



Nyugat-magyarországi Egyetem  
Erdőmérnöki kar  
Kitaibel Pál Környezettudományi Doktori Iskola  
Geokörnyezettudomány Program

**Radioaktív izotópok terjedése a környezetben (Cs-137-el történő  
talajeróziós vizsgálati módszer)**

Doktori (PhD) értekezés

Készítette:

Kiss Ervin

Témavezető:

Dr. Divós Ferenc  
egyetemi tanár

Sopron  
2013

# Radioaktív izotópok terjedése a környezetben (Cs-137-el történő talajeróziós vizsgálati módszer)

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében  
a Nyugat-magyarországi Egyetem Kitaibel Pál Környezettudományi Doktori Iskolája  
Geokörnyezettudomány programja keretében

Írta:  
Kiss Ervin

Témavezető: Dr. Divós Ferenc

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton ..... % -ot ért el,

Sopron/Mosonmagyaróvár

.....  
a Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom (igen /nem)

Első bíráló (Dr. ....) igen /nem

(aláírás)

Második bíráló (Dr. ....) igen /nem

(aláírás)

(Esetleg harmadik bíráló (Dr. ....) igen /nem

(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján.....% - ot ért el

Sopron/Mosonmagyaróvár,

.....  
a Bírálóbizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

.....  
Az EDT elnöke

## TARTALOMJEGYZÉK

|                                                                                                                   |           |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>Kivonat .....</b>                                                                                              | <b>6</b>  |
| <b>Abstract .....</b>                                                                                             | <b>7</b>  |
| <b>1. Bevezetés .....</b>                                                                                         | <b>8</b>  |
| <b>2. Kutatási előzmények, irodalmi áttekintés .....</b>                                                          | <b>10</b> |
| <b>2.1. Radioaktív izotópok kikerülése a környezetbe.....</b>                                                     | <b>10</b> |
| 2.1.1. Radioaktív izotópok származása .....                                                                       | 10        |
| 2.1.2. Radioaktív izotópok terjedése .....                                                                        | 12        |
| <b>2.2. Cs-137 tulajdonságai, alkalmazása a környezeti folyamatok vizsgálatában .....</b>                         | <b>14</b> |
| 2.2.1. Cs-137 forrásai.....                                                                                       | 14        |
| 2.2.2. Cs-137 tulajdonságai, alkalmazása a környezeti folyamatok vizsgálatában, bekerülése a táplálékláncba ..... | 15        |
| <b>2.3. A Cs-137 alkalmazhatósága eróziós vizsgálatokra .....</b>                                                 | <b>21</b> |
| <b>2.4. Cs-137 koncentráció mérésén alapuló talajeróziós vizsgálati modellek.....</b>                             | <b>26</b> |
| 2.4.1. Bolygatott talajokon, megművelt területeken alkalmazott modellek .....                                     | 27        |
| 2.4.1.1. Az arányos modell (proportional model) .....                                                             | 27        |
| 2.4.1.2. Egyszerűsített anyagmérleg modell (Mass Balance Model I).....                                            | 29        |
| 2.4.1.3. Anyagmérleg modell II (Mass Balance Model II) .....                                                      | 31        |
| 2.4.1.4. Anyagmérleg modell, amely figyelembe veszi a művelés általi talajmozgást (Mass Balance Model III).....   | 33        |
| 2.4.1.5. Egyszerű Cs-137 modell a megművelt köves talajokra .....                                                 | 37        |
| 2.4.2. Bolygatatlan, műveletlen talajokon alkalmazott modellek .....                                              | 40        |
| 2.4.2.1. Profil eloszlás modell (Profile Distribution Model).....                                                 | 40        |
| 2.4.2.2. A diffúziós és migrációs modell (Diffusion and Migration Modell).....                                    | 43        |
| <b>3. A vizsgálati célok, mérési peremfeltételek, minta előkészítés.....</b>                                      | <b>48</b> |
| <b>3.1. Célkitűzések.....</b>                                                                                     | <b>48</b> |
| <b>3.2. Vizsgálati terület, mintavételi helyek és a mérési peremfeltételek .....</b>                              | <b>48</b> |
| <b>3.3. Alkalmazott mérőberendezések, mérést befolyásoló tényezők, mintavétel, minta előkészítés .....</b>        | <b>55</b> |
| <b>4. Mérési folyamat, vizsgálati eredmények .....</b>                                                            | <b>63</b> |
| <b>4.1. A vizsgálatához használt modell .....</b>                                                                 | <b>63</b> |
| <b>4.2. Cs-137 készlet és mélységi eloszlása a referencia helyeken .....</b>                                      | <b>65</b> |

|                                                                                                |           |
|------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>4.3. Cs-137 készlet és mélységi eloszlása a vizsgálati területen .....</b>                  | <b>71</b> |
| 4.3.1. 2001-ben vett minták adatai .....                                                       | 71        |
| 4.3.2. 2010-ben vett minták adatai .....                                                       | 72        |
| 4.3.3. Az egyes mintavételi helyek Cs-137 készlet adatai .....                                 | 73        |
| <b>4.4. A vizsgálati terület talajának Cs-137 aktivitásprofilja, és annak változása .....</b>  | <b>75</b> |
| <b>4.5. A mintavételi helyek talajvándorlási rátájának becslése .....</b>                      | <b>76</b> |
| <b>4.6. Felszíni aktivitás, valamint a talajvándorlási ráta és a lejtőszög kapcsolata.....</b> | <b>78</b> |
| <b>5. Összefoglalás.....</b>                                                                   | <b>82</b> |
| <b>6. Irodalomjegyzék.....</b>                                                                 | <b>84</b> |
| <b>7. Doktori (PhD) értekezés tézisei .....</b>                                                | <b>88</b> |
| <b>Függelék.....</b>                                                                           | <b>93</b> |

## Kivonat

Az értekezés keretében a soproni hegyvidék egy kis vízgyűjtőjében (Farkas-árok) a talaj Cs-137 aktivitása lett vizsgálva. A dokumentum célja, hogy a méréseken keresztül bemutassa a vizsgálati terület talajában a Cs-137 mélység szerinti eloszlását, a helyi sajátosságokat, valamint ezen mélységi eloszlás térbeli, és időbeli változását. Továbbá a mérési eredményekből meghatározza a területre vonatkozó talajátrendeződési rátákat.

Az értekezés megerősítette, hogy a vizsgálati terület talajában és élő szervezetben is (gombák) jól mérhető mennyiségben van jelen a Cs-137 izotóp, valamint a Cs-137 aktivitás a talajmélységgel csökken. Ezen változás a kis lejtésű helyeken (lejtőszög < 4 fok) csökkenő exponenciális függvény szerint valósult meg. A talajprofil további elemzéséből kiderült, hogy a terület bolygatatlan talajprofiljában a Cs-137 összaktivitás nagy része (>90%) a talaj felső 10-12 cm-es rétegében koncentrálódik. A talajprofil aktivitás adataiból meghatározásra kerültek a kis lejtésű (lejtőszög < 4 fok) területek teljes szelvényre vonatkozó Cs-137 készletei, amelyek mint viszonyítási (referencia) szintek, a terület eróziós viszonyainak meghatározásához lettek felhasználva (2001-ben:  $10569,9 \pm 380 \text{ Bq/m}^2$ ,  $9137 \pm 237,6 \text{ Bq/m}^2$ ,  $8909,8 \pm 363,1 \text{ Bq/m}^2$ ; 2010-ben:  $3887,7 \pm 288,4 \text{ Bq/m}^2$ ). Az árok területén, a 4 foknál nagyobb lejtésű mintavételi helyeken a Cs-137 készletek  $988,9 \pm 413,8 \text{ Bq/m}^2$  -  $9419 \pm 253,1 \text{ Bq/m}^2$  között változtak. A kapott értékek és annak változása viszonyítási alapot nyújthat a vizsgálati terület és annak tágabb környezetének jövőbeli eróziós vizsgálataihoz is. Az aktivitáskoncentráció értékek alapján kijelenthető, hogy a szennyezés után sok évvel a cézium fő tárolója még mindig az erdei talaj.

A 2010-es mérések adataiban látható volt, hogy a legmagasabb Cs-137 aktivitáskoncentráció a felső rétegekből lejjebb tolódott, és a Cs-137 mélységi eloszlása 4 - 6 cm mélységig egy növekvő, vagy stagnáló függvény (lejtőszög függvényében), majd egy csökkenő exponenciális függvény szerint változott. A mérési eredmények alapján a profil változás sebessége 0,44 - 0,66 cm/év-re tehető.

A helyi sajátosságokhoz igazított profil eloszláson alapuló talajátrendeződési ráta becslési modell segítségével becslésre kerültek a mintavételi helyeken a talajeróziós ráták. A mérések szerint a mintavételi helyek között, egy minta kivételével, csak eróziós helyek voltak. A patakhoz közeli minták kisebb Cs-137 készlettel rendelkeztek, amely nagyobb talajelvándorlást jelzett. A mintavételi helyek eróziós ráta értékei 0,15 - 28,55 t/ha/év között változtak, a felhalmozódással járó hely felhalmozódási ráta értéke 0,69 t/ha/év volt. A kapott értékeket az USLE modellel kapott értékekhez viszonyítva megállapítható volt, hogy a profil eloszlás modellel becsült talajeróziós ráták felülbecsülik a területen a valós talajerózió mértékét.

## Abstract

Within the framework of the dissertation, soil Cs-137 activity was examined in a small water catchment (Farkas Trench: Farkas-árok) of the Sopron Mountains. The objective of the document is to present, via the measurements, the distribution of Cs-137 in accordance with depth in the soil of the examined area, the local characteristics, moreover the spatial and temporal alteration of this depth distribution. In addition, to determine the rates of natural soil relocation referring to the area, from the measurement results.

The dissertation has confirmed that the Cs-137 isotope is there, present in well measurable quantities in the soil and living organisms (mushroom) of the examined area, moreover that Cs-137 activity decreases by depth. This alteration materialised according with a decreasing exponential function at slightly sloped plots (slope inclination  $< 4$  degrees). Further analysis of the soil profile revealed that in an undisturbed soil profile of the area most ( $>90\%$ ) of the total Cs-137 activity is concentrated into the uppermost 10-12-cm layer of the soil. From the soil profile activity data, the Cs-137 accumulations referring to the full profile of the slightly sloped (slope inclination  $< 4$  degrees) loci were determined to be used as referential (reference) levels for determining the erosional conditions of the area (in 2001:  $10569.9 \pm 380$  Bq/m<sup>2</sup>,  $9137 \pm 237.6$  Bq/m<sup>2</sup>,  $8909.8 \pm 363.1$  Bq/m<sup>2</sup>; in 2010:  $3887.7 \pm 288.4$  Bq/m<sup>2</sup>). In the area of the Trench, at the sampling plots with greater than 4 degrees sloping, Cs-137 accumulations varied between  $988.9 \pm 413.8$  Bq/m<sup>2</sup> and  $9419 \pm 253.1$  Bq/m<sup>2</sup>. The derived values and their alteration may provide a referential basis also for examining erosion in the future both in the examined area and in its wider surroundings. It can be stated based on the activity concentration values that several years after the pollution the chief store of caesium is still the forest soil.

It could be seen in the data of the 2010 measurements that the highest Cs-137 activity concentration was shifting downwards from the uppermost layers, and (in function of slope inclination) Cs-137 depth distribution altered according with an increasing or stagnating function down to a depth of 4 to 6 cm, whereas according with a decreasing exponential function then deeper. Based on the measurement results, the speed of profile alteration is to be estimated at 0.44 to 0.66 cm/year.

Soil erosion rates in the measurement points came to be estimated by means of the soil relocation rate estimation model based on profile distribution, with alignments to local characteristics. According to the measurements, amongst the sampling plots, with the exception of one sample, there were merely erosion loci. Samples close to the brooke owned a smaller Cs-137 accumulation, which indicated a greater soil movement. Erosion rate values for the sampling plots altered between 0.15 and 28.55 t/ha/year, whereas the agglomerating rate value by the only locus where there was agglomeration was 0.69 t/ha/year. By referring these derived values to the values derived by the USLE model it could be concluded that the soil erosion rates estimated with the profile distribution model do estimate the extent of real soil erosion in the area.

## 1. Bevezetés

Az elmúlt több mint fél évszázad nukleáris eseményei elindítottak egy folyamatot, egy igényt arra, hogy a nukleáris események történései ne csak utólag derüljenek ki. Ennek hatására fejlődtek mind a nukleáris mérési módszerek, mind a mérésekhez használt detektorok, mérőrendszerek. Felmerült a jogos igény arra, hogy ne lehessen elhallgatni az esetlegesen bekövetkező nukleáris eseményeket, melyek szennyezése általában nem maradt az adott ország területén, hanem a különböző transzport utakon eljutott távolabbi országokba, területekre. A mérési módszerek fejlődésével, egyre érzékenyebb detektorok kifejlesztésével, és az ezekből kialakított országos vagy nemzetközi mérőhálózatok kialakításával nyomon tudjuk követni egy-egy radioaktív szennyezés terjedését, mértékét, és a meteorológiai viszonyokat számításba véve elég jól meghatározható a kibocsátás forrása is. Azonban a kifejlesztett rendszerek nem csak a nukleáris baleseteknél és utóhatásaiknál használhatók eredményesen, hanem a meglévő természetes radioaktív izotópok felderítésére, detektálására is.

Mind a természetes, mind a mesterséges radioizotópok viselkedéséről szerzett ismeretek a természetes és természet közeli ökoszisztémákban segítenek az adott izotóp ökológiai szerepét jobban megérteni, valamint segít a környezeti folyamatok nyomon követésében, modellezésében és az esetleges szennyezőanyag hatásaival kapcsolatos kockázatok kezelésében. A környezetbe került mesterséges izotópok közül, a sugárzás biológiai hatásainak szempontjából, a Cs-137 az egyik legfontosabb izotóp. Viszonylag nagy mennyiségben keletkezett az atombomba robbantások során, valamint a fizikai felezési ideje ~30,2 év, így a környezetben hosszú ideig megmarad (M. Zhiyanski et al. 2008).

Az európai kontinensen a csernobili atomerőműben 1986 áprilisában bekövetkezett nukleáris baleset után a radionuklidok kiülepedése eredményezte a magasabb radioaktív szennyezettséget a talajban, a növényzetben és egyéb ökológiai rendszerekben. Ezen szennyezés távoli hatásaiban is nagy szerepet játszott a Cs-137. Mint számos európai országot, így Magyarországot is érintette a viszonylag magasabb fokú radioaktív kiülepedés.

A Cs-137 ciklusban a talaj, mint rendszer a növényzettel együtt alkotják a szennyezés legnagyobb tárolóját. Az erdők olyan nagy tároló képességű összetett rendszerek, amelyek képesek összegyűjteni, és hosszú ideig tárolni a kiülepedett



radionuklidokat. A Cs-137 migrációs mélysége az erdőtalajokban nagyon alacsony, évtizedekkel a kiülepedés után is nagy része megtalálható a talaj felszíni rétegeiben (M. Zhiyanski et al. 2008). Ezen tulajdonságai miatt a Cs-137 egyre nagyobb figyelmet kapott az elmúlt évtizedekben, különösen a talajeróziós vizsgálatok kapcsán (Walling 1998). A Cs-137-tel végzett talajeróziós vizsgálati módszerek jól kiegészítik a hagyományos mérési technikákat, amelyek így felhasználhatók egymás ellenőrzésére, vagy paraméterek meghatározására is. Az évek során sokféle modell került kialakításra, amelyeknek közös tulajdonsága, hogy a Cs-137 technika sikeres alkalmazása nagyban függ a becslésnél alkalmazott konverziós modell megbízhatóságától, amellyel a radioaktív cézium aktivitásméréseket talaj átrendeződési rátává alakítják. A legtöbb konverziós modell az erodált talajokban a Cs-137 viselkedésének meglévő összefüggéseit használja, hogy kapcsolatot találjon a talajátrendeződési ráta, és a Cs-137 készlet változása között. Ezen okok miatt szükség van ezen modellek mérési körülményeinek pontosítására, ellenőrzésére és minél többféle környezetben (éghajlat, talajtípus) való alkalmazásukra, amelyek során jobban meghatározhatók az alkalmazhatóság feltételei, körülményei és pontosíthatók, bővíthetők a modellben alkalmazott paraméterek.

Az értekezés egyik célja, hogy ismertesse a Cs-137 használhatóságát a környezeti folyamatok vizsgálatában, különösen a víz általi talajátrendeződés nyomon követésében, ismertesse az egyes modelleket, ezek felhasználásának feltételeit, valamint hazai éghajlati viszonyok között történő alkalmazhatóságát. Továbbá célom feltárni, és bemutatni a soproni hegyvidék egyik vízgyűjtőjének (Farkas-árok) talajában a Cs-137 mélység szerinti eloszlását, összevetve más szerzők eredményeivel, valamint bemutatni ezen mélységi eloszlás térbeli, és időbeli változását. Ezen eredményeket felhasználva célom meghatározni a vízgyűjtőre jellemző referencia készletet, mélységi eloszlásfüggvényt, amely a jövőbeli vizsgálatokhoz szolgáltat adatokat, valamint modell segítségével becslést adni a vizsgálati terület eróziós viszonyairól.

## 2. Kutatási előzmények, irodalmi áttekintés

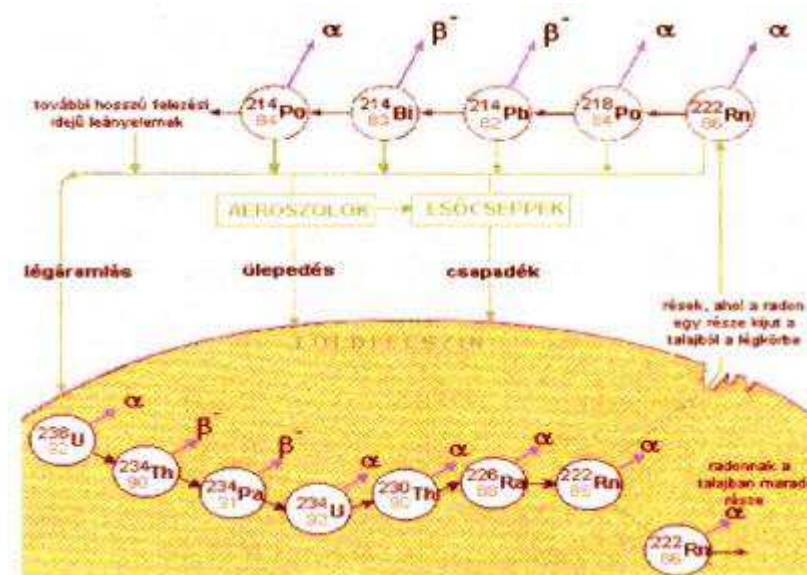
### 2.1. Radioaktív izotópok kikerülése a környezetbe

#### 2.1.1. Radioaktív izotópok származása

A környezetben előforduló radioaktív izotópokat származásuk szerint két nagyobb csoportba sorolhatjuk. Az egyikbe a természetes eredetű radioaktív izotópok tartoznak, amelyek a földön mindenhol jelen vannak (légműkörben, kőzetekben, talajokban stb.) kisebb-nagyobb mértékben. A másik csoportba tartoznak a mesterségesen előállított radioaktív izotópok, amelyek a különböző nukleáris balesetekből, atombomba-robbantásokból, erőművek kibocsátásaiból stb. erednek. Általában a nukleáris balesetek során kikerült izotópok egy bizonyos nagyságú területen érzékelhetők, míg pl. a légköri atombomba-robbantásokból eredők már a légköri folyamatokkal szétterültek az egész földön, és sugárzásuk hozzáadódott a természetes háttérsugárzáshoz (Kiss 1999).

#### Természetes eredetű radioizotópok:

- A kozmikus sugárzás nagyenergiájú összetevője az atmoszféra felső rétegein áthatolva másodlagos részecskéket kelt, a kis energiájú komponense pedig az ionizáció révén veszíti el energiáját. A kölcsönhatás során részecskék (protonok, neutronok, elektronok,) és fotonok, ill. a létrejövő magreakciók révén ún. kozmogén radioizotópok (H-3, Be-7, C-14, P-32, S-35, Cl-39, Kr-81, Kr-85 stb.) keletkeznek.
- A fölkéregből származó összetevőt a hosszú felezési idejű ősi izotópok (K-40, Rb-87, U-238, Th-232) és az urán (1. ábra), ill. tórium bomlási sor további elemei képezik. (Barótfi 2000)



1. ábra: A radon keletkezése az U-238 bomlási sorából (Pálfi F. és mtsai. 1997)

#### A mesterséges eredetű radioizotópok:

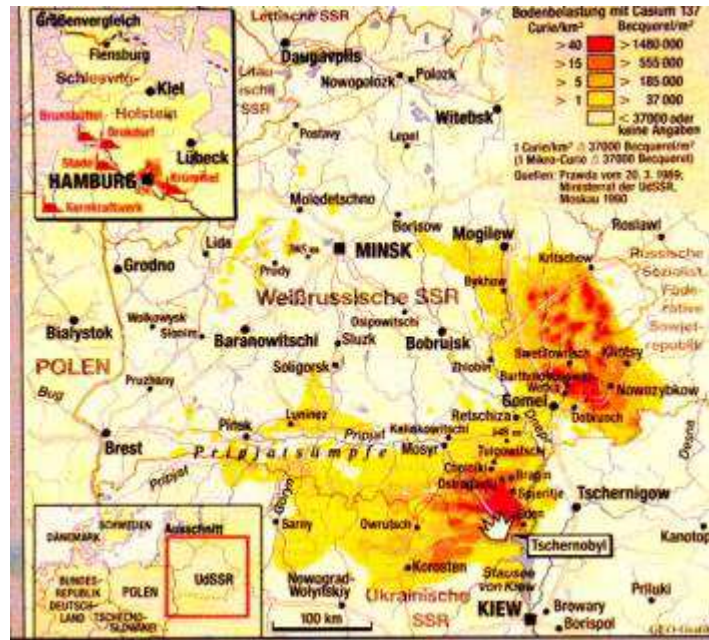
A mesterséges eredetű radioizotópok forrásai a következők lehetnek:

- hadászati célú nukleáris robbantások (kísérleti és éles bevetés),
- a nukleáris erőművek fűtőanyagának előkészítésével összefüggő tevékenységek és létesítmények (bányászat, ércdúsítás, meddőhányók),
- az atomerőművek normál üzemeltetésével kapcsolatos kibocsátások,
- gyógyászati tevékenység (diagnosztizálás, terápia),
- kutatási és egyéb tevékenység,
- nukleáris balesetek. (Barótfi 2000)

A mesterséges eredetű radioizotópok közül környezeti szempontból a Sr-90, I-131 és a Cs-137 a legjelentősebbek, mivel hosszabb felezési idővel rendelkeznek, és kémiai tulajdonságaik révén könnyen be tudnak épülni a biológiai folyamatokba.

A mesterséges források közül a csernobili reaktorbaleset érintette jelentősebben hazánkat is. A balesetet követő öt évben a Csernobil környéki veszélyeztetett területeket részletesen felmérték, így az adatok elég pontosan összegezhetők. A szétszóródott radioaktív anyag urán- és plutónium izotópokból, továbbá hasadási termékekből, két-két cérium, cézium- és ruténium izotópból állt. Ezek közül a legjelentősebb a I-131, Cs-134 és a Cs-137 volt. A mérések szerint a reaktor üzemanyagának  $3,5 \pm 0,5\%$ -a szóródott szét. Az

illékony hasadási termékek esetében ez az arány nagyobb volt; a Cs-137-esből 20-30%-nyi jutott ki a légkörbe. Négy-öt évvel az események után a talajban és a növényzetben a Cs-137 volt a sugárterhelés legfőbb forrása (2. ábra) (Kiss 1999).



2. ábra: Csernobil tágabb környékének Cs-137 izotópból származó talajaktivitása 4-5 évvel a baleset után (Kiss 1999)

### 2.1.2. Radioaktív izotópok terjedése

A természetes és mesterséges radioaktív izotópok főleg a légköri, és a hidrológiai folyamatokkal szállítódnak a keletkezési helyükről a távolabbi területekre. Az atomfegyver kísérletekből jelentős radionuklid aktivitás származott, szóródott szét szerte a világon, és ülepedett ki a talajra a légköri folyamatoknak köszönhetően. A környezetbe jutott mesterséges radioizotópok közül hazánkban az atombomba robbantások és a csernobili baleset során kikerült izotópok azok, amelyek elegendő mennyiségben vannak jelen ahhoz, hogy alkalmassá váljanak a természeti folyamatok megfigyelésére.

A hidrológiai lefolyás a fő folyamatok egyike, amelyben a radionuklidok lerakódnak a felszíni környezetben, valamint vándorolnak széles körben részecske és oldott formákban egyaránt. A folyók szállítják ezen részecskéket és oldott anyagokat szélesebb területekre. A csapadék és az áradás kimossa a radionuklidokat a felszíni

talajból, és ezek az oldott részek elérhetnek a folyó és a talajvíz közelébe. A felszín alatti vizek elsősorban oldott formában szállítják az anyagokat, beleértve a kolloidokat is. A radionuklidok ezen migrációs viselkedését erősen befolyásolja a felszíni talajban található kémiai és fizikai formájuk. A szerves anyagoknak, mint a humuszanyagoknak fontos a szerepe a radionuklidok vándorlási viselkedésében. A lefolyási rendszereken keresztül szállított radionuklidok minőségi és mennyiségi jellemzői, az olyan nukleáris balesetek által okozott radioaktív szennyezés miatt kaptak jelentős figyelmet, mint például a csernobili baleset (H. Amano et al. 1999).

A csernobili baleset után számos tanulmány foglalkozott a kikerült radioaktív izotópok terjedésével, vándorlási tulajdonságaikkal. A baleset után a széles körű környezeti radioaktív szennyeződés következményeként, a szennyezett lefolyás folyásirányban végigvonult a Dnyeper és Pripjaty folyó rendszerén. A becslések szerint az oldott frakciók a kifolyó komponensekben a teljes radionuklid szállítás akár 90%-át is kitehette (H. Amano et al. 1999).

Bolygatatlan talajban a hosszú élettartamú csernobili radionuklidok mélységi profiljának elemzése kimutatta, hogy a kiüledett radionuklidok többsége a felső néhány cm-ben fordul elő. A tanulmányok szerint a radionuklidok fajtájának elemzése bolygatatlan felszínű talajban azt is megmutatta, hogy a legtöbb Sr-90-t a kicserélhető frakcióban találták, amely a szivárgó víz számára hozzáférhető. A Cs-137, Pu izotópok és az Am-241 vízben oldható és kicserélhető frakciói is megtalálhatók voltak. Pu izotópok és az Am-241 volt a radionuklidok nagy része a szabad huminsav és szabad fulvosav frakciókban. Míg a különbség a Pu izotópok és az Am-241 frakciók között nem volt túl nagy, az Am-241 inkább a szabad fulvosav frakcióhoz kötődött. A hosszú élettartamú radionuklidok vándorlási képességének elemzése a Csernobili atomerőmű közelében azt mutatta, a transzurán elemekre vonatkoztatva, hogy ezek az oldott humuszanyagokhoz kötődnek mind a talaj szivárgó, mind a talaj csurgalék vizében. Továbbá ezek többnyire a 10.000 Da feletti nagy molekulatömegű humuszanyagokhoz kötődnek annak ellenére, hogy az oldott szerves szén (DOC) 10.000 Da feletti koncentrációja a talajban szivárgó víz és a csurgalék vízben egyaránt sokkal kisebb. Ez azt jelenti, hogy transzurán elemek, mint a Pu és az Am a mobil, nagy molekulatömegű anyagokhoz kapcsolódnak, mint a fulvosavak (H. Amano et al. 1999)

## **2.2. Cs-137 tulajdonságai, alkalmazása a környezeti folyamatok vizsgálatában**

Az európai kontinensen a csernobili atomerőműben 1986 áprilisában bekövetkezett nukleáris baleset után a radionuklidok kiülepedése eredményezte a magasabb radioaktív szennyezettséget a talajban, a növényzetben és egyéb ökológiai rendszerekben. Mint számos európai országot, Magyarországot is érintette a viszonylag magas fokú radioaktív kiülepedés. A radionuklidok közt több olyan is akad, amely a tudományos kutatásoknak nemcsak tárgya, hanem eszköze is lehet. Az egyik ilyen izotóp a Cs-137, amely ezért bír nagyobb jelentőséggel, (bár nem ez volt a legnagyobb koncentrációban a kiülepedett radioaktív izotópok közül Magyarországon) mert viszonylag hosszabb felezési idejének köszönhetően még mindig jól mérhető koncentrációban van jelen a talaj felső rétegeiben.

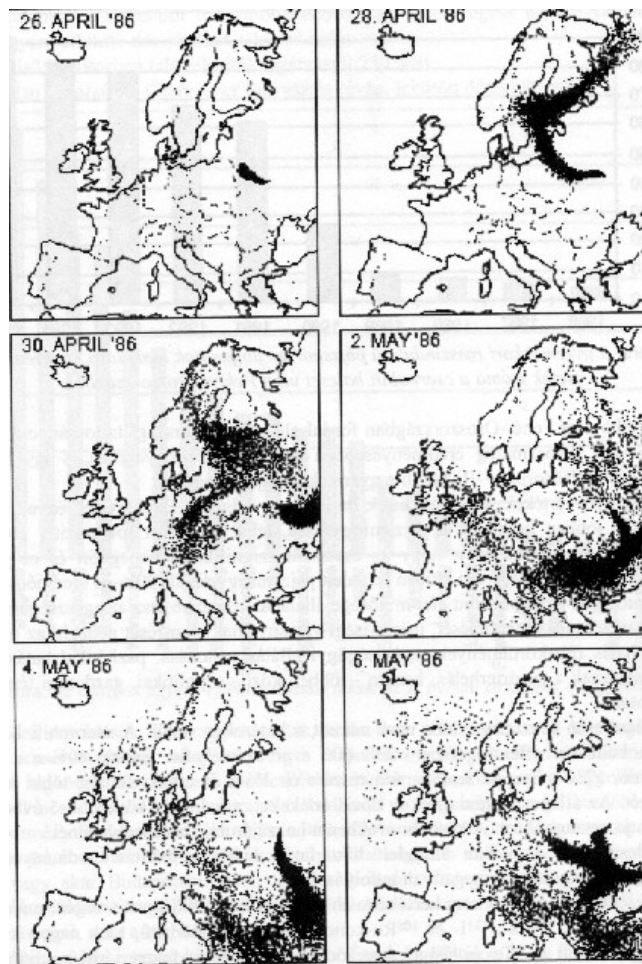
### **2.2.1. Cs-137 forrásai**

Az elmúlt fél évszázadban a különböző nukleáris tevékenységek (atombomba kísérletek, gyártási melléktermékek, balesetek stb.) miatt nagy mennyiségű mesterséges radioaktív izotóp jutott környezetünkbe. Magyarországon főleg, az 1986-ban bekövetkezett csernobili reaktorbaleset maradványai észlelhetők a mai napig.

A Cs-137 egy része a nukleáris fegyverek tesztelése során keletkezett a 60-as években, jutott a légkörbe, és szétterjedt az egész földön, de a Cs-137 lerakódása nem volt egységes. A Cs-137 kihullás kiadósabb volt az északi féltekén, mint a délin. Továbbá az északi féltekén az összes kihullás csökkent a középestről a magas szélességek felé az adott szélességi övezetben. A kihullás az éves átlagos csapadékmennyiség lineáris függvényében változott. A Cs-137 a száraz ülepedés és a csapadék bemosó hatása révén került a talajba. A Cs-137 kihullás egy része fennakadt a lombkoronában, a talajra az áthulló és a törzsön lefolyó csapadék révén jutott, vagy a Cs-137 kihullás másik része közvetlenül beépülhetett a növényi szövetekbe, majd ezen keresztül jutott a talajra. Ez a talajra jutott rész vándorol a felszíni rétegben mind függőlegesen, mind vízszintesen. A vertikális migráció elsősorban a talaj fizikai és kémiai tulajdonságaitól és a csapadék mennyiségétől függ. A vízszintes migráció a kilúgozódás, lefolyás és az erózió eredménye (R. Blagoeva, L. Zikovskiy 1995; Walling D.E. and Quine T. A. 1993; Chisato Takenaka et al. 1998).

A csernobili reaktorbaleset következtében Európa egy része (amerre a radioaktív felhő elvonult) el lett szennyezve különböző felezési idejű radioaktív izotópokkal. Egy részük a reaktor tágabb környezetében kiülepedett, míg másik részük messze eljutott és száraz, de

főleg nedves kiülepedéssel az akkori légköri viszonyoknak megfelelően elszennyezte Európa jelentős részét (3. ábra).

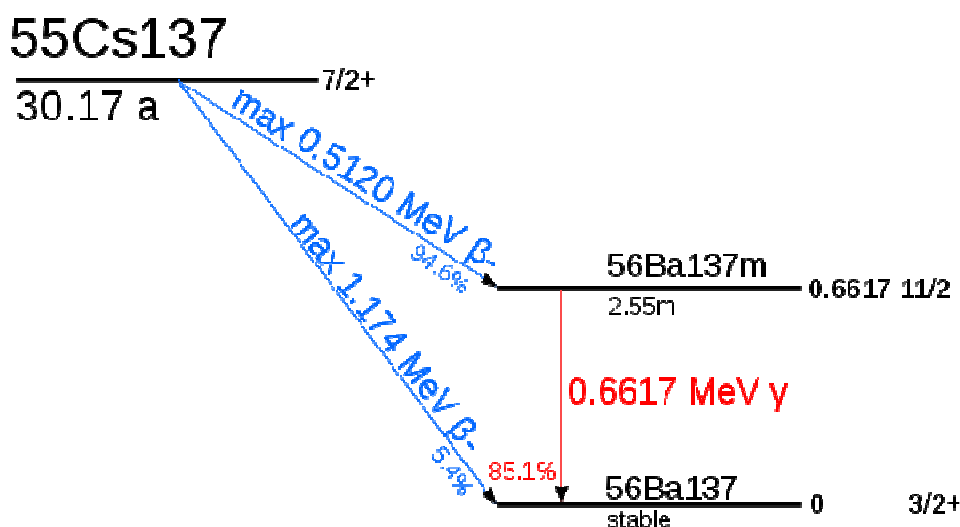


3. ábra: A radioaktív felhő vonulási útja a csernobili reaktorbalesetet követő napokban  
(Pálfi F. és mtsai. 1997)

#### **2.2.2. Cs-137 tulajdonságai, alkalmazása a környezeti folyamatok vizsgálatában, bekerülése a táplálékláncba**

A sugárzás biológiai hatásainak szempontjából a Cs-137 az egyik legveszélyesebb radioaktív izotóp. Viszonylag nagy mennyiségben keletkezett az atombomba robbantások során, valamint a fizikai felezési ideje 30,17 év, így a környezetben hosszú ideig megmarad. A Cs-137 alkáli elem, béta-bomló (4. ábra), kémiai tulajdonságai hasonlítanak

a káliumhoz és a rubídiumhoz, amelyek nagyfokú mobilitással rendelkeznek a biológiai rendszerekben.



4. ábra: Cs-137 béta-bomlása (E. B. Podgoršak 2010)

A kémiai és fiziológiai reakciói hasonlóak a káliumhoz, amely elengedhetetlen sok szervezet számára és a sejten belül feldúsul. Azonban a Cs nem tudja helyettesíteni a K anyagcsere funkcióit, és általában a szervezetek így nem veszik fel ugyanolyan arányban, mint a K-t. A Cs-137 ciklusban a talaj, mint rendszer a növényzettel együtt alkotják a szennyezés legnagyobb tárolóját. Az erdők olyan nagy tároló képességű összetett rendszerek, amelyek képesek összegyűjteni és hosszú ideig tárolni a kiülepedett radionuklidokat. A tároló kapacitásuk függ a talaj tulajdonságaitól és a vegetáció típusától. Az erdők korlátozzák a radioizotópok elvándorlását a szennyezett területekről. A radioizotóp megkötés hatékonysága függ az erdőt alkotó növényfajoktól, az állomány sűrűségétől és a korától, valamint az éghajlati tényezőktől. A Cs-137 migrációs mélysége az erdőtalajokban nagyon alacsony, sőt évtizedekkel a kiülepedés után a Cs-137 aktivitáskoncentráció nagy részét a talaj felszíni, szervesanyag-rétegei őrzik (M. Zhiyanski et al. 2008).

Arapis et al. (1997) szerint a cézium migráció sebessége a talaj típusától függően változik és a várható értéke 0,4 - 1,2 cm/év, amely megfelel a 15 éves időszakra vonatkozó 6 és 18 cm mélységnek. Más szerzők is arra jutottak, hogy a Cs-137 vándorlása a talajban viszonylag lassú, átlagosan:  $2,7 \pm 1,4$  év/cm (1 - 6,3 év/cm talajtípustól és borítottságtól



függően) (W. Schimack et al. 1998). Graham és Simon (1996) megállapította, hogy a Cs-137 80%-a csernobili eredetű a beleset által érintett területeken és a talaj felső 15 cm-es rétegében található. Bolygatatlan talajok esetén a Cs-137 eloszlik az erdei talajok rétegeiben, és a migráció az ásványi talajrétegek felé a humusz anyagok mineralizációjának függvényében figyelhető meg.

Az ásványi talajrétegekben a migráció nagyon lassú, és erősen függ a talaj típusától, elsősorban a talaj textúrája és a talaj szerves agyag tartalma határozza meg. A Cs-137 migráció az erdőtalajokban függ a talajban oldott állapotban lévő koncentrációtól, a talaj pH értékétől, a szerves anyag százalékos arányától, az ásványi összetételtől, valamint az elemek vándorlásától a talaj – növény ökológiai rendszerben (M. Zhiyanski et al. 2008).

Mamikhin et al. (1997) szerint a radioizotópok függőleges vándorlását a talajban abiotikus eredetű (diffúzió, szorpció, deszorpció, ásványi összetétel, a talaj típusa, szivárgás és a talajvíz áramlása) és a biotikus eredetű (gyökér működése, gombák és a mezofauna tevékenysége a talajban stb.) folyamatokkal lehet jellemezni. Ezek az abiotikus és biotikus tényezők jelentősen eltérőek a talaj felső rétegeiben. Még ennél is fontosabb, hogy ezek az eltérések egy adott helyen sokkal inkább függőleges, mint oldalirányban léteznek, és amelyekkel megmagyarázhatók a cézium aktivitásban található különbségek (M. Zhiyanski et al. 2008). Emellett a cézium szintjének területi heterogenitását a radioaktív felhő terjedési útján bekövetkező heterogén kiülepedéssel is lehetett magyarázni. Mind a helyi csapadék, mind a természetes akadályok pl. a hegyek hozzájárultak a cézium kiülepedés területi korlátozódásához, és ezen területek magas változékonyságához. A nagy változékonyság hipotézisét más tényezők is befolyásolták pl. az erózió, a csapadék, és az erdőgazdálkodási gyakorlat (M. Zhiyanski et al. 2008).

Nem csak a környezetvédelemmel foglalkozó kutatók, hanem a geomorfológusok is érdeklődtek a talajban lévő radioaktív Cs-137 eloszlása után, mivel az izotóp jó nyomjelzőnek tekinthető a talaj mozgásával kapcsolatban. A Cs-137 kihullás lerakódott a talaj felszínén, erősen adszorbeálódott a talaj részecskéken, és elmozdult a talajjal az erózió során. Sok kutató számolt be a Cs-137 mérés hasznosságáról az erózió mértékének becslésénél. A Cs-137 kihullás bemenetét az erdő talajába heterogénnek kell tekinteni. Ahhoz, hogy Cs-137-t nyomjelzőként lehessen alkalmazni az erózió tanulmányozásában, fontos meghatározni a Cs-137 térbeli eloszlását az erdő talajában. Úgy gondolták, a Cs-137 függőleges eloszlása a talajban egy hatékony eszköz lehet a talajerózió elemzéshez. Az első tanulmányokban, a cézium talajbani viselkedéséről, azt a következtetést vonták le, hogy a cézium főként agyagásványokon adszorbeálódik. Azonban a későbbi vizsgálatok

arra utaltak, hogy a mikrobiológiai tevékenységek a talajban befolyásolják a cézium migrációját a talajszelvényben (C. Takenaka et al. 1998).

Mitchell T. Berg, Larry J. Shuman (1995) túlevelű erdőkben végzett vizsgálatokat, és a mérések alapján alkotott háromdimenziós modell eredményei azt mutatták, hogy egyensúlyi állapotban az aktív radiocézium mintegy 85%-a a talajban található. Továbbá a Cs-137 migráció az előrejelzések szerint meglehetősen lassú és a lényegi része a talajszelvény felső 10 cm-ben található.

Több tanulmányban is vizsgálták a Cs-137 függőleges profilját a talajban. Erre a célra, a profil mért értékeire számítógéppel illesztett egyenletesen csökkenő kétparaméterű függvényeket illesztettek:

$$C(X) = A X^{-B} \quad (1)$$

$$C(X) = A \exp(-BX) \quad (2)$$

$$C(X) = A / (1 + BX) \quad (3)$$

ahol az  $X$  a mélység cm-ben és  $C$  az aktivitáskoncentráció Bq/kg-ban. A legjobb illeszkedést a 2. függvény mutatta (R. Blagoeva, L. Zikovsky 1995).

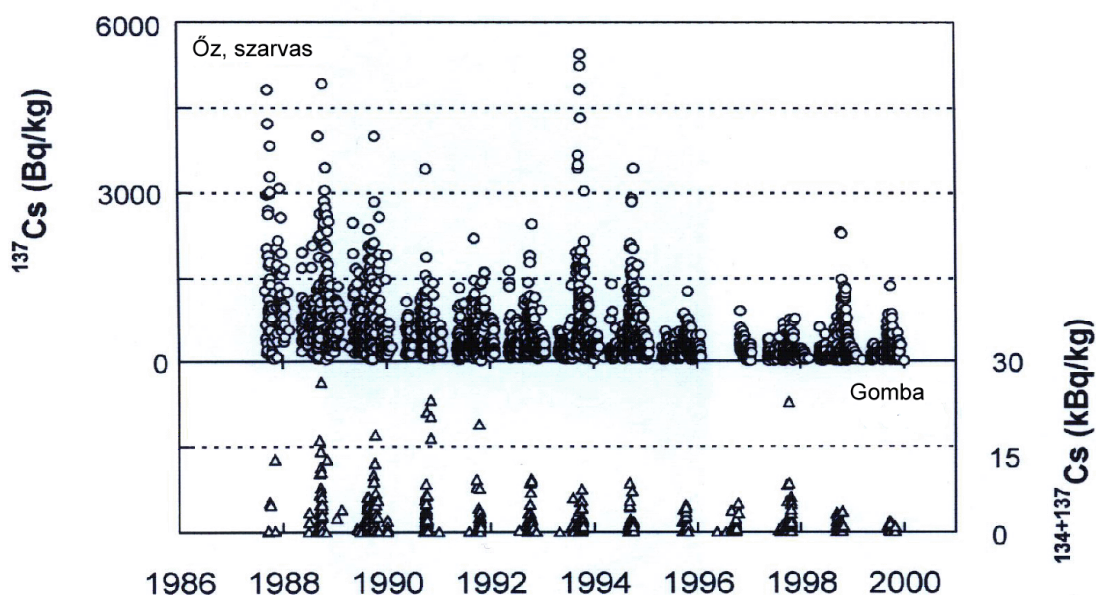
Pl. kanadai területeken azt tapasztalták, hogy a "B" paraméterekben jelentősen eltérnek a déli és az északi területről gyűjtött minták. Ezen paraméter nagy értéke azt jelezte, hogy a Cs-137 aktivitás erősen csökken a mélységgel. Ez a megfigyelés ott emelkedett ki, ahol a Cs-137 aktivitás értékeit a talaj felső 5 cm-es rétegében számították ki. Mindez azt mutatta, hogy az északi területeken a Cs-137 továbbra is sokkal közelebb van a felszínhez, mint a déli területeken. Ezt azzal magyarázták, hogy alacsonyabb az átlagos éves középhőmérsékletet, ami akadályozza a cézium függőleges vándorlását. A Cs-137 aktivitás földrajzi eloszlása egységnyi területen is jelentősen eltérő. Az általános tendencia, hogy ez a Cs-137 lerakódás csökken a földrajzi szélességi fokok növekedésével. Mérték a teljes csapadékmennyiséget azokon a meteorológiai állomásokon, amelyek a legközelebb álltak a mintavételi helyekhez, és egy lineáris regressziós analízist végeztek az adatok és a csapadék értékek között. Azt találták, hogy a felületi Cs-137 aktivitás ( $S$ ), arányos a csapadékkal ( $P$ )

$$S \text{ (Bq/m}^2\text{)} = 532 + 1,97 P \text{ (mm)}$$

Az első kifejezés:  $532 \text{ Bq/m}^2$  a Cs-137 talajra való száraz ülepedésének köszönhető. A korrelációs együttható 0,84 volt a kapott egyenletnél, amely szignifikáns összefüggést jelzett a felületi aktivitás és az összes csapadék között. Általános tendencia a növekvő csapadékkal az egyre növekvő Cs-137 lerakódás, és a kihullási csúcsot is ezen időszak alatt észlelték (R. Blagoeva, L. Zikovsky 1995).

#### Cs-137 bekerülése a táplálékláncba

A csernobili baleset után sok országban előszeretettel végeztek olyan irányú vizsgálatokat (mind mezőgazdasági területeken, mind erdei, mezei élőhelyeken), amelyek azt mutatták, hogy milyen mértékben épül be és ürül ki a különböző szervezetekből a cézium. Ilyen irányú vizsgálatokat végeztek Oroszországban, és Európa számos országában. Pl. németországi területen vizsgálták 1987 és 1998 között az őz húsának cézium-koncentrációját erdei élőhelyen, és az ott található tápláléknövények és gombák közti kapcsolatokat. Korrelációt találtak a gombák előfordulási ideje és az őzhús aktivitásának időszakos változása között (5. ábra). Gyomortartalom vizsgálatokból kiderült, hogy június és december között átlagosan 3,3 % volt a gombák aránya a táplálékban, és októberben volt a maximum 15 %-al. Az őzhús aktivitásának évszakos ingadozásait, főleg az őszi emelkedett értékeket a gombák magasabb arányával magyarázták, ugyanis a gombák képesek a környezetükben megtalálható elemek, főleg fémionok közül jelentős mennyiséget (a környezetükben lévő koncentrációhoz viszonyítva) a szervezetükben felhalmozni. Így velük a növényi táplálékhoz képest, jelentősebb mennyiségű Cs-137 került a szervezetükbe. A vizsgálatok során az is kiderült, hogy erdei területeken a Cs-137 effektív (biológiai és a fizikai) felezési ideje az őz szervezetében 3,5 év, míg mezőgazdasági területeken 1 - 1,5 év volt (G. Zibold et al. 2001).



5. ábra: A gombák és a területen élő őzek húsának Cs-137 aktivitásának változása egy németországi területen (G. Zibold et al. 2001).

Ázsiai országokban, ahol a rizs alapvető élelmiszer, vizsgálták a környezetben feltárt Cs-137 talaj - növény szállítási tényezőt, ami egy fontos paraméter az étkezéssel bevitt belső sugárdózis becslésére. Talaj és rizsszem mintákat gyűjtöttek össze 20 területről Japánban 1996-ban és 1997-ben, és a talaj - fényezett rizs szállítási tényezőket határozták meg. Vizsgálták a Cs-137 aktivitást, stabil Cs és K koncentrációt a talajban és a fényezett rizsben. A Cs-137 vándorlási tényezője körülbelül 3-szor magasabb volt, mint a stabil Cs-é, és jól korreláltak. Ez azt jelentette, hogy a Cs-137 kihullás, főleg az 1980-as évekig kiülepedett része, mozgékonyabb és könnyebben felszívódik a növényekbe, mint a talajban lévő stabil Cs, viszont a stabil Cs talaj-növény vándorlását fel lehet használni a Cs-137 vándorlás hosszú távú előrejelzésére. A vándorlási tényezők Cs-137 és stabil Cs esetén egyaránt csökkentek a K-koncentráció növelésével a talajban. Ez arra utalt, hogy a K a talajban versenyképes tényező mind a Cs-137, mind a stabil Cs talaj-fényezett rizs vándorlása esetén. Azonban a vándorlási tényező a Cs-137 és a stabil Cs esetén független volt a talaj szerves anyag tartalmának mennyiségétől (H. Tsukada et al. 2002).

Az előzőekben néhány kutatási terület bemutatásával szemléltettem a Cs-137 szerepét, felhasználhatósági körét, és néhány ide vonatkozó tanulmánnyal próbáltam alátámasztani a kutatásokban való létjogosultságát. A Cs-137, mint nyomjelző anyag, ma

még elég jól használható, mert kimutatható mértékben van jelen a környezetünkben, és a felezési idejének köszönhetően még jó pár évtizedig felhasználható kutatási célokra.

### **2.3. A Cs-137 alkalmazhatósága eróziós vizsgálatokra**

Az elmúlt évtizedekben jelentős változásokat vezettek be a mezőgazdasági struktúrákban és a mezőgazdasági művelési módokban. Ezen változások eredményeképpen a talajerózió jelentős növekedésnek indult, amely súlyosan érintette a mezőgazdasággal foglalkozókat és a helyi közösségeket világszerte. A talajerózió nagyságát a megművelt területen maradt Cs-137 mennyiségén keresztül is lehet értékelni, számszerűsíteni. A Cs-137 technikát eredetileg a víz által okozott erózió tanulmányozására használták az Egyesült Államokban, majd a világ számos országában önállóan, és a többi hagyományos talajerózió mérési módszer kiegészítéseként is. Mióta a Cs-137 technikát lehet használni, ez lehetőséget ad gyorsan és hatékonyan megbecsülni a talajveszteségi és ülepedési rátát (S. P. Wicherek, C. Bernard 1995; S. P. Theocharopoulos et al. 2003).

A Cs-137 az 1950-es évek végén, 1960-as években végrehajtott magas légköri atombomba kísérletek mellékterméke. Globálisan ezen robbantások voltak a kiülepedés fő forrásai a szárazföldi környezetben. Regionálisan ezen kihullás mértéke nagyjából arányos volt a teljes éves csapadékmennyiséggel. Európa számos részén, a csernobili baleset miatt változó mennyiségű lett ezen izotóp mennyisége, attól függően, hogy a baleset utáni napokban mennyire volt jelentős a helyi csapadék (S. P. Wicherek, C. Bernard 1995).

A csernobili baleset következtében kb. 64 PBq Cs-137 ülepedett ki Európa felett és a közeli régiókban. Sok Csernobil közeli területen, a baleset után a Cs-137 készletek meghaladták a  $40 \text{ kBq/m}^2$ -t, amely több mint egy nagyságrenddel nagyobb volt, mint a már meglévő atombomba kihullásokból származó készletek (A.V. Panin et al. 2001).

A baleset utáni évtizedekben a figyelem a szennyezés hosszú távú sorsára összpontosult. Különösen a radioaktív cézium kihullás utáni átrendeződésének előrejelzésére, és arra, hogy hogyan változik a jövőben a Cs-137 készlet és a szennyezés térbeli eloszlása. A legtöbb környezetben a kiülepedett Cs-137 gyorsan és szilárdan kötődött a felszíni talajhoz, így a kiülepedés utáni átrendeződés megértéséhez az adott vidék felszíni talajának és üledékének átrendeződésében, és mobilizációjában szerepet játszó talajeróziós és a hozzá kapcsolódó folyamatokat kell vizsgálni. Szükség van a domborzat megismerésére, amely előrejelzi a Cs-137 kiülepedés utáni átrendeződését, és elősegíti a talajeróziós ráták és minták dokumentálását. Az ilyen vizsgálatok is segítséget

nyújtanak az erózió, és az üledék szállítási folyamatok jobb megértéséhez, mivel a Cs-137 önmagában is biztosítani tudja az üledék mozgás nyomjelzését (A. V. Panin et al. 2001).

A távoli vidékeken végzett kísérletek is kimutatták, hogy a légköri atombomba kísérletekből származó Cs-137 is jól használható az üledékmozgás nyomon követésére. Pl. Afrikában is úgy találták, hogy a Cs-137 módszer alkalmazható, bár Cs-137 koncentrációja a talajban viszonylag alacsony, ami a forrás távolsága és a radionuklid kihullás óta eltelt idő miatt van. A környezeti tanulmányok széles köre kimutatta, hogy a Cs-137 készlet a talajban még mindig jelentős, és így megfelelő, hogy meghatározzák az üledékmozgás mennyiségét (A. C. Brunner 2009).

A Cs-137 több okból is érdekes és megbízható mutatója a talaj mozgásának (J. C. Ritchie and J. R. McHenry 1990):

- A talaj felszínén a kiülepedése után, a talajban lévő szerves anyagok és agyagásványok erősen és gyorsan megkötik a Cs-137 kihullást, és ezen adszorpciót rendkívül nehéz helyettesíteni. Miután a talajrészecskék megkötötték a Cs-137-t, a növények csak nagyon kis mennyiségét tudják felvenni, és a Cs-137 együtt mozog a talajrészecskékkal és lerakódik a vízgyűjtő területeken. Ez tette a Cs-137-t az üledék értékes nyomjelzőjévé. Mint nyomjelző technika, a Cs-137-t arra használják, hogy gyorsan és hatékonyan lehessen kiszámítani a nettó talajeróziót. Továbbá, a Cs-137 mérések és a meglévő modellek segítségével ki lehet számítani a középtávú talaj átrendeződési rátát is (FANG H. J. et al. 2006).

- A Cs-137 aktivitási adatok alapján nemcsak a talajerózió nagyságát lehet megbecsülni, hanem annak térbeli eloszlását is a vizsgált terület határain belül. Meg lehet különböztetni, hol volt nettó veszteség és hol volt lerakódás a területen (J. C. Ritchie and J. R. McHenry 1990).

- Cs-137-et a szárazföldi környezet tanulmányozására közel 50 évvel ezelőtt vezették be, így a talajerózió méréssel értékelni lehet a hosszú távú tendenciákat (J. C. Ritchie and J. R. McHenry 1990).

- Eltérő területeken lehet a talajeróziót becsülni ezen izotóp segítségével: kísérleti területet, mezőt, vízválasztót stb. lehet vizsgálni (J. C. Ritchie and J. R. McHenry 1990).

- A Cs-137 felezési ideje ~30 év, jelentős mennyiség van jelen a talajban, könnyen kimutatható és ez így marad még sok évig. Így ez a radionuklid nyomjelző technika információt nyújthat a középtávú eróziós rátáról még kb. 40-50 éven át (J. C. Ritchie and J. R. McHenry 1990; A. C. Brunner 2009).

A talajeróziós veszteségek és a Cs-137 közötti kapcsolatról sok szerző beszámolt a tanulmányaiban. Egyidejűleg mérték a talaj és a cézium veszteségeket lefolyásos parcellákon, korrelációt mutattak ki a lefolyásos parcellák talaj veszteségei és ezen parcellák talajának cézium aktivitásának csökkenése között. A Cs-137 és a talajveszteség összekapcsolására elméleti modelleket is javasoltak. A talaj veszteség megbecslése általában a művelt terület, és egy természetes erodálatlan terület talajának Cs-137 aktivitásának összehasonlításával történt. A szántott réteg talajának Cs-137 aktivitás csökkenése az erózió miatt történt, amelyet a következő összefüggéssel lehetett kimutatni (S. P. Wicherek, C. Bernard 1995):

$$SL = [(CSe - CSn) / CSn] * PL$$

ha SL a talajveszteség (t/ha), CSe a művelt terület erodált talajának Cs-137 aktivitása (Bq/m<sup>2</sup>), CSn a természetes helyen a talaj Cs-137 aktivitása (Bq/m<sup>2</sup>), és PL a szántott réteg tömege (t/ha) (S. P. Wicherek, C. Bernard 1995).

Más szerzők a Cs-137 veszteség és a talajveszteség közti kapcsolatot a következőképpen írták le:

Egy olaszországi vízgyűjtőn végzett vizsgálat szerint a kapcsolat a Cs-137 veszteség (Y<sub>i</sub>, Bq/m<sup>2</sup>) és a talajveszteség (X<sub>i</sub>, kg/m<sup>2</sup>) között az alábbi. 16 esetet vizsgáltak, és minden esetben pozitív kapcsolat volt a következő egyenlet szerint (P. Porto et al. 2003):

$$Y_i = a * X_i^b$$

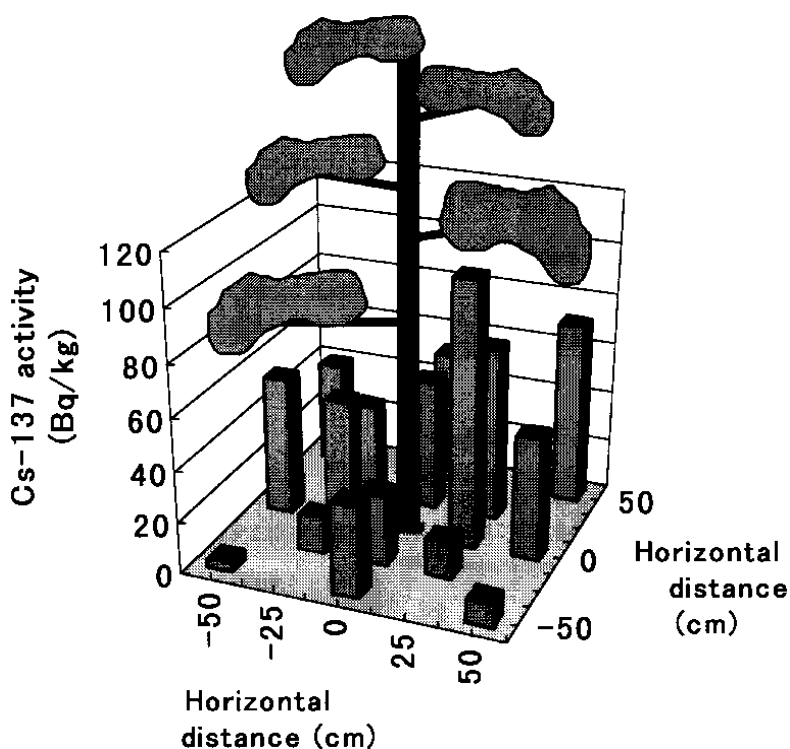
Amely egyenlet azt jelezte, hogy a Cs-137 veszteség és a talajveszteség nagyon közeli kapcsolatban van egymással. Az egyszerű egyenlet a következő volt:

$$Y_i = a * X_i^{1.0}$$

az „a” - mintavételi helytől függő konstans, a „b” értékei az egyes esetekben 1,0 körül ingadoztak.

C. Takenaka et al. (1998) vizsgálták a Cs-137 térbeli és függőleges eloszlását felszíni talajokban, valamint összevetették az adott talaj szerves szén tartalmával. Felmérték a Cs-137 térbeli eloszlását a felszíni talajban a fák körül és eltérő Cs-137

aktivitást figyeltek meg. Ez a megállapítás felhívta a figyelmet a mintavételi hely és a mintaszám kiválasztás fontosságára a felszíni talaj esetén.



6. ábra: Cs-137 térbeli eloszlása a talajban egy vörösfenyő körül (C. Takenaka et al. 1998).

Továbbá vizsgálták két bolygatatlan erdőállomány erdei talajában a Cs-137 aktivitás és a széntartalom közötti kapcsolatot. A viszonyt pontosabban tudták kifejezni egy exponenciális egyenlet segítségével, mint egy lineáris egyenlettel. Az azonos erdőben, hasonló regressziós egyenleteket kaptak. Ez azt jelezte, hogy a Cs-137 eloszlását lehetne jellemezni a szerves széntartalommal egy bolygatatlan erdőben.

A következő exponenciális függvényt használták a görbe illesztéshez:

$$Y = a \cdot \exp(-b e^{-cx})$$

Ahol,  $y$  és  $x$  a Cs-137 aktivitás (Bq/kg) és a széntartalom (%). Az  $a$ ,  $b$  és  $c$  értékek együtthatók, és értéküket a regresszió korrelációs együtthatói határozzák meg. Beszámoltak arról, hogy a Cs migráció az erdei talajban kapcsolódik a mikrobiológiai aktivitáshoz és a szerves anyag mozgásához. A szerves anyag bomlása az erdőtalajban a



talajrendezettség minőségétől és mennyiségétől és/vagy a mikrobiológia jellemzőitől függ, ha minden egyéb feltétel azonos (C. Takenaka et al. 1998).

A Cs-137 módszer kiegészíti a hagyományos technikákat, képes a reális talajerózió gyors becslésére és viszonylag gazdaságos eljárás is. Azonban számos tényrt figyelembe kell venni a talaj Cs-137 adatainak értelmezése során (S. P. Wicherek, C. Bernard 1995):

- Az uralkodó regionális csapadék befolyásolja az úgynevezett referencia Cs-137 szintjét. Többek között a lejtő dőlésszöge, a csapadék iránya és mennyisége, a szél sebessége és iránya, mind befolyásolhatják az adott területre ténylegesen kiülepedett Cs-137 mennyiségét. Ezért a helyi erodálatlan helyszínek közül precízen kell kiválasztani a bázisnak, viszonyítási alapnak szolgáló megfelelő területet.

- Európában, a csernobili balesetnek rendkívül jelentős és helyenként eltérő hatása volt a talaj tényleges Cs-137 szintjének alakításában. Ezen okból, a kiülepedés mértékét helyben kell megbecsülni, így a Cs-137 mérések helyesen fogják tükrözni a kihullás óta eltelt évek talajmozgását.

- A talaj jellemzői, különös tekintettel a szemcseméret eloszlás befolyásolja az erodált talaj finom részecskékkel és a hozzájuk kötődő Cs-137-el való dúsulását, amely módosítja a talajeróziós veszteség és a Cs-137 közötti kapcsolat összefüggését.

- Ez a módszer kiegészíti a talajerózió tanulmányozásának hagyományos megközelítéseit. Lehetővé teszi a befolyásoló tényezők (csapadék intenzitása, éghajlati tényezők, talajművelési szokások) és különösen a víz minősége és a szilárd lerakódás mérése nélküli gyors felmérést. A lépték hatás által felvetett problémákat, a kis vízgyűjtő területekről a nagyobb földrajzi területekre váltást a Cs-137 módszer sem teljesen szünteti meg. Ez abból adódik, hogy több földrajzi tényező van (éghajlati tényezők, talajtakaró típusok), amelyek helyi szinten befolyásolják a Cs-137 kiülepedést, és az erodált üledék kijutását (S. P. Wicherek, C. Bernard 1995).

#### Eszközbeli követelmények a módszer alkalmazásához

- Mintavételi eszközök: bolygatás mentes talaj mintázó, például osztott cső mintázó vagy egy egyszerű kaparó lemez.

- Talaj laboratóriumi eszközök a minták feldolgozására, térfogattömeg meghatározása és Cs-137 radionuklid koncentráció elemzése a mintában (az utóbbihoz egy izotóplaboratórium szükséges).

- Számítógép és szoftver: konverziós modellek alkalmazása, hogy átalakítsák a Cs-137 készlet méréseket talaj átrendeződési rátává (A.C. Brunner 2009).

#### **2.4. Cs-137 koncentráció mérésén alapuló talajeróziós vizsgálati modellek**

A talaj degradáció problémáinak vonatkozásai és a felgyorsult erózió távoli hatásai felhívták a figyelmet arra, hogy szükség van a ráták becsléséhez használt módszerek tökéletesítésére. A környezetben megtalálható radionuklidok használata a talajeróziós és a lerakódási ráta becsléséhez, különösen a Cs-137, egyre inkább a figyelem középpontjába került. A módszer előnyei mellett számos olyan bizonytalanság van, amelyeket fontos kezelni, ha fel akarjuk használni a módszert szélesebb körben (P. Porto et al. 2003). Az egyik legjelentősebb bizonytalanság a talajeróziós ráta becsléséhez használt Cs-137 mérésekkel kapcsolatban, hogy szükség van egy kalibrációs kapcsolat alkalmazására, amellyel a mért Cs-137 készletet eróziós vagy ülepedési ráta becsléssé lehet átalakítani. A meglévő kalibrációs eljárásokat általában tapasztalati összefüggések, független talajvesztesség mérések és elméleti modellek alapján hozták létre, amelyek nagymértékben támaszkodnak az erodált talajban a kihullott radionuklidok viselkedésének meglévő összefüggéseire. Ezek segítségével vezetik le a kapcsolatot az eróziós, vagy ülepedési ráta és a Cs-137 készlet helyi referencia értékhez képesti csökkenése/növekedése között. (P. Porto et al. 2001).

A Cs-137 mérésekkel végzett talajeróziós vizsgálatoknál alkalmazott modellek közös jellemzője, hogy egy eróziómentes hely teljes készletéhez ( $\text{Bq/m}^2$ ), vagy a talajprofil Cs-137 koncentráció profiljához viszonyítják az erodált, vagy felhalmozódott hely Cs-137 készletét, vagy a talajprofil Cs-137 koncentráció profilját. A modellek számos feltételezéssel élnek, és számos környezeti jellemzőt állandónak tekintenek, ezáltal egyrészt megkönnyítve az adott modell alkalmazhatóságát, másfelől viszont ezzel csökkentik a modellel kapott becslési eredmény megbízhatóságát. Ezen okok miatt van szükség ezen modellek mérési körülményeinek pontosítására, ellenőrzésére, és minél többféle környezetben (éghajlat, talajtípus) való alkalmazásukra, amelyek során jobban meghatározhatók az alkalmazhatóság feltételei, körülményei, és pontosíthatók, bővíthetők a modellben alkalmazott paraméterek.

Walling D. E. and He Q. (1999), D. E. Walling et al. (2001) részletesen ismertetnek néhány erre a célra kifejlesztett, javított konverziós modellt. A rendelkezésre álló dokumentált konverziós modellek csökkentik a Cs-137 technikával összefüggő potenciális

ellentmondásokat, és az ezzel kapcsolatos problémákat, de bizonytalanságok ennek ellenére is maradnak. Ezek a bizonytalanságok elsősorban a kevés tapasztalati megerősítéshez kapcsolódnak (P. Porto et al. 2003).

A következő 2 alfejezet (2.4.1. és 2.4.2.) nagyrészt D. E. Walling at al. (2001) összefoglaló munkájának egyes részleteit idézi, amelyben összefoglalták a Cs-137 és más radioaktív izotópkészletet használó főbb modelleket, ezek előnyeit és korlátait. A leírt modelleket az elmúlt évtizedben sok helyen használták, alkalmazták a helyi viszonyokra, vagy ezeket kiegészítették olyan paraméterekkel, hogy az adott modell jobban illeszkedjen a helyi viszonyokhoz (pl. FANG H. J. et al. 2006; J. Soto, A. Navas 2008; P. Porto et al. 2003; S. Hacıyakupoglu et al. 2005; P. Porto et al. 2004).

## **2.4.1. Bolygatott talajokon, megművelt területeken alkalmazott modellek**

### **2.4.1.1. Az arányos modell (proportional model)**

Az arányos modell azon a feltételezésen alapul, hogy a Cs-137 kihullás teljesen elkeveredett a szántott vagy művelési rétegben, és hogy a talajveszteség egyenesen arányos a Cs-137 készlet csökkenéssel (a talajszelvényben bekövetkező talajveszteség miatt), a Cs-137 felhalmozódás kezdete, vagy a művelés kezdete óta. Attól függ, melyik következett be később. A modell a következőképpen írható le:

$$Y = 10 \frac{BdX}{100TP}$$

Ahol:

Y = éves átlagos talajveszteség ( $t \cdot ha^{-1} \cdot év^{-1}$ );

d = az eke vagy a művelési réteg mélysége (m);

B = a talaj térfogattömege ( $kg \cdot m^{-3}$ );

X = a teljes Cs-137 készlet százalékos csökkenése (definíció szerint  $(A_{ref}-A) / A_{ref} \cdot 100$ );

T = a Cs-137 felhalmozódása vagy a művelés megkezdése óta eltelt idő, amelyik a későbbi (év);

$A_{ref}$  = helyi Cs-137 referencia készlet ( $Bq \cdot m^{-2}$ );

A = a mért teljes Cs-137 készlet a mintavételi ponton ( $Bq \cdot m^{-2}$ );

P = eróziós szemcseméret korrekciós tényező.

Az arányos modell feltételezéseiből arra lehet következtetni, hogy az erodált üledék Cs-137 koncentrációja állandó marad az időben. Ezért feltételezhető, hogy a lerakódott üledék Cs-137 koncentrációja egy lerakódási pontban is állandó. Azokban az esetekben, ahol egy mintavételi pont Cs-137 készlete A nagyobb, mint a helyi referencia készlet  $A_{ref}$ , feltételezhető az üledék lerakódása, és az éves lerakódás mértékét  $Y'$  ( $t \cdot ha^{-1} \cdot év^{-1}$ ) meg lehet becsülni a következő egyenlet segítségével:

$$Y' = 10 \frac{BdX'}{100TP'}$$

ahol:

$X'$  = a teljes Cs-137 készlet százalékos növekedése (definíció szerint  $(A - A_{ref}) / A_{ref} \cdot 100$ );

$P'$  = lerakódás szemcseméret korrekciós tényező.

#### A modell előnyei és korlátai:

Az arányos modellhez csak az eke mélységéről, a mintavételi pontok Cs-137 készlet értékeiről, és a helyi referencia készletről kellenek információk, ezért a modell könnyen alkalmazható. Ugyanakkor ennek a modellnek a feltételezései a valóság szempontjából jelentős egyszerűsítést képviselnek a Cs-137 talajban történő felhalmozódás időszakában. A Cs-137 felhalmozódása évek alatt zajlik le, és a kihullási input egy része a talaj felszínén marad, mielőtt a művelés által bekerülne a talajszelvénybe. Ha a felszínen felhalmozódott Cs-137 egy része eltávozik az erózió miatt, mielőtt bekerülne a szelvénybe, a modellel végzett talajveszteség becslése túl fogja becsülni a talajveszteség tényleges rátáit. Ennél talán még fontosabb, hogy a modell nem veszi figyelembe a Cs-137 koncentráció fokozatos hígulását a talaj szántott rétegében. Az erózió általi felszíni koncentráció csökkenés eredményeként az eredeti szántott réteg alól is kevesebb Cs-137 épül be. Ennek eredményeként az eróziós ráták becslése D. E. Walling et al. (2001) szerint alábecsüli a talajveszteség rátáit. Hasonlóképpen, a lerakódási ráták becslése is alábecsült lesz ezzel az eljárással, mivel a modell nem veszi figyelembe Cs-137 aktivitás fokozatos csökkenését az elvándorolt üledékben, amely a későbbiekben lerakódott, mint eróziós következmény. Emiatt az arányos modell D. E. Walling et al. (2001) szerint nem ad megbízható becsléseket a talaj átrendeződési rátákról (D. E. Walling et al. 2001).

#### 2.4.1.2. Egyszerűsített anyagszállás modell (Mass Balance Model I)

Az anyagszállás modellek megpróbálják leküzdeni az egyszerű arányos modell néhány korlátját. Figyelembe veszik a szelvényben mind a Cs-137 bemeneteket, mind a veszteségeket a Cs-137 kihullás kezdete óta eltelt időben. Az egyszerűsített anyagszállás modell feltételezi, hogy a teljes Cs-137 kihullás 1963-ban ment végbe, az 1950-es évek közepétől az 1970-es évek közepéig terjedő hosszabb időszak helyett. Az eredeti formájában az egyszerűsített anyagszállás modell nem vette figyelembe a szemcseméret hatást, de azóta egy korrekciós tényező  $P$  került bele.

Egy eróziós helyen ( $A(t) < A_{ref}$ ), feltételezve hogy az eróziós ráta  $R$  ( $m^3 \cdot m^{-2} \cdot év^{-1}$ ) állandó, a teljes Cs-137 készletet ( $A$ ,  $Bq \cdot m^{-2}$ )  $t$  időre (mérés éve, év) vonatkoztatva a következőképpen lehet kifejezni:

$$A(t) = A_{ref} \left( 1 - P \frac{R}{d} \right)^{t-1963}$$

A fenti egyenlet átalakítható, és ebből az erózió mértéke a következők szerint számítható:

$$Y = \frac{10dB}{P} \left[ 1 - \left( 1 - \frac{X}{100} \right)^{1/(t-1963)} \right]$$

ahol:

$A_{ref}$  = helyi referencia készlet ( $Bq \cdot m^{-2}$ );

$Y$  = éves átlagos talajvesztés ( $t \cdot ha^{-1} \cdot év^{-1}$ );

$d$  = szántás vagy termesztési réteg mélysége (m);

$B$  = talaj térfogattömeg ( $kg \cdot m^{-3}$ );

$X$  = százalékos csökkenés a teljes Cs-137 készletben (definíció szerint  $(A_{ref}-A) / A_{ref} \times 100$ );

$P$  = szemcseméret korrekciós tényező.

Egy felhalmozódási helyen ( $A(t) > A_{ref}$ ), feltételezve, hogy az adott helyen állandó a lerakódási ráta  $R'$  ( $kg \cdot m^{-2} \cdot év^{-1}$ ), az üledék lerakódási ráta becsülhető a felesleges készletből. A referencia készlet és a lerakódott üledék Cs-137 koncentrációjának arányából  $C_d(t')$  ( $Bq \cdot kg^{-1}$ ) a lerakódási ráta a következők szerint becsülhető:

$$R' = \frac{A_{ex}(t)}{\int_{1963}^t C_d(t') e^{-\lambda(t-t')} dt'} = \frac{A(t) - A_{ref}}{\int_{1963}^t C_d(t') e^{-\lambda(t-t')} dt'}$$

ahol:

$A_{ex}(t)$  = a referencia készlet feletti felesleges Cs-137 készlet a mintavételi pontban, t évben ( $Bq \cdot m^{-2}$ );

$C_d(t')$  = a lerakódott üledék Cs-137 koncentrációja t' évben ( $Bq \cdot kg^{-1}$ );

$\lambda$  = Cs-137 bomlási állandója ( $év^{-1}$ );

$P'$  = szemcseméret korrekciós tényező.

Általában feltételezhető, hogy a lerakódott üledék Cs-137 koncentrációját  $C_d(t')$  helyettesíteni lehet az adott terület lejtőjéről elvándorolt üledék Cs-137 koncentrációjának súlyozott átlagával. Ezért  $C_d(t')$  számítható a következő egyenlet segítségével:

$$C_d(t') = \frac{1}{\int_S R dS} \int_S P' C_e(t') R dS$$

ahol  $S$  ( $m^2$ ) a lejtő területe és  $C_e(t')$  ( $Bq \cdot kg^{-1}$ ) az eróziós pontról elvándorolt üledék Cs-137 koncentrációja, amely számítható a következő egyenlet szerint:

$$C_e(t') = P \frac{A(t')}{d} = \frac{P}{d} A_{ref}(t') \left(1 - P \frac{R}{d}\right)^{t'-1963} = \frac{P}{d} A_{ref}(t) e^{\lambda(t-t')} \left(1 - P \frac{R}{d}\right)^{t'-1963}$$

ahol  $A_{ref}(t) = A_{ref}$ .

#### A modell előnyei és korlátai:

Az egyszerűsített anyagmérleg modell figyelembe veszi a talaj Cs-137 koncentrációjának fokozatos csökkenését a szántott rétegben. Az eredeti szántott réteg alól történő talajbejutás elhanyagolható Cs-137 bevitelt jelent. A modell javulást hoz az arányos modellhez képest, és ez a modell is könnyen használható, csak a művelés mélységét kell ismerni, mint plusz információt. Azonban ez a modell sem veszi figyelembe a frissen lerakódott Cs-137 kihullás, erózió útján történő esetleges elvándorlását, mielőtt az a műveléssel bekerülne a szántott rétegbe. Az a feltételezés is egy egyszerűsítés, hogy a teljes Cs-137 kihullási input 1963-ban történt (D. E. Walling et al. 2001).

#### **2.4.1.3. Anyagmérleg modell II (Mass Balance Model II)**

Egy átfogóbb anyagmérleg modell szükséges ahhoz, hogy figyelembe vegyük a Cs-137 kihullási input időbeli változását és a frissen lerakódott kihullás sorsát, mielőtt az a talajműveléssel bekerülne a művelési rétegbe. Egy eróziós ponton ( $A(t) < A_{ref}$ ), a teljes Cs-137 készlet időbeli változása  $A(t)$  a következőképpen írható le:

$$\frac{dA(t)}{dt} = (1 - \Gamma)I(t) - \left(\lambda + P \frac{R}{d}\right)A(t)$$

ahol:

$A(t)$  = halmozott Cs-137 aktivitás egységnyi területen ( $Bq \cdot m^{-2}$ );

$R$  = eróziós ráta ( $kg \cdot m^{-2} \cdot év^{-1}$ );

$d$  = halmozott tömegmélység, amely az átlagos művelési mélységet képviseli ( $kg \cdot m^{-2}$ );

$\lambda$  = Cs-137 bomlási állandója ( $év^{-1}$ );

$I(t)$  = éves Cs-137 lerakódás fluxusa ( $Bq \cdot m^{-2} \cdot év^{-1}$ );

$\Gamma$  = a frissen lerakódott Cs-137 kihullás erózióval eltávozott százaléka (mielőtt még belekeveredne a művelési rétegbe);

$P$  = szemcseméret korrekciós tényező.

Ha egy exponenciális eloszlás feltételezhető, a friss Cs-137 kihullás kezdeti eloszlása miatt a talaj profil felszínén, akkor  $\Gamma$  a következőképpen fejezhető ki:

$$\Gamma = P\gamma(1 - e^{-R/H})$$

ahol  $\gamma$  az éves Cs-137 input azon hányada, amely érzékeny az erózióra, és  $H$  ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ) a friss Cs-137 kihullás kezdeti eloszlásának nyugalmi tömegmélysége a talaj profil felszínén.

Ha  $t_0$  (év) az az év, amikor a talajművelés kezdődött, akkor az előző két egyenletből a teljes Cs-137 készletet  $A(t)$  a  $t$  évben a következőképpen lehet kifejezni:

$$A(t) = A(t_0)e^{-(PR/d+\lambda)(t-t_0)} + \int_{t_0}^t (1 - P\gamma(1 - e^{-R/H}))I(t')e^{-(PR/d+\lambda)(t-t')} dt'$$

ahol  $A(t_0)$  ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ) a Cs-137 készlet  $t_0$ -nál(év):

$$A(t_0) = \int_{1954}^{t_0} I(t')e^{-\lambda(t'-t_0)} dt'$$

Az eróziós ráta  $R$  becsülhető a kettővel ezelőtti ( $A(t)$ ) egyenlet numerikus megoldásával, ha a Cs-137 ülepedés fluxusa és a releváns paraméterek értékei ismertek. Az elvándorolt üledék Cs-137 koncentrációját  $C_e(t')$  a következőképpen lehet kifejezni:

$$C_e(t') = \frac{I(t')}{R} P\gamma(1 - e^{-R/H}) + P \frac{A(t')}{d}$$

Egy lerakódási ponton ( $A(t) > A_{\text{ref}}$ ), feltételezve, hogy a felesleges Cs-137 készlet  $A_{\text{ex}}$  ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ ) (definíció szerint a mért teljes készlet  $A(t)$ , és a helyi közvetlen kihullási input  $A_{\text{ref}}$  különbsége) egy felhalmozódási ponton annak köszönhető, hogy a Cs-137 felhalmozódás kapcsolatban áll a lerakódott üledékkel, a felesleges Cs-137 készletet a következőképpen lehet kifejezni:

$$A_{\text{ex}} = \int_{t_0}^t R' C_d(t')e^{-\lambda(t-t')} dt'$$



ahol  $R'$  ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{év}^{-1}$ ) a lerakódási ráta, és  $C_d(t')$  ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) a lerakódott üledék Cs-137 koncentrációja.  $C_d(t')$  tükrözni fogja az üledék keveredését, és azt a hozzá kapcsolódó Cs-137 koncentrációt, amely az erodált területekről származik és a felhalmozódási pont felé vándorolt el.  $C_d(t')$  alapvetően két részből áll össze, melyek közül az első a frissen lerakódott Cs-137 elvándorlásához kapcsolódik, a második pedig a megművelt rétegben felhalmozódott, és tárolt Cs-137 eróziójához. Így a  $C_d(t')$  becsülhető az erodált terület lejtőjéről  $S$  elvándorolt üledék Cs-137 koncentrációjából:

$$C_d(t') = \frac{1}{\int_S R dS} \int_S P' C_e(t') R dS$$

Az előző két egyenletből, az átlagos talajüledési rátát  $R'$  ki lehet számítani a következő egyenlet segítségével:

$$R' = \frac{A_{ex}}{\int_{t_0}^t C_d(t') e^{-\lambda(t-t')} dt'}$$

#### A modell előnyei és korlátai:

Az itt ismertetett anyagmérleg modell figyelembe veszi mind a Cs-137 kihullási input időbeli változását, mind a friss kihullás kezdeti eloszlását a felszíni talajban, ezért D. E. Walling et al. (2001) szerint ezen modell eredményei realisabbak, mint az egyszerűsített anyagmérleg modell I. által biztosítottak. Mindazonáltal a szántási mélységre, a nyugalmi tömegmélységre  $H$  és a  $\gamma$  paraméterre is szükség van annak érdekében, hogy ezt a modellt használni lehessen (D. E. Walling et al. 2001).

#### **2.4.1.4. Anyagmérleg modell, amely figyelembe veszi a művelés általi talajmozgást (Mass Balance Model III)**

Az eddig leírt anyagmérleg modellek nem veszik figyelembe a talajművelés általi talaj átrendeződést. A talajművelés eredményeként, a talaj átrendeződik egy adott helyen, és a talajban található Cs-137 szintén át fog rendeződni, és ezt az átrendeződést szükséges

figyelembe venni a Cs-137 mérések használatakor, ha ezekből becsüljük a víz általi talajeróziós rátákat. Ha a művelés hatását a Cs-137 készletek átrendeződésében mennyiségileg meg lehet határozni, és figyelembe lehet venni, akkor az átrendeződésnél megmaradó rész tükrözni fogja a vízerózió hatását.

A művelés hatását a talaj átrendeződésben képviselheti a lefelé mozgó üledék fluxus. A lefelé mozgó üledék fluxust  $F_Q$  ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{év}^{-1}$ ) a következőképpen lehet meghatározni:

$$F_Q = \phi \sin \beta$$

ahol  $\beta$  ( $^\circ$ ) a lejtő szöge, és  $\phi$  ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{év}^{-1}$ ) egy hely specifikus állandó. Ha egy áramlási vonal egy lejtőn több részre van osztva, és minden részt lehet közelíteni egy egyenessel, akkor az  $i$ -edik szakasz (a dombtetőtől) művelés okozta nettó talajátrendeződését  $R_t$  ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{év}^{-1}$ ) ki lehet kifejezni a következőképpen:

$$R_t = (F_{Q,out} - F_{Q,in}) / L_i = \phi(\sin \beta_i - \sin \beta_{i-1}) / L_i = R_{t,out} - R_{t,in}$$

ahol  $L_i$  (m) a lejtő  $i$ -edik szegmensének hossza,  $R_{t,out}$  ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{év}^{-1}$ ) és  $R_{t,in}$  ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{év}^{-1}$ ) pedig meghatározható a következők szerint:

$$R_{t,out} = \phi \sin \beta_i / L_i$$

$$R_{t,in} = \phi \sin \beta_{i-1} / L_i$$

Egy ponton tapasztalható vízeróziót (ráta  $R_w$  ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{év}^{-1}$ )), a teljes Cs-137 készlet  $A(t)$  ( $\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$ ) időbeli változásával ki lehet fejezni:

$$\frac{dA(t)}{dt} = (1 - \Gamma)I(t) + R_{t,in} C_{t,in}(t) - R_{t,out} C_{t,out}(t) - R_w C_{w,out}(t) - \lambda A(t)$$

ahol  $C_{t,in}$ ,  $C_{t,out}$  és  $C_{w,out}$  ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) a talajművelési inputhoz, outputhoz, illetve a víz outputhoz kapcsolódó üledék Cs-137 koncentrációja. A nettó eróziós ráta  $R$  ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{év}^{-1}$ ):

$$R = R_{t,out} - R_{t,in} + R_w$$

Egy ponton tapasztalható víz okozta lerakódást (ráta  $R'_w$ , ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{év}^{-1}$ )), a teljes Cs-137 készlet időbeli változásával ki lehet fejezni a következőképpen:

$$\frac{dA(t)}{dt} = I(t) + R_{t,in} C_{t,in}(t) - R_{t,out} C_{t,out}(t) + R'_w C_{w,in}(t) - \lambda A(t)$$

ahol  $C_{w,in}$  ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) a víz okozta lerakódásból származó üledék bemenet Cs-137 koncentrációja. A nettó eróziós ráta  $R$ :

$$R = R_{t,out} - R_{t,in} - R'_w$$

A talaj Cs-137 koncentrációját a szántott rétegben  $C_s(t')$  ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) a következőképpen lehet kifejezni:

$$C_s(t') = \frac{A(t')}{d} \quad \text{egy nettó eróziós helyen}$$

$$C_s(t') = \frac{1}{d} \left[ A(t') - \frac{|R|}{d} \int_{t_0}^{t'-1} A(t'') e^{-\lambda t''} dt'' \right] \quad \text{egy nettó felhalmozódási helyen}$$

ahol  $|R|$  ( $R < 0$ ) a nettó lerakódási arány. A  $C_s$ ,  $C_{t,in}$  és  $C_{t,out}$  közötti kapcsolatok a következők:

$$C_{t,in}(t') = C_{t,out}(t') = C_s(t')$$

$$C_{w,out}(t') = P C_s(t') + \frac{I(t')}{R_w} P \gamma (1 - e^{-R_w/H})$$

míg a víz által lerakott üledék Cs-137 koncentrációját  $C_{w,in}(t')$  ( $Bq \cdot kg^{-1}$ ) a következőképpen lehet kifejezni:

$$C_{w,in}(t') = \frac{1}{\int_S R dS} \int_S P' C_{w,out}(t') R dS$$

Egy adott ponton, a művelésből származó eróziós vagy lerakódási rátát ( $R_{t,out} - R_{t,in}$ ) számítani lehet az  $R_t = (F_{Q,out} - F_{Q,in}) / L_i = \phi(\sin \beta_i - \sin \beta_{i-1}) / L_i = R_{t,out} - R_{t,in}$  egyenletből, és a nettó talajerózió ( $R > 0$ ) vagy lerakódás ( $R < 0$ ) mértékét meg lehet becsülni az előző egyenletek numerikus megoldásával.

$$\frac{dA(t)}{dt} = (1 - \Gamma)I(t) + R_{t,in} C_{t,in}(t) - R_{t,out} C_{t,out}(t) - R_w C_{w,out}(t) - \lambda A(t)$$

$$R = R_{t,out} - R_{t,in} + R_w$$

$$C_{t,in}(t') = C_{t,out}(t') = C_s(t')$$

$$C_{w,out}(t') = P C_s(t') + \frac{I(t')}{R_w} P \gamma (1 - e^{-R_w/H})$$

$$C_{w,in}(t') = \frac{1}{\int_S R dS} \int_S P' C_{w,out}(t') R dS$$

#### A modell előnyei és korlátai:

Az itt leírt anyagmérleg modell fontos előrelépést jelent a korábban bemutatott két anyagmérleg modellhez képest, abban, hogy figyelembe veszi a talajművelés okozta talaj mozgás hatását, ezért D. E. Walling et al. (2001) szerint ezen modellel kapott eredmények közelebb állnak a valósághoz megművelt talaj esetén, mint a másik két anyagmérleg modellel kapottak. Viszont ennek a modellnek az alkalmazásához az előző két modellhez képest több bemeneti információra van szükség (D. E. Walling et al. 2001).

#### A modellek összevetése

FANG H. J. et al. (2006) egy tanulmányban vizsgálták a talajátrendeződési rátát kínai megművelt lejtős területen. 4 modell segítségével becsülték az erózió és a felhalmozódás mértékét, és összehasonlították a modellekkel kapott eredményeket. Az alkalmazott modellek az arányos modell (PM), Yang modell (YANG-M), anyagmérleg modell II (MBM1), és az anyagmérleg modell III (MBM2) volt. A YANG-M figyelembe veszi a felszíni dúsult réteget, a dúsult rétegben a Cs-137 minták mélységi eloszlását, Cs-

137 radioaktív bomlását, a Cs-137 input-frakcióját, a szántott réteg mélységét és a mintavételi évet. A D. E. Walling et al. (2001) által összefoglalt anyagmérleg modellektől a YANG-M abban különbözik, hogy Yang et al. (1998) szerint a Cs-137 mélységi eloszlásának mintázatát a feldúsult rétegben be lehet kategorizálni lineáris és exponenciális típusba, ami befolyásolja a számított talajerózió mértékét.

A tanulmány az alábbi következtetéseket vonta le a modellekkel kapott eredmények összehasonlítása során. A YANG-M adta a legnagyobb talajeróziós értéket és a legalacsonyabb lerakódási rátát a 4 modell közül. A talajerózió és a felhalmozódás mértékét a PM modell alacsonyabbnak jósolta, mint az MBM1 és MBM2, míg az MBM1 és MBM2 által előre jelzett értékek hasonlóak voltak. A nagyobb Cs-137 veszteségekkel, a modellek magasabb talajvándorlási értékeket jeleztek előre. Ha a Cs-137 értékekben a veszteség kisebb volt mint 15%, akkor a standard hiba 1%-alatt maradt. Eközben, a páros t-próba szerint, az arányos modell (PM) alábecsülte a talajvesztesség rátáját a MBM2-höz ( $P < 0,05$ ) képest a komoly erózióknak kitett oldalak esetén. Az egyik lehetséges ok a tanulmány szerint az volt, hogy a művelt rétegben a PM nem vette figyelembe a hígítás hatását a Cs-137 koncentrációban, amit a művelési réteg alatti eredeti rétegbe történő talajerózió miatti vándorlás, beépülés okozott. Amikor a Cs-137 veszteség meghaladta az 50%-ot, a helyi referenciaértékekhez képest, a PM alábecsülte az erózió mértékét több mint 40%-al. Mivel az MBM1 és MBM2 figyelembe vett számos befolyásoló tényezőt, ezek az eredmények valósabbak voltak. Bár az MBM1 nem vette figyelembe a talajművelésből adódó talaj átrendeződést, a MBM2 pedig igen, a két modell talaj újraelosztási, átrendeződési aránya hasonló volt, az átlag körüli standard hiba pedig 0,003-0,11-ig terjedt. A tanulmány szerint ez valószínűleg a talajművelés kismértékű befolyását jelzi a talaj vándorlásában (FANG H. J. et al. 2006).

#### **2.4.1.5. Egyszerű Cs-137 modell a megművelt köves talajokra**

J. Soto, A. Navas (2008) egy tanulmányában ismertette a Földközi-tenger vidékére jellemző köves talajokra alkalmazható egyszerű Cs-137 profil modellt. Az idézett tanulmány a következőképp jellemzi a modellt:

Ez egy olyan modell, amely a Cs-137 kihullás általános adatait használja, módosítva a lerakódás helyi tényezőivel, és összehasonlítva a mért referencia lerakódás adataival. A modell tömeget, térfogatot és térfogattömeget használ, amelyeket a talajmintákból számít. A művelés mélysége is ismert paraméter, amelyet az adott helyen a

Cs-137 mélységi eloszlásából nyer. A javasolt modellnek csak egy olyan része van, amely változik a talajfelszíntől a "H" mélységig, és ez a művelési mélység. Ebben a részben a talajfrakció két fajtáját különböztetik meg, a finom frakciót, amelynek szemcsemérete kisebb mint 2 mm, és a durva frakciót, amely nagyobb mint 2 mm. Mindegyik talaj frakciót jellemzi a saját tömege, a térfogata és a térfogattömege. Mivel a két frakció felülete között nagy a különbség, a Cs-137-t nagy részben a finom frakció tartalmazza. Ez a tény határozza meg a Cs-137 megkötésére képes frakció mennyiségét,  $V_f$ , amely a finom frakció és a teljes rész térfogata közti arányt írja le (J. Soto, A. Navas 2008).

A modell feltételez egy Cs-137 koncentráció átmeneti fejlődést a szelvényben. Ez az átmeneti fejlődés kezdődik a teljes készlettel, ami nullára csökkent az 1954 előtti évek során, ami ettől az évtől mennyiségben egyenlő a hasonló atmoszférikus kiülepedéssel. Ennek a mennyiségnek ismert az átmeneti fejlődése. A kiülepedett Cs-137 aktivitás egyenletesen oszlik el a szelvény  $V_f$ -jében. Így  $C(t)$  a teljes készlet egy adott  $t$  pillanatban,  $C(t - 1)$  a teljes készlet az előző pillanatban és a  $D(t)$  a légköri kiülepedés ebben az intervallumban.

Ezt a következő egyenlet írja le:

$$C(t) = C(t - 1) + D(t)$$

Hasonlóképpen, a Cs-137 aktivitása egységnyi térfogatban,  $a(t)$ , az alábbiak szerint növekszik:

$$a(t) = a(t - 1) + (D(t) / H * V_f)$$

Ezen túlmenően, a légköri Cs-137 kiülepedésének van fejlődése, azaz a meglévő izotóp aktivitása a szelvényben csökken a talaj részecskék vesztesége miatt egy fajlagos koncentrációval, amelyet a talajerózió okozott. Ha  $E$  –vel jelöljük az egységnyi idő alatt elvesztett talajréteg vastagságát, a teljes Cs-137 készlet a szelvényben a következő egyenlet szerint fog csökkenni:

$$C(t) = C(t - 1) * (1 - (E / H * V_f))$$

Az előző, a szelvényben az erózió által okozott Cs-137 készlet csökkenés becsléséhez hasonló eljárással meg lehet becsülni azt a helyet is, ahol a talaj felhalmozódás alakul ki.

Ennek ellenére, ebben az esetben a Cs-137 aktivitás növekedése függ az adott területen már létező lerakódott anyag radioizotóp koncentrációjától. Ez a koncentráció különböző lesz a talajanyag eredeti összetételében, mint amikor ez egy stabil, erodált vagy tömörödött talajban van. J. Soto, A. Navas (2008) szerint a probléma megoldására egy olyan közelítés alkalmazható, amelyben feltételezik, hogy a lerakódott anyag a területen ugyanolyan Cs-137 koncentrációjú, mint a szomszédos területeken. Ugyanakkor, ha a mintaterületek közti távolság nagy, akkor a másik helyről érkező lerakódott anyag nem hozza ezt a koncentrációértéket. A modellben feltételezik, hogy a beépült anyag kis távolságról származik, és ezért ugyanolyan Cs-137 koncentrációval rendelkezik, mint az adott ponton már ott lévő. Ezzel a feltevessel, és ha az egységnyi idő alatt lerakódó anyagot  $F$ -el jelöljük, akkor a Cs-137 készlet a következő egyenlet szerint nő:

$$C(t) = C(t-1) * (1 + (F / H * V_f))$$

Mint a korábbi modellekben, ez a modell is tartalmaz egy olyan kifejezést, amely leírja a Cs-137 aktivitás radioaktív bomlás miatti időbeli csökkenését (J. Soto, A. Navas 2008).

A javasolt modell a Cs-137 koncentráció segítségével fejezi ki az eróziós rátát, mint a talajveszteség vastagságának termékét, amelyet minden egyes időintervallumra megbecsültek. Ez az adat elvárt az anyagmérleg modellhez, amely a radioizotóp koncentráció ismeretét jelenti. Ezen kívül a modell megbízhatóságát az is alátámasztja, hogy ezen modell is használja a művelés mélységét, amely a radioizotóp mélységi eloszlásából korábban már ismert (J. Soto, A. Navas 2008). A modellben kiemelő a művelés mélységének használata. A legtöbb modellben ez a paraméter egy konstans érték, amelyet a vizsgált terület művelési gyakorlatának általános ismereteiből vezetnek le. Ez ésszerű, ha a vizsgálat ideje alatt a területen homogén művelési gyakorlatot folytattak. Ugyanakkor számos földközi-tengeri régióban, két eltérő terep és talajművelési gyakorlat az általános. Továbbá a művelés mélysége attól függően változik, hogy a lejtőknek milyen a meredeksége, így az enyhe lejtésű területeken mélyebb művelési gyakorlatot folytatnak. A  $H$  paraméterrel együtt, egy másik nagyon fontos tényező is van, az a térfogat, amelyet a finom frakció ( $<2\text{mm}$ ) elfoglal a talajminta teljes térfogatából. A mediterrán talajokban a kövesség a talajok egyik fő tulajdonsága, ami jelentősen befolyásolja az eróziós folyamatot. Ezért szükséges felvenni egy paramétert, amely leírja a kövesség mértékét, mert a kő tartalma nagymértékben befolyásolja a Cs-137 eloszlását a talaj mélységi

profiljában, és ennek következtében módosíthatja az erózió rátájának nagyságát a különböző modellekben (J. Soto, A. Navas 2008).

## 2.4.2. Bolygatatlan, műveletlen talajokon alkalmazott modellek

### 2.4.2.1. Profil eloszlás modell (Profile Distribution Model)

A műveletlen talajoknál, a Cs-137 mélységi eloszlása a talaj profilban jelentősen el fog térni a művelt talajokhoz képest, ahol a Cs-137 elkeveredik a szántott vagy művelt rétegben. Sok esetben a Cs-137 mélységi eloszlása, egy bolygatatlan stabil talajban, egy exponenciális csökkenést fog mutatni, amelyet a következő függvénnyel lehet leírni:

$$A'(x) = A_{ref} (1 - e^{-x/h_0})$$

ahol:

$A'(x)$  = x mélység feletti Cs-137 összege ( $Bq \cdot m^{-2}$ );

$A_{ref}$  = Cs-137 referencia készlet ( $Bq \cdot m^{-2}$ );

x = tömeg mélység a talaj felszínétől ( $kg \cdot m^{-2}$ );

$h_0$  = profil alakját leíró együttható ( $kg \cdot m^{-2}$ ).

D. E. Walling et al. (2001) szerint, ha azt feltételezzük, hogy a teljes Cs-137 kihullás 1963-ban történt, és hogy a Cs-137 mélységi eloszlása a talajszelvényben az időben számottevően nem változik, akkor az eróziós rátát Y egy eróziós ponton a következőképpen lehet kifejezni (a teljes Cs-137 készlet  $A_u$  ( $Bq \cdot m^{-2}$ ) kevesebb, mint a helyi referencia készlet  $A_{ref}$  ( $Bq \cdot m^{-2}$ )):

$$Y = \frac{10}{(t-1963)P} \ln\left(1 - \frac{X}{100}\right) h_0$$

ahol:

Y = éves talajveszteség ( $t \cdot ha^{-1} \cdot év^{-1}$ );

t = mintavétel éve (év);

X = teljes készlet százalékos Cs-137 vesztesége a helyi Cs-137 referencia értékhez képest (a meghatározás szerint  $(A_{ref} - A_u) / A_{ref} \times 100$ );



$A_u$  = mintavételi ponton a mért teljes Cs-137 készlet ( $Bq \cdot m^{-2}$ );

$h_0$  = profil alakját leíró együttható ( $kg \cdot m^{-2}$ );

$P$  = szemcseméret korrekciós tényező (D. E. Walling et al. 2001), amely definiálható a mobilizált üledék és az eredeti talaj Cs-137 koncentrációjának arányaként is. A  $P$  értéke egyaránt tükrözni fogja mind a mobilizált üledék, mind az eredeti talaj szemcseméret összetételét. Mivel a felszíni lefolyás által mobilizált üledék szemcseméret összetétele általában dúsabb a finom frakcióban az eredeti talajhoz képest, a  $P$  általában  $> 1$ , a Cs-137 finom talajrészecskékhez való kötődése következtében. Ahhoz hogy kiszámítsuk  $P$  értékét, szükség van mind az eredeti talaj, mind a mobilizált üledék szemcseméret összetételére. A  $P$  a mobilizált üledék  $S_{ms}$  ( $m^2/g$ ) és az eredeti talaj  $S_{os}$  ( $m^2/g$ ) fajlagos felületének felhasználásával a következőképpen számolható:

$$P = \left( \frac{S_{ms}}{S_{os}} \right)^v, \text{ ahol „v” konstans. A „v” értéke a tapasztalati elemzések alapján}$$

bolygatatlan talajok esetén 0,75-nek, művelt talajok esetén 0,65-nek vehető (Walling D. E. and He Q. 1999).

Egy lerakódási helyen, a lerakódási ráta  $R'$  becsülhető a felesleges Cs-137 készletből  $A_{ex}(t)$  ( $Bq \cdot m^{-2}$ ) (definíció szerint  $A_u - A_{ref}$ ), és a lerakódott üledék Cs-137 koncentrációjából  $C_d$ :

$$R' = \frac{A_{ex}}{\int_{t_0}^t C_d(t') e^{-\lambda(t-t')} dt'} = \frac{A_u - A_{ref}}{\frac{P'}{\int_S R dS} \int_S A_{ref} (1 - e^{-R/h_0}) dS}$$

ahol:

$d$  = halmozott tömegmélység ( $kg \cdot m^{-2}$ );

$\lambda$  = Cs-137 bomlási állandója ( $év^{-1}$ );

$S$  = erodált lejtő területe ( $m^2$ );

$P'$  = szemcseméret korrekciós tényező (D. E. Walling et al. 2001), amely definiálható a lerakódott üledék és a mobilizált üledék Cs-137 koncentrációjának arányaként is.  $P'$  értéke a mobilizált üledék  $S_{ms}$  ( $m^2/g$ ) és a lerakódott üledék  $S_{ds}$  ( $m^2/g$ ) fajlagos felületének felhasználásával a következőképpen számolható:

$$P' = \left( \frac{S_{ds}}{S_{ms}} \right)^v$$

A víz által okozott eróziónál a lerakódott üledék szemcseméret összetétele általában szegényebb a finom frakcióban a mobilizált üledékhez képest, így a  $P'$  általában  $< 1$  (Walling D. E. and He Q. 1999).

#### A modell előnyei és korlátai:

A profil alak modell egyszerű és könnyen használható. Azonban a modell magában foglal számos egyszerűsítő feltételezést és nem veszi figyelembe a Cs-137 kihullási input időfüggő tulajdonságát, valamint a Cs-137 mélységi eloszlásának fokozatos változását a talajszelvényben a légköri kiülepedés után. Ezek miatt, a modell túlbecsüli a talajvesztés/lerakódás rátáit (D. E. Walling et al. 2001).

A Cs-137 profil eloszláson alapuló mérési technika néhány előnye a talajeróziós, és lerakódási ráta becslésénél (Walling 1998):

- A becslések összekapcsolják a táj egyes pontjait, és információk gyűjthetők mind a ráták, mind a talaj átrendeződés térbeli mintázatával kapcsolatban.
- A technika alkalmas arra, hogy térben elosztott adatokat szolgáltatson.
- A talaj átrendeződés becsült rátája tükrözi a tájat formáló folyamatok összességét (pl. víz- és szélerózió, talajművelés hatásai stb.).
- A talaj átrendeződés becsült rátái az elmúlt ~50 évhez kapcsolódnak, és így hosszú távú becsléseket adnak az átlagos eróziós és a lerakódási rátáról. A rövid távú mérések eredményei kevésbé megbízhatóak is lehetnek.
- Nincsenek jelentős mértékű megszorítások a feldolgozni kívánt minták számát illetően. A vizsgált terület nagysága néhány  $m^2$ -től a kis vízgyűjtő területekig is terjedhet.
- A technika alkalmazása a vizsgálat alatt nem okoz jelentős bolygatást a tájban.
- Már egy alkalommal történő helyszíni mintavételezés alapján lehet becsléseket adni.

- Azonos idejű mintavételek alapján a becslések visszamenőlegesek, és így elkerülhető a hosszú távú megfigyelési programok létesítésének szükségessége.

Ezeket az előnyöket azonban számos bizonytalanság kíséri. A legfontosabb ezek közül az, hogy szükséges létrehozni egy kalibrációs kapcsolatot a Cs-137 készletek csökkenési vagy növekedési foka, és az eróziós vagy ülepedési ráta között. További bizonytalansági tényezők a megfelelő referencia és mintavételi helyek kiválasztása, valamint a mintavételhez köthető tényezők, mint pl. mintavételi eszközök, terület bolygatása nélküli mintavétel, rétegek keveredésének minimalizálása a mintavétel során stb.

#### 2.4.2.2. A diffúziós és migrációs modell (Diffusion and Migration Modell)

Az előző fejezetben leírt profil eloszlás modellt lehet használni ahhoz, hogy megközelítőleg megbecsüljük a talajeróziós vagy a lerakódási rátát a műveetlen talajok esetén, azonban a realisztikusabb megközelítéshez figyelembe kell vennie a mélységi eloszlás időfüggő viselkedését. Ez tükrözni fogja az időfüggő Cs-137 kihullási inputot és a Cs-137 folyamatos átrendeződését a talajszelvényben a légkörből történő kiülepedés után. Sok esetben, a Cs-137 átrendeződése a műveetlen talajban leírható egy egydimenziós diffúziós és migrációs modellel, amelyet jellemez egy tényleges diffúziós együttható és migrációs ráta. Egyes helyzetekben a Cs-137 mélységi profilja műveetlen talajokon egy széles koncentráció csúcsot mutat, és a maximális koncentráció közvetlenül a talajfelszín alatt található. A Cs-137 koncentráció változását  $C_u(t)$  ( $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) a felszíni talajban  $t$  év múlva lehet közelíteni a következőképpen:

$$C_u(t) \approx \frac{I(t)}{H} + \int_0^{t-1} \frac{I(t')e^{-R/H}}{\sqrt{D\pi(t-t')}} e^{-V^2(t-t')/(4D) - \lambda(t-t')} dt'$$

ahol:

$D$  = diffúziós együttható ( $\text{kg}^2 \cdot \text{m}^{-4} \cdot \text{év}^{-1}$ );

$V$  = Cs-137 lefelé irányuló migrációs rátája a talajszelvényben ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{év}^{-1}$ ).

Egy erodálódott ponton, ha feltételezzük, hogy a lepel erózió a domináns folyamat, akkor az eróziós ráta  $R$  becsülhető a Cs-137 készlet  $A_{ls}(t)$  ( $Bq \cdot m^{-2}$ ) csökkenéséből (definíció szerint a Cs-137 referencia készlet  $A_{ref}$ , és a mért teljes Cs-137 készlet  $A_u$  ( $Bq \cdot m^{-2}$ ) különbsége) és a Cs-137 koncentrációjából a felszíni talajban  $C_u(t')$ . Az előző egyenlet szerint:

$$\int_0^t PRC_u(t') e^{-\lambda(t-t')} dt' = A_{ls}(t)$$

Egy lerakódási helyen, a lerakódás mértéke  $R'$  becsülhető a lerakódott üledék Cs-137 koncentrációjából  $C_d(t')$ , és a felesleges Cs-137 készletből  $A_{ex}(t)$  (definíció szerint a teljes mért Cs-137 készlet  $A_u$ , és a helyi referencia készlet  $A_{ref}$  különbsége) a következő összefüggés segítségével:

$$R' = \frac{A_{ex}}{\int_{t_0}^t C_d(t') e^{-\lambda(t-t')} dt'} = \frac{A_u - A_{ref}}{\int_{t_0}^t C_d(t') e^{-\lambda(t-t')} dt'}$$

ahol a  $C_d(t')$  számítani lehet a következőképp:

$$C_d(t') = \frac{1}{\int_S R dS} \int_S P' P C_u(t') R dS$$

#### A modell előnyei és korlátai:

A diffúziós és migrációs modell figyelembe veszi az időfüggő viselkedését mind a Cs-137 kihullási inputnak, mind az azt követő átrendeződésének a talajszelvényben. Ezért ez a modell, fejlődést jelent az előző részben bemutatott profil eloszlású modellhez képest. Viszont ezen modell használatához több információra van szükség a Cs-137 viselkedéséről a bolygatatlan talajban (D. E. Walling et al. 2001).

### A modell alkalmazhatósága

P. Porto et al. (2004) egy olaszországi területen vizsgálták a diffúziós és migrációs modellt, összehasonlítva a Cs-137 tényleges mélységi eloszlásával. A tanulmány a következőképp írja le a modellt a nagy eróziós rátával rendelkező talajok esetén (idézett részletek a tanulmányból):

Az alkalmazott modellben a Cs-137 függőleges eloszlása a talajban változni fog az időben, válaszul az időfüggő kihullási inputra és a lerakódás utáni Cs-137 átrendeződésre a profilban. A nagy eróziós rátával rendelkező talajok esetén, feltételezve egy állandó talaj csökkenést  $E$  ( $\text{kg/m}^2$ ) és a diffúziós vándorlást, a Cs-137 talajon belüli függőleges eloszlását, valamint a halmozott tömegmélységet és időt  $t'$ , ki lehet fejezni a következők szerint:

(1)

$$C_e(x, t, t') = e^{-\lambda(t-t')} \int_0^\infty \frac{I(t')}{H} e^{\frac{-y}{H}} \left\{ e^{-\frac{[(x+E)+y]^2}{4D(t-t')}} + e^{-\frac{[(x+E)-y]^2}{4D(t-t')}} \right\} \frac{1}{\sqrt{4\pi D(t-t')}} dy$$

ahol:

$y$  = az integrálási változó, amely azt jelzi, melyik talajmélység vesz részt a Cs-137 diffúzióban;

$C_e(x, t, t')$  = a Cs-137 koncentráció a halmozott tömegmélységnél  $x$  és  $t'$  időpontban ( $\text{Bq/kg}$ );

$D$  = az effektív diffúziós együttható ( $\text{kg}^2/(\text{m}^4 \cdot \text{év})$ );

$H$  = a relaxációs mélység tömeg mélységgént kifejezve ( $\text{kg/m}^2$ );

$\lambda$  = Cs-137 bomlási állandója ( $0,023/\text{év}$ );

$x$  = a tömeg mélység a talaj felszínétől lefelé ( $\text{kg/m}^2$ );

$t$  = a Cs-137 első lerakódása óta eltelt idő (év);

$I(t')$  = az input ( $\text{Bq}/(\text{m}^2 \cdot \text{év})$ )  $t'$  időpontban.

A Cs-137 koncentráció eloszlását  $C_e(x, t)$  ( $\text{Bq/kg}$ ) a talajszelvényben,  $t$  időpontban, a  $C_e(x, t, t')$   $t'$  szerinti integrálásával lehet megkapni:

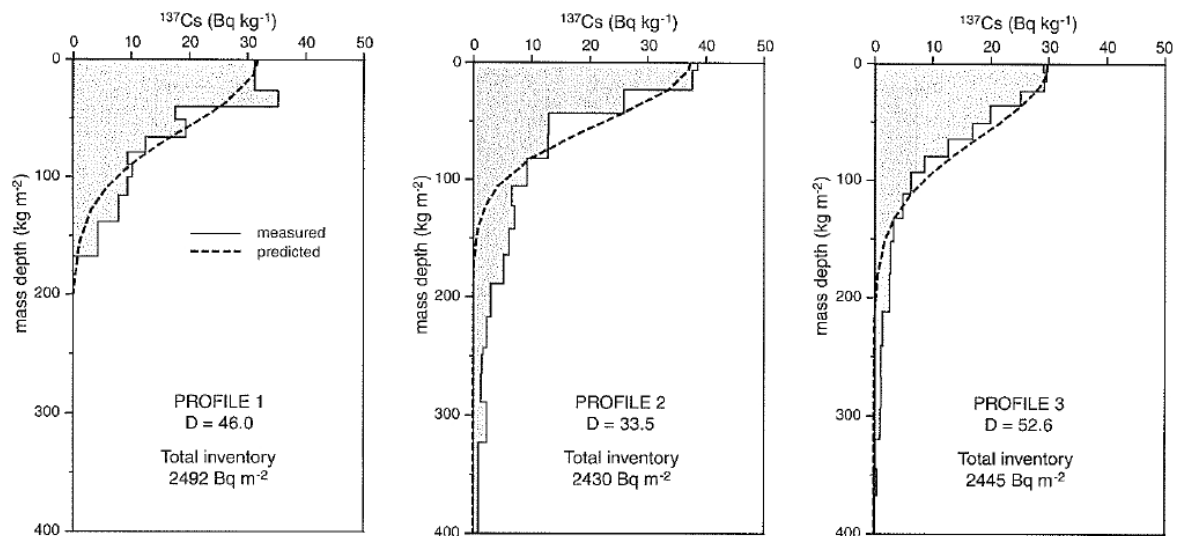
$$C_e(x,t) = \int_0^t C_e(x,t,t') dt \quad (2)$$

$C_e(x,t)$  integráltja tömeg mélység ( $x$ ) szerint adja a teljes Cs-137 készletet  $A_u$  ( $Bq/m^2$ ) az eróziós helyen  $t$  időpontban:

$$A_u(t) = \int_0^\infty C_e(x,t) dx \quad (3)$$

Feltételezve  $H$  állandó értékét ( $5 \text{ kg/m}^2$ ), Walling D. E. and He Q. (1999) javaslata alapján, az előbbi (1). és (3). egyenleteket meg lehet oldani az  $E$ -re ( $\text{kg/m}^2$ ). Az  $A_u$  ( $Bq/m^2$ ) képviseli a mért készletet az eróziós pontban. Az eróziós ráta  $R$  ( $\text{kg/m}^2 \cdot \text{év}$ ) ezt követően becsülhető, elosztva az  $E$  mennyiségét, a Cs-137 kihullás kezdete óta eltelt idővel  $t - t'$  (év). Az első egyenletet illeszteni lehetett a Cs-137 mélységi eloszlására a referencia helyeken, ahol  $E = 0$ . Ezt úgy valósították meg, hogy kiszámolták a  $D$  paramétert minden profilhoz a legkisebb négyzetek elvét alkalmazva (P. Porto et al. 2004).

Ennek az illesztésnek az eredményét ábrázolja a 7. ábra.



7. ábra: A tanulmányban szereplő kísérleti vízgyűjtő terület 3 talajszelvényének Cs-137 koncentrációja. A mért értékek (folyamatos vonal), és a diffúziós – migrációs modellből kapott görbe látható az ábrán (P. Porto et al. 2004).

Egy lerakódási helyen, a lerakódás mértéke  $D_R$  becsülhető a Cs-137 koncentrációból a lerakódott üledékben  $C_d(t')$ , és a felesleges Cs-137 készletből (definíció szerint a teljes mért Cs-137 készlet  $A_u$  mínusz a helyi referencia készlet  $A_{ref}$ ) a következő összefüggés felhasználásával (Walling D. E. and He Q. 1999):

$$D_R = \frac{A_u - A_{ref}}{\int_{t_0}^t C_d(t') e^{-\lambda(t-t')} dt'} \quad (4)$$

Feltételezve, hogy a lerakódott üledék Cs-137 koncentrációja  $C_d(t')$  képviselheti a lejtő felső részéről származó üledék Cs-137 koncentrációjának súlyozott átlagát, a  $C_d(t')$  a következőképpen számolható:

$$C_d(t') = \frac{1}{\int_S R dS} \int_S C_e(t') R dS \quad (5)$$

ahol  $S$  ( $m^2$ ) a lejtő felső területe, és  $C_e(t')$  (Bq/kg) egy eróziós pontról származó üledék Cs-137 koncentrációja, amelyet az első (1) egyenletből lehet számítani, az  $x = 0$  feltétel esetén (P. Porto et al. 2004).

### **3. A vizsgálati célok, mérési peremfeltételek, minta előkészítés**

#### **3.1. Célkitűzések**

A légköri atomfegyver kísérletek globális Cs-137 kihullása és a csernobili balesetből származó kihullás is érintette Magyarország területét, amely nálunk is lehetővé tette a Cs-137 mérésén alapuló modellek használatát a talajeróziós vizsgálatokban. Az értekezés keretei közt a soproni hegyvidéken, egy kísérleti területen (Farkas-árok) szeretném alkalmazni a nemzetközi és hazai viszonyok között is használt vizsgálati modellek egyikét (profil eloszláson alapuló talajátrendeződési ráta becslési modell) a helyi viszonyokhoz igazítva. A modell alkalmazásához kapcsolódóan célom feltárni, és bemutatni a soproni hegyvidék egyik vízgyűjtőjének (Farkas-árok) talajában a Cs-137 mélység szerinti eloszlását, valamint bemutatni ezen mélységi eloszlás térbeli és időbeli változását. Ezen eredményeket felhasználva célom meghatározni, bemutatni a vízgyűjtőre jellemző referencia készletet, mélységi eloszlásfüggvényt, amely a jövőbeli vizsgálatokhoz szolgáltat adatokat. Ezen adatokra építve a Cs-137 mélységi eloszlásán alapuló modell segítségével célom megbecsülni a terület eróziós viszonyait, nyomon követni ezen eróziós viszonyok változását, és értékelést adni a modell területre vonatkozó használhatóságával kapcsolatban.

#### **3.2. Vizsgálati terület, mintavételi helyek és a mérési peremfeltételek**

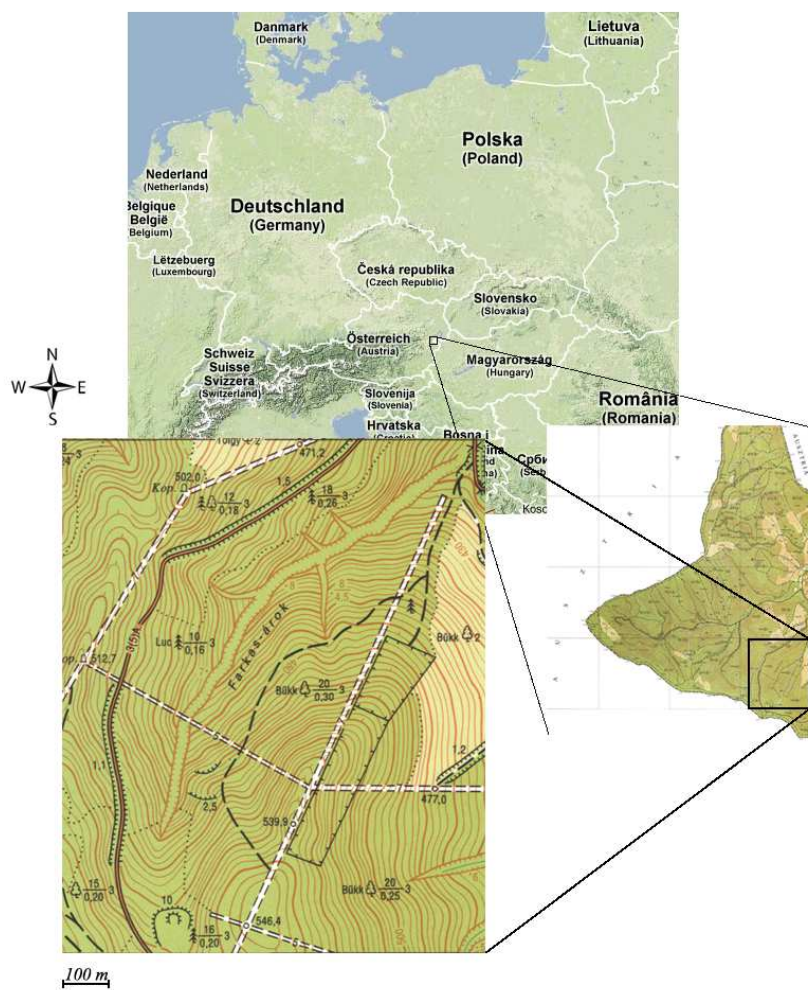
A vizsgálati területen a Cs-137 készletek térbeli eloszlásának mérése szolgáltatja az alapját az eróziós és ülepedési ráta becslésének. Amennyiben a készletek relatív kimerültek a helyi referenciaértékekhez képest, ott feltételezhető, hogy erózió is történt. Az eróziós ráta mértékét lehet becsülni a Cs-137 készlet csökkenésének mértékéből, viszonyítva a referencia értékhez. Ez az érték egy átlagos értéket képvisel a kihullás és a mérési idő közti időszakra vonatkozóan. Ahol lerakódás történt, ott a Cs-137 készletek növekedése fogja ezt jelölni, viszonyítva a referencia értékekhez. Az átlagos lerakódási rátát a kihullás óta eltelt időszakban a felesleges Cs-137 készlet nagyságából lehet megbecsülni.

##### Vizsgálati terület jellemzése:

A Farkas-árok (0,63 km<sup>2</sup>), mint vizsgálati terület a Soproni-hegység nyugati részén helyezkedik el, egy délnyugat - északkelet tájolású árok a Rák patak mellékága mentén. Az

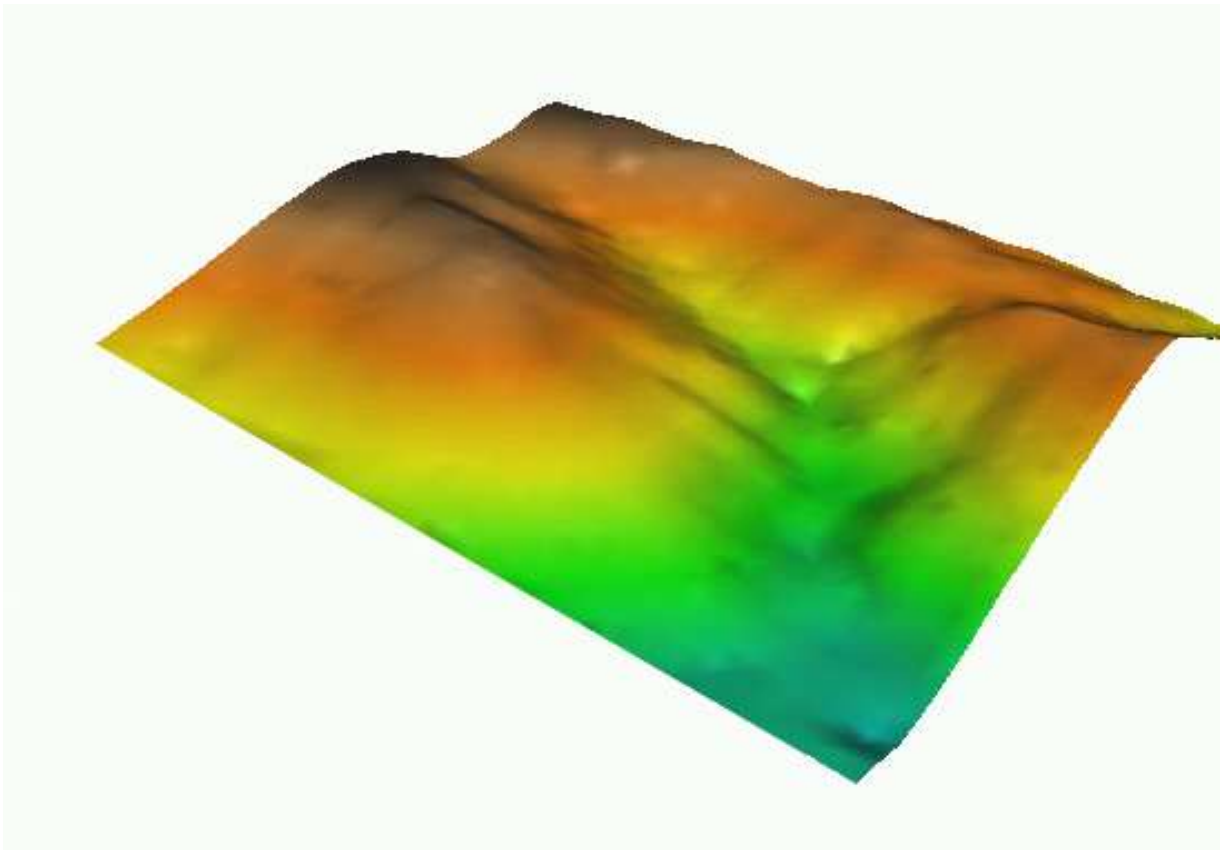


árok tengerszint feletti magassága 401 m-től 545 m-ig terjed (Csáfordi et al. 2010). “A területen kristályos pala aljzatra települtek több rétegben, más-más ülepedési viszonyok között a szárazföldi törmelékes kőzetek (konglomerátum, kavics, homok, iszap). A völgyben az átlagos lejtés meghaladja a 21%-ot, a völgyfenék átlagos lejtése pedig 7,7%, de gyakoriak a zúgó-tavacska szekvenciák. A legfelső talajszintben (0 - 50 cm) mindenhol jellemző az igen nagy mennyiségű finom homok frakció jelenléte. Sok helyen 70 - 80 cm-rel a talajfelszín alatt agyagos réteg húzódik. Az erózióvesztést igazolják a Farkas-árok alsó harmadában megfigyelhető földcsúszások. A terület éghajlatában a mediterrán, a kontinentális és az óceáni hatás is érezhető.” (Csáfordi 2010 pp. 190). A lerakódott üledéken podzolos barna erdőtalajok, erősen savanyú nem-podzolos barna erdőtalajok és agyagbemosódásos barna erdőtalajok alakultak ki. A terület hosszú távú átlagos éves csapadéka 917 mm, de pl. a 2001-es vizsgálati évben csak 607 mm volt (Gribovszki et al. 2006). A Farkas-árok nagyrészt erdővel borított, lombhullató és örökzöld vegetáció egyaránt jelen van. A 2001 óta eltelt időszakban egyre több területen kellett egészségügyi tarvágást végrehajtani a lucfenyvesekben fellépő tömeges szúkárosítás miatt (Csáfordi 2010). A területen a fő örökzöld fafaj a lucfenyő (*Picea abies*), a fő lombhullató a bükk (*Fagus sylvatica*) (Gribovszki et al. 2006). A vizsgálati terület elhelyezkedése, domborzati viszonyai a 8 - 9. ábrán látható.



8. ábra: Vizsgáló terület (Farkas-árok)\*

\* EOTR 1:10000 méretarányú topográfiai térkép felhasználásával; az adatszolgáltatási díj a Földmérési és Távérzékelési Intézet részére kifizetve



9. ábra: A Farkas-árok magasságilag másfélszeresen nyújtott felületmodellje (EOTR 1:10000 méretarányú topográfiai térkép felhasználásával készült)

Referencia és mintavételi helyek kiválasztásának szempontjai:

Az első lépés a Cs-137 mérési technikában a megfelelő, bolygatatlan referencia helyek kiválasztása a vizsgált terület közelében, ahol sem erózió, sem lerakódás nem volt. Ideális esetben a referencia helynek síknak kell lenni, nem lehetett művelt az elmúlt 50 évben, és lehetőleg gyepnek kell borítania. Ezekből a referencia helyekből, reprezentatív bolygatatlan Cs-137 mintákat kell venni meghatározott mélységenként, hogy létre lehessen hozni a Cs-137 eloszlás részletes talajprofilját. A Cs-137 készletérték lesz a referencia érték az adott régióban a mintázáshoz. A Cs-137 mélységi profil segítségével határozzuk meg azt a mélységet, ahol a Cs-137 még megtalálható a talajban. A mintavételi stratégia függ a vizsgálat hatókörétől (pl. dombok lejtőjének mintavétele, tározók mintavétele vagy egyesített vízgyűjtő tanulmányozás), valamint a környezeti feltételektől (pl. sík terepen, összetett morfológia, földhasználati feltételek) és ezek alapján kell eldönteni, hogy mire van szükség (A. C. Brunner 2009).

A mérések szempontjából tehát a Cs-137 referencia érték képviseli a helyi Cs-137 kiülepedés mértékét egy olyan helyen, ahol nem volt sem erózió, sem lerakódás. Ilyen bolygatatlan talajszelvényeket a vizsgálati területen nehéz volt találni, mert a vízgyűjtő dombokkal erősen tagolt, és erdővel fedett. Ennek ellenére a mintavételi terület közelében több referenciahely lett kiválasztva (1. táblázat, 1 – 3 és L1-2010/0 sz. mintavételi helyek), amelyek alapján közelítőleg meghatározhatóvá vált a helyi referencia készlet. A talajeróziós ráta becslésénél 2001-ben a 3 referencia hely Cs-137 készlet átlagát, 2010-ben az L1-2010/0 sz. referencia hely Cs-137 készletét vettem alapul. A mért készletek nagyságrendi megfelelőségét a kezdeti kihullási értékek irodalmi adataihoz képest vizsgáltam (4.2. fejezet).

A mintavételi helyek kiválasztásánál a helyi viszonyokhoz kell alkalmazkodni. A mintavételnél fontos szempont a terület növény borítottsága, kövessége, lejtése stb. A vizsgálati terület erdővel borított volt, így a mintavételi helyeket úgy választottam meg, hogy kellő távolságban (min. 1,5 - 2m) legyenek az erdőt alkotó fáktól, mert azok közvetlen közelében jelentős Cs-137 készletingadozások is megfigyelhetők (pl. C. Takenaka et al. 1998-as tanulmánya szerint). Erdővel borított területen jelentős lehet az élőlények általi bolygatottság, gyökerek menti Cs-137 vándorlás, amelynek különbözősége a referencia helyhez képest szintén jelentősen befolyásolhatja az adott réteg Cs-137 készletét, így végső soron a számított talajátrendeződési rátát is.

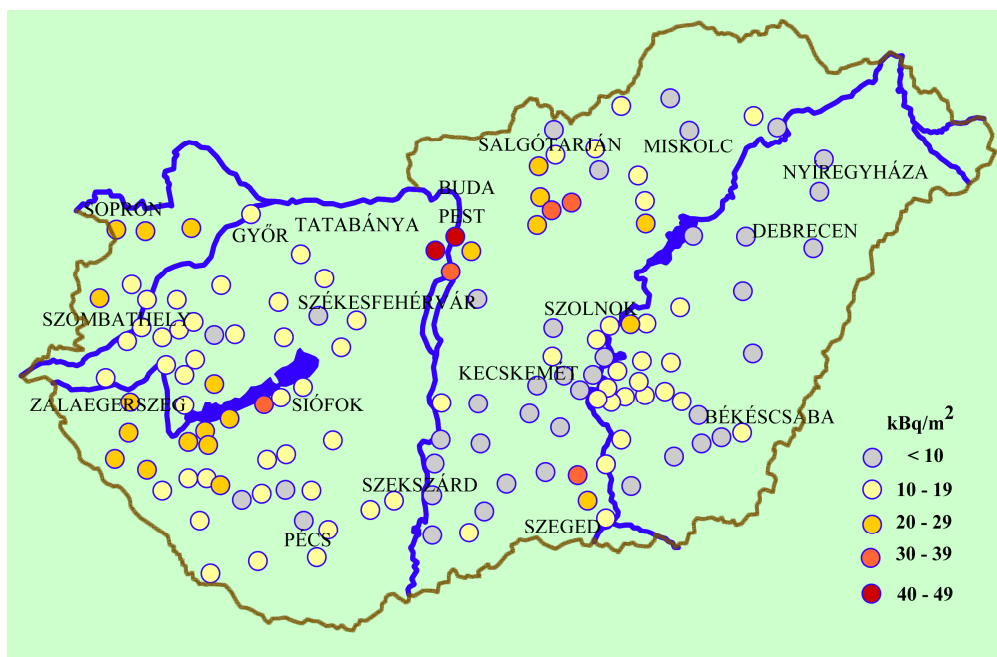
A vizsgálati területen mintavételre 2001-ben 30 (1 - 3, és L1/1 - L9/3-ig számozott helyek), majd 2010-ben 5 helyen (L1-2010/0 - L1-2010/4-ig számozott helyek) (1. táblázat), lejtők mentén került sor (a nevezéktanban szereplő „L” a „Lejtő”-re utal, és a /1-es sz. minták voltak a legközelebb a patakhoz). Az 1 - 3 és az L1-2010/0 sz. helyeket választottam referencia helynek, mivel ezeken a helyeken a lejtőszög < 4 foknál. A lejtőszögek meghatározása TruPulse 360B (Laser Technology, Inc.) műszerrel történt.

1. táblázat: Mintavételi helyek EOY koordinátái és a mért lejtőszög

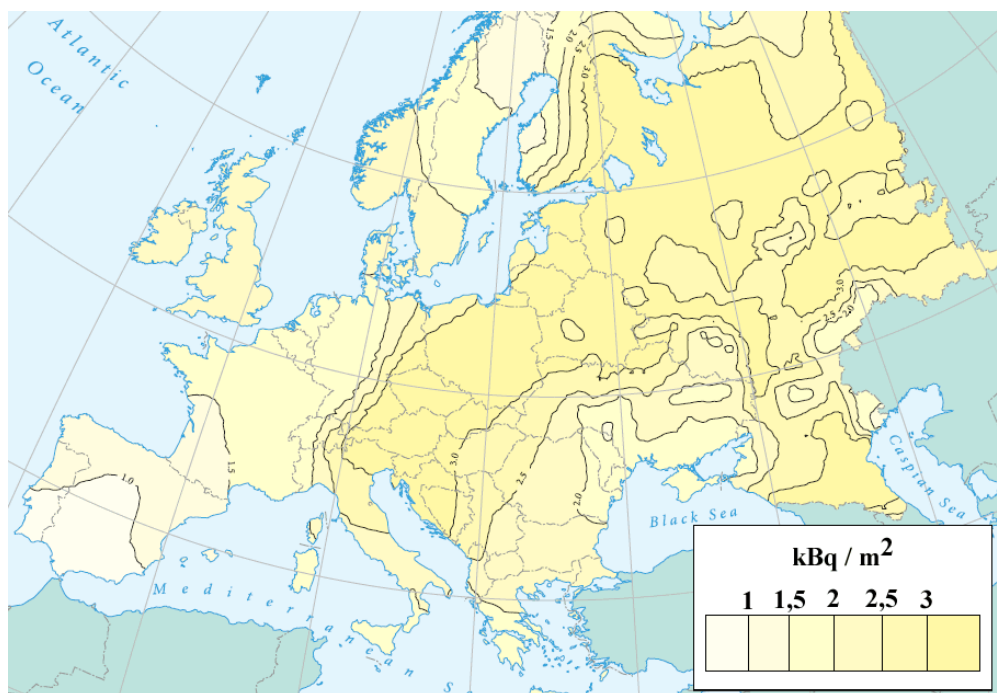
| Mintavételi hely | EOV(Y) (m) | EOV(X) (m) | Lejtőszög (fok) | Mintavételi hely | EOV(Y) (m) | EOV(X) (m) | Lejtőszög (fok) |
|------------------|------------|------------|-----------------|------------------|------------|------------|-----------------|
| 1                | 455493     | 260122     | <4              | L5/1             | 455470     | 260536     | 38,8            |
| 2                | 455657     | 260371     | <4              | L5/2             | 455534     | 260495     | 17,7            |
| 3                | 455951     | 260909     | <4              | L6/1             | 455428     | 260415     | 18,8            |
| L1/1             | 455899     | 260926     | 4,6             | L6/2             | 455472     | 260398     | 16,1            |
| L1/2             | 455905     | 260910     | 9,3             | L7/1             | 455371     | 260333     | 25,1            |
| L1/3             | 455911     | 260899     | 8,4             | L7/2             | 455312     | 260336     | 26,3            |
| L2/1             | 455891     | 260950     | 29,3            | L8/1             | 455392     | 260329     | 22,7            |
| L2/2             | 455890     | 260977     | 9,4             | L8/2             | 455429     | 260318     | 16,7            |
| L3/1             | 455874     | 260903     | 8,1             | L8/3             | 455469     | 260311     | 15,6            |
| L3/2             | 455880     | 260888     | 6,3             | L8/4             | 455521     | 260295     | 19,1            |
| L3/3             | 455886     | 260862     | 11,9            | L9/1             | 455375     | 260267     | 32,8            |
| L4/1             | 455727     | 260796     | 28,2            | L9/2             | 455417     | 260230     | 17,3            |
| L4/2             | 455736     | 260791     | 16,5            | L9/3             | 455435     | 260207     | 26,2            |
| L4/3             | 455745     | 260743     | 11,8            | L1-2010/1        | 455932     | 260943     | 21,6            |
| L4/4             | 455762     | 260720     | 16,9            | L1-2010/2        | 455939     | 260948     | 7,8             |
| L4/5             | 455765     | 260680     | 13              | L1-2010/3        | 455932     | 260940     | 13,3            |
| L4/6             | 455778     | 260643     | 15,3            | L1-2010/4        | 455923     | 260922     | 9,1             |
|                  |            |            |                 | L1-2010/0        | 455919     | 260911     | < 4             |

#### A Cs-137 kezdeti kiülepedés értékei:

Vizsgálati terület Cs-137 készlete kétféle forrásból származik. Az egyik a légköri atomfegyver kísérletekből származó kihullás, a másik a csernobili reaktorbaleset során kiülepedett Cs-137 mennyisége. Az irodalmi adatok szerint a vizsgálati területen a Csernobilból származó kiülepedés mértéke (10. ábra), közel egy nagyságrenddel nagyobb volt, mint a balesetkor a talaj meglévő, atomfegyver kísérletekből származó aktivitáskoncentrációja (11. ábra). Mivel ugyanarról az izotópról van szó, ezért utólag már nem lehet elkülöníteni az 1986 előtt, illetve után kiülepedett Cs-137 izotópot és aktivitást, így a vizsgálat során megállapított eróziós viszonyok elsősorban az 1986 óta eltelt időszakról adnak tájékoztatást.



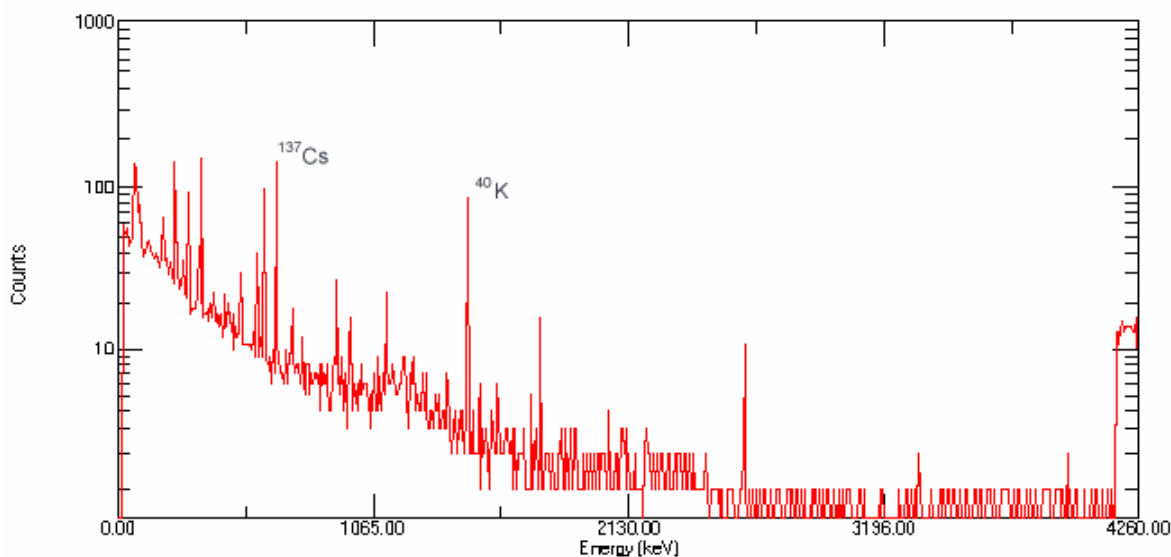
10. ábra: Talajfelszín Cs-137 szennyezettsége Magyarországon 1986-ban, a csernobili baleset után (Pellet S. 2006)



11. ábra: Európa Cs-háttér szennyezettsége a csernobili baleset előtt (Pellet S. 2006)

A Cs-137 izotóp jelenlétét a vizsgálati területen a 12. ábra szemlélteti, amely egy a vizsgálati területről gyűjtött talajminta  $\gamma$ -spektrumát mutatja, ahol jól láthatóan

elkülönülnek az egyes izotópokhoz tartozó vonalak, kiemelkedve közülük is a Cs-137 (661,62 keV) és a K-40 (1460,75 keV):



12. ábra: Erdei talajminta (Soproni-hegység, Farkas-árok, 2001)  $\gamma$ -spektruma 1 órás mérési idővel.

### 3.3. Alkalmazott mérőberendezések, mérést befolyásoló tényezők, mintavétel, minta előkészítés

#### Mintavétel, mintavételi eszközök:

A bolygatatlan terület mintavétele során fontos szempont a terület jelentősebb bolygatása nélküli mintavétel. A mintavételi eszköznek, módszernek is olyannak kell lenni, amely nem, vagy csak minimális mértékben bolygatja meg, vagy keveri össze a talaj egyes rétegeit.

A vizsgálati területen a mintavétel a 3.2. fejezetben meghatározott mintavételi helyeken, lejtők mentén, az erdőt alkotó fáktól kellő távolságban (min. 1,5 - 2m), acéllemez mintavevő (20x25cm) segítségével történt, 10 - 12 cm mélységig, 2 cm-es mélységközönként. A hálózatban történő mintavételt a domborzati viszonyok miatt elvettem, helyette több helyen kijelölt lejtő menti mintavétel történt. Az előzetes mintavételek azt mutatták, hogy a vizsgálati területen a Cs-137 mennyiség jelentős része a felső 10 cm-es rétegben található, ezért a mintavételi mélységet is ehhez igazítottam. 2001-ben a referencia helyeken 10 cm-es mélységben, legalább egy nagyságrenddel alacsonyabb

Cs-137 aktivitáskoncentráció volt mérhető, mint a felszíni rétegben (0 – 2 cm). A vizsgálati területről 2001-ben 30 helyen összesen 151 minta, majd 9 év múlva 2010-ben 5 helyen 27 minta került begyűjtésre.

#### Minta előkészítés:

A területről begyűjtött mintákat szétbontottam, szárítókamrában 105 °C-on szárítottam, majd az egyben maradt rögöket kézi mozsárban porítottam. Ezek után szitálással elválasztottam a még esetlegesen benne maradt köves frakciót a 2 mm-nél kisebb talajfrakciótól. A mintákat ½ vagy 1 literes Marinelli mintatartó edénybe tettem, és ezek után került sor a minták aktivitásának meghatározására. Az aktivitásmérés előtt a minták tömege Precisa 3100D hitelesített mérlegen kerültek meghatározásra (minta tömege (g) = teljes tömeg – mintatartó (Marinelli edény) tömeg).

#### Aktivitás méréséhez használt eszközök, számítási összefüggések:

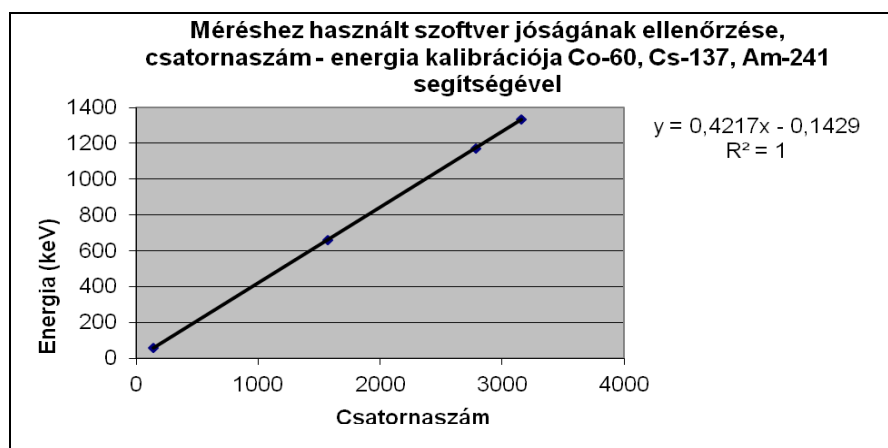
A minták Cs-137 aktivitásának meghatározása gamma spektrometriával történt a Nyugat-magyarországi Egyetemen, az Országos Sugárzásfigyelő Jelző és Ellenőrző Rendszer soproni laboratóriumában. A Cs-137 aktivitásának mérésére egy nagy felbontású ORTEC HPGe detektorból (GEM-10185, detektor relatív hatásfoka: 16% (1.33 MeV, Co-60), kristály átmérő: 47,9 mm, kristály magasság: 49,4 mm), nagyfeszültségű tápegységből, erősítőből, alacsony háttérű ólomkamrából és PC-be illesztett sok csatornás (8K) analízator kártyából álló mérőrendszert alkalmaztam. A detektor és a mérőhely a 13. ábrán látható.





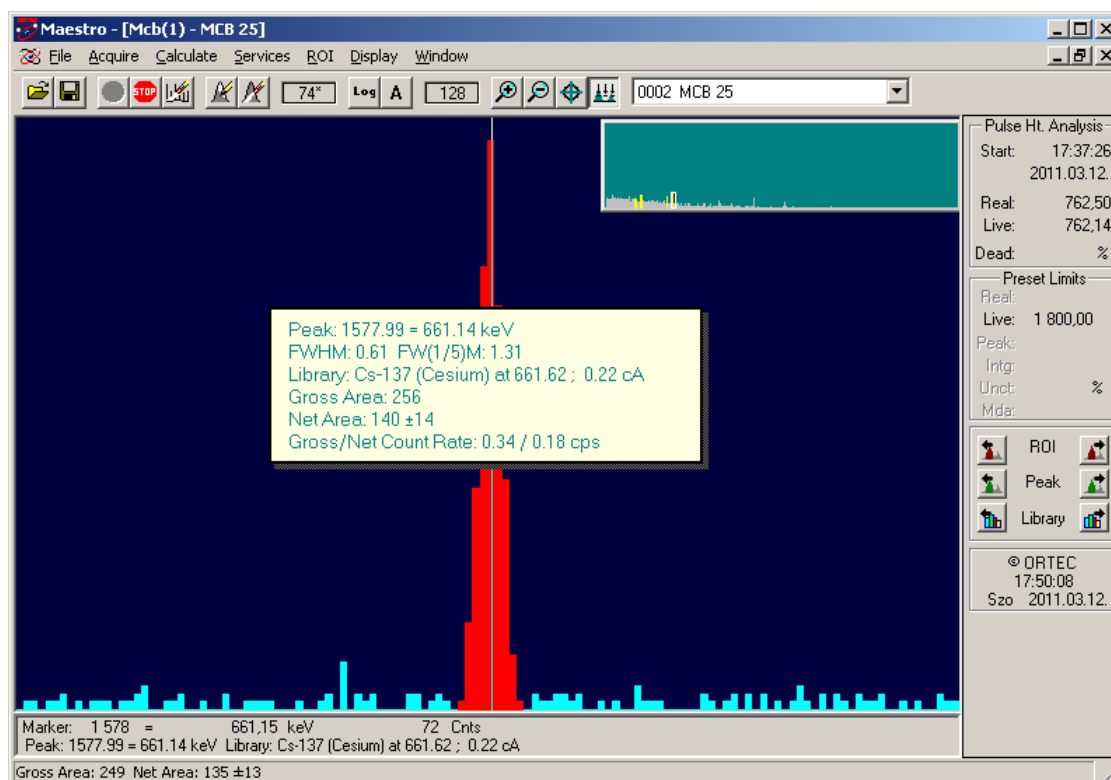
13. ábra: A méréshez használt mérőrendszer

A mérések kiértékelése az analizátor kártyához tartozó ORTEC Maestro szoftverrel történt. A mérési időnek 1800 vagy 3600 s-t választottam. A program csatorna - energia kalibrációját ismert aktivitású Co-60, Cs-137 és Am-241 hitelesített etalonforrások segítségével végeztem (14. ábra). A kalibráció a labor működése során néhány havonta elvégzésre kerül.



14. ábra: A méréshez használt szoftver csatornaszám – energia kalibrációja hitelesített etalonforrások segítségével

A mérést követően a Maestro programmal kijelölhető az adott izotóphoz tartozó (Cs-137 esetén 661,62 keV) csúcsterület, és a program kiszámolja a csúcsterülethez tartozó nettó beütésszámot (nettó beütésszám = csúcsterület - háttér) és annak hibáját (15. ábra).



15. ábra: A mérésekhez használt Maestro program

A nukleáris mérés technikában figyelembe kell venni a vizsgált jelenség (bomlás) statisztikus jellegét, amely Poisson eloszlással jellemezhető. A számlálási hibák számos forrásból származnak (Pátzay 2003):

- Bomlási statisztikai
- Háttéringadozás
- Detektor felbontás
- Számláló felbontás
- Számlálási határfok
- Abszorpció
- Geometria

A jól beállított mérőkészülékeknél véletlenszerű, statisztikus hibák léphetnek fel. A bomlás időfüggését leíró  $N_t = N_{t0} e^{-\lambda t}$  ( $\lambda$ =bomlási állandó,  $t$ =eltelt idő,  $N_{t0}$ =kezdeti atommagszám) összefüggés csak egy valószínűséget ad meg. A mért beütésszámok ( $N_i$ ) egyszerű súlyozatlan átlagát és az egyes mérési pontok átlagtól számított empirikus szórását a következő összefüggésekkel számíthatjuk (Pátzay Gy. 2008):

$$\bar{N} = \frac{\sum_{i=1}^n N_i}{n}$$

$$s = \pm \sqrt{\bar{N}} \approx \sqrt{N_i}$$

$$s = \pm \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (N_i - \bar{N})^2}{n-1}}$$

Az első szórást számító összefüggéssel csak a bomlásból adódó, míg a második összefüggéssel a bomlásból adódó, valamint a mérőberendezés ingadozásából adódó hibákat becsülhetjük. Ha a kétféle módon számított szórás nagyjából egyezik (eltérés < 10%), akkor a mérőberendezés hibája elhanyagolható a bomlási ingadozásból adódó hibához képest.

A relatív hiba (V) a szórás átlagértékhez viszonyított százalékos aránya. Ha csak a bomlásból adódó szórást vesszük figyelembe (Pátzay Gy. 2008):

$$V(\%) = \frac{\sqrt{\bar{N}}}{\bar{N}} \cdot 100 = \frac{1}{\sqrt{\bar{N}}} \cdot 100$$

Ha m db n mérésből álló mérést végzünk, a mérésátlagok is szórnak. Ekkor az átlagok szórása (Pátzay Gy. 2008):

$$s_x = \frac{\sqrt{\sum_{i=1,n} (N_i - \bar{N})^2}}{m(n-1)}$$

Egy radioaktív beütésszám mérési sorozat, vagy mérés eredményét tehát az alábbi formában adjuk meg (Pátzay Gy. 2008):

$$\text{Beütésszám} = \bar{N} \pm s = \bar{N} \pm \sqrt{\bar{N}}$$

azaz csak a bomlás ingadozásából származó hibát tüntetjük fel. Mivel a beütésszámot adott mérési idő ( $T_m$ ) alatt mérjük az eredmény a számlálási sebesség (Pátzay Gy. 2008):

$$\text{számlálási sebesség} = \frac{\bar{N}}{T_m} \pm \frac{\sqrt{\bar{N}}}{T_m} = I \pm \frac{\sqrt{I}}{T_m}$$

ahol  $\bar{I}$  a számlálási sebesség átlag értéke. Az így megadott szórás megfelelően jellemzi a mérés hibáját, ha a mért beütésszám nagy a háttér beütésszámhoz képest. Ha azonban a mért háttér beütésszám nem hanyagolható el a mért beütésszámhoz képest, akkor a háttér beütésszámot is figyelembe kell venni. Ebben az esetben a nettó beütésszám (bruttó beütésszám-háttér beütésszám) szórását a következő módon számítjuk (Pátzay Gy. 2008):

$$s_{\text{nettó}} = \sqrt{s_{\text{bruttó}}^2 - s_{\text{háttér}}^2} = \sqrt{\frac{\bar{N}_{\text{bruttó}} + \bar{N}_{\text{háttér}}}{T_{\text{bruttó}}^2} + \frac{\bar{N}_{\text{háttér}}}{T_{\text{háttér}}^2}} = \sqrt{\frac{\bar{I}_{\text{bruttó}}}{T_{\text{bruttó}}^2} + \frac{\bar{I}_{\text{háttér}}}{T_{\text{háttér}}^2}}$$

Az eredmény számlálási sebesség pedig (Pátzay Gy., 2008):

$$\text{számlálási sebesség} = \bar{I}_{\text{nettó}} \pm \sqrt{\frac{\bar{I}_{\text{bruttó}}}{T_{\text{bruttó}}} + \frac{\bar{I}_{\text{háttér}}}{T_{\text{háttér}}}}$$

A Maestro program segítségével meghatározott nettó csúcs alatti területből a következő képlet segítségével számítható a minta adott izotópra vonatkozó aktivitása (Bódizs 1997):

$$A = \frac{N}{\eta_{Ei} \cdot K\gamma_{Ei} \cdot t_m}$$

Ahol:

A – a minta adott izotópra vonatkozó aktivitása (Bq)

N – az adott izotóp által keltett gamma csúcs nettó területe (impulzus)

$K\gamma_{Ei}$  - az adott izotóp  $E_i$  energiájú gamma-sugárzásának hozama, amely megadja a 100 radioaktív elbomló atommagra jutó, adott energiájú gamma kvantumok számát.

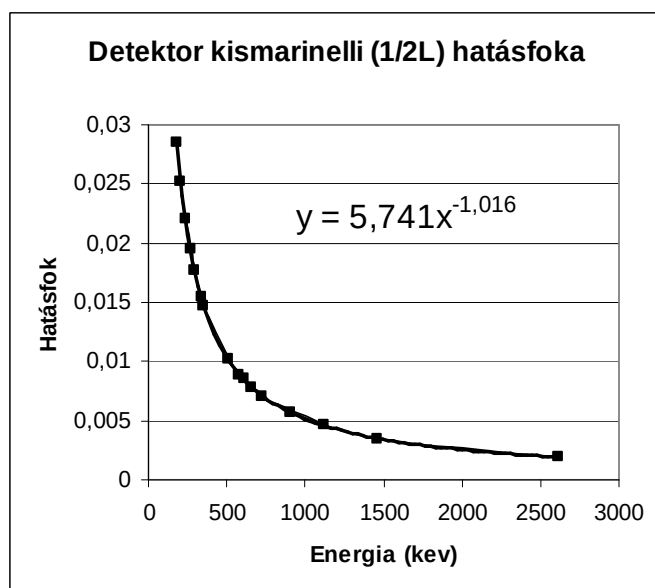
$\eta_{Ei}$  - az  $E_i$  energiájú sugárzásnak az adott geometriára vonatkozó energia-hatásfok görbéről leolvasott hatásfok értéke. Megadja, hogy a sugárforrásból kibocsátott, adott energiájú összes gamma fotonból mennyi kerül regisztrálásra a teljesenergia-csúcsban.

$t_m$  – mérési idő (élőidő) (s).

Az így kapott aktivitás értékekből a tömeg ismeretében egyszerűen számolható a minta tömegegységre vonatkoztatott aktivitáskoncentrációja  $A_K$  (Bq/kg), ( $m$  = minta tömege (kg)):

$$A_K = A / m$$

A méréshez használt Marinelli edény mérési geometriájához tartozó energia – hatásfok görbe, ismert aktivitású izotópokat tartalmazó balatoni iszap, majd később moha minta alapján került meghatározásra (16. ábra). A kalibráció a labor működése során néhány havonta elvégzésre kerül.



16. ábra: Marinelli edény mérési geometriájához tartozó energia – hatásfok görbe

## 4. Mérési folyamat, vizsgálati eredmények

### 4.1. A vizsgálathoz használt modell

A vizsgálati terület eróziós viszonyainak becslésére, a talaj Cs-137 készletének talajeróziós rátává történő átalakításához a profil eloszlási modellt használtam. A modellt eredetileg az atomfegyver kísérletek általi kihullásból eredő Cs-137 mérésekre találták ki, amely ebben a környezetben számos kezdeti egyszerűsítést tartalmaz.

Walling D. E. and He Q. (1999), és D. E. Walling et al. (2001) a következőképpen írják le a modellt (ld. 2.4.2.1. fejezet):

A Cs-137 profil alakja bolygatatlan talajban általában exponenciális függvénnyel jellemezhető, és ez biztosítja az eszközt a talajveszteségi ráta átlagos becsléséhez a profil eloszlási modellben. Ha azt feltételezzük, hogy a teljes Cs-137 kihullás 1963-ban történt, és hogy a Cs-137 mélységi eloszlása a talajprofilban az időben nem változik, akkor az eróziós rátát "Y", egy eróziós helyen (azaz a teljes Cs-137 készlet, (Au) kevesebb, mint a helyi referencia készlet (Aref)), a következőképpen lehet becsülni (Walling D. E. and He Q. 1999):

$$Y = \frac{10}{(t - 1963)P} \ln\left(1 - \frac{X}{100}\right) h_0$$

Ahol:

Y - az éves talajveszteség (t / ha / év),

t - a mintavétel éve,

P - részecskeméret korrekciós tényező,

X - a Cs-137 készlet százalékos csökkenése a helyi referencia készlethez képest (definíció szerint  $((A_{ref} - Au) / A_{ref}) * 100$ ),

$h_0$  - profil alakját leíró együttható ( $\text{kg/m}^2$ ).

A  $h_0$  levezethető a talajprofilban, a Cs-137 függőleges eloszlásának méréséből a referencia helyen, a következő exponenciális függvényt illesztve az adatokra:

$$A(x) = A(0)e^{-x/h_0}$$

Ahol:

$x$  - a tömegmélység a talaj felszíni rétegeiben ( $\text{kg}/\text{m}^2$ ),

$A(x)$  - a Cs-137 aktivitás  $x$  tömegmélységben ( $\text{Bq}/\text{kg}$ ),

$A(0)$  - a Cs-137 aktivitás a felszíni talajban ( $\text{Bq}/\text{kg}$ ),

$h_0$  - profil alakját leíró együttható ( $\text{kg}/\text{m}^2$ ).

Walling D. E. and He Q. (1999), a modell leírásánál, az egyszerűsítő feltételezések mellett megjegyzi, hogy ezen megkötések miatt a modell túlbecsüli a talajátrendeződési rátákat.

A csernobili balesetet követő Cs-137 kihullási idő, és ezen kihullás után létrejövő Cs-137 profil azonban véleményem szerint áthidalja az eredeti modellben csak feltételezésként megadott viszonyítási időpontot és az ehhez kötődő bizonytalanságot. Ebben az esetben itt ténylegesen időben rövid ideig tartott a kihullás, míg az eredeti modellben az 1963-as évszám egy sok éves kihullási időintervallum egyik évét jelenti. Így egyszerűsége ellenére létjogosultsága van a vizsgálati területen a viszonylag egyszerű, de hatékony talajeróziós ráta becslésnél.

Alkalmazásának feltételei:

- feltételeztem, hogy a baleset előtti talajban lévő, atomfegyver kísérletekből származó készlet töredéke volt a baleset során talajba került készletnek. Irodalmi adatok alapján nagyjából egy nagyságrend eltérés volt a vizsgálati terület körzetében (Pellet S., 2006).
- a csernobili baleset után a kihullás időben nem elnyújtott, hanem jól körülhatárolt időintervallumba esett, így az eredeti modellben használt 1963-as feltételezett kihullás helyett itt az 1986-ot alkalmazva, az egy valós értéként szerepelhet.
- feltételeztem továbbá, hogy a kihullás egyenletesnek vehető a vizsgálati terület nagyságához viszonyítva.
- ugyanakkor a felszín növényborítottságát figyelembe véve, az eltérésekből fakadó bizonytalanságok csökkentésére több helyről vettem referenciamintát (3.2. fejezet), amelyek alapján közelítőleg meghatározhatóvá vált a helyi referencia készlet. A talajeróziós ráta becslésénél 2001-ben a 3 referencia hely Cs-137 készlet átlagát, 2010-ben az L1-2010/0 sz. referencia hely Cs-137 készletét vettem alapul.



Így a helyi viszonyokra alkalmazott, átalakított modell a következőképpen írható le:

$$Y = \frac{10}{(t - 1986)P} \ln\left(1 - \frac{X}{100}\right) h_0$$

Ahol:

Y - az éves talajveszteség (t / ha / év),

t - a mintavétel éve,

P - részecskeméret korrekciós tényező. A mobilizált és a lerakódott üledék szemcse összetételéről nem állt rendelkezésemre adat, így ennek a tényezőnek az értékét 1-nek vettem (P tényleges értéke erózió esetén felülről közelíti az 1-et).

X - a Cs-137 készlet százalékos csökkenése a helyi referencia készlethez képest (definíció szerint  $((A_{ref} - A_u) / A_{ref}) * 100$ ),

$h_0$  - profil alakját leíró együttható ( $\text{kg/m}^2$ ), számítása az eredeti modell szerint.

A referencia és a mintavételi helyek teljes készletének meghatározásához a következő összefüggést használtam (FANG H. J. et al. 2006 alapján):

$$\text{Cs-137 készlet} = \sum C_i * B_i * D_i * 10^3$$

Ahol:

Cs-137 készlet - az adott hely Cs-137 összmenyisége ( $\text{Bq/m}^2$ ),

i - a talajszelvény száma,

$C_i$  - az i-ik talajszelvény Cs-137 aktivitása ( $\text{Bq/kg}$ ),

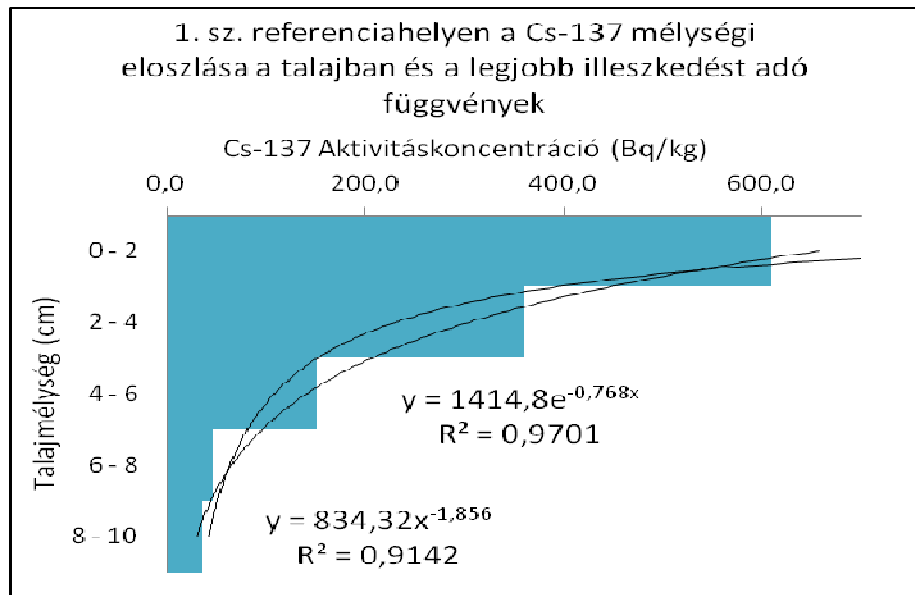
$B_i$  - az i-edik talajszelvény térfogattömege ( $\text{g/cm}^3$ ),

$D_i$  - az i-edik talajszelvény vastagsága (m)

#### 4.2. Cs-137 készlet és mélységi eloszlása a referencia helyeken

Az első lépés a Cs-137 mérési technikában a megfelelő, bolygatatlan referencia helyek kiválasztása. Ezekről a referencia helyekből, reprezentatív bolygatatlan Cs-137 mintákat kell venni meghatározott mélységenként, hogy létre lehessen hozni a Cs-137 eloszlás talajprofilját. A mintavételt követően a következő eloszlások adódtak a Cs-137

értékek mélység szerinti ábrázolása során a példaként választott referencia helyen (1. sz. mintavételi hely) (17. ábra). A mért értékekre különböző kétparaméterű függvényeket illesztve arra a megállapításra jutottam, hogy a referenciának választott vizsgálati helyek talajában, a korábban más szerzők (R. Blagoeva, L. Zikovskiy 1995; Du et al. 1998) által is leírt csökkenő exponenciális függvény adta a legjobb illeszkedést. A determinációs együttható értéke  $R^2 = 0,97$  volt.

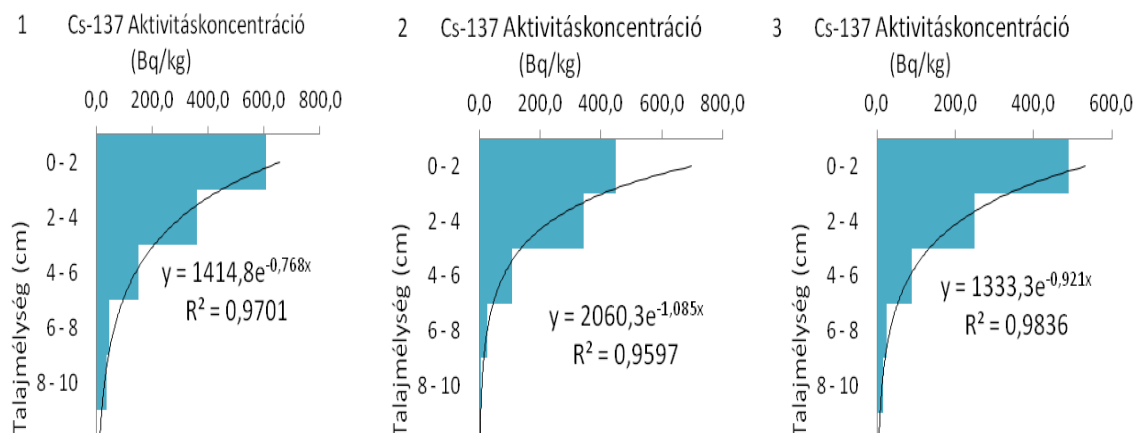


17. ábra: A vizsgálati terület egyik referenciahelyén (1. sz. mintavételi hely) a következőképpen alakult a bolygatatlan talajon vett talajminták Cs-137 aktivitáskoncentrációjának mélységi eloszlása 2001-ben (exponenciális függvény adta a legjobb illeszkedést).

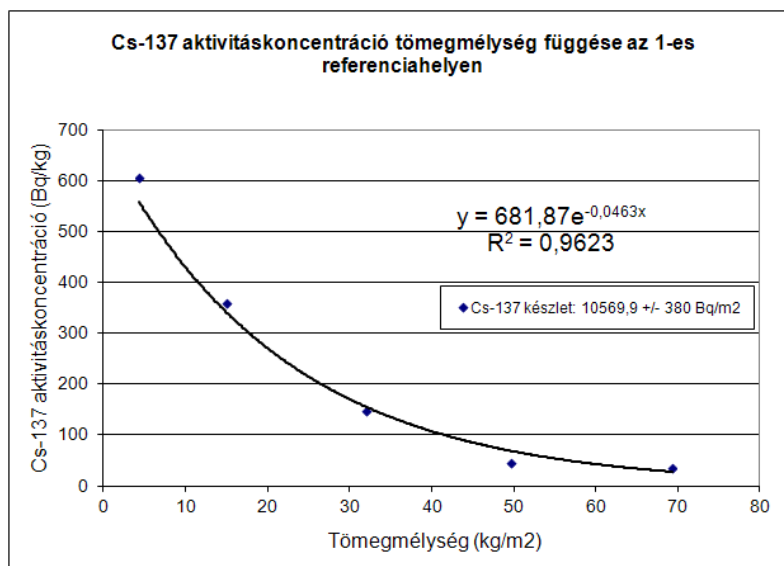
A mintavételi és a mérési időpontok közti eltérések miatt a 2001-ben gyűjtött minták aktivitáskoncentrációit 2001. június - július hónapra számoltam vissza (a mintagyűjtés idejére), hogy időben összehasonlíthatók legyenek. A grafikonokon (18 - 21. ábra) feltüntetésre kerültek az alkalmazott profil eloszlás modellhez szükséges referenciahelyekre vonatkozó bemeneti adatok:

- a mérési pontokra illesztett exponenciális függvény egyenlete, amelyből a  $h_0$  paraméter határozható meg,
- valamint a teljes szelvény Cs-137 készlete ( $Bq/m^2$ ), amelyhez a későbbi mintavételi helyek készlete lett viszonyítva.

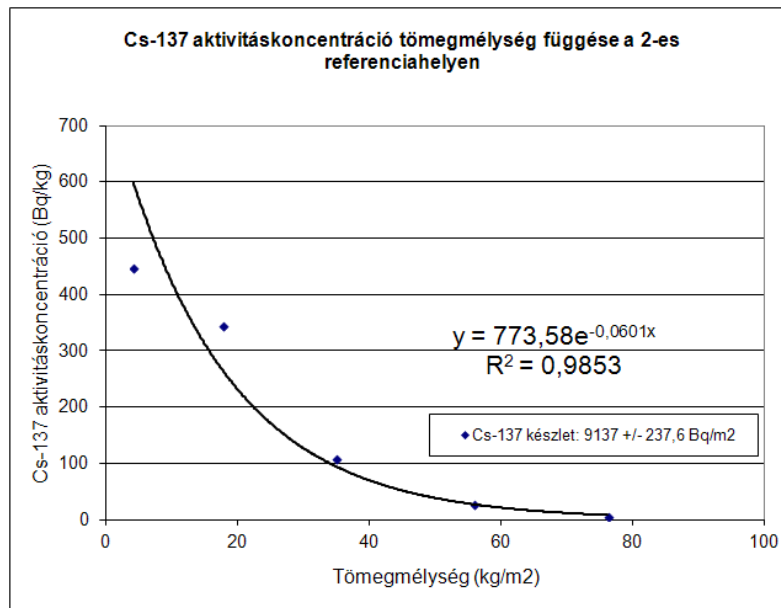
A mintákból kapott értékeket a következő grafikonok szemléltetik (18 - 21. ábra):



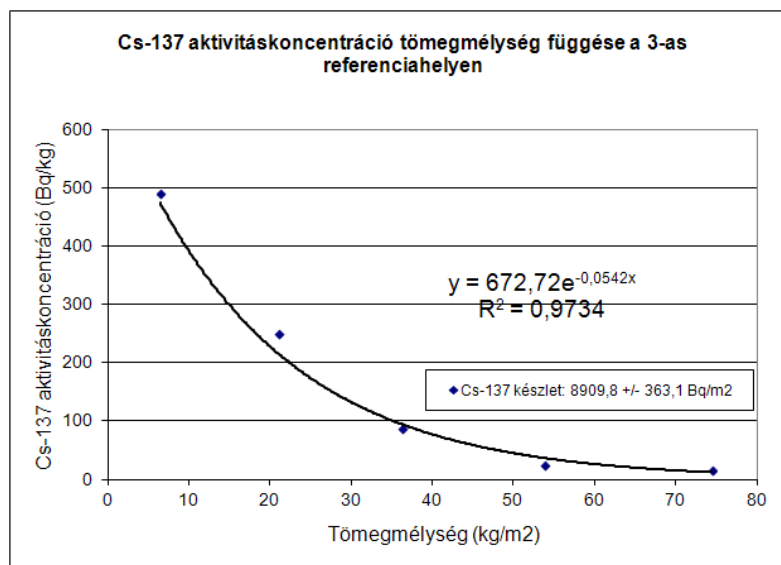
18. ábra: Az 1 - 3 sz. referenciahelyek (lejtőszög < 4 fok) talajának Cs-137 aktivitáskonzentrációja a talajmélység függvényében, valamint a mélységi eloszlásokra illesztett függvény (2001-ben)



19. ábra: Az 1-es sz. referenciahelyen a Cs-137 aktivitáskonzentráció tömegmélység függése, valamint a számolt Cs-137 készlet ( $\text{Bq/m}^2$ ) (2001-ben)



20. ábra: A 2-es sz. referenciahelyen a Cs-137 aktivitáskonzentráció tömegméltség függése, valamint a számolt Cs-137 készlet (Bq/m<sup>2</sup>) (2001-ben)



21. ábra: A 3-as sz. referenciahelyen a Cs-137 aktivitáskonzentráció tömegméltség függése, valamint a számolt Cs-137 készlet (Bq/m<sup>2</sup>) (2001-ben)

Az alkalmazott profil eloszlás modellben a  $h_0$  - értékének a 3 mintavételi hely aktivitáskonzentráció - tömegméltség függvényéből számolt  $h_0$  számtani átlagát vettem (18,89 kg/m<sup>2</sup>). A Cs-137 készlet értékének a 3 mintavételi hely készletének számtani átlagát vettem (9538,9 +/- 326,9 Bq/m<sup>2</sup>)(2. táblázat).

2. táblázat: A referencia helyeken számolt  $h_0$  és Cs-137 készlet értéket, valamint átlaguk (2001-ben).

| Mintavételi hely                     | 1       | 2      | 3      | Átlag         |
|--------------------------------------|---------|--------|--------|---------------|
| $h_0$ (kg/m <sup>2</sup> )           | 21,60   | 16,64  | 18,45  | <b>18,89</b>  |
| Cs-137 készlet (Bq/m <sup>2</sup> )  | 10569,9 | 9137,0 | 8909,8 | <b>9538,9</b> |
| Készlet hiba (+/-Bq/m <sup>2</sup> ) | 380,0   | 237,6  | 363,1  | <b>326,9</b>  |

A referencia helyek készlet értékei az átlaghoz (9538,9 +/- 326,9 Bq/kg) képest +/- 11%-on belül voltak, ami azt támasztja alá, hogy a 3 vizsgálati hely felett a csernobili balesetből származó radioaktív kihullás közel egyenletes volt, nem mutatott nagyobb ingadozást.

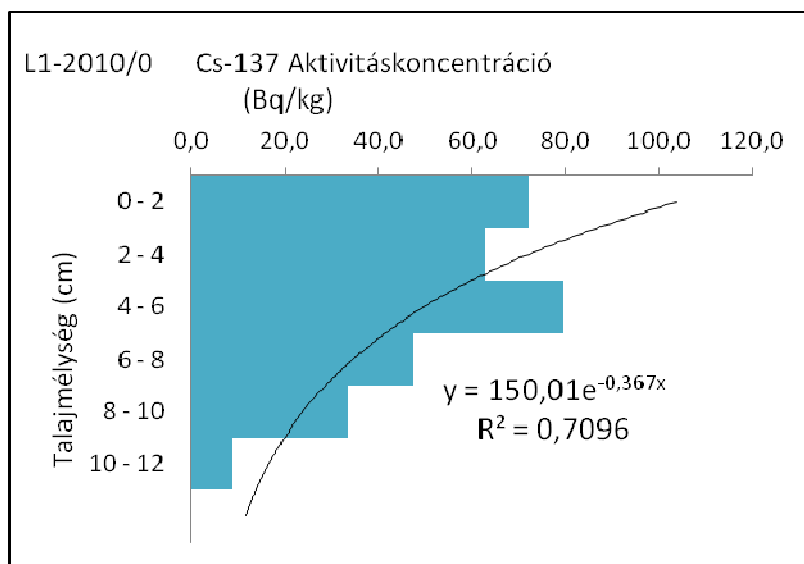
A referencia értékek jóságának vizsgálatához a területre vonatkozó irodalmi adatokat vettem alapul (csernobili balesetet követő talajfelszíni aktivitáskoncentráció 20 - 29 kBq/m<sup>2</sup> volt, Pellet S. 2006). Amennyiben csak a felezési idővel csökkenő  $A=A_0 \cdot 2^{(-t/T)}$  ( $A_0$ =kezdeti aktivitás,  $T$ =felezési idő,  $t$ =kihullás óta eltelt idő) bomlási egyenletet vesszük figyelembe, akkor a területre vonatkozó irodalmi értékekkel számolva 14 - 20 kBq/m<sup>2</sup> közötti értékeket kellett volna kapni, ami már önmagában nagyságrendileg összehasonlítható a mért értékekkel. Az eltelt idővel korrigált, csak a radioaktív bomlást figyelembevevő kezdeti értékek közelítenek a 2001-es mérésekből számolt értékekhez (<~30%). A kihullás területi eloszlásában az irodalmi adatok alapján elég nagy bizonytalanságok voltak tapasztalhatók, így a közelítő eredmények jónak mondhatóak. Az eltérést többek között a környezeti folyamatok okozták, valamint arra vonatkozólag sincs adat, hogy a vizsgálati területen a kihullás és a talajban történő megkötődés közti időszakban mekkora volt a területről elvándorolt Cs-137 aktivitás. A bizonytalanságot továbbá az is növeli, hogy a terület erdővel borított hegyvidék, ahol nehéz találni az ideális feltételeknek megfelelő referenciaterületet.

Az előző vizsgálat során a cél a nagyságrendi megfelelés igazolása volt, így csak a felezési idővel számoltam. A valóságban egyéb folyamatok is (növény borítottság, kötődés előtti elvándorlás stb.) csökkentették a talajba került Cs-137 készlet értékét, így a mért referencia értékek a bomlással számoltnál közelebb állnak a terület ideális referencia helyének készletéhez.

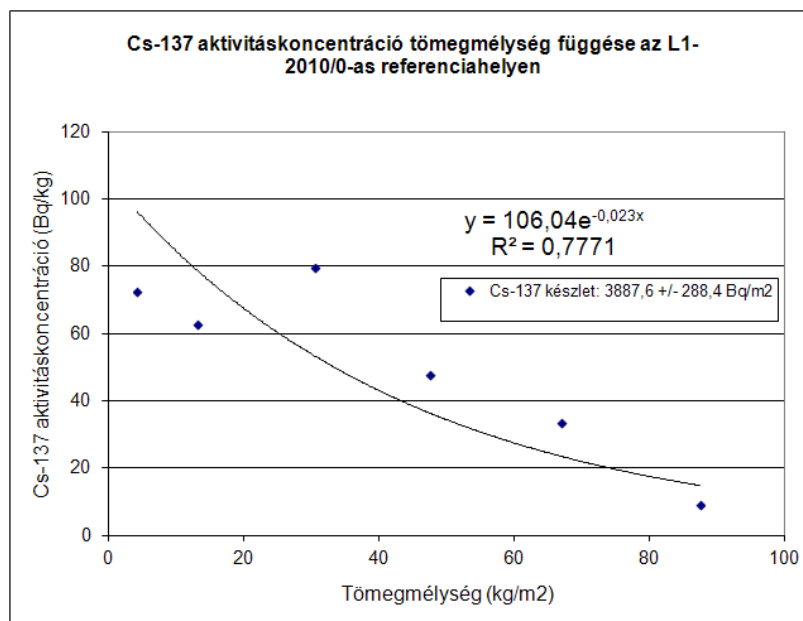
A 2010 őszén gyűjtött referencia minta esetében még nagyobb eltérés volt látható a csak a radioaktív bomlást figyelembevevő elméleti értékekhez képest (a radioaktív bomlással számolt elméleti értékek 11 - 16 kBq/m<sup>2</sup> között lennének az irodalmi adatokból számolva). A talaj Cs-137 készletének csökkenése a talaj Cs-137 profil alakjában és az exponenciális egyenlet jóságában (determinációs együttható,  $R^2$ ) is megmutatkozik. A kis

lejtésű referencia hely (lejtőszög < 4 fok) Cs-137 profilja 4 - 6 cm mélységig stagnáló, majd exponenciálisan csökkenő értékek szerint változott (22. ábra).

A kapott értékeket a következő grafikonok (22 - 23. ábra) szemléltetik (az adatok a mintagyűjtés idejére, 2010 októberére lettek visszaszámolva):



22. ábra: Az L1-2010/0 sz. referenciahely (lejtőszög < 4 fok) talajának Cs-137 aktivitáskonzentrációja a talajmélység függvényében, valamint a mélységi eloszlásra illesztett függvény (2010-ben)



23. ábra: Az L1-2010/0 sz. referenciahelyen a Cs-137 aktivitáskonzentráció tömegmélység függése, valamint a számolt Cs-137 készlet ( $\text{Bq/m}^2$ ) (2010-ben)

A 2010-ben vett referenciahely minták adataiból számolt  $h_0$  és Cs-137 készlet értékeit a 3. táblázat mutatja.

3. táblázat: Az L1-2010/0 sz. referenciahelyen számolt  $h_0$  és Cs-137 készlet érték (2010-ben).

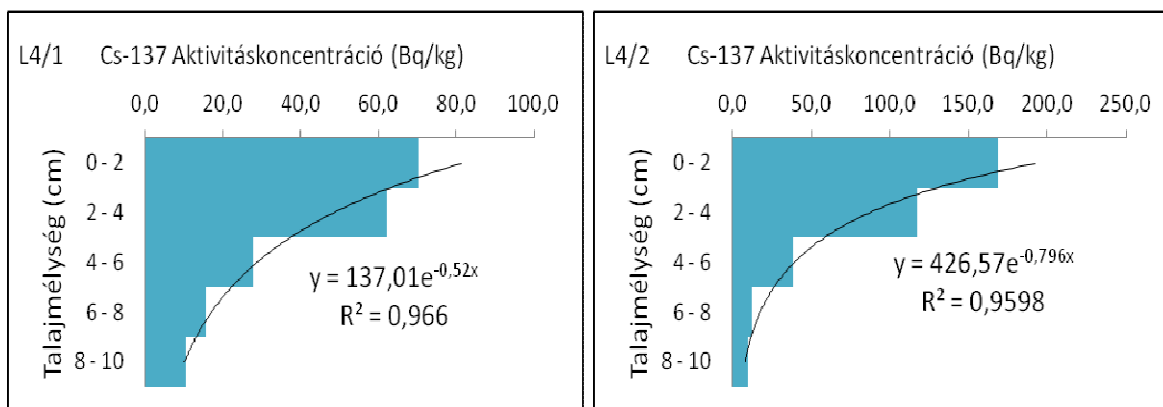
| Mintavételi hely                     | L1-2010/0 |
|--------------------------------------|-----------|
| $h_0$ (kg/m <sup>2</sup> )           | 43,47     |
| Cs-137 készlet (Bq/m <sup>2</sup> )  | 3887,6    |
| Készlet hiba (+/-Bq/m <sup>2</sup> ) | 288,4     |

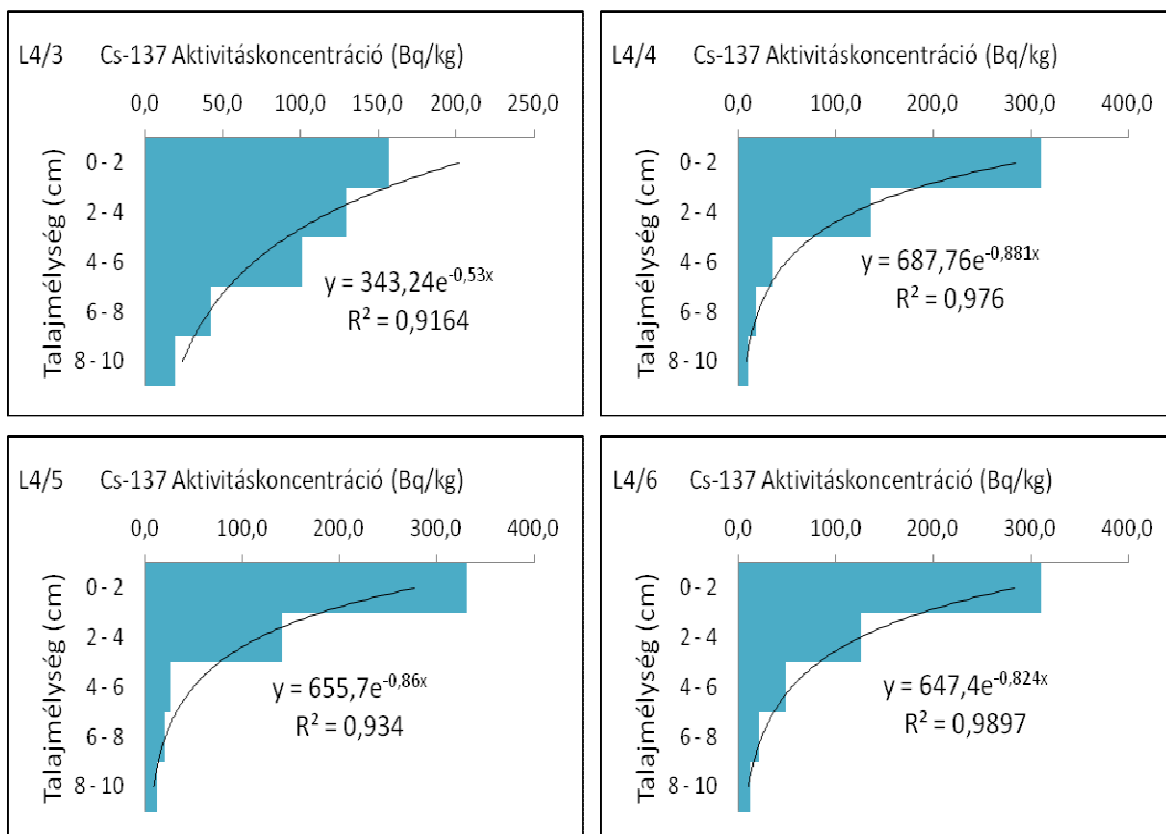
#### 4.3. Cs-137 készlet és mélységi eloszlása a vizsgálati területen

##### 4.3.1. 2001-ben vett minták adatai

A mintákat a 3.2 fejezet 1. táblázatban ismertetett mintavételi helyekről gyűjtöttem. A mintavételi és a mérési időpontok közti eltérések miatt a 2001-ben gyűjtött minták aktivitáskoncentrációit 2001. június - július hónapra számoltam vissza (a mintagyűjtés idejére). Példaként az L4-es lejtő menti mintavételi helyek Cs-137 profiljai láthatók (24. ábra).

Az L4 lejtő mintavételi helyeinek Cs-137 profiljai:





24. ábra: Az L4 sz. lejtő menti mintavételi helyek (L4/1 - L4/6) talajának Cs-137 aktivitáskonzentrációja a talajmélység függvényében

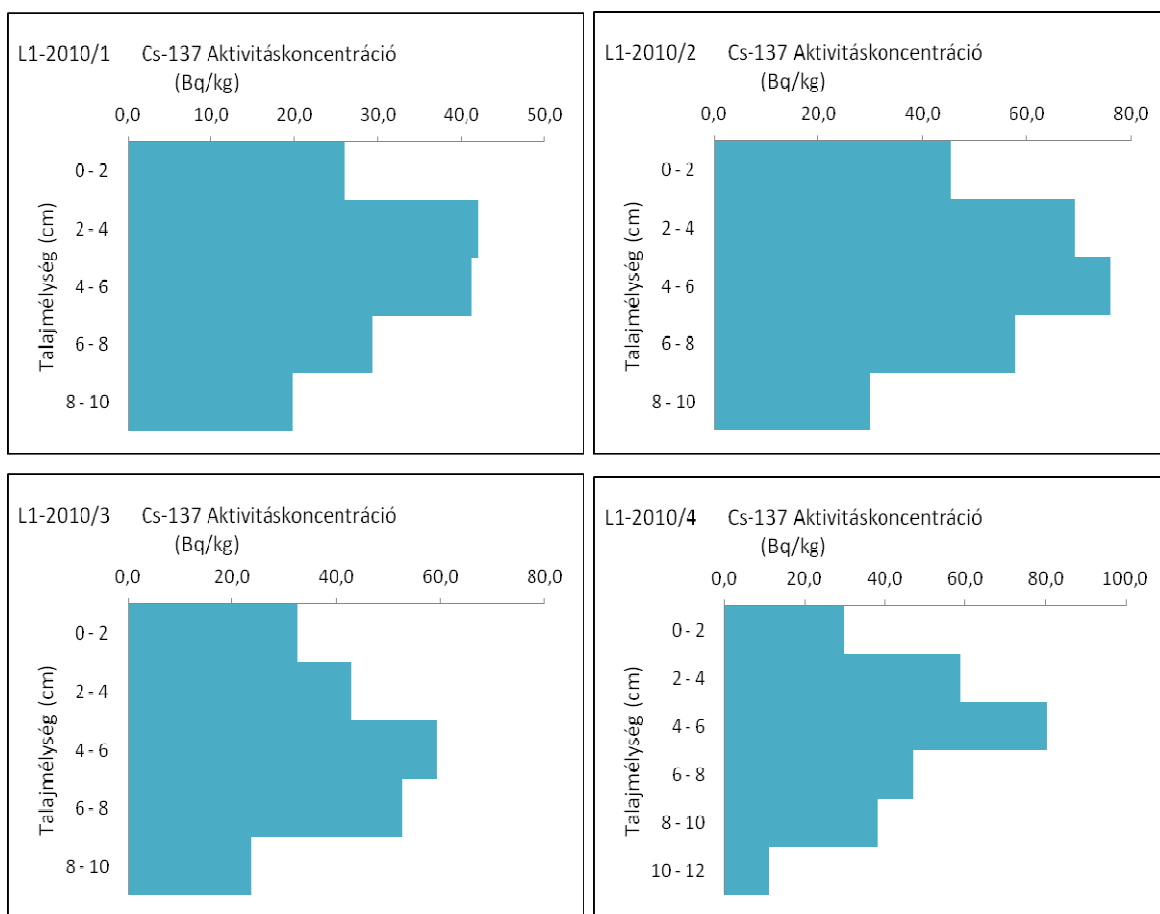
A többi 2001-ben kijelölt mintavételi hely Cs-137 profil adatai az 1. sz. függelékben található.

#### 4.3.2. 2010-ben vett minták adatai

A 2010-es ismételt mintavétel kisebb mintaszámmal a terület alsó részéről történt a 3.2. fejezetben ismertetett helyeken (L1-2010/1 - L1-2010/4 sz. mintavételi helyeken, valamint a 4.2. pontban már ismertetett L1-2010/0 sz. referenciahelyen), 10 - 12 cm mélységig, 2cm-es mélységközökkel. A 2001 óta eltelt időszakban a terület középső és felső részein fakitermelést és újratelepítést végeztek, így azokról a területekről már nem lehetett összehasonlító bolygatatlan talajmintákat gyűjteni. A mintavételi helyeken vett talajminták mérések során meghatározott Cs-137 aktivitáskonzentráció értékei a következő ábrákon láthatók (25. ábra) (az adatok a mintagyűjtés idejére, 2010 októberére lettek visszaszámolva).



Az L1-2010-es lejtő mintavételi helyeinek Cs-137 profiljai:



25. ábra: Az L1-2010-es lejtő menti mintavételi helyek talajának Cs-137 aktivitáskonzentrációja a talajmélység függvényében

**4.3.3. Az egyes mintavételi helyek Cs-137 készlet adatai**

A 4.3.1. - 4.3.2. fejezetekben ábrázolt grafikonok adatai, és a 4.1. fejezetben ismertetett összefüggés alapján számítottam a mintavételi helyek Cs-137 készleteit. A 4. táblázat a mintavételi helyek Cs-137 készlet adatait mutatja:

4. táblázat: Cs-137 készlet (Bq/m<sup>2</sup>) a mintavételi helyeken

| Mintavételi hely | Cs-137 készlet (Bq/m <sup>2</sup> ) | Készlet hiba (+/- Bq/m <sup>2</sup> ) | Mintavételi hely | Cs-137 készlet (Bq/m <sup>2</sup> ) | Készlet hiba (+/- Bq/m <sup>2</sup> ) |
|------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|
| 1                | 10569,9                             | 380,0                                 | L5/1             | 4688,6                              | 198,0                                 |
| 2                | 9137,0                              | 237,6                                 | L5/2             | 8796,8                              | 223,4                                 |
| 3                | 8909,8                              | 363,1                                 | L6/1             | 5289,4                              | 211,5                                 |
| L1/1             | 8125,2                              | 237,8                                 | L6/2             | 9419,0                              | 253,1                                 |
| L1/2             | 5974,5                              | 211,2                                 | L7/1             | 5760,9                              | 348,0                                 |
| L1/3             | 6078,8                              | 197,8                                 | L7/2             | 988,9                               | 413,8                                 |
| L2/1             | 3861,8                              | 191,6                                 | L8/1             | 9045,5                              | 393,0                                 |
| L2/2             | 5337,5                              | 195,9                                 | L8/2             | 7687,2                              | 413,1                                 |
| L3/1             | 7953,6                              | 357,9                                 | L8/3             | 8968,0                              | 371,0                                 |
| L3/2             | 8262,2                              | 347,7                                 | L8/4             | 8949,4                              | 422,0                                 |
| L3/3             | 6577,7                              | 235,9                                 | L9/1             | 3428,1                              | 365,7                                 |
| L4/1             | 3837,5                              | 315,9                                 | L9/2             | 5754,9                              | 328,2                                 |
| L4/2             | 5599,9                              | 321,9                                 | L9/3             | 3654,8                              | 335,3                                 |
| L4/3             | 6916,8                              | 333,3                                 | L1-2010/1        | 1998,9                              | 182,6                                 |
| L4/4             | 7486,8                              | 357,9                                 | L1-2010/2        | 4036,7                              | 311,2                                 |
| L4/5             | 7891,4                              | 375,7                                 | L1-2010/3        | 3100,5                              | 251,8                                 |
| L4/6             | 7769,5                              | 334,7                                 | L1-2010/4        | 3856,5                              | 285,7                                 |
|                  |                                     |                                       | L1-2010/0        | 3887,7                              | 288,4                                 |

A vizsgálati területen (Farkas-árok) 2001-ben mértem a területen lévő kalapos gombák Cs-137 aktivitását is. A száraz idő miatt (csekély mintaszám) a mintavétel nem tekinthető reprezentatívnak a területre vonatkozóan, de betekintő képet ad a vizsgált gombafajok akkori Cs-137 aktivitásáról. A területről kékhátú galambgomba és gesztenyetinórú, aranytinórú mintákat vizsgáltam. Viszonyítási alapként a gomba mintákhoz legközelebb eső vizsgált lejtő talajának felső rétegében a Cs-137 aktivitáskoncentrációja 233 +/-7 Bq/kg és 409 +/-14 Bq/kg között változott.

A vizsgált gombaminták Cs-137 aktivitáskoncentrációja:

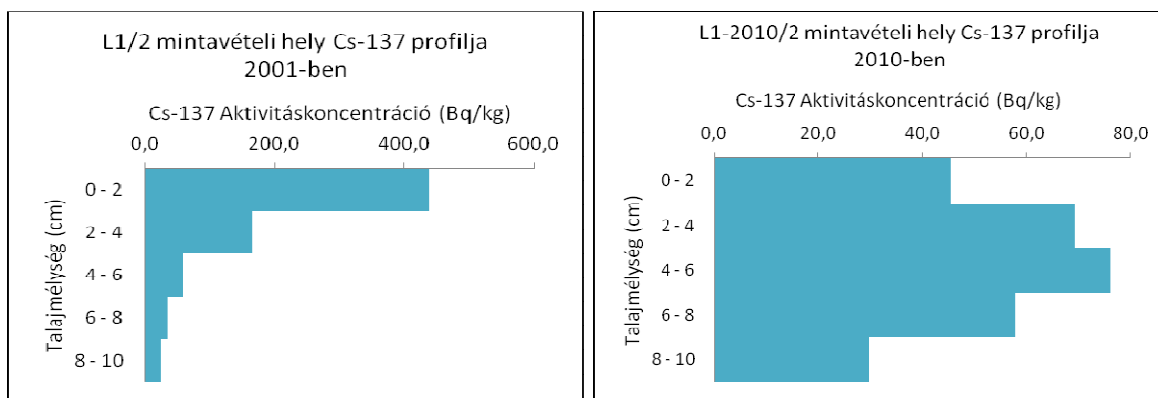
Kékhátú galambgomba: 100 +/- 41 Bq/kg

Gesztenyetinórú, aranytinórú: 11 +/- 68 Bq/kg (a minta Cs-137 aktivitáskoncentrációja nem emelkedett ki a háttér aktivitásából)

A minták kis száma miatt korrelációs és időbeli vizsgálatok nem voltak végezhetőek, de a mérésekből az látszik, hogy a terület talajával kapcsolatban álló élő szervezetben is megtalálható a Cs-137, valamint hogy a gombák felvették és raktározták a talajban lévő Cs-137-t, így az izotóp eljuthat az erdei tápláléklánc magasabb szintjeire is.

#### 4.4. A vizsgálati terület talajának Cs-137 aktivitásprofilja, és annak változása

A vizsgálati terület talajának Cs-137 aktivitásprofilja a 2001-es mintavétel során, a referencia helyeknek választott (lejtőszög < 4 fok) helyek esetén egy csökkenő exponenciális függvénnyel jellemezhető képet mutatott (4.2. fejezet) ( $R^2 \geq 0,96$ ), és a többi mintavételi hely (lejtőszög > 4 fok) Cs-137 profilja is közelített az exponenciális eloszláshoz. A 9 évvel későbbi 2010-es szelvényeken a legaktívabb réteg nem a felszíni rétegben volt található. Ez az átrendeződés nemcsak a referencia, de a nagyobb lejtésű (lejtőszög > 4 fok) mintavételi helyeken (26. ábra) is megfigyelhető. Feltételezésem szerint ez a változás a Cs-137 mélység szerinti vándorlásával és az évenként a felszínen képződött humuszréteggel magyarázható, amennyiben feltételezzük, hogy a mintavételi helyen nem történt talajbolygatás. Az újonnan képződött felszíni réteg aktivitása kisebb, mint a már ott lévőé, mert a csernobili baleset óta nem volt olyan kihullás, amely a területen lévő Cs-137 készlet nagyságát befolyásolta volna, és a Cs-137 kötöttsége miatt az élő szervezetek (4.3.3. fejezet gomba minták mérési eredménye) Cs-137 tartalma sem jelentős a talajhoz képest (Mitchell T. Berg, Larry J. Shuman (1995) túlevelű erdőben végzett tanulmánya szerint a Cs-137 85-88%-a volt a talajban).



26. ábra: Talajprofil változása 9 év alatt az L1-es lejtő környékén (bal oldali ábra egy 2001-es, a jobboldali egy 2010-es profilt mutat).

A 9 év eltéréssel végzett mérések alapján megállapítható, hogy a vizsgálati terület talajában a Cs-137 profil alakja változik, és a 2010-es méréseknél a profilban a maximális aktivitáskoncentráció nem a felszíni talajrétegben (2001-es mérések), hanem a 4-6 cm-es sávban volt található. A 4-6 cm-es réteg alatt továbbra is a csökkenő exponenciális függvény volt jellemző a profilra, míg a felszíni rétegek (0-6 cm) a lejtőszög függvényében

vagy közel stagnáló (lejtőszög < 4 fok), vagy növekvő aktivitáskoncentráció értékeket mutattak (lejtőszög > 4 fok). Ebből a talajprofil változás sebességre is lehet következtetni, ami a terület talajában a minták alapján 4 – 6 cm/9év-re tehető (0,44 - 0,66 cm/év).

#### **4.5. A mintavételi helyek talajvándorlási rátájának becslése**

A vizsgálati terület mintáinak adataiból, a 4.1 fejezetben ismertetett profil eloszlás modell alapján számítottam a mintavételi helyek talajvándorlási rátáit. A modell eredményeit az ArcGIS Model Builder-rel támogatott USLE (empirikus Egyetemes Talajvesztési Egyenlet) modellel kapott eredményekhez hasonlítottam, amely adatokat a vizsgálati területre vonatkozóan az NYME Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet munkatársai bocsátották rendelkezésemre. „Az USLE 3-18%-os lejtésű és 122 méternél rövidebb lejtőszakaszok talajveszteségének és -akkumulációjának előrejelzésére javasolt, de nem ajánlott a parcellák alacsony lejtésű területein végbemenő depozíció becslésére. Meredek lejtőkre alkalmazva felülbecsli az erózió mértékét és elsősorban hosszú távú, éves előrejelzésre használható.” „Vízgyűjtő szinten mennyiségi erózióbecslés helyett minőségi értékelésre ajánlott.” (Csáfordi 2010 pp.191) Az USLE modell háttéréről, a Farkas-árok vízgyűjtőn alkalmazott paramétereiről a Csáfordi 2010, Csáfordi et al. 2010 és a P. Csáfordi et al. 2012 által megjelentetett publikációk adnak bővebb leírást. Az USLE modellel számolt értékek 25 m<sup>2</sup>-es (5x5m) cellákra vonatkoznak és a 2008. október - 2009. október közti év átlagos éves talajveszteségi értékét jelenítik meg. A profil eloszlás modellel kapott értékek az 1986 - 2001, ill. az 1986 - 2010 közti időszak átlagos éves talajveszteségi értékeiről adnak tájékoztatást.

A következő összefoglaló táblázat (5. táblázat) mutatja a terület talajvándorlási viszonyait a mintavételi helyeken. A profil eloszlás modell alapján egy kivételével az összes mintavételi hely eróziós hely volt (a negatív érték a talajeróziót jelzi).

5. táblázat: Mintavételi helyeken a profil eloszlás és az USLE modellel becsült talajvándorlási ráták (t/ha/év)

| Mintavételi hely | Profil eloszlás modell (t/ha/év) | USLE modell (t/ha/év) | Mintavételi hely | Profil eloszlás modell (t/ha/év) | USLE modell (t/ha/év) |
|------------------|----------------------------------|-----------------------|------------------|----------------------------------|-----------------------|
| 1                | referenciahely                   | -0,11                 | L5/1             | -8,95                            | -1,62                 |
| 2                | referenciahely                   | -0,12                 | L5/2             | -1,02                            | -0,97                 |
| 3                | referenciahely                   | -0,13                 | L6/1             | -7,43                            | -0,37                 |
| L1/1             | -2,02                            | -0,06                 | L6/2             | -0,16                            | -1,02*                |
| L1/2             | -5,89                            | -0,12                 | L7/1             | -28,55                           | -2,03                 |
| L1/3             | -5,68                            | -0,11*                | L7/2             | -6,35                            | -1,28                 |
| L2/1             | -11,39                           | -0,44                 | L8/1             | -0,67                            | 0                     |
| L2/2             | -7,31                            | -0,36                 | L8/2             | -2,72                            | -0,31                 |
| L3/1             | -2,29                            | -0,13*                | L8/3             | -0,78                            | -0,50*                |
| L3/2             | -1,81                            | -0,17                 | L8/4             | -0,80                            | -0,12                 |
| L3/3             | -4,68                            | -0,22                 | L9/1             | -12,89                           | -0,65                 |
| L4/1             | -11,47                           | -0,81                 | L9/2             | -6,37                            | -0,33                 |
| L4/2             | -6,71                            | -1,11                 | L9/3             | -12,09                           | -0,50                 |
| L4/3             | -4,05                            | -0,71                 | L1-2010/1        | -12,19                           | -0,64                 |
| L4/4             | -1,24                            | -1,14                 | L1-2010/2        | 0,69                             | -0,29*                |
| L4/5             | -0,58                            | -1,24                 | L1-2010/3        | -4,14                            | -0,45                 |
| L4/6             | -2,58                            | -0,53                 | L1-2010/4        | -0,15                            | -0,15*                |
|                  |                                  |                       | L1-2010/0        | referenciahely                   | -0,10                 |

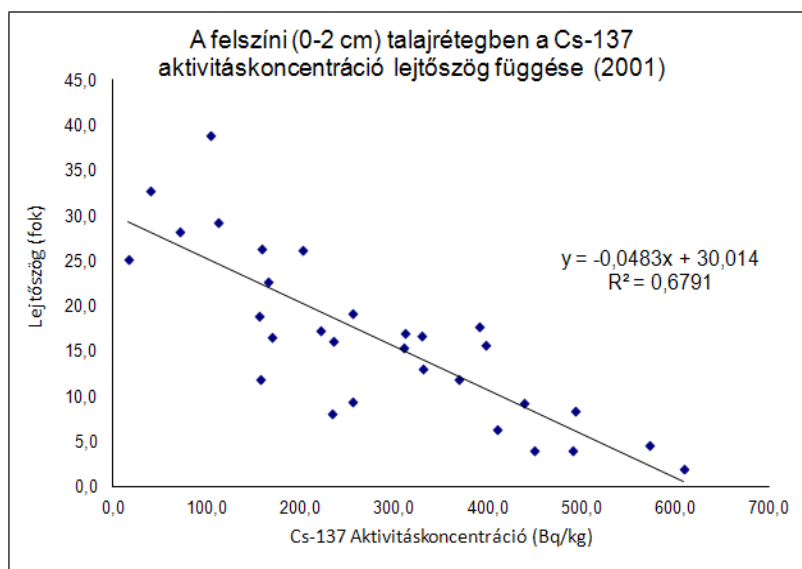
A \*-gal jelölt helyekre az USLE modellnél nem állt rendelkezésre modellezett talajvesztés-adat, így a beírt adatok egy közeli cellából lettek származtatva.

A két modellel kapott értékek közt egy nagyságrendbeli különbség látható. Az adatok összehasonlíthatóságánál azt is meg kell említeni, hogy az USLE modellt a felületi erózió és a kisebb lejtésű lejtőszakaszok (lejtőszög 3 - 18%, (Csáfordi 2010)) mérésére ajánlják, a mintavételi helyek egy részén viszont ennél nagyobb lejtőszögek is voltak, a patakhöz közeli helyeken pedig talajcsúszások is előfordulhattak.

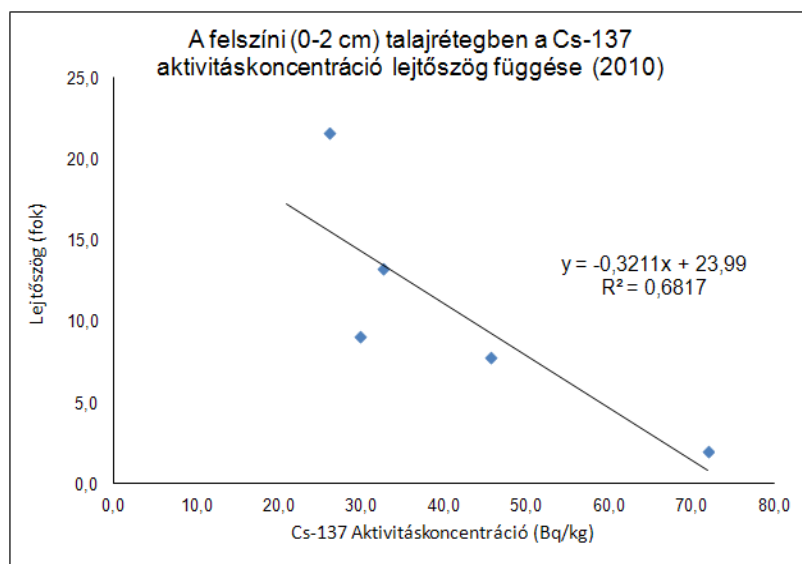
A referencia helyek Cs-137 készletéből, valamint az időbeli változásából, amely eltér az elméletileg számolt értékektől (irodalmi adatokból nyert csernobili baleset utáni kezdeti aktivitásértékek alapján), azt a következtetést lehet levonni, hogy a kijelölt referenciahelyek nem voltak ideálisak, és/vagy a radioaktív bomláson kívül környezeti tényezők is számottevő mértékben csökkentették a referenciahelyek Cs-137 készletét. Ugyanakkor a terület domborzati viszonya, növényborítottsága és ennek változatossága is befolyással lehetett a kezdeti talajfelszínre kerülő aktivitásra, és annak területi eloszlására. Ezek, valamint az USLE modellel kapott eredmények ismeretében a profil eloszlás modellel becsült talajeróziós ráták túlbecsülték a területen a valós talajerózió mértékét.

#### 4.6. Felszíni aktivitás, valamint a talajvándorlási ráta és a lejtőszög kapcsolata

A talajvándorlást befolyásoló tényezőkről elmondható, hogy az éghajlati tényezők mellett a domborzati viszonyok, ezen belül is a terület lejtése bír nagyobb jelentőséggel. A minták aktivitáskoncentrációja, és a profil eloszlás modellel becsült talajveszteségi/felhalmozódási ráta eredmények alapján kapcsolatot kerestem a lejtőszög és a talajfelszín aktivitáskoncentrációja, valamint a becsült talajveszteség/felhalmozódás között (27 - 29. ábra).

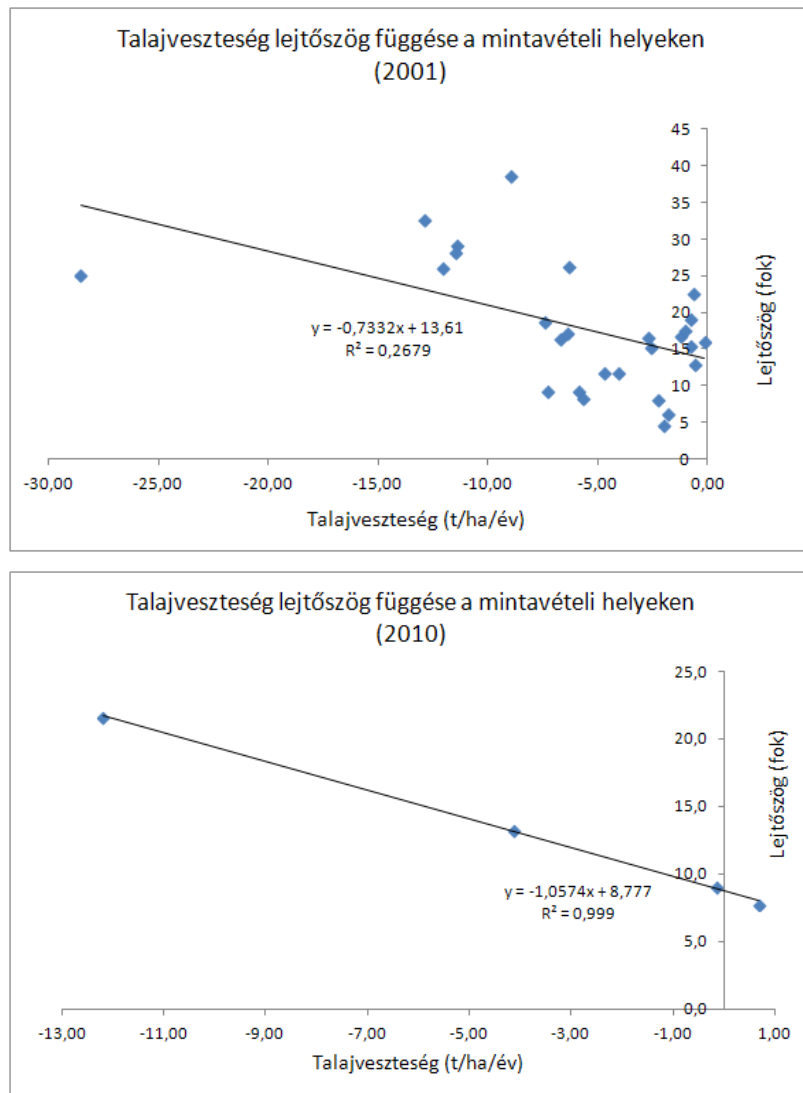


27. ábra: A felszíni (0-2 cm) talajrétegben a Cs-137 aktivitáskoncentráció lejtőszög függése a mintavételi helyeken 2001-ben



28. ábra: A felszíni (0-2 cm) talajrétegben a Cs-137 aktivitáskoncentráció lejtőszög függése a mintavételi helyeken 2010-ben

A mintavételi helyek felszín közeli rétegének Cs-137 aktivitás koncentrációját (0 – 2cm) a mintavételi helyek lejtőszögének függvényében ábrázolva láthatóvá vált, hogy összefüggés van a mintavételi hely talajának felszíni (0-2 cm) aktivitáskoncentrációja és a mintavételi hely lejtőszöge között. Az értékekre illesztett regressziós egyenest a 27 - 28. ábra mutatja ( $R^2 = 0,681$ , ill.  $0,679$ ). A mintavételi helyek legfelső rétegének aktivitáskoncentrációit összehasonlítva az állapítható meg, hogy a patakhöz közeli területeken (/1-es minták), ahol nagyobb a domborzat lejtési szöge (jellemzően  $\sim 20$  fok feletti) ott a felszíni rétegben alacsonyabb a Cs-137 aktivitáskoncentrációja, ami a nagyobb mértékű talajelvándorlásra utal. A kisebb lejtésű helyek mintái esetén pedig magasabb felszín közeli aktivitáskoncentrációk figyelhetők meg. Az adatok közötti kapcsolat alapján arra jutottam, hogy az eltérő felszíni aktivitás értékek egyik fő oka a talajvándorlás volt (figyelembe véve a Cs-137 szoros kötődését a talaj szerves anyagához és az agyagásványokhoz).



29. ábra: A profil eloszlás modellel becsült talajvándorlás lejtőszög függése a mintavételi helyeken 2001, ill. 2010-ben

Ugyanezen vizsgálatot elvégezve a talajveszteségi/felhalmozódási rátára, a 2001-es eredmények azt mutatták, hogy a talajvándorlás mértéke és a lejtőszög közti összefüggés már nem mutat ilyen egyértelmű kapcsolatot a vizsgálati területen (29. ábra). Az  $R^2$  értéke 0,267, amennyiben a kiugró L7/1 mintavételi hely értékét elhagyjuk, akkor is csak 0,366. A 2010-ben vett minták eredményei egy nagyon szoros kapcsolatot ( $R^2 = 0,999$ ) mutatnak a talajveszteség és a lejtőszög között, de az alacsony mintaszám miatt ezt fenntartásokkal kell kezelni.



A fentiek figyelembevételével elmondható, hogy a patakhoz közeli /1-es minták feltételezett nagyobb talajelvándorlását a profil eloszlás modellel számított értékek is megerősítik. Ezek a helyek jelentős eróziós rátával rendelkeznek. A kapott eróziós ráta értékeket összehasonlítva a domborzat változásával, visszaigazolja azt a feltevést, hogy a talajeróziós ráta csökken a lankásabb, és nő a meredekebb részeken.

## 5. Összefoglalás

Az európai kontinensen a csernobili atomerőműben 1986 áprilisában bekövetkezett nukleáris baleset után a radionuklidok kiülepedése eredményezte a magasabb radioaktív szennyezettséget a talajban, a növényzetben és egyéb ökológiai rendszerekben. Ezen szennyezés távoli hatásaiban is nagy szerepet játszott a Cs-137. Mint számos európai országot, így Magyarországot is érintette a viszonylag magasabb fokú radioaktív kiülepedés. A kiülepedés után a Cs-137 megkötődött a talaj felszínén, és migrációs mélysége a talajokban nagyon alacsony volt, évtizedekkel a kiülepedés után is nagy része megtalálható a talaj felszíni rétegeiben. Ezen tulajdonsága miatt a Cs-137 felhasználható a talajátrendeződés vizsgálatok során.

Az értekezés keretében vizsgáltam a soproni hegyvidék egyik kis vízgyűjtőjének (Farkas-árok) talajában a Cs-137 aktivitását. A mérések során bemutattam a vizsgálati terület talajában a Cs-137 mélység szerinti eloszlását, valamint ezen mélységi eloszlás térbeli, és időbeli változását. A mérések során igazoltam, hogy a vizsgálati terület talajában a Cs-137 aktivitás a talajmélységgel csökken. Ezen csökkenést a talajmélység függvényében ábrázolva és függvényt illesztve az adatokra azt kaptam, hogy az aktivitás talajbani eloszlása csökkenő exponenciális függvény szerint változik. A talajprofil további elemzéséből arra következtetésre jutottam, hogy a terület bolygatatlan talajprofiljában a Cs-137 összaktivitás nagy része (>90%) a talaj felső 10-12 cm-es rétegében koncentrálódik.

A talaj Cs-137 tartalma mellett vizsgáltam, hogy az izotóp megjelenik-e az élő szervezetekben. Ennek keretében a területről gyűjtött gombamintákat vizsgáltam, amelyekben kimutatható volt a Cs-137 jelenléte. A gombák felvették és raktározták a talajban lévő Cs-137-t, így ennek révén is bekerülhet az izotóp az erdei táplálékláncba.

A talajprofil aktivitáskoncentráció adataiból meghatározásra kerültek a kis lejtésű (lejtőszög < 4 fok) helyek teljes szelvényre vonatkozó Cs-137 készletei, amelyek mint viszonyítási (referencia) szintek, a terület eróziós viszonyainak meghatározásához lettek felhasználva (2001-ben:  $10569,9 \pm 380 \text{ Bq/m}^2$ ,  $9137 \pm 237,6 \text{ Bq/m}^2$ ,  $8909,8 \pm 363,1 \text{ Bq/m}^2$ ; 2010-ben:  $3887,7 \pm 288,4 \text{ Bq/m}^2$ ). Az árok területén, a 4 foknál nagyobb lejtésű mintavételi helyeken a Cs-137 készletek  $988,9 \pm 413,8 \text{ Bq/m}^2$  -  $9419 \pm 253,1 \text{ Bq/m}^2$  között változtak. A kapott értékek és annak változása viszonyítási alapot nyújthat a vizsgálati terület és annak tágabb környezetének jövőbeli eróziós vizsgálataihoz is. Az

aktivitáskoncentráció értékek alapján kijelenthető, hogy a szennyezés után sok évvel a cézium fő tárolója még mindig az erdei talaj. A 2010-es mérések adataiban látható volt, hogy a legmagasabb Cs-137 aktivitáskoncentráció a felső rétegekből lejjebb tolódott, és a Cs-137 mélységi eloszlása 4 - 6 cm mélységig egy növekvő, vagy stagnáló függvény (lejtőszög függvényében), majd egy csökkenő exponenciális függvény szerint változott. A mérési eredmények alapján a profil változás sebessége 0,44 - 0,66 cm/év-re tehető.

A vizsgálati területen a csernobili balesetből származó radioaktív kihullás közelítőleg egy nagyságrenddel nagyobb Cs-137 készletet okozott a talajban, mint a baleset előtt meglévő atomfegyver kísérletekből származó Cs-137 készlet. Ezeket az adatokat felhasználva, a vizsgálati hely Cs-137 kihullási viszonyaihoz igazítottam a profil eloszláson alapuló talajátrendeződési ráta becslési modellt. Ennek a modellnek, és a mintavételi helyek Cs-137 készletének az ismeretében megbecsültem ezen helyeken a talajeróziós/felhalmozódási rátát, amely képet ad a Farkas-árok talajátrendeződési viszonyairól és annak térbeli változásáról. A mérések szerint a mintavételi helyek között, egy minta kivételével, csak eróziós helyek voltak. A patakhoz közeli minták kisebb Cs-137 készlettel rendelkeztek, amely nagyobb talajelvándorlást jelzett. A mintavételi helyek eróziós ráta értékei 0,15 - 28,55 t/ha/év között változtak, a felhalmozódással járó hely felhalmozódási ráta értéke 0,69 t/ha/év volt. A kapott értékeket az USLE modellel kapott értékekhez viszonyítva megállapítható volt, hogy a profil eloszlás modellel becsült talajeróziós ráták felülbecsülik a területen a valós talajerózió mértékét. Jövőbeli kutatásként a terület felső részének ismételt vizsgálatával, minták elemzésével további, pontosabb információk nyerhetők a terület eróziós rátáinak időbeli alakulásáról.

A mérési adatok alapján látható volt, hogy összefüggés van a mintavételi hely talajának felszíni (0-2 cm) aktivitáskoncentrációja és a mintavételi hely lejtőszöge között. Ugyanezen vizsgálatot elvégezve a talajveszteségi rátára, az eredmények azt mutatták, hogy a talajveszteségi ráta és a lejtőszög közti összefüggés már nem mutat ilyen szoros kapcsolatot a vizsgálati területen.

## 6. Irodalomjegyzék

- A. C. Brunner (2009): Quantitative assessment of soil erosion and deposition rates by  $^{137}\text{Cs}$  measurements (Small Reservoirs Tool Kit), Online: [http://www.smallreservoirs.org/full/toolkit/docs/Iib%2006%20137Cs%20Radionuclide%20Tracer%20Method\\_MLA.pdf](http://www.smallreservoirs.org/full/toolkit/docs/Iib%2006%20137Cs%20Radionuclide%20Tracer%20Method_MLA.pdf)
- Arapis, G., Petrayev, E., Shagalova, E., Zhukova, O., Sokolik, G., Ivanova, T. (1997): Effective migration velocity of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  as a function of the type of soils in Belarus. *Journal of Environmental Radioactivity* 34 (2): 171–185.
- A. V. Panin, D.E. Walling, V.N. Golosov (2001): The role of soil erosion and fluvial processes in the post-fallout redistribution of Chernobyl-derived caesium-137: a case study of the Lapki catchment, Central Russia, *Geomorphology* 40: 185–204.
- Barótfi I. (2000): Környezettechnika. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 2000. 7.2.1. fejezet, Online: <http://www.tankonyvtar.hu/konyvek/kornyezettechnika/kornyezettechnika-7-2-1-081029>
- Bódizs D. (1997): Félvezető-detektoros gamma-spektroszkópia, laboratóriumi gyakorlat, BME Nukleáris Technikai Intézet, p.11.
- Chisato Takenaka, Yuichi Onda, Yasunori Hamajima (1998): Distribution of cesium-137 in Japanese forest soils: Correlation with the contents of organic carbon. *The Science of the Total Environment* 222: 193-199.
- Csáfordi, P. (2010): Erózióveszélyeztetettség vizsgálata a Soproni-hegység erdősült kisvízgyűjtőjén az USLE és az EROSION-3D modellekkel. In: AZ ÉLHETŐ VIDÉKÉRT 2010 környezetgazdálkodási konferencia kiadványa Siófok, 2010. szeptember: 189–198.
- Csáfordi, P. - Gribovszki, Z. - Kalicz, P. (2010): Contribution of surface erosion to sediment transport in a small forested headwater catchment in the Sopron Hills. *Journal of Landscape Management* 1 (2): 3–11.
- D. E. Walling, Y. Zhang, Q. He (2001): Models for Converting Measurements of Environmental Radionuclide Inventories ( $^{137}\text{Cs}$ , Excess  $^{210}\text{Pb}$ , and  $^7\text{Be}$ ) to Estimates of Soil Erosion and Deposition Rates (Including Software for Model Implementation). Department of Geography, University of Exeter, Exeter, EX4 4RJ U.K. Online: <http://www-naweb.iaea.org/nafa/swmn/Helpfile.pdf>
- Du, M. - Yang, H. - Chang, Q. - Minami, K. - Hatta, T. (1998): Caesium-137 fallout depth distribution in different soil profiles and significance for estimating soil erosion rate. *Sciences of Soils* Vol. 3: 23-33.
- Ervin B. Podgoršak (2010): Modes of Radioactive Decay. In: Ervin B. Podgoršak: Radiation Physics for Medical Physicists. Series: Biological and Medical Physics, Biomedical Engineering, Springer, p. 491.

- FANG H. J., YANG X. M., ZHANG X. P. and LIANG A. Z. (2006): Using  $^{137}\text{Cs}$  Tracer Technique to Evaluate Erosion and Deposition of Black Soil in Northeast China. *Pedosphere* 16 (2): 201-209.
- G. Zibold, J. Drissner, S. Kaminski, E. Klemm, R. Miller (2001): Time-dependency of the radiocaesium contamination of roe deer: measurement and modelling. *J. Environ Radioactivity* 2001; 55(1): 5-27.
- Graham, J. C., Simon, S. L. (1996): A study of  $^{137}\text{Cs}$  in soil profiles from the Marshall Islands. *Science of the Total Environment* 183 (3): 255–268.
- Gribovszki, Z. - Kalicz, P. - Kucsara, M. (2006): Streamflow Characteristics of Two Forested Catchments in the Sopron Hills. *Acta Silvatica Lignaria Hungarica*, Vol. 2: 81-92.
- H. Amano, T. Matsunaga, S. Nagao, Y. Hanzawa, M. Watanabe, T. Ueno, Y. Onuma (1999): The transfer capability of long-lived Chernobyl radionuclides from surface soil to river water in dissolved forms. *Organic Geochemistry* 30: 437-442.
- H. Tsukada, H. Hasegawa, S. Hisamatsu, S. Yamasaki (2002): Transfer of Cs and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* 59: 351–363.
- J. C. Ritchie and J. R. McHenry (1990): Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review. *J. Environ. Qual.* 19: 215-233.
- J. Soto, A. Navas (2008): A simple model of Cs-137 profile to estimate soil redistribution in cultivated stony soils. *Radiation Measurements* 43: 1285-1293.
- Kiss E. (1999): Környezetünk nukleáris veszélyeztetettsége. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron, diplomadolgozat, p.18-20, 27.
- M. Zhiyanski, J. Bech, M. Sokolovska, E. Lucot, J. Bech, P. M. Badot (2008): Cs-137 distribution in forest floor and surface soil layers from two mountainous regions in Bulgaria. *Journal of Geochemical Exploration* 96: 256–266.
- Mamikhin, S.V., Tikhomirov, F.A., Scheglov, A.I. (1997): Dynamics of  $^{137}\text{Cs}$  in the forest of the 30-km zone around the Chernobyl nuclear power plant. *Science of the Total Environment* 193: 169–177.
- Mitchell T. Berg, Larry J. Shuman (1995): A three-dimensional stochastic model of the behavior of radionuclides in forests II. Cs-137 behavior in forest soils. *Ecological Modelling* 83: 373-386.
- Pálfi F., Sági L., Zagytai P., Fehér Á., Kanyár B., Homonnay Z., Nánási P. és Szakál B. (1997): Vele - vagy nélküle? (Ismeretek az atomenergiáról és a nukleáris biztonságról; Nukleárisbaleset-elhárítási Kormánybizottság Titkársága, Műegyetemi kiadó, Budapest, p.15, 29.

- Pátzay Gy. (2003): Radiokémia-III, A radioaktív sugárzás detektálása, p. 27. Online: [http://oktatas.ch.bme.hu/oktatas/konyvek/kemiai\\_technologia/Radiok%E9mia/RADIOKEMIA-III.pdf](http://oktatas.ch.bme.hu/oktatas/konyvek/kemiai_technologia/Radiok%E9mia/RADIOKEMIA-III.pdf))
- Pátzay Gy. (2008): Mérési módszerek. In: Somlai J.: Sugárvédelem (2008), 70-73, HEFOP 3.3.1-P.-2004-0900152/1.0
- Pellet S. (2006): Magyarországi hatások (Csernobil – 20 év után), OAH konferencia, Budapest, 2006. Online: [http://www.haea.gov.hu/web/v2/portal.nsf/att\\_files/eloadasok/\\$File/csereaps.ppt?OpenElement](http://www.haea.gov.hu/web/v2/portal.nsf/att_files/eloadasok/$File/csereaps.ppt?OpenElement)
- P. Csáfordi - A. Pődör - J. Bug - Z. Gribovszki (2012): Soil Erosion Analysis in a Small Forested Catchment Supported by ArcGIS Model Builder. Acta Silvatica Lignaria Hungarica, Vol. 8: 9–26.
- P. Porto, Des. E. Walling, V. Ferro (2001): Validating the use of caesium-137 measurements to estimate soil erosion rates in a small drainage basin in Calabria, Southern Italy. Journal of Hydrology 248: 93-108.
- P. Porto, D.E. Walling, V. Tamburino, G. Callegari (2003): Relating caesium-137 and soil loss from cultivated land. Catena 53: 303 – 326.
- P. Porto, Des. E. Walling, G. Callegari (2004): Validating the use of caesium-137 measurements to estimate erosion rates in three small catchments in Southern Italy (Sediment Transfer through the Fluvial System). Proceedings of a symposium held in Moscow. August 2004, Moscow, IAHS Publ. 288.
- R. Blagoeva, L. Zikovsky (1995): Geographic and Vertical Distribution of Cs-137 in Soils in Canada. J. Environ. Radioactivity, Vol. 21 No. 3, 269 - 274.
- S. Hacıyakupoglu, T. A. Ertek, Des E. Walling, Z. Fatih Ozturk, G. Karahan, A. Evren Erginal, N. Celebi (2005): Using caesium-137 measurements to investigate soil erosion rates in western Istanbul (NW Turkey). Catena 64: 222–231.
- S. P. Theocharopoulos, H. Florou, D.E. Walling, H. Kalantzakos, M. Christou, P. Tountas, T. Nikolaou (2003): Soil erosion and deposition rates in a cultivated catchment area in central Greece, estimated using the 137Cs technique. Soil & Tillage Research 69: 153–162.
- S. P. Wicherek, C. Bernard (1995): Assessment of soil movements in a watershed from 137Cs data and conventional measurements (example: the Parisian Basin). Catena 25: 141-151.
- Yang H., Du M. Y., Chang Q., Minami K. and Hatta T. (1998): Quantitative model for estimating soil erosion rates using 137Cs. Pedosphere. 8: 211-220.
- W. Schimack - H. Steindl - K. Bunzl (1998): Variability of water content and of depth profiles of global fallout Cs-137 in grassland soils and the resulting external gamma-dose rates. Radiat Environ Biophys 37: 27-33, Springer Verlag

- Walling, D.E. and Quine, T. A. (1993). Use of Caesium-137 as a tracer of erosion and sedimentation: Handbook for the application of the Caesium-137 technique. Overseas Development Administration Research Scheme R 4579, Department of Geography University of Exeter
- Walling, D. E. (1998): Use of  $^{137}\text{Cs}$  and other fallout radionuclides in soil erosion investigations: progress, problems and prospects. In: Use of  $^{137}\text{Cs}$  in the Study of Soil Erosion and Sedimentation. IAEA-TECDOC-1028, 39-62. IAEA, Vienna, Austria. Online: <http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/Public/29/049/29049350.pdf#page=43>
- Walling D. E. and He Q. (1999) Improved models for estimating soil erosion rates from cesium-137 measurements. J. Environ. Qual. 28: 611-622.

## 7. Doktori (PhD) értekezés tézisei

1. Az elvégzett mérések bizonyították, hogy a vizsgálati terület (Farkas-árok) talajában, és élő szervezetben is (gombák) jól mérhető mennyiségben van jelen a Cs-137 izotóp, valamint a terület talajában a Cs-137 összaktivitás jelentős része (> 90%) a talaj felső 10-12 cm-es rétegében koncentrálódott. A mérések kimutatták, hogy a referencia helyeknek választott (lejtőszög < 4 fok) helyeken a Cs-137 mélységi eloszlása exponenciális függvény szerint alakult, és a többi mintavételi hely (lejtőszög > 4 fok) Cs-137 profilja is közelített az exponenciális eloszláshoz.
2. Az értekezés keretében meghatározásra kerültek a Farkas-árok felső talajrétegére (0-12 cm) jellemző Cs-137 aktivitáskoncentráció értékek, valamint e rétegre vonatkozó Cs-137 készletek, és az ezekből számolt talajátrendeződési ráta értékek. A kapott értékek és azok változása képet ad a vizsgálati terület talajának Cs-137 aktivitási értékeiről, valamint viszonyítási alapot nyújt a vizsgálati terület és annak tágabb környezetének jövőbeli eróziós vizsgálataihoz.
3. A 9 év eltéréssel végzett mérések alapján igazolható volt, hogy a vizsgálati terület talajában a Cs-137 profil alakja változik, és a 2010-es méréseknél a profilban a maximális aktivitáskoncentráció nem a felszíni talajrétegben (2001-es mérések), hanem a 4-6 cm-es sávban volt található. A 4-6 cm-es réteg alatt továbbra is a csökkenő exponenciális függvény volt jellemző a profilra, míg a felszíni rétegek (0-6 cm) a lejtőszög függvényében vagy közel stagnáló (lejtőszög < 4 fok), vagy növekvő aktivitáskoncentráció értékeket mutattak (lejtőszög > 4 fok). A mérési eredmények alapján a változás sebessége 0,44 - 0,66 cm/év-re tehető.
4. A vizsgálati területen a csernobili reaktor balesetből származó radioaktív kihullás közelítőleg egy nagyságrenddel nagyobb Cs-137 készletet okozott a talajban, mint a baleset előtt meglévő atomfegyver kísérletekből származó Cs-137 készlet, így a csernobili baleset során kiülepedett Cs-137 elfedte a korábbi kihullásból származó aktivitáskoncentrációt. Ezen adatok alapján az erózióbecsléshez használt profil eloszláson alapuló talajátrendeződési ráta becslési modell az 1986 óta eltelt időszakhoz lett igazítva. A vizsgálati területre vonatkozó talajeróziós ráta értékek



és más modellel (USLE) kapott becslési értékek összehasonlítása alapján megállapítható, hogy a profil eloszláson alapuló modell a vizsgálati területen csak nagyságrendi becslésekhez használható a terület jelentős, és változó növényborítottsága, valamint a jelentős lejtőszögek miatt. A profil eloszláson alapuló modellel kapott értékek túlbecsülték az erózió mértékét.

5. Bizonyítást nyert a mérési adatok alapján, hogy összefüggés van a mintavételi hely talajának felszíni (0-2 cm) aktivitáskoncentrációja és a mintavételi hely lejtőszöge között. Ugyanezen vizsgálatot elvégezve a talajvesztési rátára, az eredmények azt mutatták, hogy a talajvesztési ráta és a lejtőszög közti összefüggés már nem mutat ilyen egyértelmű kapcsolatot a vizsgálati területen.

## Theses

1. Measurements performed proved that the Cs-137 isotope is there, present in well measurable quantities in the soil and in living organism (mushroom) in the examined area (Farkas Trench / Farkas-árok), moreover that within the soil of the area, a significant part ( $> 90\%$ ) of the total Cs-137 activity has concentrated to the top 10-12-cm layer of the soil. Measurements indicated that at the plots selected to be reference loci (slope  $< 4$  degrees), the depth distribution of Cs-137 was shaped in accordance with an exponential function, and the Cs-137 profile of the other sampling plots (slope  $> 4$  degrees) also neared to an exponential distribution.
2. Within the framework of the dissertation, the Cs-137 activity concentration values characteristic to the top (0-12 cm) soil layer of Farkas Trench, moreover the Cs-137 accumulation referring to this layer and the soil redistribution rates, were determined. The derived values and their alteration provide a picture of the Cs-137 activity values of the soil in the examined area, moreover a basis to relate to in future examination of erosion in the examined area and its wider surroundings.
3. Based on the measurements performed 9 years apart it could be confirmed that the shape of Cs-137 profile in the soil of the examined area does alter, and that by the 2010 measurements the maximal activity concentration was not to be found in the surface soil layer (as by the 2001 measurements), rather in a zone at 4-6 cm depth. Beneath that layer at 4-6 cm depth, the profile was still characterised by a decreasing exponential function, whereas the surface layers (0-6 cm) still showed either nearly stagnating (slope  $< 4$  degrees), or increasing (slope  $> 4$  degrees), activity concentration values in function of slope inclination. Based on the measurement results, the speed of alteration is estimated to be 0.44 to 0.66 cm/year.
4. In the area investigated, the radioactive fallout originating from the Chernobyl reactor accident caused approximately one magnitude-level greater Cs-137 accumulation in the soil than the Cs-137 accumulation originating from nuclear weapon tests, present preceding the accident, hence the Cs-137 which settled during the Chernobyl accident covered up the activity concentration originating from earlier fallout. Based on these data, the soil relocation rate estimation model

based on profile-distribution, which is used in estimating erosion, was aligned for the period which has passed since 1986. Based on a comparison of soil erosion rate values referring to the area investigated with the estimate values derived by other models (USLE) it is to be concluded that the model based on profile-distribution can only be used for magnitude-approximations in the investigated area due to significant and altering vegetation cover as well as to significant slope inclinations in the area. The extent of erosion was overestimated by the values derived by the model based on profile-distribution.

5. Evidence was gained based on the measurement data that there is a connection between the surface (0-2 cm) activity concentration of the soil of a sampling plot and the slope inclination of a sampling plot. On examining the same for soil loss rate, the results showed that the connection between soil loss rate and slope inclination does not appear so evident in the area investigated.

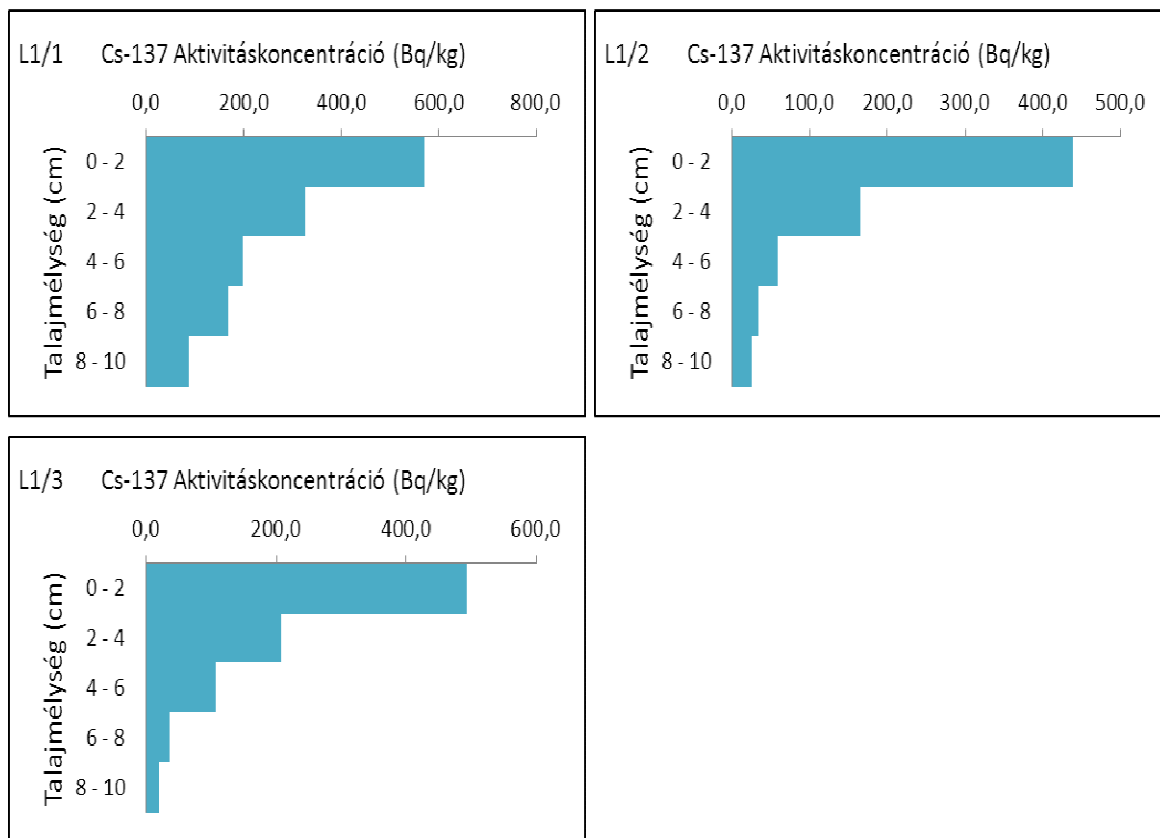
## **8. Köszönetnyilvánítás**

Köszönettel tartozom Dr. Divós Ferenc témavezetőmnek, hogy munkámat irányította és segítette. Továbbá ezúton mondok köszönetet az NYME Fa és Papíripari Technológiák Intézet, a Roncsolásmentes Faanyagvizsgáló laboratórium régi és jelenlegi munkatársainak, a Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet munkatársainak, hogy segítettek és lehetővé tették a labor és terepi vizsgálataim elvégzését, Csáfordi Péternek az USLE modell adataiért, valamint Volford Péternek az angolra fordításban nyújtott segítségért.

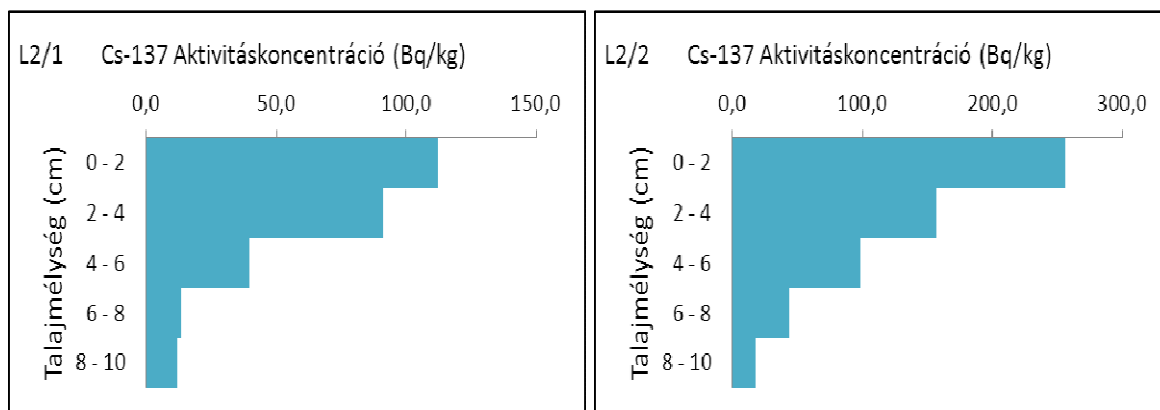
## Függelék

### 1. sz. függelék: A Cs-137 mélységi eloszlása a mintavételi helyeken (2001-ben).

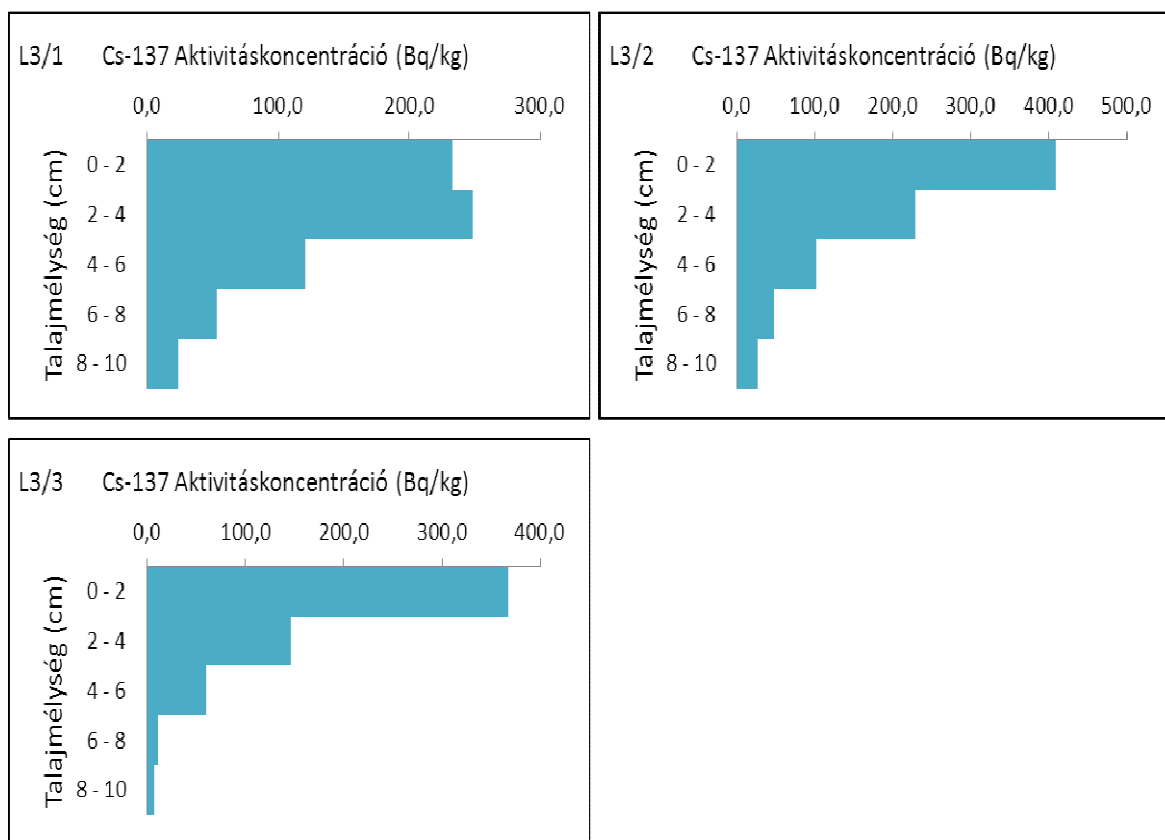
Az L1 lejtő mintavételi helyeinek Cs-137 profiljai:



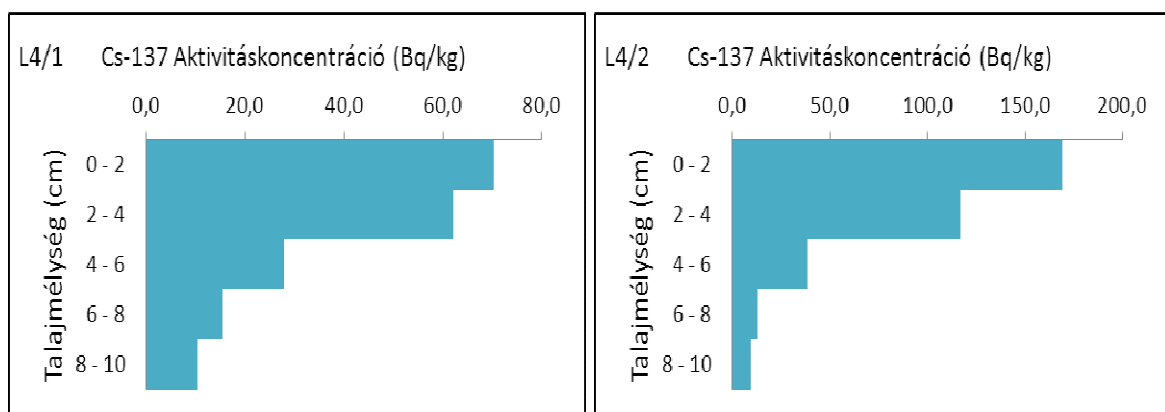
Az L2 lejtő mintavételi helyeinek Cs-137 profiljai:

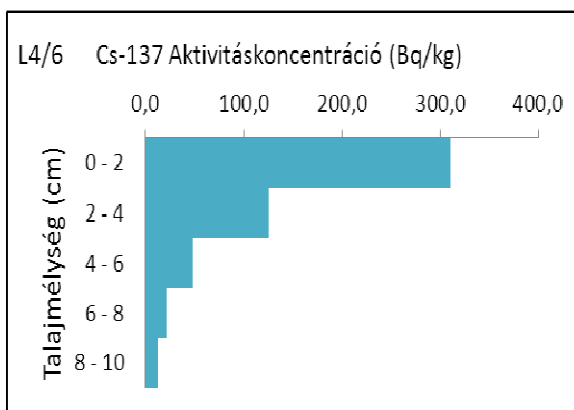
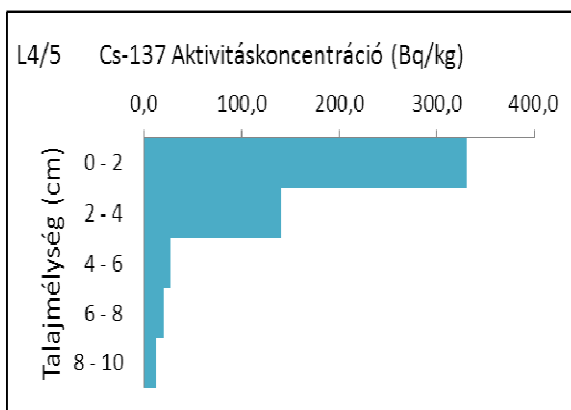
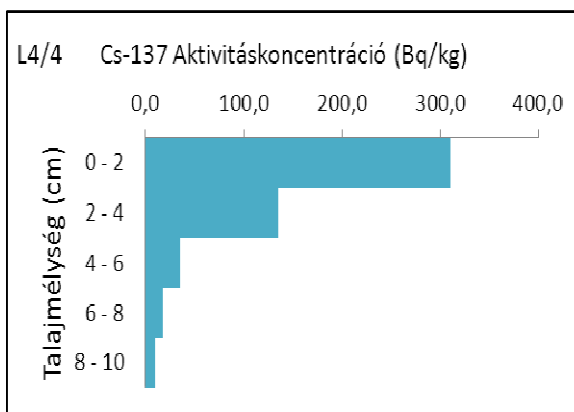
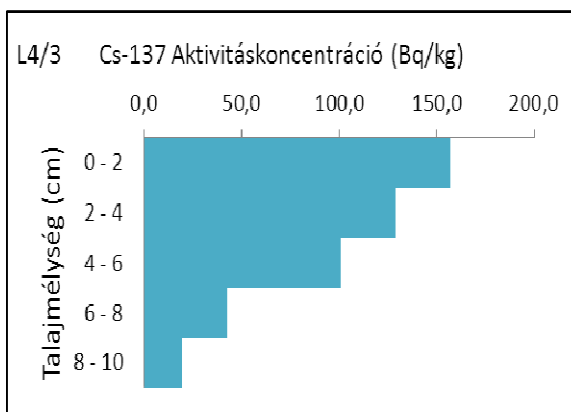


Az L3 lejtő mintavételi helyeinek Cs-137 profiljai:

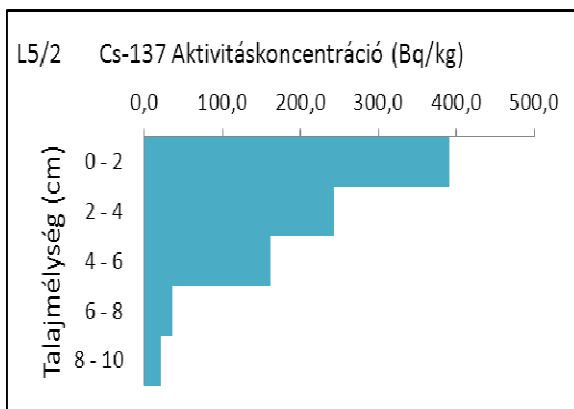
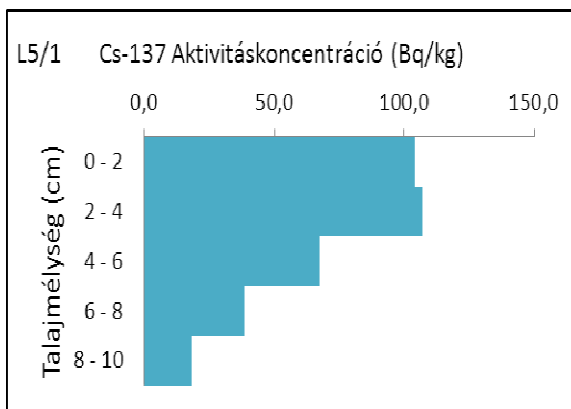


Az L4 lejtő mintavételi helyeinek Cs-137 profiljai:

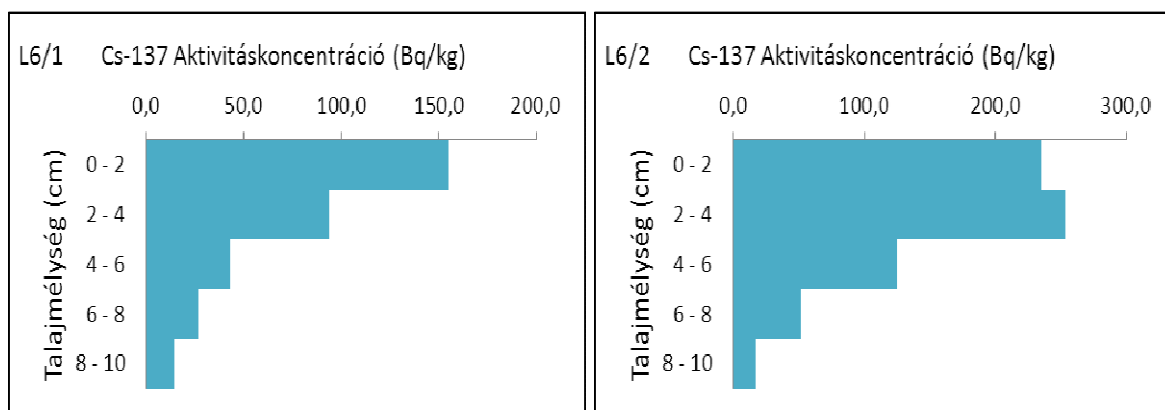




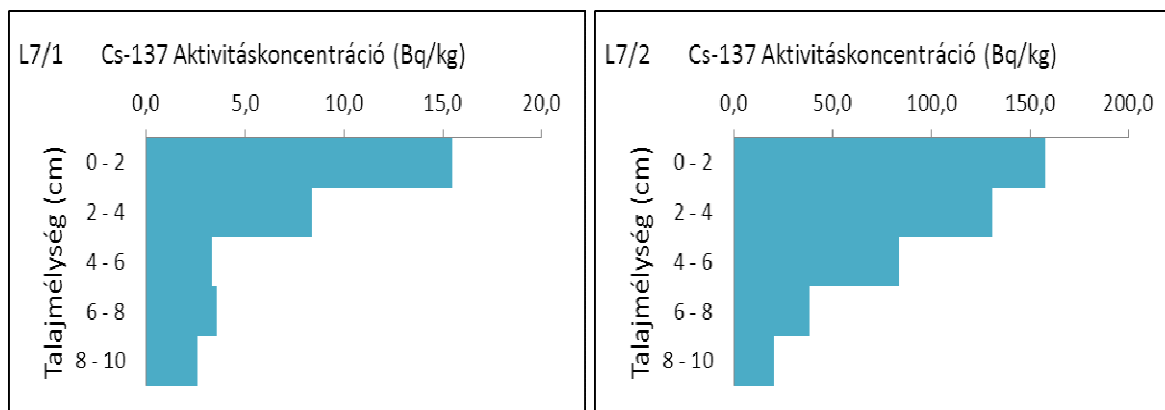
Az L5 lejtő mintavételi helyeinek Cs-137 profiljai:



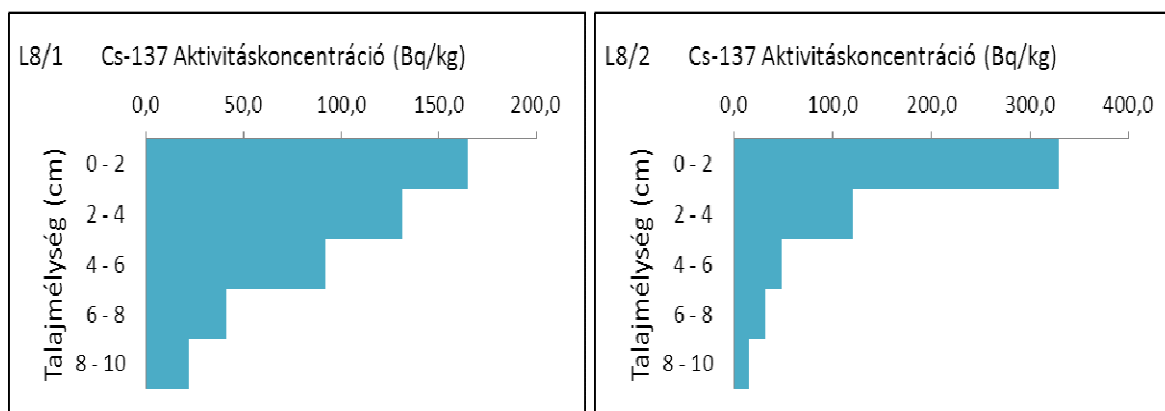
Az L6 lejtő mintavételi helyeinek Cs-137 profiljai:



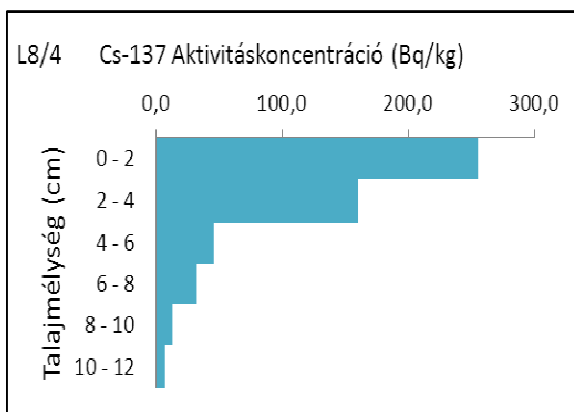
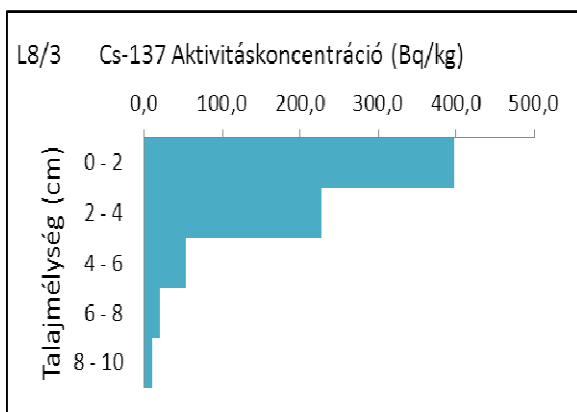
Az L7 lejtő mintavételi helyeinek Cs-137 profiljai:



Az L8 lejtő mintavételi helyeinek Cs-137 profiljai:







Az L9 lejtő mintavételi helyeinek Cs-137 profiljai:

