

## **9. melléklet**

**Összefoglaló értékelés a radioaktív kibocsátásokból származó  
izotópok morfológiai alapon azonosított felhalmozódási helyeinek  
korábbi vizsgálatairól  
MTA FKI 2005.**

**TARTALOMJEGYZÉK**

<b>Bevezetés .....</b>	<b>1</b>
<b>A geomorfológiai adottságok vizsgálata .....</b>	<b>2</b>
Tagozódás.....	2
Genetikus formatípusok .....	3
Antropogén formák .....	4
A geomorfológiai fáciesek kitettségi viszonyai .....	4
Talajképző kőzetek, főbb talajtípusok.....	5
<b>Éghajlati viszonyok .....</b>	<b>5</b>
Szélirányok.....	6
A csapadék beszivárgása.....	6
<b>A mérési helyek típusai, környezetének rövid jellemzése.....</b>	<b>8</b>
<b>A minták előkészítése és mérése.....</b>	<b>10</b>
Növényi eredetű minták előkészítése és a radioezüst leválasztása .....	10
Talajminták feldolgozása .....	10
<b>Nukleáris mérési módszerek .....</b>	<b>11</b>
Minták gamma-spektrometriai mérése.....	11
Alacsony háttérű GM-csőves mérés.....	12
In situ gamma-spektrometria.....	12
Nukleáris mérési eredmények .....	12
<b>Összefoglalás, következtetések .....</b>	<b>15</b>

## Bevezetés

A Paksi Atomerőmű tágabb környezete tájtipológiai és környezetgeomorfológiai vizsgálatának eredményeit az 1980-as évek kutatásai alapján 1990-ben foglaltuk össze. A terepi mérések, kutatások során felmerült az igény, hogy a Paksi Atomerőmű környezetében történő radioaktív megfigyeléseket a meglévő észlelő hálózat mellett a geomorfológiai formákhoz és a növényzethez kapcsolódva geoökológiai szempontok szerint is elvégezzük. A vizsgálatok elsősorban az erőmű normál üzemű léghő kibocsátásából eredő radioezüst környezeti viselkedésére és a lakosság járulékos sugárterhelésének meghatározására vonatkoztak. A vizsgálatokat az Országos Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Intézet és az MTA Földrajztudományi Kutatóintézet együttesen készítette el a környezetgeomorfológiai, geoökológiai jellemzők alapján. Ezek a vizsgálatok a lehetséges radioaktív szennyezettségű helyek kijelölésére, az összemosódási helyek térképezésére és mérésére irányultak. Ezeknek a geomorfológiai felszínnek a térképi ábrázolása azért fontos, mert egy esetleges üzemzavari, baleseti erőműi kibocsátást követően az összemosódási, deponálási helyeken radioaktív szennyeződési dúsulások alakulhatnak ki.

Emiatt ezeknek a felszínrészleteknek az alapszintű felmérése, ill. a mérések időszakonkénti ismétlése nem csak a nagyobb kibocsátások, hanem az esetleges hosszabb időszak alatti összemosódások vizsgálata szempontjából is fontos lehet. A kutatások és mérések az igények szerint folyamatosan bővültek. 2003-ban a Paksi Atomerőmű körül rajzolt 10 km-es átmérőjű kör területén belül a környezet domborzati, felszínborítottsági felmérését, a jellemzők értékelését a planetáris határrétegen belüli keveredési viszonyokra gyakorolt hatások szempontjából vizsgáltuk. A környezeti kutatások során a terület azon felszínalaktani, kitétségi, növényzeti és település épületmagassági jellemzőit állítottuk össze, ill. térképeztük, amelyek az előzetes elképzelések szerint hatással lehetnek a léghő szennyező anyagok leülepedésének térbeli eloszlására.

Ezeknek a felszínalaktani kitétségi viszonyoknak és a velük kapcsolatos megállapításoknak a további részletezésére, területi pontosítására akkor, és oly módon kerülhet sor, ahogy a feldolgozás menetében az egyes domborzati–környezeti tényezőkről is minél részletesebb térképeket tudunk készíteni.

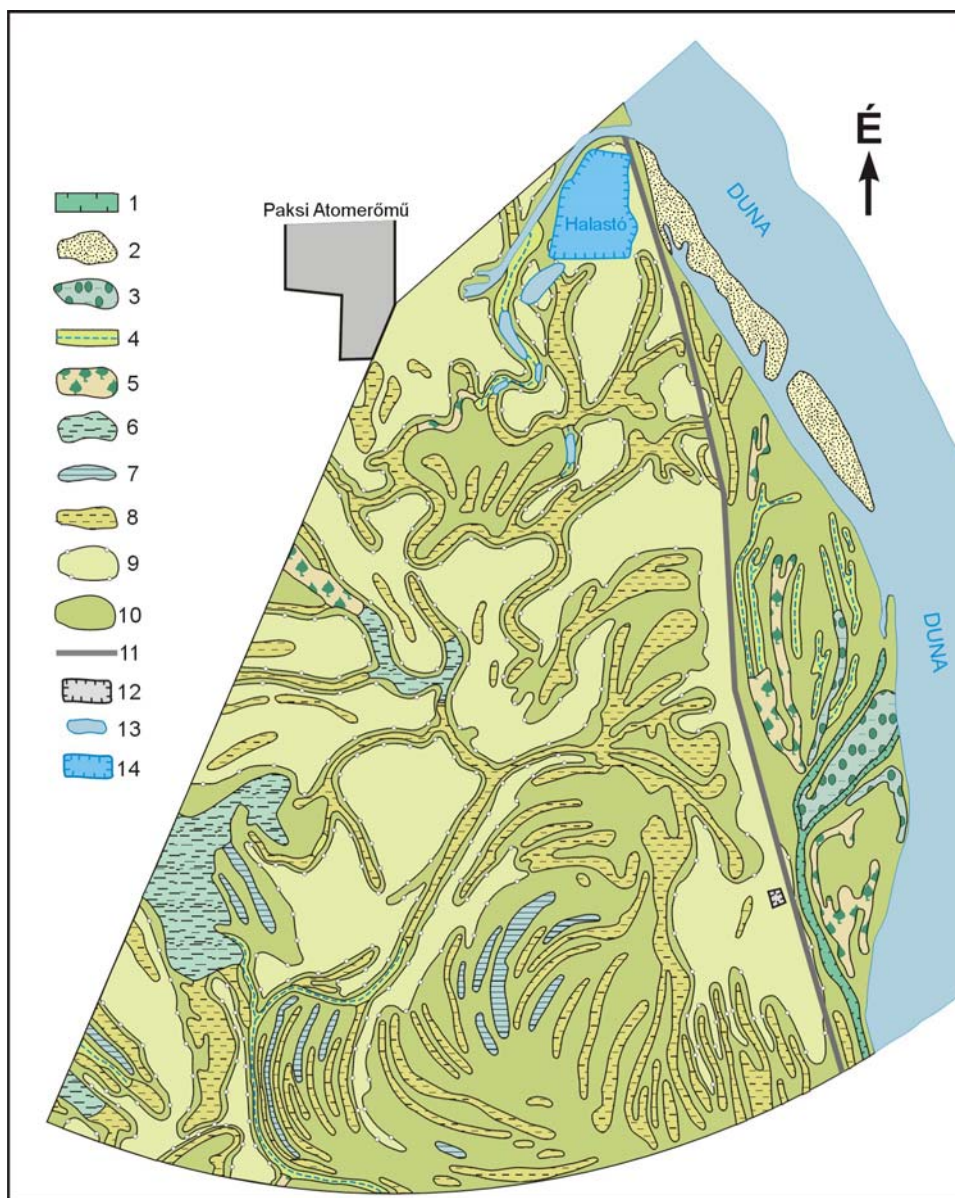
A Paksi Atomerőműből eredő radionuklidok környezeti megjelenésének több meghatározó és befolyásoló paramétere van. Emiatt először a kibocsátásokból származó radionuklid kihullásnak az elemzésére van szükség annak érdekében, hogy a főbb léghő terjedési irányokat és a kihullások mértékét megkaphassuk. A radionuklidok kihullása után a környezeti „mérhető” megjelenést nagymértékben befolyásolja mind a „mikrokörnyezet”, mind a kihullási terület geomorfológiai viszonyai (megkötődési képesség). Ezen tényezők – az eddigi tapasztalatok alapján – jelentősen képesek megváltoztatni az egyes radionuklidok környezetbeli megjelenését.

A szennyeződés eloszlás valódi állapotának és koncentrációs helyeinek pontos ábrázolásához az eddigi mérések feldolgozott eredményeire és azok térbeli elosztási adataira van szükség. Annak segítségével ugyanis ellenőrizni tudjuk az elméletileg kijelölhető eltérő szennyeződési hajlamosságú, ill. adottságú felszínegységek térbeli eloszlása.

## A geomorfológiai adottságok vizsgálata

### Tagozódás

A Paksi Atomerőmű 5 km-es környezetének geomorfológiai képét elsősorban folyóvízi eróziós és akkumulációs formák határozzák meg. Így a térképezett felszín a síksági domborzattípus kategóriájába sorolható (1. ábra).



1. ábra. Kivágat a Paksi Atomerőmű 5 km-es környezetére elkészített geomorfológiai térképből (D-DK-i rész) (szerk. SCHWEITZER F.–BALOGH J.–JUHÁSZ Á. 1990). – 1 = hullámtéri élő mellékágak; 2 = zátonyszigetek, 3 = időszakos vízborítású hullámtéri meanderek náddal, sással, erdővel fedve; 4 = lefűzött meanderek időszakos vízborítású hullámtéren; 5 = lefűzött meandermaradványok ligeterdőkkel; 6 = egykori feltöltött meandermaradványok rétekekkel, időszakos vízborítással; 7 = alacsonyártéri egykori zátonyszigetek; 8 = feltöltött egykori meanderek mezőgazdasági művelés alatt; 9 = magasártér és peremei; 10 = alacsony ártér; 11 = árvédelmi töltés; 12 = kubikgödör; 13 = élő egykori meander, állandó vízborítással (Kondor-tó, Melegvíz-csatorna); 14 = halastó (egykori anyaglelőhelyek)

A domborzat tengerszint feletti magassága alapján hármass tagozódású: legalacsonyabb helyzetű a hullámtér, állandó változásban lévő élő medrekkel, közbenső helyet foglalja el az alacsony ártér a fejlődés különböző stádiumaiban lévő lefűzött meanderekkel, legmagasabb fekvésű térszín a szigetszerűen előforduló magasártér.

### **Genetikus formátípusok**

A magasság szerint három szintre osztható domborzat legalacsonyabb részei a hullámterek. A központi Duna-mederhez a folyamszabályozás előtt egykor széles ártér tartozott. Ezt a felszín évente több alkalommal is elöntötte a Duna árvize. Az ármentesítési munkálatokkal, gátak építésével a mai hullámtér keskenyebb sávban kíséri a folyót. Fejlődését a Duna mindenkori vízállása befolyásolja, dinamikusan változó formátípus.

Hasonló dinamikus változást mutatnak a folyóval kommunikáló élőmedrek. Ezek alacsony vízállás esetén is állandó vízutánpótlást kapnak a Duna fő ágából. Az élő medreket a folyóvízi erózió és akkumuláció sajátos egyensúlya jellemzi.

Dominánsan az akkumuláció, az intenzív feliszapolódás kerül túlsúlyba a zárógátakkal szabályozott medrek esetében. A keresztirányú gátakkal elválasztott medrek csak magas vízállás alkalmával kommunikálnak a főmederrel, így fejlődésükre a feliszapolódás jellemző. Ez egyben azt is jelenti, hogy a légtérből lehulló szennyezők évek hosszú során felhalmozódhatnak.

Sajátos vonásokat kölcsönöznek a tájnak a pionír, bokros–füzes vegetációval fedett zátonyszigetek. Az 50–100 m széles, 200–300 m hosszú zátonyok a vízállástól függően változtatják kiterjedésüket. A legmagasabb árvizek alkalmával többnyire víz alá kerülnek.

A közbülső alacsony ártéri szintet az év többszöri vízborítástól a gátak védik meg, az ármentesített térszíneket a szabályozás óta fokozatosan mezőgazdasági művelésbe vonták.

Az alacsony ártéri felszíneket a fejlődés különböző stádiumaiban lévő meanderek területileg eltérő nagyságú, alakrajzilag változatos formátípusai élénkítik. Hasznosításukat a vízzel borítottság, a magas talajvízállás jelentős mértékben befolyásolja.

A mezőgazdasági művelésbe vont egykori meander-maradványok sorai, a 0,5–2 m amplitúdójú felszíni magasságkülönbségek helyenként mozgalmassabbá teszik a térszín. Többnyire az alacsonyabb talajvízszint, a termékeny talajok teszik lehetővé az intenzív mezőgazdasági hasznosítást. A meander-maradványok többnyire lefolyástalan felszíni mélyedések, így a felszínükre hulló esetleges szennyező anyagok ezek tengelyében felhalmozódhatnak, a mezőgazdasági műveléssel járó talajforgatás során mélyebb szintekbe dúsulhatnak.

Az időszakosan vízzel borított, ligeterdős meanderek természeteshez közel álló növénytakarásai a rét- és legelőgazdálkodás szinterei, a magas talajvízállású területeket jelzik. A magasabb térszíneken a meanderek többnyire csatornázott vízfolyásokkal rendelkeznek, csökkentve a vízborítás időtartamát. A meander-maradványokkal feltagolt, szigetszerűen elkülönülő alacsony ártéri egykori zátonyszigetek 0,5–1,0 m amplitúdójú felszíni különbségei, egymás melletti ívesen lehajló sorai is mutatják a terület mikroformákban, morfológiájában való gazdagságát, változatosságát.

A térképezett terület legmagasabb felszínrészletei a szigetszerűen elkülönülő magasártéri térszínek, amelyeket a Duna legmagasabb árvizei sem öntöttek el. Emiatt ezeken a területeken épültek a Duna menti települések, mint pl. Dunaszentbenedek, Uszód. A szigetszerűen elkülönülő felszíneket helyenként vékony futóhomoklepel is magasíthatja és kölcsönöz litológiai változatosságot a területnek.

### **Antropogén formák**

A tájat az ember hosszú évszázadokon keresztül lakja, de mai képét csak az ármentesítő munkálatok befejezése után kezdte kialakítani. Legnagyobb változást a környezetben a gátak építése, lecsapoló-csatornák létesítése, ezzel a talajvízszint süllyesztése okozta. Ezt követően a mezőgazdaság fokozatos térhódítása, a terület természeti erőforrásainak hasznosítása járt mélyreható változásokkal.

A legmaradandóbb változásokat a domborzat szenvedte, az építkezésekhez, az árvédelmi töltések, utak építéséhez kialakított anyagyerőhelyek felszíni sebhelyei a legtöbb település környezetében megtalálhatók.

### **A geomorfológiai fáciesek kitettségi viszonyai**

Klasszikus értelemben véve a vizsgált terület kitettsége azonos, hiszen a lejtésviszonyok a Duna menti síkon csak igen csekély területen haladják meg a  $2,5^\circ$ -nál nagyobb értékeket. Az áltéri geomorfológiai faciensek alakrajzi vizsgálatai viszont olyan formaterületeket jelöltek ki, amelyek felszínei az adott  $0-2,5^\circ$  sík kategórián belül a mikrodomborzat kitettség szerinti kategorizálását is lehetővé teszi.

A kitettségeket négy csoportba, az északias (ÉNy, É, ÉK), ill. a délies (DK, D, DNy), valamint a keleti és nyugati kategóriákba sorolva ábráztuk. A kitettségek teljes mértékben a meanderek és néhány magasabb alacsonyártéri zátonysziget futásirányának függvényei. Az összevonások miatt a térképlap mikrodomborzatát az északias és délies kitettségek uralják.

A meanderfők kitettsége viszont gyakran Ny-i és K-i irányokra mutatnak, Dunaszentgyörgytől keletre több K–Ny kitettségi forma található. A hullámtér peremén húzódó árvédelmi töltés részeinek kitettsége szintén K-i és Ny-i irányú. Az erdőkben és a településeken kitettséget nem vizsgáltunk.

A különböző kitettségek miatt a geomorfológiai felszíneken más–más mikroklímikus hatások érvényesülnek, amelyek az esetleges szennyezések mozgásvizsgálatánál számításba vehetők. Ezek a jelenségek részleteiben a széljárás okozta hatások, a hóolvadás és a vegetációs fejlődés alakulásában figyelhetők meg.

A feltöltött meanderek  $0,5-1$  m mélységűek; formatípusaiknak elsősorban a téli csapadék összegyűjtésében van jelentős szerepük. Ezekbe a különböző irányú szelek összehordják a havat. A hó, a szélirány gyakoriság függvényében elsősorban északias kitettségű negatív formák oldalain halmozódik fel. Itt, ha kis mértékben is, de érvényesül a kitettségek mikroklímikus hatása, vagyis, hogy az északias kitettségeken az olvadás később indul meg és ezeken a területeken az esetleges szennyezések a hólével késleltetve kerülnek a talajba. Ugyancsak az északias területek vannak kitéve az uralkodó szeleknek, e formák nedves felszínein nagyobb valószínűséggel tapadhatnak meg a szennyező anyagok.

A szántóföldi művelésbe vett egykori feltöltött meanderek északias (ÉNy, É, ÉK) kitettségű területein, az őszi szántáson februárban, márciusban, több helyen tapasztaltunk mohásodást, ami szennyezőanyag megkötésére köztudottan jó. A délies kitettségek elsősorban kiszáradásra érzékenyek, ennek következtében a deflációs mozgás lehetősége itt nagyobb.

### **Talajképző kőzetek, főbb talajtípusok**

A holocénban, ill. az elmúlt évszázadokban a folyószabályozás előtt a felszín épülését, formálódását a Duna eróziós és akkumulációs tevékenysége irányította. Évente többszöri árvizeivel, szerteágazó medreinek állandó változásaival finom iszapos, homokos üledékeket teregetett szét a felszínen. A mederviszonyoktól függően a mederközponti területeken elsősorban homok rakódott le, a mellékágakban, elhagyott medrekben ugyanakkor a finomabb iszap, agyag felhalmozódása volt a jellemző. Az állandó mederváltozások következtében kis területen is igen változatos üledéksorok építik az alacsony- és magasártéri térszíneket.

A laza üledékből épült felszínen a talajok képződését alapvetően a mindenkori talajvízállás határozta meg. A magas talajvízállás az elhagyott medrekben, az állandó, ill. időszakos vízhatás következtében hidromorf talajtípusok képződtek.

A Duna mai hullámterén évenkénti árvizek következtében a nyers öntéstalajok felhalmozódása figyelhető meg. Az ármentesített alacsony ártereken a réti öntéstalajok változatai borítják a felszínt. A mezőgazdasági művelésű területeken a talajforgatás következtében eredeti szerkezetüket veszített típusai fordulnak elő. Az elhagyott folyómedrekben, lefolyástalan meanderekben az időszakos vízhatás miatt réti talajok fejlődtek ki.

A közepes talajvízállású ártéri térszíneken, kiemeltebb egykori zátonyszigeteken – mivel itt a közvetlen vízhatás nem érvényesült – réti csernozjom talajtakarók képződtek. Ezek a talajok szárazabb ökológiai körülmények hatására alakultak ki. A réti csernozjom legjellemzőbb szelvényeit a magasártéri szigeteken tanulmányozhatjuk, legnagyobb részük mezőgazdasági művelés alatt áll.

### **Éghajlati viszonyok**

Hőmérséklet szempontjából a vizsgált terület az enyhébb telű térségek közé tartozik. A leghidegebb hónap január (átlagosan  $-1,2\text{ }^{\circ}\text{C}$ ), a téli napok átlagos száma 25–30, a fagyos napok száma 90 napnál kevesebb. A legmelegebb nyári hónap július ( $21,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ ), a nyári napok átlagos száma 75–80. Az évi közepes hőmérsékleti ingás  $23\text{--}24\text{ }^{\circ}\text{C}$  (a legmelegebb és leghidegebb hónap középhőmérséklete közötti különbség). Az évi középhőmérséklet  $10\text{--}11\text{ }^{\circ}\text{C}$ , amely az országos átlaghoz hasonló (Péczely Gy. 1981).

A nyári hőségnapok havonkénti előfordulási valószínűségei igazolják, hogy a talajfelszín a defláció számára leginkább júliusban és augusztusban van előkészítve. Valószínűségük júliusban 75%, augusztusban pedig 67%. Ezzel szemben júniusban 55%, szeptemberben pedig csupán 36%. A hideg, száraz klíma esetén a szőlőtelepítések homoktalaja pusztul, vándorol.

A környezeti hatásokat a csapadékos napok száma befolyásolja. A csapadékos napok száma jól kirajzolódik az évi járásban, amely két maximum között mutatkozik legjobban. A májusit 29%-os gyakoriság jelzi, sok évi átlagban minden harmadik napon 1 mm vagy azt meghaladó

csapadék várható. Ehhez hasonló a csapadékgyakoriság november–december hónapban. Az évi csapadékmaximum júniusban van (22%).

### Szélirányok

A szélviszonyok kialakulásában két tényező eléggé bonyolult kölcsönhatása állapítható meg. Az egyik és a fő tényező az általános légcirkuláció által meghatározott alapáramlás, a másik a terület környezetének domborzati viszonyaiból eredő módosító hatás. Ez utóbbi a tényező az erőmű hatáskörnyezetében állandónak vehető.

Az esetleges szennyeződések területi elhelyezkedését a jellemző ÉNy-ias, É-ias szélirányok, szélcirkulációk befolyásolják. A szélirány gyakoriságokat a mintavétel időszakára is feldolgoztuk (2. ábra), ami szemlélteti, hogy a D-i és ÉK-i szélirányok gyakorisága is jelentős volt.\* A szélirányokhoz tartozó közepes szélesség m/s egységben a télvégi, tavaszi szelekre jellemző magas értékeket mutatja (3. ábra), míg a legkisebb szélességek őszelejeknél tapasztalhatók.

A vizsgált időszakra a főirányok 10%-os szélgyakorisága jellemző, ezekhez az értékekhez kapcsolódnak a nagyobb értékű szélességek. Az erőmű közvetlen környezetében (5 km sugarú körön belül) a sok éves átlagok alapján a viharos napok száma (15 m/s szélhőkés) 25 nap.

### A csapadék beszivárgása

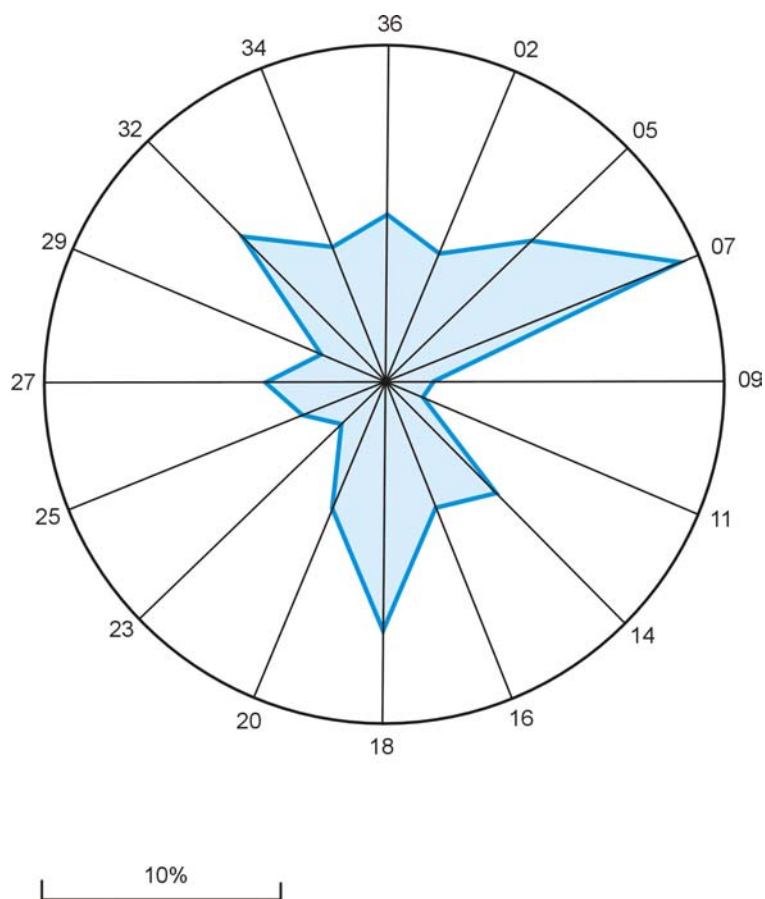
A csapadék beszivárgásának a vizsgált területen különböző feltételrendszerei vannak, amely rendszerek jelentősen determinálják a víz tartózkodási idejét és mozgását. A Dunai ártéren a beszivárgás feltételei a morfológiai felépítés és a morfofáciensek litológiai különbségei miatt igen nagy szélességeket mutatnak.

Az alacsony árterek folyóvízi homokjának vízáteresztő képessége  $10^{-3}$  cm/s ( $10^{-4}$  cm/s) jobb az egykori feltöltött meanderek iszapos, agyagos anyagkitöltéseinél. Itt a réti és hidromorf talajok  $10^{-4}$  cm/s ( $10^{-5}$  cm/s) vízáteresztő képessége gyengébb, viszont víztartó kapacitása jobb. Több helyen, ahol a negatív formák alján a vízzáró agyag (réti talaj) található, a belvízvesztés is fennáll.

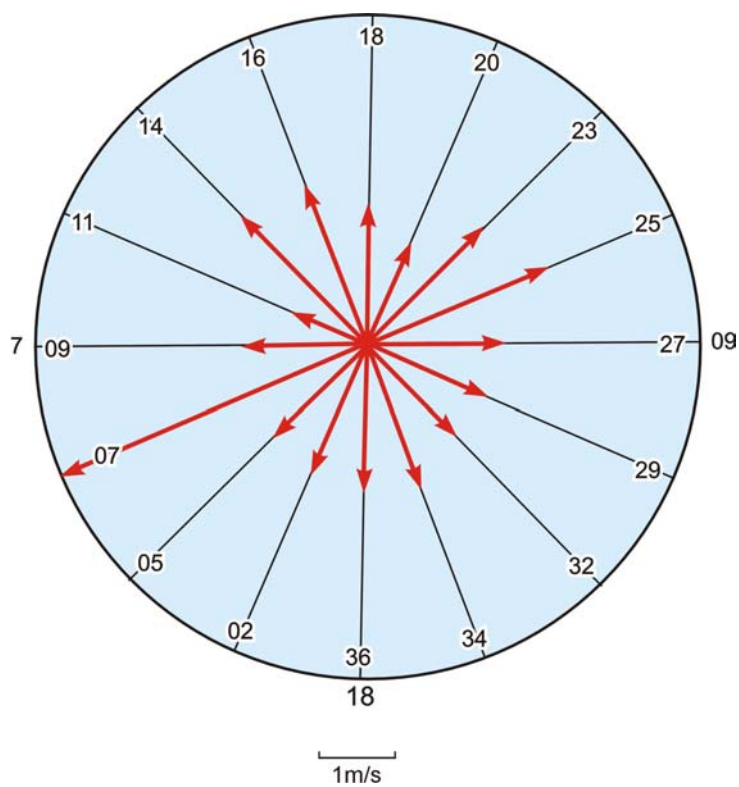
A beszivárgási viszonyok a lepelhomokkal fedett magasártéri szinteken kedvezőbbek, a  $10^{-3}$  cm/s értékek jó vízvezető és rossz víztartó képességet mutatnak. Itt az esetleges szennyezések mozgása a talajvízben gyorsabb, a rossz víztartóképesség, a litológiai sajátosságok miatt a deflációs anyagmozgás jelentősebb, mint az alacsonyártéri formákon. A csapadékos napok száma, valamint a téli csapadék olvadása, a csapadékontenzitás jelentősen befolyásolja a beszivárgás (szennyezőanyag-mozgás) időbeni lehetőségeit.

Az erőmű hatásterületén a települések mint például Dunaszentbenedek és Uszód a magasártér legmagasabb pontjaira települtek. Itt lepelhomokkal fedett magasártéri felszíneken szalagparcellás zártkerteket találunk.

\* A szélirány gyakorisági és szélességi adatait a Paksi Atomerőmű bocsátotta rendelkezésünkre.



2. ábra. Széliránygyakoriság %-ban Pakson (1991. I. negyedév)



3. ábra. A szélirányokhoz tartozó közepes szélesség m/s-ban Pakson (1991. I. negyedév)

Dunaszentbenedek mellett nagy kiterjedésű alacsony ártéri részen rét–legelő gazdálkodást folytatnak. A Duna bal partján, Uszódtól Ny-ra és D-re szántóföldi művelés folyik, É-ra pedig telepített nyárfás erdő található.

A terület hullámtéri szakasza szinte teljes mértékben ártéri erdővel borított, csak a jobb parton, az erőmű alatt, a sziget mellett található egy kis hullámtéri és legelő terület.

Az erőmű közvetlen szomszédságában a Kondor tó helyezkedik el, mellette több kisebb tavacska, a melegvíz csatorna, amelyben sporthorgászat folyik.

Az ipari terület mellett az egykori anyagyerőhelyek mélyedéseiben nyárfákat telepítettek, amelyek hézagosan telepedtek meg. Dunaszentgyörgy, az árvédelmi töltés és az ipari terület által határolt területeken nagytáblás szántóföldi művelés folyik.

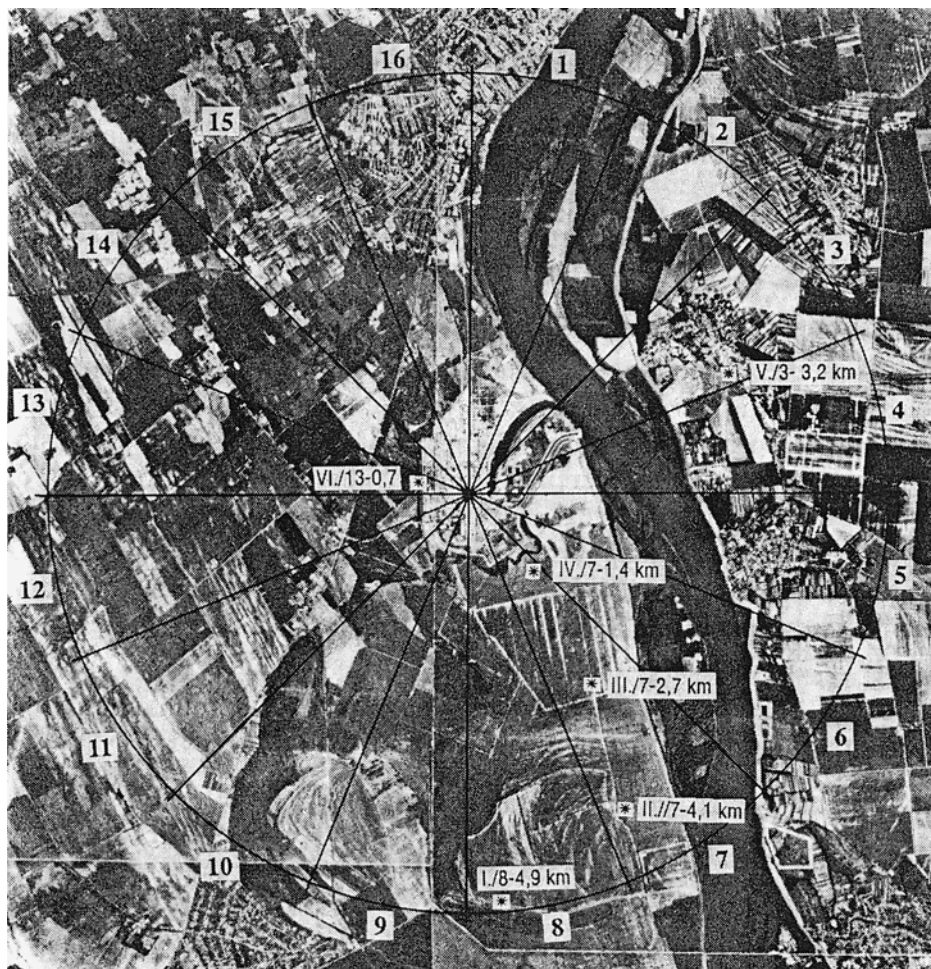
A földutak mentén, több helyen régi települési jegenyesor jelzi a már felszámolt tanyákhoz vezető utak nyomvonalát. E fasorok törzsén sokhelyütt található mohásodás, ami kiváló szennyező anyag tároló és felfogó.

Az árvédelmi töltés mellett található az egyetlen állattartásra hasznosított terület. A juhok az árvédelmi töltés rézsűjének gyepét legelik. Az atomerőmű közelsége miatt a 4–5 m magas töltés 1:2 rézsűje igen jó szennyezőanyag felfogó, a növényzetten kiválóan megtapadhat az esetleges szennyeződés, ezért az ott legelő birkákon már eddig is végzett szennyezettségi mérés folytatását javasoljuk.

## **A mérési helyek típusai, környezetének rövid jellemzése**

A meteorológiai mérési adatok alapján az uralkodó szélirány gyakorisága ÉNy–DK tendenciát mutat. Ez azt jelenti, hogy az atomerőműből esetleg kijutó szennyeződések nagy valószínűséggel az uralkodó széliránynak megfelelően az erőműtől DK-i, D-i irányban halmozódnak fel. Így a mérési pontjainkat e szempontok alapján jelöltük ki a 34 km<sup>2</sup> nagyságú körcikk alakú vizsgálati területen. A jelenlegi és az esetleges későbbi mérési pontokat a térképen könnyebb tájékozódás miatt irányszektorok szerint jelöltük. A mérési pontokat a római szám mellé indexben tett szektor számmal, valamint az atomerőmű központjától való távolsággal adtuk meg (4. ábra). Törekedtünk arra is, hogy a mérések lehetőleg különböző geomorfológiai típusokat képviseljenek. Ezek a következők:

- I. Csatornázott meander (fűzfás, füves oldalakkal, szántókkal körülvéve),
- II. Szántóföld, egykori feltöltött meander, lefolyástalan (jegenyesor, földút mellett),
- III. Meanderközi övzátony (sík felszín, egykori tanya helye),
- IV. Feltöltött meander időszakos vízborítással (nád–sás növényzet),
- V. Magas ártéri sík lapos felszín (rét–legelő hasznosítások).



4. ábra. Mintavételi helyek az atomerőmű szektorokra osztott környezetében.

Az I. sz. vizsgálati helyet – I/8–4,9 km – egy K–Ny-i, ívesen kanyarodó, 200–300 m széles, 1 km hosszú, 1,5 m mély meanderben jelöltük ki. A meander a szabályozott, ármentesített medertípust képvisel. Fölös vizeit 1,5 m mély csatorna vezeti le. Legfontosabb talajképző kőzet az agyag és az iszap, 20–60 cm vastag réti talaj borítja a felszínt. A meander felszínének mintegy 70%-a mezőgazdaságilag művelt, közvetlen a csatorna partját fűz–ligeterdő maradványai kísérik.

A II. sz. vizsgálati pont – II/7–4,1 km – ÉK–DNy-i irányú, 150–20 m széles, 500–600 m hosszú, 1,5 m mély lefolyástalan meanderban jelöltük ki. A mérési pont közvetlen a meander tengelyében helyezkedik el. Mezőgazdaságilag művelt terület, ez évben őszi búzavetés területe. Felületi leöblítéssel (intenzív záporosók alkalmazásával) 5–10 cm feliszapolódás tapasztalható a meander központi sávjában, mérési pontunkat erre a zónára telepítettük.

A III. sz. mérési helyet – III/7–2,7 km – geomorfológiai szempontból az eddigiektől eltérő, sík alacsony ártéri térszínen, egykori övzátanyon határoztuk meg. A 91,8 m tszf-i magasságú, réti csernozjom talajjal fedett felszín mezőgazdaságilag művelt terület, a mérési pont helyén egy–két éve még karám állott.

A IV. sz. mérési pont – IV/7–1,4 km – az erőmű közvetlen környezetében („Melegvíz-csatorna”) helyezkedik el. A mérési pontot geoökológiai szempontból karakterisztikus helyre telepítettük, ugyanis az É–D-i lefutású 50–100 m széles lefolyástalan meander az időszakos talajvízhatás alatt álló meanderek típusát képviseli. Természeteshez közelálló vegetációja réti és magasságos társulásokból áll, környezete mezőgazdaságilag művelt.

Az V. sz. mérési helyet – V/3–3,2 km – településkörnyezetben, Dunaszentbenedek község közvetlen szomszédságában („Dunaszentbenedek legelő”) határoztuk meg. A hársorok mellett 92 m tszf-i magasságú magasártéri felszínen intenzív legelőgazdálkodás folyik. A trágyázott legelőt a természeteshez közelálló gyeptársulások jellemzik. A felszín egyhangúságát a magasártéri felszín tagoló, 5 m mély, 2–5 m széles egykori feltöltött meanderek teszik változatosabbá.

### **A minták előkészítése és mérése**

Az előző években vizsgált, nagyrészt állati eredetű és konyhakerti zöld növény mintáktól eltérően (Kanyár B. et al. 1989) ebben a mérési programban, a célnak megfelelően más minta típusok vizsgálatára került sor. Ezért a minták előkészítésére és feldolgozására alkalmazott módszereinket is módosítani kellett.

Az egyszerű fizikai módszerekkel végzett előkészítési eljárások egyik célja az, hogy a mintának minél teljesebb homogenizálásával és tömörítésével kedvező mérési geometriát alakítsunk ki a gamma-spektrometriához. A radiokémiai elválasztás előtt alkalmazott műveletek ugyancsak szükségessé teszik az előzetes fizikai kezelést.

A minták fajtája szerint két csoportot – növényi eredetűt (fakéreg, fű, sás) és talajmintákat – vizsgáltunk. Így ezek előkészítésére és feldolgozására alkalmazott módszereinket is két csoportban foglaljuk össze.

### **Növényi eredetű minták előkészítése és a radioezüst leválasztása**

Ebben a csoportban legnagyobb részt fakéreg mintákat és egy–egy esetben fűvet, ill. sást dolgoztunk fel. A fű és sás mintákat légszáraz állapotban kaptuk, így ezeket a gammaspektrometriai mérés előtt elegendő volt késes malomban megőrölni, homogenizálni.

Az AgCl mérőpreparátum készítéséhez további előkészítést végeztünk. A száraz növényi őrleményt hamvasztó kemencében  $400 \pm 10$  °C-on hamvasztottuk, 48 órán keresztül, így eltávolítva a minta nagy tömegét képviselő szervesanyag tartalmát. A növényi hamuból cca HNO<sub>3</sub>-as feltárás után készítettünk mérőpreparátumot a korábbi jelentésben részletesen leírt módszer alkalmazásával (Kanyár et al. 1989).

### **Talajminták feldolgozása**

A gamma-spektrometriai elemzéshez a talajmintákat egyszerű fizikai műveletekkel készítettük elő.  $110 \pm 2$  °C-on szárítottuk, majd golyós malomban öröltük. A talaj radioezüst tartalmának extrahálása speciális kémiai műveleteket igényelt.

Kísérleteink alapján bebizonyosodott, hogy a fémekre általánosan alkalmazott extrakciós módszerek az ezüstnek talajból történő extrahálására nem alkalmazhatók (Szabó Gy.–Guczi J.

et al. 1991). Annak érdekében, hogy a talajon lévő radioezüstöt mobilizálni tudjuk, egy új, általunk kidolgozott eljárást alkalmaztunk (Szabó Gy.–Angela J. et al. 1991).

Kísérleti eredményeink szerint az ezüst a talajban annak szerves anyagaihoz kötődik. Az alkalmazott módszerrel ezt az ezüst–szervesanyag komplexet oldjuk le a talaj felületéről, a szervesanyag tartalom szililezésének segítségével. Ennek során a talaj szerves anyagai hidrofóbbá válnak és aprotikus oldószerben, dimetil-formamidban (DMF) könnyen extrahálhatók. Az extrakciós eljárás a következő fontosabb lépésekből áll:

1. 1 kg örölt homogén talajmintát szuszpendáltunk desztillált vízben.
2. Hozzáértünk 100 mg  $\pm$  hordozó és két órán keresztül kevertettük.
3. A szuszpenziót szűrtük, a talajt szárítottuk és golyós malomban ismét homogenizáltuk.
4. A talaj felületére kötött Ag  $\pm$  hordozó mennyiségét atomabszorpciós spektrofotométerrel ellenőriztük.
5. Az inaktív Ag  $\pm$ -szal kezelt talajmintát szuszpendáltuk DMF-ban (talaj DMF = 1:3).
6. Ehhez hozzáadtunk egytized térfogatrész trimetil-klórszilánt (TMCS) és vízfürdőn 45–50 °C-on 5 órán keresztül kevertettük.
7. A talajt szűrtük és mostuk tiszta DMF-fel.
8. Az Ag-humusz komplexet tartalmazó dimetil-formamidot rotációs vákuum bepárlón szárazra pároltuk.
9. A bepárlási maradékot hamvasztó kemencében 700  $\pm$  10 °C hőmérsékleten hamvasztva a szervesanyag elégetésével megbontottuk az Ag-humusz komplexet.
10. A visszamaradó hamut cca HNO<sub>3</sub>-ban feltártuk.

## Nukleáris mérési módszerek

A korábbi jelentésben (Kanyár B. et al. 1989) leírt és elsősorban az Ag–110m izotóp mérésére vonatkozó módszereket most kiegészítettük helyszíni, félvezető detektoros *in situ* gamma-spektrometriával.

### Minták gamma-spektrometriai mérése

Az előkészített mintát egyrészt Marinelli-féle edényben, másrészt az ezüst leválasztása után alumínium tálkában, ill. műanyag pohárban mértük, HpGe félvezető detektorral és sokcsatornás analizátorral (Canberra S35+). A vizsgálatok célja elsősorban az igen alacsony aktivitásban jelenlévő radioezüst mérése volt. Ezen kívül a szárítás után, de a kémiai leválasztás előtt meghatároztuk a csernobili nukleáris balesetből eredő Cs–137, valamint a természetes radioaktív K–40 koncentrációját is. Az igen kis radioezüst aktivitások miatt egy-egy minta mérési ideje 30–40 óra volt.

A kémiai leválasztás utáni gamma-spektrometriai méréssel egyúttal ellenőriztük, hogy a leválasztott csapadék nem tartalmaz-e egyéb, a béta-aktivitás mérését is zavaró olyan nuklidot, amely gamma-sugárzással detektálható.

### Alacsony háttérű GM-csőves mérés

A kémiai eljárással leválasztott AgCl-csapadék béta aktivitását – az előző évekhez hasonlóan – a TESLA-gyártmányú mérőberendezéssel határoztuk meg. A gázáramoltatásos GM-cső antikoincidencia kapcsolatban van az árnyékoló NaI (TI) detektorral, a háttér csökkentése céljából. Így a berendezés háttére 1–1,5 cpm. 150 perces méréssel a kimutatási határ 0,2 cpm, 90%-os konfidencia-határ mellett. A végtelen vékony rétegvastagságra számított határfok Ag-110m esetén 17%.

### In situ gamma-spektrometria

A helyszíni mérés előnye a mintavétellel szemben, hogy több tíz méter átmérőjű területről gyűjti az információt és így kevésbé esetleges értéket ad a talajfelszíni radioaktivitásról. A mért beütésszám mind a talaj tömegegységére, mind a felületegységére eső radionuklid mennyiségre konvertálható, pontosabban a szennyezettség Bq/kg, ill. Bq/m<sup>2</sup> egységben is megadható (Dickson, H.W. et al. 1976; Nikl I.–Végyvári I. 1990). Az eredményt azonban itt is több tényező befolyásolhatja. Ugyanis a felületegységre eső radionuklid mennyiség meghatározásánál, inhomogén mélységi eloszlás esetén, általában ismerni kell az eloszlást. Ezért figyelembe kell venni a talajművelést, forgatást, sőt a K-40 szempontjából a műtrágyázást is. A különböző terület között kapott, akár 50%-os eltérés esetén is – a radioaktív mérés véletlen hibája mellett – csak a fent említett torzítási effektusok elemzése után szabad környezeti szennyezettségi különbséget megállapítani. Ezért az *in situ* és a talaj mélységi mintázásának módszerei kiegészítik egymást.

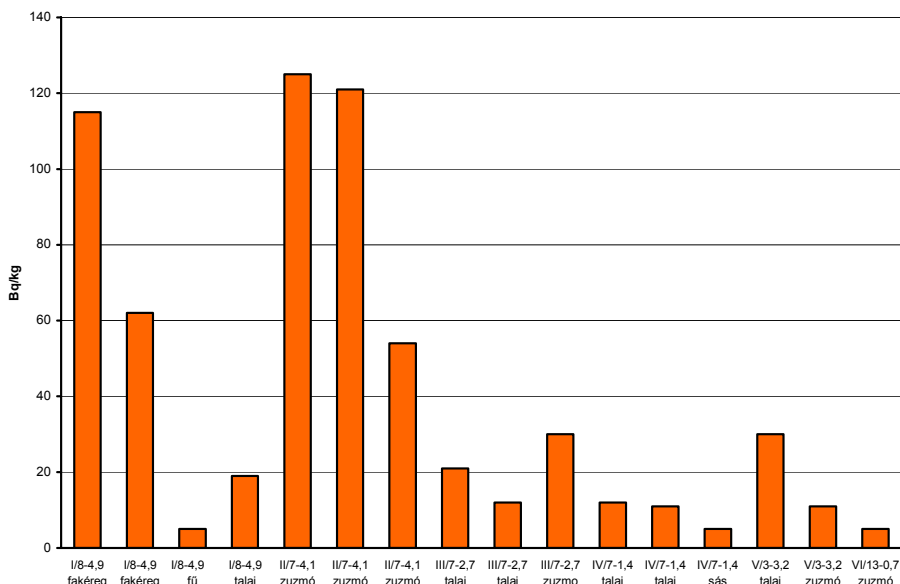
Méréseink célja elsősorban a Cs-137 eloszlásának vizsgálata volt az atomerőmű környékén és a geográfiai szempontból tervezett feltérképezés elkezdése. Nem reméltük, hogy az átlagosan 1 Bq/m<sup>2</sup> értékre becsült Ag-110m szennyeződés a kijelölt dúsulási helyeken mérhető lenne. Ugyanis az alkalmazott 13%-os határfokú detektorral csupán kb. 200 Bq/m<sup>2</sup> radioezüst jelenlét mutatható ki. A csernobili eredetű Cs-137 és Cs-134 mellett jól mérhetőek voltak a természetes radioaktív nuklidok, a K-40, Th-232 és U-238, ill. az utóbbiak gamma-sugárzó leányelemei.

### Nukleáris mérési eredmények

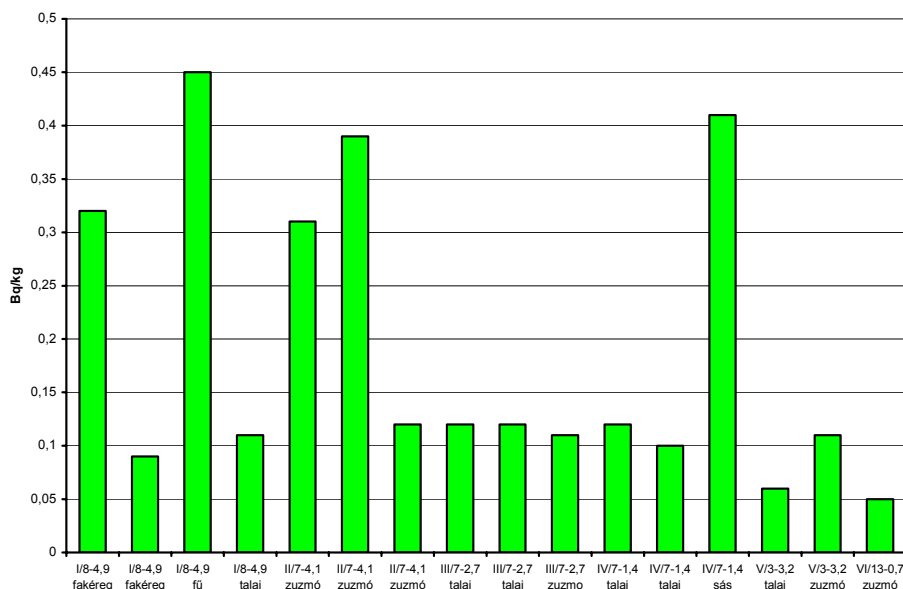
A környezeti minták (talaj, fakéreg stb.) radionuklid koncentrációját a radioezüst kémiai elválasztása előtt és után is meghatároztuk. A talajra vonatkozó eredmények, a jellemző paraméterekkel együtt az *1. táblázatban* és *5-6. ábrákon* láthatók. Az első oszlop a minta sorszámát, a második a kémiai kezelést (szárítást, ill. ezüst-leválasztást), a harmadik a kiinduló tömeget és a mérési geometriát tartalmazza (SMAR Marinelli-edény, ALU30 = alumínium tálka, 30 mm átmérővel). A kitermelés az ezüst kémiai visszanyerésre vonatkozik. A radionuklid koncentrációkat a következő három oszlop tartalmazza, sorban a Ag-110m értékét – gamma-spektrometriával, majd β-méréssel meghatározva – Bq/kg egységben, a minta eredeti állapotára vonatkoztatva. Az utolsó oszlop a csernobili eredetű Cs-137 koncentrációját adja.

A gamma-spektrometriával és a béta-méréssel kapott alacsony Ag-110m koncentrációk, ill. a nagy hibájuk miatt nem várható, hogy a két módszer eredménye szoros korrelációt mutasson. Mint korábban (Kanyár B. et al. 1990) is megállapítottuk, a jelenlegi viszonyaink mellett az ezüst leválasztás után a béta-mérés általában megbízhatóbb eredményt ad. Ezért megállapításaink során rendszerint ezeket az adatokat vesszük figyelembe. Az egyes minták,

ill. mintavételi helyek közötti különbségek elemzése még korai, s csak az valószínűsíthető, hogy a talaj felső 2–10 mm vastag rétegéből vett minta Ag-110m koncentrációja 0,10 Bq/kg körül mozog. Feltételezve egy átlagos 5 mm vastagon mintázott réteget és 1700 kg/m<sup>3</sup> sűrűséget (száraz talaj), a talajfelszíni szennyezettség 0,9 Bq/m<sup>2</sup>. Hangsúlyozzuk azonban, hogy az így becsült érték bizonytalansága többszörös is lehet, annak ellenére, hogy közel ez az eredmény kapható az erőmű légköri kibocsátásából kiinduló számításokból (Kanyár B. és tsai 1990) és a közeli fall-out mérésekből (PAV Sugárvédelmi jelentés 1991).



5. ábra. Talaj- és növényminták <sup>137</sup>Cs aktivitás mérési eredménye



6. ábra. Talaj- és növényminták <sup>110m</sup>Ag aktivitás mérési eredménye

1. táblázat. Talajminták jellemzői és az aktivitás mérések eredményei

Sorszám	Mintavétel		Aktivitás mérések (Bq/kg)	
	l helye	ideje, 1991	<sup>110m</sup> Ag	<sup>137</sup> Cs
1.	I/8 – 4.9	március 26.	0.11±61%	19±10%
2.	III/7 – 2.7	március 26.	0.12±32%	21±10%
3.	III/7 – 2.7	március 26.	<0.12	12±10%
4.	IV/7 – 1.4	március 26.	<0.12	12±10%
5.	IV/7 – 1.4	május 28.	0.10±36%	11±10%
6.	V/3 – 3.2	május 26.	<0.06	30±10%

2. táblázat. Növényi minták (fakéreg, fű, sás) jellemzői és az aktivitás mérések eredményei

Sorszám	Minta	Mintavétel		Aktivitás mérések (Bq/kg)	
		helye	ideje, 1991	<sup>110m</sup> Ag	<sup>137</sup> Cs
1.	fakéreg (mohás, zuzmós)	I/8 – 4.9	március 27.	0.32±20%	115±10%
2.	"	I/8 – 4.9	március 27.	<0.09	62±10%
3.	"	II/7 – 4.1	március 27.	0.31±17%	125±10%
4.	"	II/7 – 4.1	május 28.	0.39±18%	121±10%
5.	"	II/7 – 4.1	május 28.	0.12±23%	54±10%
6.	"	III/7 – 2.7	március 27.	0.11±22%	30±10%
7.	"	V/3 – 3.2	március 27.	<0.11	11±10%
8.	"	VI/13 – 0.7	május 28.	<0.05	5±10%
9.	fű	I/8 – 4.9	március 26.	0.45±23%	<5±10%
10.	sás	IV/7 – 1.4	március 27.	0.41±25%	<5±10%

A talajminták közül a 2. és 3. számút 0,35 m<sup>2</sup>, a 4-et pedig 0,45 m<sup>2</sup> felületről vettük. A mintavétel bizonytalansága miatt – különösen a 4. mintánál – azonban a felülmérés és az ebből számolt kb. 0,3 B q/m<sup>2</sup> is pontatlan. A fenti következtetéseknél feltételezzük, hogy a kihulló radioezüst a talaj felső néhány mm-es rétegében marad, ami abból adódik, hogy az ezüst igen lassan mozog a talaj mélyebb rétegei felé (Szabó Gy.–Guczi I. et al. 1991) és a 250 napos fizikai felezési idő miatt a korábbi szennyeződés elbomlik.

Az 1. táblázatban közölt Cs–137 aktivitás mérési hibája kicsi (kb. 5%), viszont a mintavételezés bizonytalansága és a mintaelőkészítés miatt a kapott koncentráció értékek valószínűleg 20–30%-os hibával rendelkeznek.

A 2. táblázat, valamint a 5-6. ábrák a növényi mintáknál kapott eredményeket tartalmazzák, az 1. táblázathoz hasonló oszlopokkal, paraméterekkel. A 2. oszlopban feltüntettük, hogy a szemrevételezett fakéreg tartalmaz-e mohát. Az első gamma-spektrometriai mérés az ezüst leválasztás előtt, hamvasztott mintával történt, VKP50, 70, ill. 100 jelű műanyag poharakban. A β-méréssel a kimutatási határ felett kapott 0,3–0,4 Bq/kg Ag–110m koncentrációk a mohás fakéreg esetén jelentkeztek. A mohák jól adszorbeálják a radioezüstöt, mint azt már korábban jelezte az atomerőmű környezeti laboratóriuma is (PAV Sugárvédelmi Jelentés 1991). Hasonlóan jól köti a moha a radiocéziumot (Daróczy et al. 1990).

Érdekes, hogy viszonylag magas Ag–110m-koncentráció jelentkezett, mind a távolabbi helyen vett fű, mind a közeli sás esetén (β-mérésekkel 0,4 Bq/kg felett, száraz tömegre). Ez valószínűleg nem talajfelporzásból ered, ugyanis ekkor magasabb radiocéziumot kellett volna

kapni. Viszont az is igaz, hogy a két darab minta kevés egy biztonságosabb következtetéshez, ill. az eredmény csupán figyelemfelkeltő és további vizsgálatra érdemes.

Az *in situ* gamma-spektrometriai eredmények láthatók a 2. táblázatban. A természetes radioizotópok esetén egyenletes mélységi eloszlást tételeztünk fel, így a koncentrációt a talajban Bq/kg egységben célszerű megadni.

A cézium izotópok talajfelszíni szennyezettségének meghatározásához a háborítatlan talajban – I/8–4,9; III/7–2,7 és V/3–3,2 jelű mintavételi helyek – 2–3 cm relaxációs hosszt tételeztünk fel (Nikl I.–Végyvári I. 1990). Az utóbbi években szántott talajon – II/7–4,1 és IV/7–1,4. jelű mintavételi helyek – a 0–20 cm között homogén izotópeloszlást vettünk, alatta pedig elhanyagolható mennyiséget. A számításához 10% nedvességtartalmat és 1600 kg/m<sup>3</sup> sűrűséget tételeztünk fel. A későbbi mérés (máj. 28.) esős időben volt, amely hasonló feltételek mellett elsősorban lefelé torzíthatja az eredményt. A 30–40 perces mérésekkel – mint az várható volt – nem sikerült a radioezüstöt kimutatni.

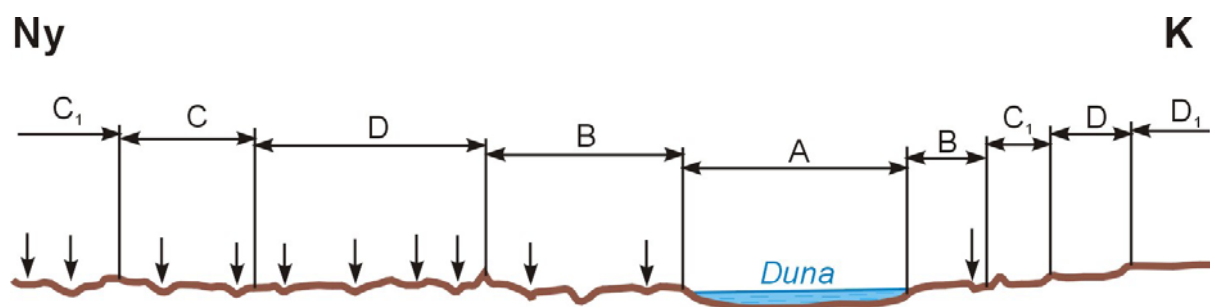
Az izotópdúsulási helyek felderítéséhez használható Cs–137 felületi aktivitások Paks környékén alacsonyabbak az országos átlagnál, ugyanis itt kisebb volt a csernobili eredetű szennyeződés. Egyedüli magas értéket a Duna túlsó partján, Dunaszentbenedeken – a V/3–3.2 mintavételi helyen – mértünk. Azonban most is meg kell jegyezni, hogy a mérések száma kevés az eltérések matematikai, statisztikai elemzéséhez.

## Összefoglalás, következtetések

A geomorfológiai felmérés alapján kiválasztott izotópdúsulási helyek radioaktivitását a helyszíni, *in situ* gamma-spektrometriával, valamint a környezeti minták laboratóriumi mérésével határoztuk meg. A radioezüst mérés kimutatási határának csökkentése céljából az igen kis koncentrációban megjelenő Ag–110m izotópot a talaj- és növényi mintákból kémiai eljárással választottuk el.

Az alkalmazott módszerekkel – a természetes radionuklidokon kívül – a csernobili balesetből eredő radiocéziumokat és a paksi erőműből származó radioezüstöt sikerült kimutatni. A felhalmozódást elősegíti az állandó vagy időszakos vízborítás. Ez a morfofácienstípus „csapdaként” viselkedik.

1. A vizsgálatok alapján feltételezett üzemzavari kibocsátás alkalmával eltérő geomorfológiai alkatuknál fogva más kezelést igényelnek a hullámterek és medrek, az alacsony árterek, valamint a magasárterek (7. ábra).



7. ábra. Geomorfológiai fáciescsoportok elvi szelvénye a Paksi Atomerőmű környezetében a felhalmozódás potenciális helyeivel (szerk. JUHÁSZ Á. 1990). – A = élő Duna meder; B = hullámter mellékágakkal; C = alacsony ártér magas talajvízállással, csatornázott meanderekkel; C<sub>1</sub> = alacsony ártér lefolyástalan meanderekkel; D = magasártér meandermaradványokkal; D<sub>1</sub> = lepelhomokkal megemelt magasártéri szigetek. A függőleges nyilak a felhalmozódás potenciális helyeit mutatják.

2. Az esetleges felhalmozódás potenciális térszínei a lefolyástalan medermaradványok, meanderek, amelyeknek semmiféle kommunikációja nincs környezetükkel. A lefolyástalan meanderekben.
3. Fontos tényezőként kerül előtérbe a területhasznosítás módja, a mezőgazdasági kultúrák típusainak szezonális, ill. évenkénti változásai, a növényi anyagok forgalma és felhalmozódása.
4. Jelenleg, a lokális izotópcspadák felmérésének kezdetén, még kevés az adatok száma és a 20–70%-os mintavételezési és mérési hibák miatt az eltérések elemzése még korai lenne. Mindenesetre az érzékeny eljárásokkal sikerült radioezüstöt kimutatni a talajban, a felső néhány mm-es rétegben 0,1 Bq/kg koncentrációban. Ez egy közel 1 Bq/m<sup>2</sup> felületi szennyezettségnek felel meg.
5. A mohás fakéreg mellett a háborítatlan helyekről származó fű és sás esetén is mértünk 0,4–0,5 Bq/kg (száraz súlyban) radioezüst-koncentrációt.
6. Mint a korábbi jelentéseinkben, most is hangsúlyozzuk, hogy a szennyeződések sugár-egészségügyi szempontból elhanyagolhatók, a belőlük eredő lakossági sugárterhelés járulék legfeljebb tízezred része a 20–30%-kal ingadozó természetes háttérnek. Viszont a nagy valószínűséggel az atomerőműből eredő környezeti radioezüstrrel szerzett tapasztalat jól hasznosítható egy esetleges üzemzavari kibocsátás hatásának felméréséhez szükséges mintavételi programhoz.
7. A csernobili nukleáris baleset során kihullott Cs-137 aktivitása a vizsgált öt pontban 1,5–3,6 Bq/m<sup>2</sup>, amely – mint azt már több korábbi vizsgálat is megállapította – az országos átlag alatt van.