Vissa arter har sina bon helt under marken medan andra bygger stora stackar ovan marken. Även livslängden hos bon varierar mellan arter, allt från någon månad till flera år. Till exempel har *Formica rufa*-bon setts aktiva i mer än 30 år (Persson et al 2007). Bon kan byggas av en mängd olika material. Skogsmyror (släktet *Formica*) bygger oftast myrstackar med hjälp av barrträdsförna, kvistar, grenar, kåda och jordpartiklar. Stacken underhålls hela tiden av arbetarna och material byts ut eller förflyttas.

Miljön inne i stacken är viktig för att myrsamhället ska fungera optimalt. Myror kräver värme och deras fysiologiska funktioner fungerar dåligt under 20°C (det finns några arter som utgör undantag) och inte alls under 10°C (Hölldobler och Wilson 1990). I allmänhet beror temperaturen i boet på klimatfaktorer som solstrålning, vind, temperatur och fuktighet i luft och jord, men också på myrpopulationens täthet och storleken på stacken (Coenen-Stass 1980). Värmeproduktion från bomaterialet uppkommer genom mikrobiell aktivitet och är framför allt ett resultat av aerobisk metabolism. Myror producerar mer värme per massenhet än bomaterialet gör, men eftersom bomaterialet har en större massa bidrar det mest till värmeproduktionen (Coenen-Stass 1980).

I en studie av Frouz (1996) studerades miljön i bon med *Formica polyctena*. Man fann då att fuktigheten/vatteninnehållet i bona varierade mellan 4 och 60 procent och att det fanns en positiv korrelation med både bonstorlek och grad av beskuggning. Både värmeledningen och värmekapaciteten i bona berodde på bomaterialets fuktighet och fuktigheten var också huvudförklaringen till boets värmeegenskaper. Skuggade bon hade sämre isolering än mindre skuggade och värmeförlusterna var också större från skuggade bon. Fuktigheten och temperaturen inne i myrbon leder till att de även är lämpliga miljöer för andra organismer. Ett exempel är att många nedbrytare och mikroorganismer lever i myrstackar (Laakso och Setälä 1998).

Myror påverkar sin omgivning på flera olika sätt. Samband med olika organismer finns, allt från svampar och bakterier till vertebrater och kärlväxter. Myrorna fungerar både som jägare och som byten. De kan leva i symbios med vissa arter och som parasiter på andra (Lach et al 2010). Både jorden i kolonin och jorden runt omkring påverkas genom myrornas olika aktiviteter. Det kan vara jordens struktur eller dess kemiska innehåll som förändras. Myror som blandar och omfördelar jord bör ha potential att omfördela radionuklider i jordprofilen (Persson et al 2007). Myrornas omblandning av jorden har en motsatt effekt på utlakning och bildandet av horisonter i jordprofilen (Wiken et al 1976). Myraktiviteter som innebär att jorden rörs om och blandas kan öka porositeten i profilen ända ner till 200 centimeters djup (Nkem 2000).

3. Material och metoder

3.1 Platsbeskrivning

Insamling av prover skedde på två olika platser i närheten av Hille, norr om Gävle (figur 4). Områdena runt Hille fick ett relativt stort nedfall efter Tjernobyolyckan och har använts vid tidigare undersökningar av radionuklider (Rosén et al 1995). Avståndet mellan platserna (A och B) var knappt en kilometer.

Plats A låg i en skogssluttning mot öster med åkrar och betesmarker nedanför. Det var mycket stenigt i skogen som bestod av tall och gran med inslag av björk (figur 5). Mellan sluttningen och den öppna marken gick en liten väg.

Koordinater (WGS 84) plats A:

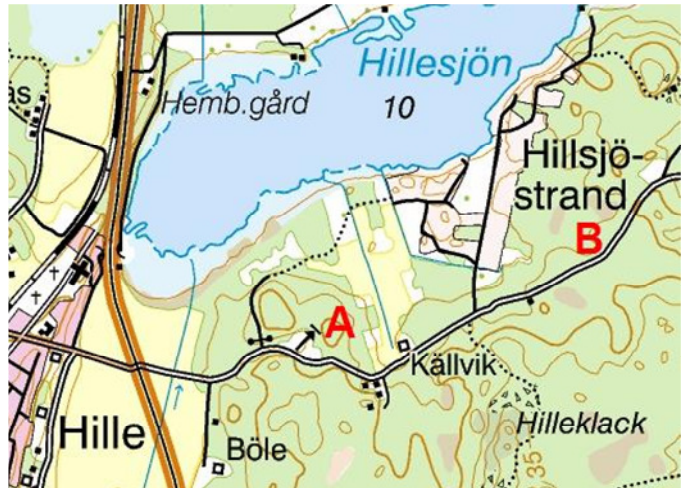
N 60° 43,907

EO 17° 11,939

Plats B låg bredvid en grusväg som kantades av skog på bägge sidor (figur 6). Även här bestod skogen till största del av barrträd med inslag av lövträd.

Koordinater plats B: N 60° 43,986

EO 17° 12,756



Figur 4. Provtagningsplatserna A och B är markerade (Lantmäteriet 2001).



Figur 5. Provtagningsplats A.



Figur 6. Provtagningsplats B.

3.2 Myrstacksbeskrivning

Plats A (figur 7.)

Myrstack 1 var en levande stack som låg i en sluttning (figur 8). Marken var stenig runt omkring och myrstacken var uppbyggd runt en stubbe. I stacken fanns det mycket sten som gjorde det svårt att gräva. De prover som togs redovisas i tabell 1.

Myrstack 2 låg tolv meter från den första stacken och var helt död (figur 9). Det växte gräs i stacken och den var mycket blöt.

Myrstack 3 var en levande stack och låg 43 meter från myrstack 2. Stacken låg ovanpå en död stack (figur 10). Inget kärnmaterial hittades i stacken.

Myrstack 4 var också en levande myrstack och låg 115 meter från myrstack 3. Även den här stacken låg på sidan av en mycket större död stack (figur 11). På ena sidan av myrstacken växte det gräs och i stacken hittades mossa. Endast få myror hittades i och runt stacken.

Myrstack 5 låg nio meter från den fjärde stacken och var levande. Det fanns mycket myror i stacken och det fanns både lingon- och blåbärsris (figur 12). Stacken låg vid sidan av en sten. Det fanns mycket rötter och stenar i stacken vilket gjorde det svårt att gräva djupt.

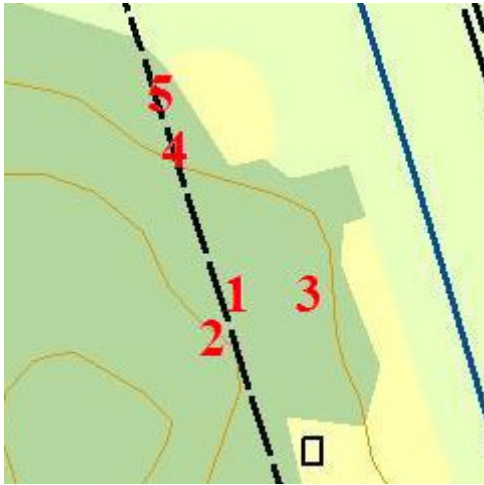
Plats B

Myrstack 6 låg fyra meter från en grusväg. Det växte både björk och gran precis bredvid stacken (figur 13). I stacken fanns en stubbe (förmodligen tall). Något kärnmaterial kunde inte hittas.

Myrstack 7 låg 110 meter från myrstack 6 och precis vid väggkanten (figur 14). I stacken fanns det vedmaterial från antingen en stubbe, en större gren eller en rot. Det fanns också stenar i stacken som tillsammans med många rötter gjorde det svårt att gräva.

Tabell 1. Skikt och material som samlades in i de olika myrstackarna

1	2	3	4	5	6	7
0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm
20-25 cm	25 cm	25 cm	25 cm	20-25 cm	25 cm	45 cm
45 cm	55 cm	40 cm	kärnmaterial	35-40 cm	50 cm	kärnmaterial
kärnmaterial	kärnmaterial	60 cm	myror	kärnmaterial	70 cm	vedmaterial
bit av stubbe		myror		myror	myror	myror
barkbit						
myror						



Figur 7. Myrstackarnas placering på plats A (Lantmäteriet 2001).



Figur 8. Myrstack 1.



Figur 9. Myrstack 2.



Figur 10. Myrstack 3.



Figur 11. Myrstack 4.



Figur 12. Myrstack 5.



Figur 13. Myrstack 6.



Figur 14. Myrstack 7.

3.3 Provtagning

Den 28 april 2010 insamlades både myrstacksprover och markprover. Med hjälp av en GPS-utrustning antecknades koordinater. På alla myrstackar mättes diametern på två ställen och höjden på fyra ställen. Avståndet mellan myrstackarna uppmättes också. Ytprov togs på alla myrstackar med hjälp av en liten spade, vilket motsvarade de två översta centimetrarna av materialet i stacken. Myrstackarna grävdes sedan ur och prov togs från olika skikt. Samma skikt kunde inte tas i alla myrstackar, eftersom de såg mycket olika ut. Stenar, rötter och grenar gjorde att det inte gick att gräva till botten i någon av myrstackarna.

I de fall då kärnmaterialet (den del av stacken som låg ungefär i mitten och som bestod av kvistar och var mycket torrt) kunde identifieras, samlades det in som ett separat prov. I vissa stackar fanns en stubbe i mitten och den togs också som ett separat prov. Tillräckligt mycket material för att fylla tre burkar som vardera rymde 60 milliliter samlades in från de olika skikten. Dessa tre burkar skulle fyllas med torkat och mortlat material. Uppskattningsvis insamlades en halvliter material från varje skikt. Myror och stubbmaterial var svåra att samla in i tillräcklig mängd. Där insamlades istället så mycket som var möjligt. Myror från varje stack sögs upp med en liten dammsugare (figur 15). Myrorna dränktes därefter (i fält) i 70 % etanol. Insamlingen av myrorna pågick, om det var möjligt, tills en volym på 35 milliliter hade samlats ihop (i myrstack fyra tog myrorna slut). När alla prov var tagna fylldes myrstackarna igen.

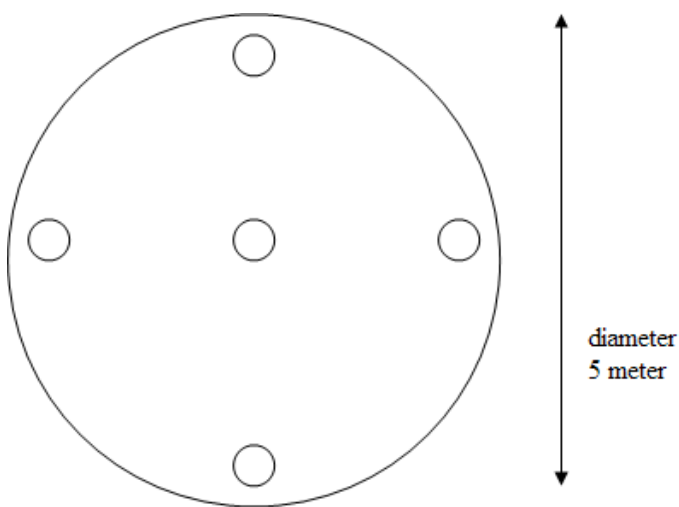


Figur 15. Dammsugaren som användes för att samla in myror.

Plats A

Markprover togs på tre ställen i sluttningen och på ett ställe ute på åkern. Myrstack 1 och 2 låg mycket nära varandra och bara ett markprov samlades in för dessa stackar. Likadant förhöll det sig med myrstack 4 och 5. I sluttningen bestod varje markprov av fem stycken jordprover. Jordproverna togs i en ring med en diameter på fem meter (figur 16) En tio centimeter hög jordprovtagare med diametern 5,7 centimeter användes (figur 17). Om cylindern inte fylldes helt med jordmaterial antecknades den exakta höjden på provet. På vissa platser i skogssluttningen fick jordprovplatsen flyttas lite beroende på att det fanns mycket sten.

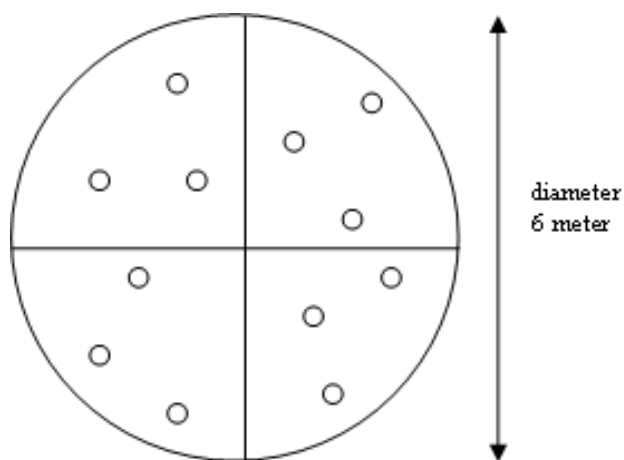
På åkern togs markprovet med hjälp av en markkarteringsborr/trekantsborr (30 cm) (figur 18) för att nå ner till alvskiktet. Området som provtogs låg inom en cirkel med en diameter på sex meter (figur 19). Cirkeln delades upp i kvadranter och i varje kvadrant togs tre jordprover.



Figur 16. Jordprovernas placering i skogssluttningen.



Figur 17. Jordprovtagare med jordpropp.



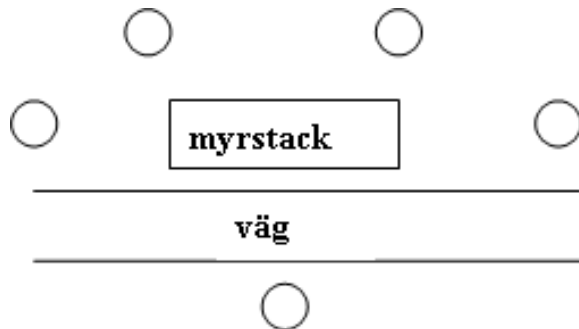
Figur 19. Jordprovernas placering på åkern.



Figur 18. Markkarteringsborr/trekantsborr.

Plats B

Vid myrstack 6 och 7 togs markprov, bestående av fem jordprover från respektive myrstack. Här användes jordprovtagaren. Jordproverna togs längs en halvcirkel, där fyra prov togs på samma sida om vägen som myrstacken och ett prov på den andra sidan av vägen (figur 20). Avståndet mellan myrstacken och jordproverna varierade från fem till femton meter. Längst bort låg de prover som togs på den andra sidan av vägen.



Figur 20. Jordprovernas placering vid vägen vid myrstack 6 och 7.

3.4 Provberedning

Alla prover förvarades i rumstemperatur i ett dygn innan provberedningen påbörjades. Proverna behandlades ett i taget för att inget skulle förväxlas. Ytproverna (0-2 cm) siktades med en 2-millimeterssikt, så att ett finare och ett grövre prov skapades. Avsikten var att om möjligt få alla barr i ett prov. Det grövre och finare materialet behandlades vidare som två olika prov. Ett prov i taget hälldes ut i en stor låda där först alla myror plockades bort med hjälp av pincett och lades i en burk med 70-procentig alkohol. Ny alkohol togs för varje ny myrstack som behandlades.

När alla myror tagits bort hälldes provet antingen i en pappersform (22x31 cm) eller aluminiumform (15x22 cm). När alla prover från en myrstack hållts i formar ställdes de in i ett torkrum för växtmaterial (29°C). När alla prover från en myrstack rensats från myror hälldes myrorna, tillsammans med dem som fångats i fält, i aluminiumformar (8x10 cm). Myrproverna rensades från barr och små grenar och ställdes sedan in i torkrummet för växtmaterial. Både myror och myrstacksmaterial torkades i fyra dygn.

När myrorna och myrstacksmaterialet hade torkats, skulle de homogeniseras innan de hälldes upp i de burkar som mätningen skulle ske i. De olika proven vägdes och deras totalvikt noterades. Varje prov mortlades sedan till två millimeter stora partiklar eller till en storlek som var praktiskt möjlig. Sax och sekator användes för att dela barr och grenar. Tre stycken 35-milliliters plastburkar fylldes från varje prov och innehållet vägdes. Proverna från myrstack 7 fylldes i tre stycken plastburkar om vardera 60 milliliter. Vissa burkar kunde inte fyllas helt, då materialet inte räckte till. Proverna förvarades i rumstemperatur tills strålningsmätningarna kunde påbörjas.

Varje jordprov breddes ut i en aluminiumform och ställdes sedan in i ett torkrum för jordprover vid 29°C. Proverna torkades i sju dygn. Jordproverna från ett och samma område (till exempel myrstack 1 och 2) slogs ihop till ett prov. Jordproverna från åkern slogs ihop så att proverna från varje kvadrant av provtagningscirkeln utgjorde ett prov. Proverna vägdes, mortlades och stenar större än åtta millimeter sållades bort. De bortplockades stenarna vägdes separat. Från varje prov fylldes sedan tre stycken plastburkar om 60 milliliter. Alla burkar fylldes helt och förvarades i rumstemperatur tills strålningsmätningarna kunde utföras.

3.5 Analys

Vid strålningsmätning av både myrstacks- och jordproverna användes fyra stycken GeLi-detektorer. Detektorerna var inkapslade i ett hölje av bly för att ta bort så mycket som möjligt av den bakgrundsstrålning som fanns i detektorrummet. Innan proverna placerades på detektorerna lades de i en plastpåse för att undvika att damm och andra partiklar kontaminerade detektorerna. Från det första skiktet i myrstack 1 (0-2 cm fint) mättes alla tre proverna. Från de resterande skikten och markproverna mättes endast materialet från en av de tre burkarna. Proven mättes i minst 45 minuter och som längst 16 timmar. De olika tiderna berodde på att vi ville ha en osäkerhet för mätresultatet som understeg tio procent. Ju längre tid man mäter desto lägre blir osäkerheten. Vissa prov hade en osäkerhet under tio procent redan efter en timme och då slutade vi mäta på de proven. Några prover hade en högre osäkerhet än tio procent trots att de mättes under lång tid. Därför satte vi en maxtid för alla prover.

Kärnmaterial från en av myrstackarna granskades för att ta reda på vilket trädslag grenarna och kvistarna kom ifrån.

3.6 Beräkningar

Detektorerna mätte proverna som om burkarna var helt fyllda med material. Tre prov behövde korrigeras på grund av att burkarna inte var helt fulla när de mättes. För varje detektor finns en kurva och en ekvation som används för att ta fram den faktor som man ska dividera mätresultatet med.

Provet med en del av stubben från myrstack 1 var fyllt till 50 procent och mättes i detektor A. Ekvationen för ^{137}Cs i denna detektor var: $y = -1 \cdot 10^{-6}x^2 - 0,0036x + 1,3632$, där x är antal procent fylld burk.

$$x = 50 \text{ ger } y = 1,1807$$

$$138 \text{ Bq/kg} / 1,1807 = 116,8798 = 117 \text{ Bq/kg korrigerat värde}$$

Provet med myror från myrstack 7 var fyllt till 70 procent och mättes i detektor D.

Ekvationen för ^{137}Cs i denna detektor var: $y = -6 \cdot 10^{-9}x^2 - 0,0032x + 1,316$

$$x = 70 \text{ ger } y = 1,0919$$

$$78 \text{ Bq/kg} / 1,0919 = 71,435 = 71 \text{ Bq/kg korrigerat värde}$$

Provet med myror från myrstack 4 var fyllt till 10 procent och mättes i detektor E.

Ekvationen för ^{137}Cs i denna detektor var: $y = -0,0001x^2 + 0,0068x + 1,3699$

$$x = 10 \text{ ger } y = 1,4579$$

$$415 \text{ Bq/kg} / 1,4579 = 284,6568785 = 285 \text{ Bq/kg korrigerat värde}$$

För att räkna ut hur stor cesiumdepositionen kan ha varit 1986 efter Tjernobylyckan, användes en modell. Modellen baserades på att man noterade jordprovets volym och hur stor markyta det upptog. Sedan noterades vikten på provet och den aktivitet som hade uppmätts. Eftersom modellen räknar baklänges måste även provtagningsdatum finnas med. Datum för nedfallet sattes till 1 maj 1986. På så sätt kan man sedan räkna ut hur mycket aktivitet det finns antingen per kilogram eller per kvadratmeter. Depositionen uttrycktes i både Bq/kg och Bq/m².

3.7 Stråldoser

Myrornas stråldoser beräknades genom att två olika dosmodeller användes, ICRP publikation 108 och ERICA assessment tool (Stark pers. medd., 2010). I modellerna finns data för vissa referensorganismer inlagda med dosomvandlingsfaktorer (DCF), som man kan använda sig av när man ska uppskatta stråldoserna. Myror eller myrstackar fanns inte med i någon av modellerna. Istället valdes ett antal olika referensorganismer ut som möjligen skulle kunna representera en myra eller myrstack i olika scenarion (tabell 2).

En egen organism (myrstack) skapades i ERICA som utgick från medelvärdena på de myrstackar som undersökts i den här studien. Den modellerade myrstacken var 84*105*105 centimeter. 84 centimeter är medelhöjd plus medeldjup för de sju myrstackarna och 105 centimeter är medeldiameter för samma stackar. Vikten på modellmyrstacken räknades ut genom att beräkna volymen multiplicerad med ett medelvärde för kg/l. Modellmyrstacken hade formen av en ellipsoid.

Volym ellipsoid: $\frac{4}{3}\pi abc$ där a, b och c är de två radierna plus höjden.

Modellmyrstack $V = (4/3)*\pi*42*52,5*52,5 \text{ cm} = 484\,905 \text{ cm}^3 = 485 \text{ dm}^3$

För att få ett medelvärde på hur många kilogram en liter myrstacksmaterial vägde, användes volym och vikt från fem stycken *Formica polyctena*-stackar som ingick i en annan studie (bilaga 3). Medelvärdet från dessa stackar blev 0,74 kg/l färskvikt. Det ger modellmyrstacken en vikt på $0,74*485 \approx 350 \text{ kg}$.

I ett Exceldokument infördes data för referensorganismerna, den skapade myrstacken och dosomvandlingsfaktorerna. För att räkna ut stråldosen måste även ¹³⁷Cs-aktiviteten i mark, myra och myrstack läggas in. Två olika stråldosberäkningar gjordes. I den första används medelvärden för aktiviteterna och i den andra de högsta aktiviteterna för att simulera ett "worst case" scenario.

Tabell 2. Referensorganismerna, deras källa och simulerat scenario

referensorganism	referenskälla	scenario
bi	ICRP	myra på marken
bikupa	ICRP	myrstack
daggmask	ICRP	myra i myrstack
daggmaskägg	ICRP	myrägg i myrstack
flygande insekt	ERICA	myra på marken
markvertebrat (mask)	ERICA	myra i myrstack
myrstack (egna mått)	ERICA	myrstack

4. Resultat och diskussion

4.1 Myrstackar

Myrstackarna hade mycket varierande storlek (tabell 3). Myrstack 2 hade den största diametern och myrstack 5 den minsta. Höjden skilde sig också åt, både mellan myrstackarna och inom samma myrstack. Myrstack 2 hade den högsta uppmätta höjden, men var mycket ojämn på de övriga sidorna. Andra stackar var mer jämnhöga som till exempel myrstackarna 1 och 5. De tre myrstackarna med den högsta höjden, 2, 6 och 7 låg alla i en sluttning, vilket är förklaringen till höjdskillnaden.

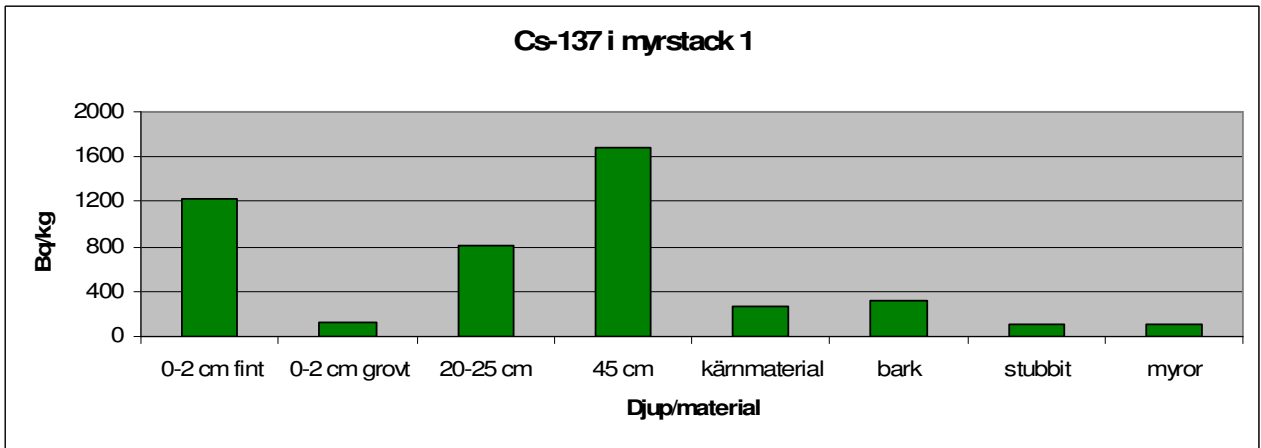
Tabell 3. Höjd och diameter på de olika myrstackarna

myrstack	höjd (cm)				diameter (cm)	
1	24	31	41	43	84	93
2	15	20	50	90	210	230
3	10	15	20	50	80	80
4	15	30	35	40	60	100
5	10	15	20	20	45	55
6	30	50	75	80	120	120
7	0	55	60	75	90	100

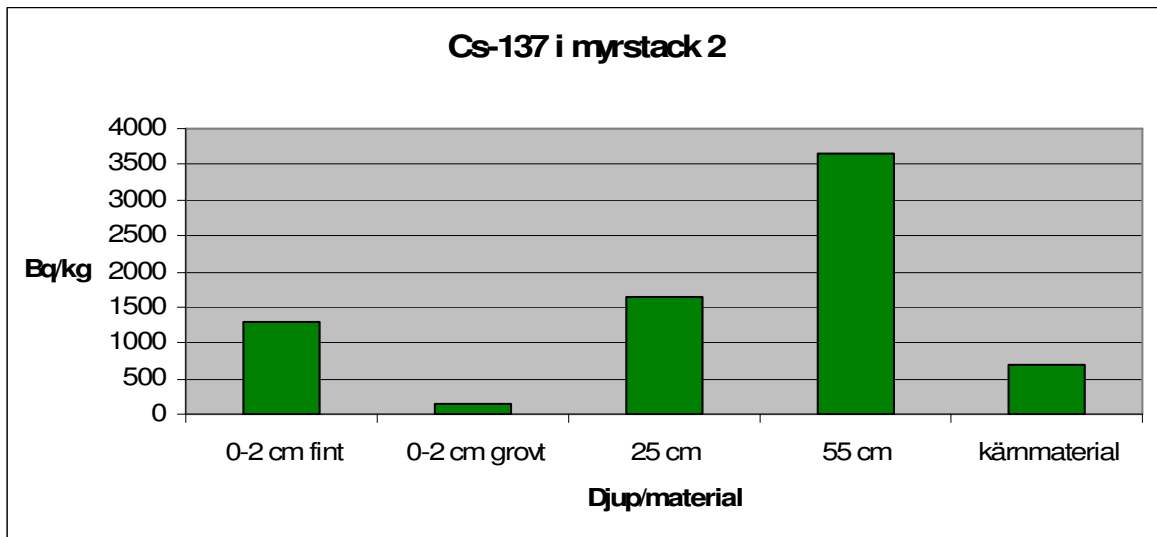
^{137}Cs -aktiviteten i de olika myrstackarna varierade kraftigt (figur 21). Myrstack 1 hade låga aktiviteter jämfört med de andra myrstackarna. Den högsta ^{137}Cs -aktiviteten i denna stack uppmättes till cirka 1600 Bq/kg. Myrstack 2 hade högre aktivitet än myrstack 1 och den högsta aktiviteten var cirka 3500 Bq/kg. Den allra högsta aktiviteten uppmättes i myrstack 3 (ungefär 20 000 Bq/kg). Det är alltså bara myrstack 3 som uppvisar så höga aktiviteter. Orsaken till detta är svår att förklara. Inget speciellt observerades på platsen som skulle kunna bidra till den höga aktiviteten. Den fjärde myrstacken hade en högsta uppmätt aktivitet på cirka 4500 Bq/kg. Denna stack provtogs endast till 25 centimeters djup. I myrstack 5 fanns den högsta aktiviteten i skiktet 20-25 centimeter (drygt 3500 Bq/kg). Den sjätte myrstacken mättes ända ner till 70 centimeters djup, där också den högsta aktiviteten (drygt 2500 Bq/kg) fanns. I myrstack 7 var den högsta uppmätta aktiviteten nästan 1000 Bq/kg, vilket var den lägsta aktiviteten i de undersökta myrstackarna.

Siktningen som gjordes av myrstacksmaterialet (0-2 cm) resulterade i att tall- och granbarren hamnade i olika prov. I det fina provet kom granbarren och små jordpartiklar, medan tallbarren kom i det grövre provet tillsammans med grenar och kvistar.

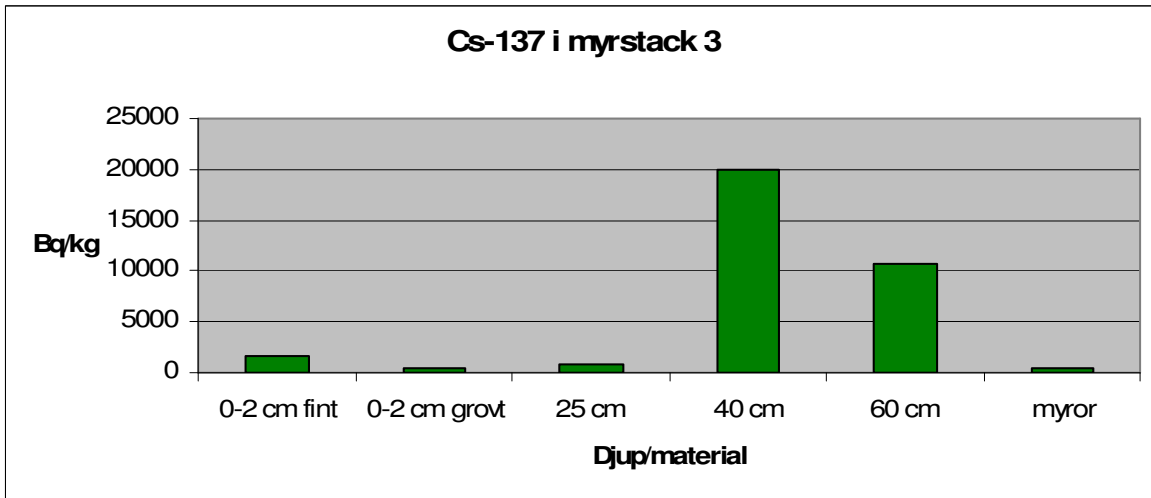
Granskningen av kärnmaterialets grenar och kvistar visade att de kom från både tall och gran.



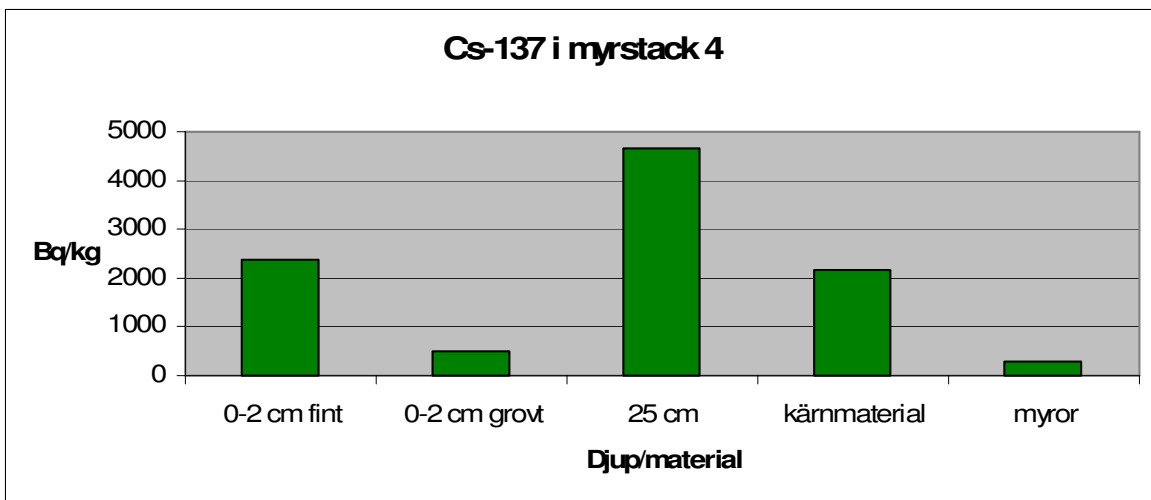
Figur 21 a. ^{137}Cs -aktivitet i olika skikt och material från myrstack 1.



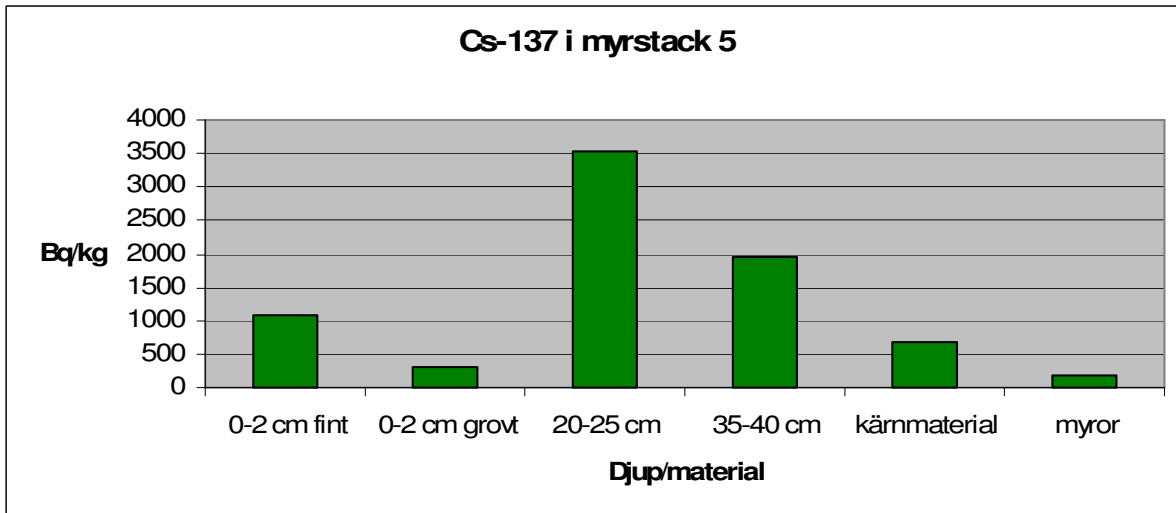
Figur 21 b. ^{137}Cs -aktivitet i olika skikt och material från myrstack 2.



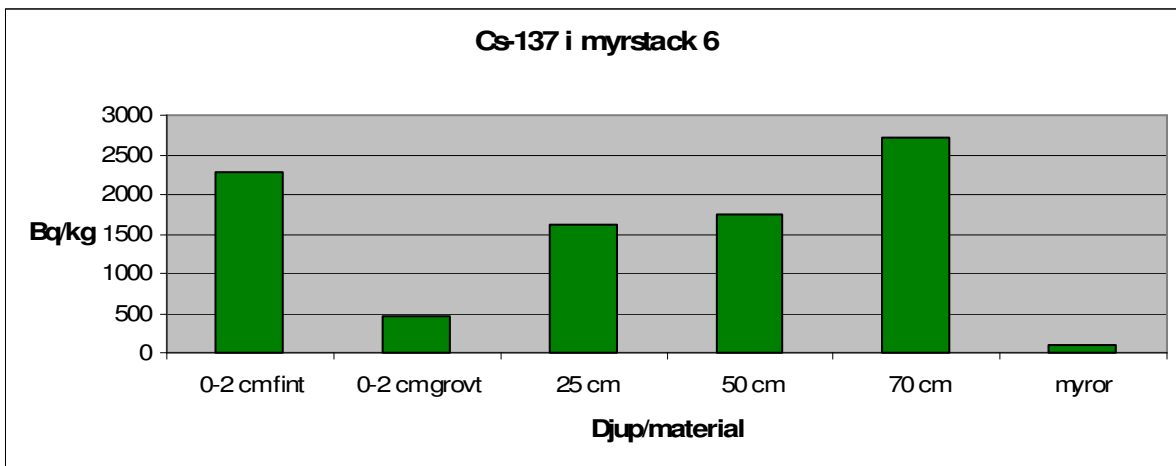
Figur 21 c. ^{137}Cs -halt i olika skikt och material från myrstack 3.



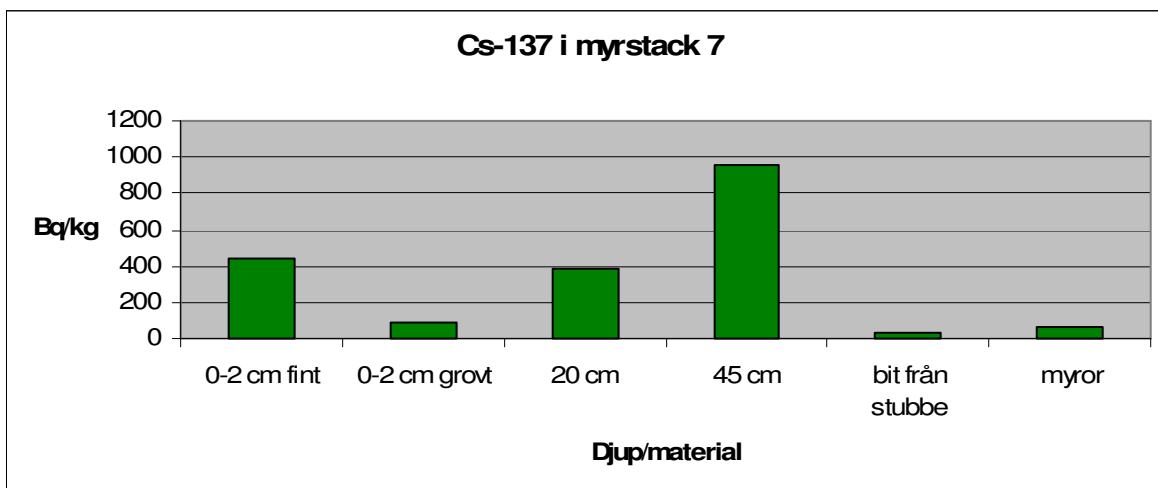
Figur 21 d. ^{137}Cs -aktivitet i olika skikt och material från myrstack 4.



Figur 21 e. ^{137}Cs -halt i olika skikt och material från myrstack 5.



Figur 21 f. ^{137}Cs -aktivitet i olika skikt och material från myrstack 6.



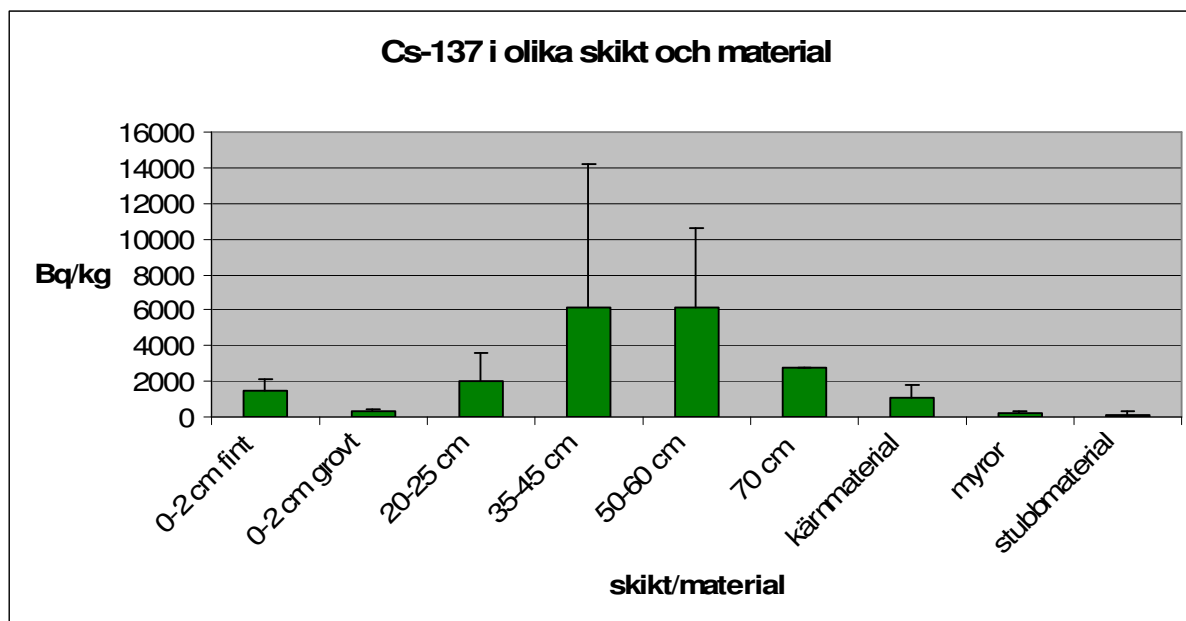
Figur 21 g. ^{137}Cs -halt i olika skikt och material från myrstack 7.

Förhållandet mellan de olika skikten och materialen beträffande aktiviteten av ^{137}Cs är ganska lika, men detta gäller inte halten av cesium. Intressant är att myrstack 2 visar upp samma mönster trots att det inte fanns några myror i den stacken. Det är okänt hur länge stacken varit död och antagligen hade inte detta mönster setts om stacken hade blivit omörd eller förstörd. Möjligt är det myrornas verksamhet som frambringat detta mönster.

Det fina materialet från skiktet 0-2 centimeter har högre aktivitet än det grövre materialet från samma skikt. En anledning till detta skulle kunna vara att gran- och tallbarr inte innehåller lika mycket ^{137}Cs . En annan tänkbar orsak skulle kunna vara de jordpartiklar som finns i det fina provet. Om jordpartiklar innehåller en högre ^{137}Cs -aktivitet än det organiska materialet skulle det kunna bidra till att det fina provet får högre halter än det grova.

Ju djupare ner som materialet kommer ifrån desto högre är ^{137}Cs -aktiviteten, om man bortser från det fina 0-2 centimetersskiktet. I fem av sju stackar kunde man se detta mönster. Vad det beror på är svårt att säga utan noggrannare studier. Myror, stubbmaterial och det grövre ytprovet visar på låga aktiviteter jämfört med de andra proverna.

En jämförelse mellan de olika skikten från alla myrstackar visar att det är stor spridning i skikten 35-45 centimeter och 50-60 centimeter (figur 22). Det beror på att myrstack 3 hade mycket högre ^{137}Cs -aktiviteter i dessa skikt än de övriga myrstackarna (bilaga 1). Skiktet vid 70 centimeter togs bara från en myrstack, därför ses ingen spridning. Myrstack 2 finns inte med i jämförelsen eftersom den var en död stack.



Figur 22. Medel av ^{137}Cs -aktiviteten i olika skikt och material från de levande myrstackarna.

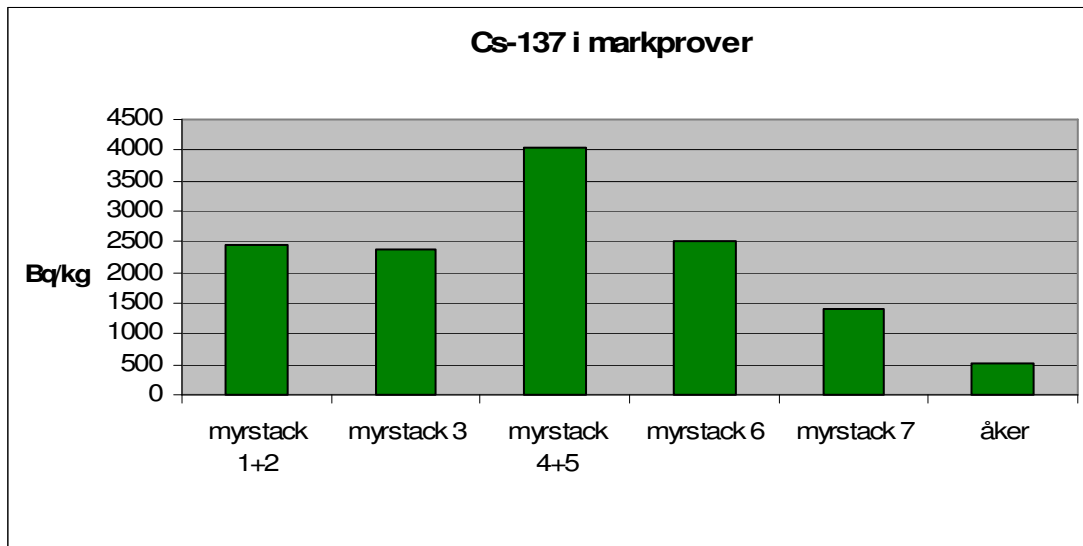
I en tidigare studie av Mietelski et al (2008) har myror och myrstackar analyserats bland annat med avseende på ^{137}Cs -aktiviteten. En myrstack provtogs (art *Camponotus vagus*) tillsammans med andra myrtaxa. Undersökningen gjordes i området runt Tjernobyli. Resultatet visar att dessa myror och myrstackar hade aktiviteter mellan 36 kBq/kg och 1519 kBq/kg (tabell 4). Dessa resultat är i Bq/kg askvikt vilket blir mer koncentrerat än Bq/kg torrsvikt, som mina provresultat är uttryckta i. Det går därför inte att jämföra resultaten med varandra.

Tabell 4. ^{137}Cs -aktivitet i myror och en myrstack från Tjernobyliområdet

prov	Bq/g (askvikt)	Bq/kg (askvikt)	insamlingsår
myror <i>Formica cynerea</i>	1 519	1 519 000	1995
myror <i>Formicidae sp</i>	36	36 000	maj 1994
myror <i>Formicidae sp.</i>	50	50 000	2002
myrstack <i>Camponotus vagus</i>	71	71 000	juni 1995

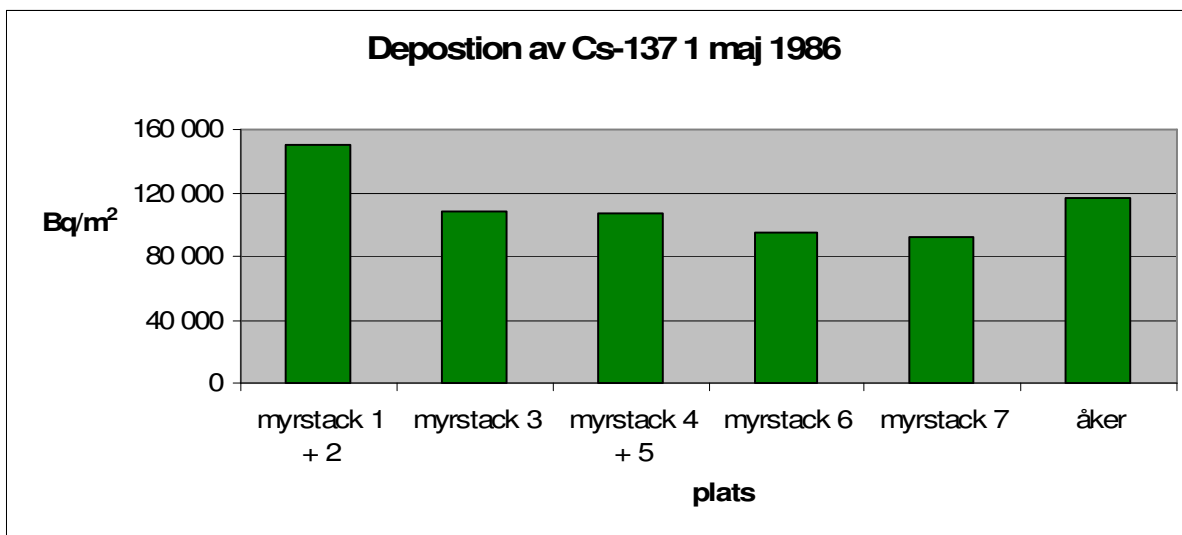
4.2 Markprover

Resultaten från de mätningar som gjorts visade att markprovet från åkern hade den lägsta ^{137}Cs -aktiviteten och provet runt myrstack 4 och 5 den högsta (figur 23). Markproverna runt myrstackarna 1 + 2, 3 och 6 hade ungefär samma ^{137}Cs -aktiviteter. Myrstack 7 var den myrstack som hade den lägsta aktiviteten på markprovet, men den var ändå betydligt högre än ute på åkern.



Figur 23. ^{137}Cs -aktiviteten i markproverna runt myrstackarna och på åkern.

Depositionen vid de olika myrstackarna och vid åkern visar på olika stort nedfall (figur 24) trots att platserna ligger mycket nära varandra. Myrstack 1 + 2 hade en högre deposition än de andra myrstackarna, medan åkern befann sig ungefär mitt emellan. Med hjälp av nedfallskartan kan vi jämföra den uppskattade depositionen med den som uppmättes efter nedfallet 1986. På kartan ser man att området kring Hille fick en deposition på minst 80 000 Bq/m^2 . Det stämmer med de resultat jag räknat fram med hjälp av modellen.



Figur 24. Depositionen runt myrstackarna och på åkern i Bq/m².

De värden som räknades ut enligt depositionsmodellen är höga, men inte orimligt höga. I en studie av Rosén et al (1995) mättes depositions på två platser i Hille (plöjd respektive oplöjd åkermark). Mätningarna gjordes 1986 i ytskiktet 0-5 centimeter. Depositionen var 202 kBq/m² ¹³⁷Cs på den plöjda marken och 165 kBq/m² ¹³⁷Cs på den oplöjda. Båda dessa värden är högre än den deposition som skattades med modellen. I studien från 1995 låg de utvalda provplatserna på öppen mark och det fanns antagligen inte lika många träd eller annan vegetation som kunde fånga upp nedfallet. Träden i skogen borde påverka hur mycket av nedfallet som träffar marken. Under träden borde man få en lägre deposition.

En annan tänkbar anledning till skillnaderna i depositionerna skulle kunna vara att ¹³⁷Cs har omfördelats under åren som gått. Det skulle kunna innebära att det finns lägre ¹³⁷Cs-halter i marken idag än om ¹³⁷Cs bara hade sönderfallit utan att omfördelats. Det gör att när man räknar ut depositions tar man ingen hänsyn till att cesium har omfördelats, utan bara hur mycket som borde ha sönderfallit sedan nedfallet. Det finns naturligtvis även en möjlighet att det inte var ett lika stort nedfall vid våra provtagningsplatser.

4.3 Stråldos

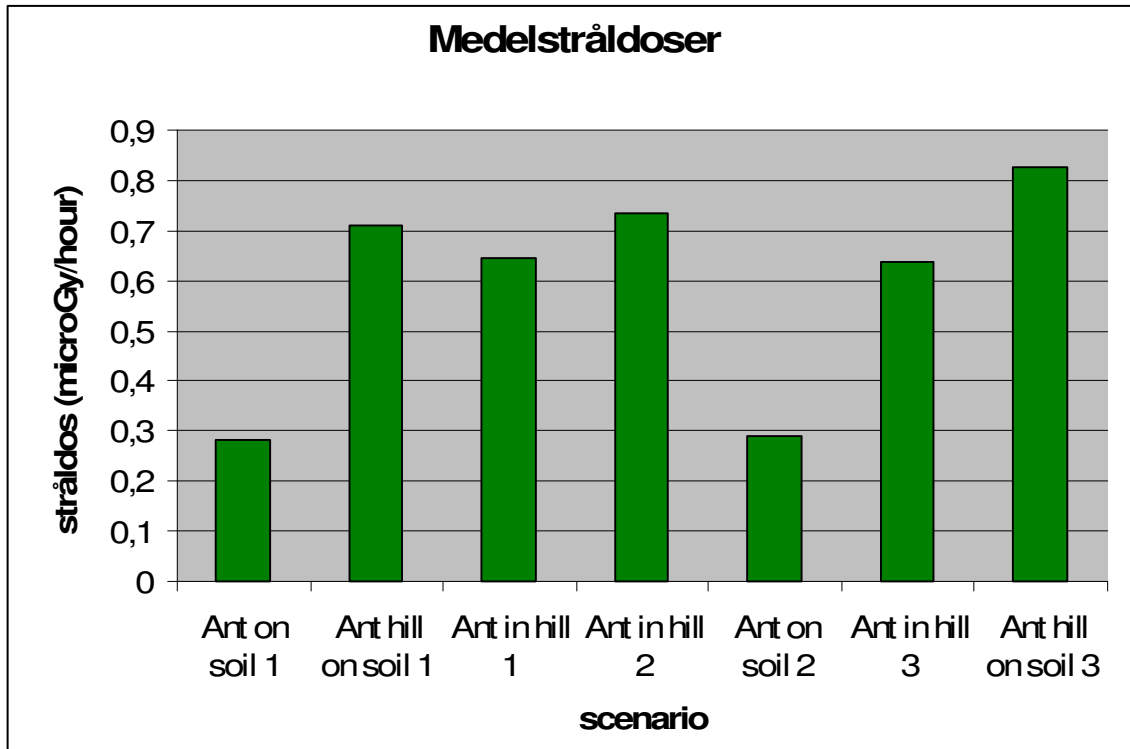
Medelvärden och maxvärden för ^{137}Cs -aktiviteten hos myrstackarna, myrorna och markproverna användes när stråldos hos myror uppskattades (tabell 5).

Tabell 5. ^{137}Cs -aktiviteterna som användes för att uppskatta stråldoser

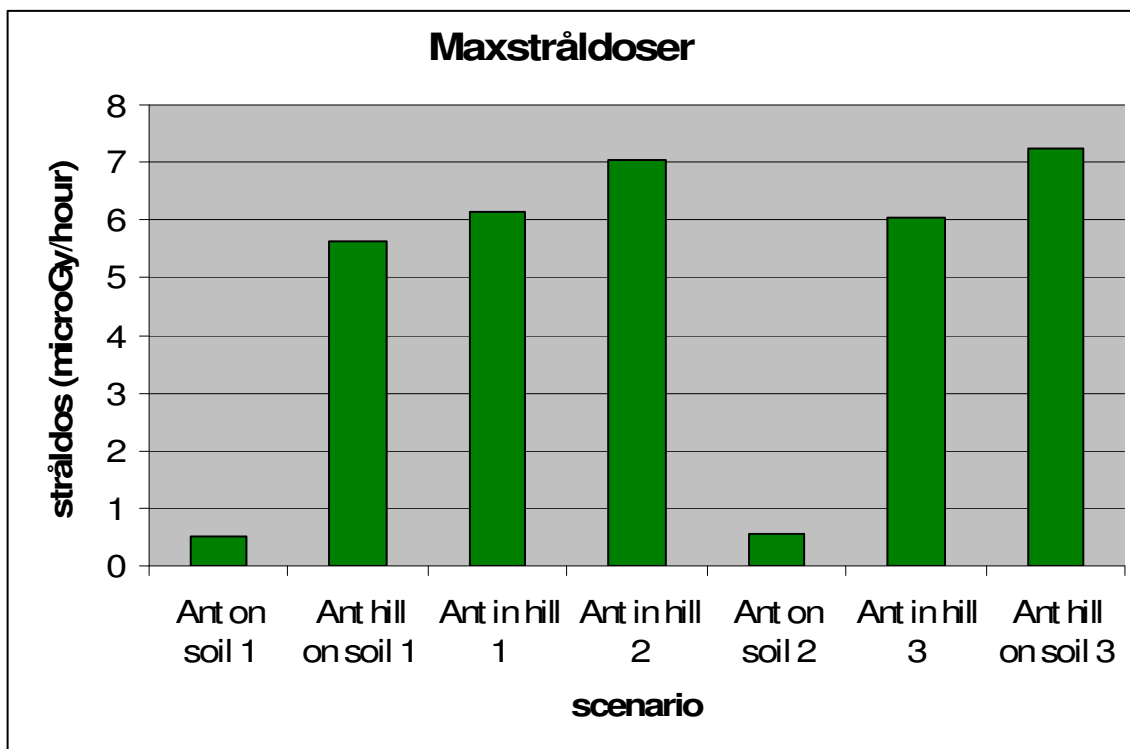
	medelvärde (Bq/kg)	maxvärde Bq/kg
myrstackarna	2030	20000
myrorna	182	338
markproverna	2216	4050

Medelstråldosernas varierar mellan 0,2 och 0,9 $\mu\text{Gy}/\text{timme}$ (figur 25). Omräknat till dos per dygn blir resultatet 6 till 20 μGy beroende på val av scenario. De högsta stråldoserna uppträder i de scenarier som simulerar myrstackar eller myror i myrstackar och lägst doser där myror på marken simuleras.

De maximala stråldoserna blev upp till tio gånger högre för vissa scenarion än de genomsnittliga doserna. Resultaten varierade mellan 0,5 och 8 $\mu\text{Gy}/\text{timme}$ (figur 26). Räkna man om resultaten till dygnsdoser blir variationen 12 till 175 μGy . Samma mönster ses beträffande maximala doser som för de genomsnittliga doserna. De högsta doserna förekommer i myrstackar och hos myror i dessa stackar, medan de lägsta doserna finns hos myror på marken. När det gäller de maximala stråldoserna har scenarierna som simulerar myror på marken en mycket lägre dos än i de andra scenarierna. Det beror antagligen på att det är en mycket stor skillnad mellan medelvärde och maxvärde för aktiviteten i myrstackarna. Maxvärdet för aktiviteten i myrstackarna är cirka tio gånger större än medelvärdet. För aktiviteten i myrorna och marken är maxvärdena ungefär dubbelt så stora som medelvärdena. I scenarierna som simulerar myror på marken finns inte myrstacksaktiviteten med, vilket gör att stråldoserna blir mycket mindre när man räknar de maximala stråldoserna.



Figur 25. Medelstråldoser i $\mu\text{Gy}/\text{timme}$ för olika scenarion.



Figur 26. Maxstråldoser i $\mu\text{Gy}/\text{timme}$ för olika scenarion.

5. Slutsatser

^{137}Cs -aktiviteten i myrstacksmaterialet varierade mellan 71 och 20 000 Bq/kg. Prover med mycket organiskt material (myror, stubbmaterial och de grova ytproverna) hade de lägsta aktiviteterna. Fem av de sju myrstackarna som provtogs visar upp ett mönster där ^{137}Cs -aktiviteten ökar med djupet i myrstacken.

Depositionen som uppskattades låg mellan 90 000 och 150 000 Bq/m². Dessa värden är lägre än de resultat som finns i studier från närbelägna platser. Det beror troligtvis på att ^{137}Cs har omfördelats.

De genomsnittliga stråldoserna varierade mellan 0,2 och 0,9 µGy/timme och de maximala stråldoserna låg mellan 0,5 och 8 µGy/timme. De maximala doserna var upp till tio gånger större än de genomsnittliga, vilket beror på ett mycket högre maxvärde än medelvärde hos myrstacksmaterialet.

6. Referenser

Andersson I, Bergman R, Enander A, Finck R, Johansson K J, Nylén T, Preuthun J, Rosén K, Sandström B, Svensson K och Ulvsand T. 2002. Livsmedelsproduktionen vid nedfall av radioaktiva ämnen. SLU, FOI, Livsmedelsverket, SJV, SSI. Edita Västra Aros.

Coenen-Stass D, Schaarschmidt B and Lamprecht I. 1980. Temperature distribution and calorimetric determination of heat production in the nest of the wood ant *Formica polyctena* (Hymenoptera, Formicidae). *Ecology* 61:238-244.

Douwes P, Hall R, Hansson C och Sandhall Å. 2004. Insekter - En fälthandbok. Stenström Interpublishing, Stockholm.

Eriksson J, Nilsson I och Simonsson M. 2005. Wiklanders marklära. Studentlitteratur, Lund.

Frouz J. 1996. The role of nest moisture in thermoregulation of ant (*Formica polyctena*, Hymenoptera, Formicidae) nests. *Biologia* 51:541-547.

Hölldobler B, Wilson E O. 1990. The ants. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.

Johanson, K J. 2006. ¹³⁷Cesium i svamp bär och vilt. SSI, *Strålskyddsnytt* 1:25,31.

Johanson, K J. 1996. Strålning människan och miljön. SLU, Uppsala.

Laakso J and Setälä H. 1998. Composition and trophic structure of detrital food web in an ant mounds of *Formica aquilonia* and in the surrounding forest soil. *Oikos* 81:266-278.

Lach L, Parr C L and Abbott K L. 2010. Ant Ecology. Oxford Univerity Press, New York.

Lantmäteriet. 2001. Provpplatskarta, figur x. Digitala kartbiblioteket i SWEREF 99, tillgänglig 17/5 2010 via <https://butiken.metria.se/digibib>

Lenoir L, Forskare, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi. Uppsala. Personligt meddelande. 2010-05-27.

Mietelski, J W, Maksimova S, Szwa1ko P, Wnukd K, Zagrodzki P, Blazej S, Gaca P, Tomankiewicz E and Orlov O. 2008. Plutonium, ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in selected invertebrates from some areas around Chernobyl nuclear power plant. *Journal of Environmental Radioactivity* 101:488-493.

Moberg, L. 2006. Gränsvärden i livsmedel – då och nu. SSI, *Strålskyddsnytt* 1:16-17.

Moberg, L. 2001. Kärnkraftsolyckan i Tjernobyl – En sammanfattning femton år efter olyckan. SSI-rapport 2001:07

Nkem J N, Lobry de Bruyn L A, Grant C D and Hulugalle N R. 2000. The impact of ant bioturbation and foraging activities on surrounding soil properties. *Pedobiologia* 44:609-621.

Persson T, Lenior L and Taylor A. 2007. Bioturbation in different ecosystems at Forsmark and Oskarshamn. SKB, rapport R-06-123.

Rosén K. 2006. Tjernobylyolyckan och jordbruket. SSI, *Strålskyddsnytt* 1:18-20.

Rosén K, Eriksson Å and Haak E. 1995. Transfer of radiocaesium in sensitive agricultural environments after the Chernobyl fallout in Sweden. I. County of Gävleborg. *The Science of the Total Environment* 182:117-133.

Rosén K. Forskningsledare, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för mark och miljö. Uppsala. Radioekologi. Föreläsning 2010-04-23.

Stark K. Forskare, Stockholms universitet, Systemekologiska institutionen. Stockholm. Personligt meddelande. 2010-05-27

Sveriges nationalatlas. 2010. ¹³⁷Cesium efter Tjernobyl -86, figur x. Tillgänglig 20/5 2010 via www.sna.se

Wiken E B, Broersma K, Lavkulich M and Farstad L. 1976. Biosynthetic alteration in a British Columbia soil by ants (*Formica fusca* Linné). *Soil Science Society of America Journal* 40:422-426.

Bilaga 1

^{137}Cs -aktiviteten i de levande myrstackarna som användes för att räkna ut det medelvärde som används i figur 22 (tabell B1).

Tabell B1. ^{137}Cs -aktiviteten i de olika skikten och materialen hos de levande myrstackarna

skikt/ material	0-2 cm fint	0-2 cm grovt	20-25 cm	35-45 cm	50-60 cm	70 cm	kärn- material	myror	stubb- material
^{137}Cs	1150	128	809	1680	10 600	2710	269	118	310
(Bq/kg)	1540	379	876	20 000	1740		2160	338	117
	2380	520	4660	1950			693	284	36,7
	1070	308	3550	958				171	
	2280	457	1610					110	
	444	86,4	382					71	
medelvärde (Bq/kg)	1477	313	1981	6147	6170	2710	1041	182	155

Bilaga 2

Alla uppmätta ^{137}Cs -aktiviteter i myrstackarna och markproverna (tabell B2).

Tabell B2. Uppmätt ^{137}Cs -aktivitet i markprover och myrstacksprover

myrstack	prov	^{137}Cs (Bq/kg torrsvikt)
1	0-2 cm fint	1230
	0-2 cm grovt	128
	20-25 cm	809
	45 cm	1680
	kärnmaterial	269
	bark	310
	stubbit	117
	myror	118
	markprov	2440
	2	0-2 cm fint
0-2 cm grovt		147
25 cm		1650
55 cm		3650
kärnmaterial		686
markprov		2440
3	0-2 cm fint	1540
	0-2 cm grovt	379
	25 cm	876
	40 cm	20000
	60 cm	10600
	myror	338
	markprov	2370
4	0-2 cm fint	2380
	0-2 cm grovt	520
	25 cm	4660
	kärnmaterial	2160
	markprov	4050
5	0-2 cm fint	1070
	0-2 cm grovt	308
	20-25 cm	3550
	35-40 cm	1950
	kärnmaterial	693
	markprov	4050

	0-2 cm fint	2280
	0-2 cm grovt	457
	25 cm	1610
6	50 cm	1740
	70 cm	2710
	myror	110
	markprov	2500
	0-2 cm fint	444
	0-2 cm grovt	86,4
	20 cm	382
7	45 cm	958
	bit från stubbe	36,7
	myror	71
	markprov	1410
åker	markprov	525

Bilaga 3

Vikt och volym från fem *Formica polyctena*-myrstackar A-E (tabell B3). Värdena användes för att beräkna ett medelvärde på hur mycket 1 liter myrstacksmaterial väger. Medelvärdet i sin tur användes för att uppskatta hur mycket myrstacken som skapades vid stråldosberäkningarna vägde.

Tabell B3. Vikt och volym för fem *Formica polyctena*-myrstackar (Lenoir, pers. medd. 2010)

myrstack	volym (l)	färskvikt (kg)	färskvikt kg/l
A	1040	565	0,54
	320	283	0,88
	240	240	1,00
	40	34	0,86
B	160	78	0,49
	40	6	0,14
	80	91	1,14
	20	12	0,61
C	200	217	1,08
	27	18	0,68
	480	616	1,28
	120	213	1,78
D	80	17	0,22
	240	62	0,26
	80	41	0,51
E	80	36	0,45
	720	374	0,52
	640	206	0,32
	1600	2597	1,62
	160	78	0,49

medel: 0,74