

AZ ÉLŐVILÁG SUGÁRTERHELÉSE A TELEPHELY KÖRNYEZETÉBEN

TARTALOMJEGYZÉK

21	AZ ÉLŐVILÁG SUGÁRTERHELÉSE A TELEPHELY KÖRNYEZETÉBEN	7
21.1	Nemzetközi ajánlások az élővilág sugárterhelésének korlátozására	7
21.1.1	Az élővilág védelmének hazai és nemzetközi szabályozása	7
21.1.2	Nemzetközi ajánlások az élővilág sugárterhelésének felmérésére.....	8
21.1.3	Az ajánlások alapján kidolgozott kockázatelemzési módszer alapjai	10
21.1.4	Az ERICA Integrált Szemlélet és az ERICA Eszköztár	12
21.2	Az élővilág jelenlegi sugárterhelése a telephely környezetében.....	16
21.2.1	Az élővilág természetes eredetű sugárterhelése	16
21.2.2	Az élővilág mesterséges eredetű sugárterhelése	29
21.3	Paks II. létesítésének hatása az élővilág sugárterhelésére a telephely környezetében	36
21.3.1	Paks II. létesítésének hatásai	36
21.3.1.1	Közvetlen hatások	36
21.3.1.2	Közvetett hatások	36
21.3.1.3	Országhatáron áttérjedő környezeti hatások	36
21.3.2	Paks II. létesítésének hatásterülete	36
21.3.2.1	Közvetlen hatások területe	36
21.3.2.2	Közvetett hatások területe	36
21.3.2.3	Országhatáron áttérjedő környezeti hatások	36
21.4	Paks II. üzemelésének hatása az élővilág sugárterhelésére a telephely környezetében	36
21.4.1	A normál üzemelés	37
21.4.1.1	Légköri kibocsátás hatása	37
21.4.1.2	Vízi kibocsátás hatása	45
21.4.2	Paks II. üzemelésének hatásterületei	47
21.4.2.1	Közvetlen hatások területe	51
21.4.2.2	Közvetett hatások területe	51
21.4.2.3	Országhatáron áttérjedő környezeti hatások területe	52
21.4.3	Paks II. és a Paksi Atomerőmű együttes üzemelésének hatása	52
21.4.3.1	Közvetlen hatások	57
21.4.3.2	Közvetett hatások	57
21.4.3.3	Országhatáron áttérjedő környezeti hatások	57
21.4.4	Paks II. és a Paksi Atomerőmű együttes üzemelésének hatásterületei.....	57
21.4.4.1	Közvetlen hatások területe	57
21.4.4.2	Közvetett hatások területe	58
21.4.4.3	Országhatáron áttérjedő környezeti hatások területe	58
21.4.5	Tervezési alapba tartozó események	58
21.5	Paks II. felhagyásának hatása az élővilág sugárterhelésére a telephely környezetében.....	71
21.6	Irodalomjegyzék.....	72

ÁBRAJEGYZÉK

21.1.3-1. ábra: A vonatkoztatási dózisteljesítmény érték meghatározása.....	11
21.2.1-1. ábra: A nukleáris környezetellenőrzés helyszínei a Paksi Atomerőmű körül.	17
21.2.1-2. ábra: A ⁷ Be levegőbeli aktivitáskoncentrációjának időbeli változása a Paksi Atomerőmű környezetében.	18
21.4.1-1. ábra: A ⁶⁰ Co kihullási sebessége 2010-ben éves átlagok alapján becsülve.	39
21.4.1-2. ábra: A ⁶⁰ Co kihullási sebessége 2010-ben havi adatokból becsülve.	39
21.4.1-3. ábra: A ¹³⁷ Cs kihullási sebessége 2010-ben éves átlagok alapján becsülve.	40
21.4.1-4. ábra: A ¹³⁷ Cs kihullási sebessége 2010-ben havi átlagok alapján becsülve.	40
21.4.2-1. ábra: A radionuklidok mozgását meghatározó folyamatok az ökoszisztémában	47
21.4.2-2. ábra: Szárazföldi expozíciós útvonalak	48
21.4.2-3. ábra: Nagyemlősök járulékos sugárterhelésének területi alakulása normál üzemben a természetes háttérhez viszonyítva.	49
21.4.2-4. ábra: Férgek járulékos sugárterhelésének területi alakulása normál üzemben a természetes háttérhez viszonyítva.	49
21.4.2-5. ábra: Mohák/zuzmók járulékos sugárterhelésének területi alakulása normál üzemben a természetes háttérhez viszonyítva.	50
21.4.2-6. ábra: Fák járulékos sugárterhelésének területi alakulása normál üzemben a természetes háttérhez viszonyítva.	50
21.4.2-7. ábra: Csigák járulékos sugárterhelésének területi alakulása normál üzemben a természetes háttérhez viszonyítva.	51
21.4.3-1. ábra: Paks II. és a Paksi Atomerőmű együttes hatásának szemléltetése.	52
21.4.3-2. ábra: A Paksi Atomerőmű és Paks II. együttes hatásának szemléltetése.	55
21.4.5-1. ábra: Nagytestű emlősök felhő-dózisteljesítménye a távolság függvényében a korai szakaszban.	60
21.4.5-2. ábra: Lebontó gerinctelen külső dózisteljesítményének alakulása a korai időszakban a távolság függvényében.	61
21.4.5-3. ábra: Zuzmók és mohák külső dózisteljesítményének alakulása a korai időszakban a távolság függvényében.	62
21.4.5-4. ábra: Fák külső dózisteljesítményének alakulása a korai időszakban a távolság függvényében.	62
21.4.5-5. ábra: Lebontó gerinctelenek késői dózisteljesítményének alakulása a távolság függvényében.	64
21.4.5-6. ábra: Zuzmók és mohák késői dózisteljesítménye a távolság függvényében.	65
21.4.5-7. ábra: Fák késői dózisteljesítményének távolságfüggése.	65
21.4.5-8. ábra: A csiga 1 napos (100 m) kibocsátástól származó dózisteljesítménye.	68
21.4.5-9. ábra: Talajlakó féreg 1 napos (35 m) kibocsátástól származó dózisteljesítménye.....	69
21.4.5-10. ábra: Talajlakó féreg 10 napos (35 m) kibocsátástól származó dózisteljesítménye.....	69
21.4.5-11. ábra: A csiga 10 napos (100 m) kibocsátástól származó dózisteljesítménye.	70
21.4.5-12. ábra: Talajlakó féreg 30 napos (100 m) kibocsátástól származó dózisteljesítménye.....	70
21.4.5-13. ábra: Talajlakó féreg 30 napos (35 m) kibocsátástól származó dózisteljesítménye.....	71

TÁBLÁZATJEGYZÉK

21.1.2-1. táblázat: Természetes eredetű sugárterhelés különböző ökoszisztémákban.	10
21.2.1-1. táblázat: Természetes eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi a vizsgált szárazföldi élőhelyeken.	19
21.2.1-2. táblázat: Természetes eredetű radionuklidok dózisteljesítménye referencia élőlényekre az A1-A6 állomások körül.	20
21.2.1-3. táblázat: Természetes eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre az A8 állomás körül.	21
21.2.1-4. táblázat: Természetes sugárzási alapszint a kijelölt fajokra az A1 állomás környezetében.....	22
21.2.1-5. táblázat: Természetes sugárzási alapszint a kijelölt fajokra az A6 állomás környezetében.....	23
21.2.1-6. táblázat: Természetes sugárzási alapszint a kijelölt fajokra az A8 állomás környezetében.....	23
21.2.1-7. táblázat: Természetes eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi vízi élőhelyen.....	26
21.2.1-8. táblázat: Duna, természetes eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre.	27
21.2.1-9. táblázat: Referencia szervezetek háttér sugárterhelése a Melegvíz-csatornában.	27
21.2.1-10. táblázat: Referencia szervezetek háttér sugárterhelése a Kondor-tó élőhelyen.	28
21.2.1-11. táblázat: Vízi élőlények természetes eredetű radionuklidoktól származó sugárterhelése (saját mérésekből).	28

21.2.2-1. táblázat: Mesterséges eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi a vizsgált szárazföldi élőhelyeken.	30
21.2.2-2. táblázat: Szárazföldi referencia szervezetek helyspecifikus átviteli tényező értékei.	31
21.2.2-3. táblázat: A referencia élőlények mesterséges forrástól származó sugárterhelése az erőmű nyugati oldalán.	31
21.2.2-4. táblázat: Mesterséges eredetű izotópok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre az erőműtől DK-re.	32
21.2.2-5. táblázat: Globális eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi vízi élőhelyen.	33
21.2.2-6. táblázat: Erőművi eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi vízi élőhelyen.	33
21.2.2-7. táblázat: Referencia szervezetek globális forrásoktól eredő sugárterhelése a Duna vízében.	34
21.2.2-8. táblázat: Referencia szervezetek globális forrásoktól eredő sugárterhelése a V2 élőhelyen.	34
21.2.2-9. táblázat: Referencia szervezetek erőműtől eredő járulékos sugárterhelése a V2-ben.	35
21.2.2-10. táblázat: Mesterséges radionuklidok dózisteljesítménye a Duna élőhelyre.	35
21.2.2-11. táblázat: Mesterséges radionuklidok dózisteljesítménye a Melegvíz-csatorna alatti dunai élőhelyre.	35
21.2.2-12. táblázat: Mesterséges radionuklidoktól eredő dózisteljesítmény a V2 élőhelyen.	35
21.4.1-1. táblázat: Blokkonkénti éves radioaktív gáz és aeroszol kibocsátás névleges üzemiállapotban [21-11]	41
21.4.1-2. táblázat: A receptor területen létrejövő aktivitáskoncentrációk statisztikus eloszlása.	42
21.4.1-3. táblázat: Külső dózisteljesítmény járulék statisztikus eloszlása és maximális kockázati tényező értékek.	43
21.4.1-4. táblázat: Belső dózisteljesítmény járulék statisztikus eloszlása és maximális kockázati tényező értékek.	43
21.4.1-5. táblázat: Összes dózisteljesítmény járulék statisztikus eloszlása és maximális kockázati tényező értékek.	44
21.4.1-6. táblázat: Összes dózisteljesítmény járulék és kockázati tényező értékek 1500 m és 3000 m távolságra.	44
21.4.1-7. táblázat: Szárazföldi referencia fajok antropogén forrásoktól eredő sugárterhelése a paksi telephelytől DK-re.	45
21.4.1-8. táblázat: Blokkonkénti folyékony radioaktív kibocsátások a Dunába [21-12]	45
21.4.1-9. táblázat: Referencia szervezetek helyspecifikus átviteli tényező értékei.	46
21.4.1-10. táblázat: Referencia szervezetek új blokkoktól eredő járulékos sugárterhelése a V2 élőhelyen.	46
21.4.3-1. táblázat: Paks II. max. hatású területén a Paksi Atomerőműtől származó aktivitáskoncentrációk statisztikus eloszlása.	53
21.4.3-2. táblázat: Összes dózisteljesítmény járulék statisztikus eloszlása és maximális kockázati tényező értékek.	53
21.4.3-3. táblázat: Összes átlagos dózisteljesítmény járulékok összehasonlítása a közös receptorterületen.	54
21.4.3-4. táblázat: Paks II. összes dózisteljesítmény járulékának statisztikus eloszlása és a maximális kockázati tényező értékek.	55
21.4.3-5. táblázat: Összes átlagos dózisteljesítmény járulékok összehasonlítása a közös receptor területen.	56
21.4.3-6. táblázat: Mesterséges eredetű izotópok koncentrációja a Melegvíz-csatornában.	56
21.4.3-7. táblázat: Paks II. és a meglévő mesterséges források járulékei a dunai vízi élőlények sugárterheléséhez 2025-ben.	57
21.4.5-1. táblázat: Légköri kibocsátás alakulása TA4 besorolású üzemi zavar esetén [21-13]	58
21.4.5-2. táblázat: Felszíni és felszín közeli aktivitáskoncentrációk a távolság függvényében 10 napos kibocsátásból.	60
21.4.5-3. táblázat: Külső dózisteljesítmény összesített maximuma három távolságban a két kibocsátási helyre külön.	61
21.4.5-4. táblázat: Felszíni és felszín közeli aktivitáskoncentrációk a távolság függvényében 30 napos kibocsátásból.	63
21.4.5-5. táblázat: Összes késői dózisteljesítmény három távolságban a két kibocsátási helyre külön.	64
21.4.5-6. táblázat: Külső dózisteljesítmény az 1. napi kibocsátástól három távolságban a két kibocsátási helyre külön.	66
21.4.5-7. táblázat: Külső dózisteljesítmény a 10. napi kibocsátástól három távolságban a két kibocsátási helyre külön.	67
21.4.5-8. táblázat: Késői dózisteljesítmény változása a távolsággal a két kibocsátási helyre.	67
21.4.5-9. táblázat: A 11-30 napos kibocsátás során létrejövő átlagos felszín közeli levegő és talaj aktivitáskoncentrációk.	68

RÖVIDÍTÉSJEGYZÉK

Rövid név	Teljes név
CR	Concentration Ratio (átviteli tényező)
DCC	Dose conversion coefficient (dózis konverziós együttható)
DCRL	Derived Consideration Reference Level (származtatott referencia szint)
EMCL	Environmental Media Concentration Limit (környezeti közeg koncentráció határ)
EPIC	Environmental risks from Ionising Contaminants in the Arctic
ERICA	Environmental Risks from Ionising Contaminants: Assessment and Management
FASSET	Framework for ASSESment of Environmental impacT
HAKSER	Hatósági Környezeti Sugárvédelmi Ellenőrző Rendszer
ICRP	International Commission on Radiological Protection (Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság)
kh	kimutatási határ
KHT	környezeti hatástanulmány
KHV	környezeti hatásvizsgálat
LD ₅₀	Lethal Dose (halálos dózis, az egyedek 50%-a elpusztul az adott dózis hatására)
PCC	Pearson Correlation Coefficient
PNEDR	Predicted No Effect Dose Rate (hatás nélküli dózisteljesítmény)
RAPs	Reference Animals and Plants (referencia élőlények)
RQ	Risk Quotient (kockázati hányados)
SF	Safety factor (biztonsági faktor)
SRCC	Spearman Rank Correlation Coefficient
ÜKSER	Üzemi Környezeti Sugárvédelmi Ellenőrző Rendszer

21 AZ ÉLŐVILÁG SUGÁRTERHELÉSE A TELEPHELY KÖRNYEZETÉBEN

21.1 NEMZETKÖZI AJÁNLÁSOK AZ ÉLŐVILÁG SUGÁRTERHELÉSÉNEK KORLÁTOZÁSÁRA

Nemzetközi ajánlások

- IAEA, 1994. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments, Technical Reports Series No. 364, IAEA, Vienna.
- IAEA, 2001. Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment. IAEA Safety Reports Series 19, 216. STI/PUB/1102.
- IAEA, 2010. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments, Technical Reports Series No. 472, IAEA, Vienna.
- ICRP, 2003. A framework for assessing the impact of ionising radiation on non-human species. ICRP Publication 91. Ann. ICRP 33 (3).
- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2-3).
- ICRP, 2008. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108. Ann. ICRP 38 (4-6).
- ICRP, 2009. Environmental Protection: Transfer parameters for Reference Animals and Plants. ICRP Publication 114. Ann. ICRP 39 (6).

Törvények

1995. évi LIII. törvény a környezet védelmének általános szabályairól

Kormányrendeletek

A környezeti hatásvizsgálati és az egységes környezethasználati engedélyezési eljárásról szóló 314/2005. (XII. 25.) Kormányrendelet.

21.1.1 AZ ÉLŐVILÁG VÉDELMEINEK HAZAI ÉS NEMZETKÖZI SZABÁLYOZÁSA

A környezetvédelmi szabályozás alapvetően emberközpontú, vagyis minden, a környezet védelmére irányuló jogi aktus elsődlegesen az emberi társadalmat hivatott védeni hosszútávon. Ehhez hozzájárul azonban az a felismerés, miszerint a környezetvédelem egyes részterületeit érintő természettudományos ismereteink hiányosak lehetnek, ezért az elővigyázatosság alapelvét is szem előtt kell tartani, vagyis a környezeti rendszereket érő legcsekélyebb emberi beavatkozást is fenntartásokkal kell kezelni mindaddig, amíg azokról be nem bizonyosodik, hogy hatásuk jelentéktelen a környezet elemeire, azok rendszereire és folyamataira.

Az élővilág, mint környezeti elem, és annak összetevői bonyolult és összetett kölcsönhatásban állnak a környezeti rendszer többi elemével, így minden beavatkozás közvetett vagy közvetlen módon befolyásolhatja annak állapotát. Az élővilág védelme kiterjed valamennyi élő szervezetre, azok életközösségeire és élőhelyeire, így azok igénybevétele csak oly módon történhet, hogy ne veszélyeztesse az életközösségek természetes folyamatait és viszonyait, ne érintse károsan a biológiai sokféleséget (1995. évi LIII. törvény a környezet védelméről – továbbiakban Környezetvédelmi törvény –, 23. § (1)(2) bekezdés). A vadon élő szervezetek igénybevételével járó gazdasági, gazdálkodási és kereskedelmi tevékenységet úgy kell végezni, hogy a természeti értékek és rendszerek működőképességét megóvjuk, a biológiai sokféleség fenntartását biztosítsuk (1996. évi LIII. törvény a természet védelméről, 9. § (1) bekezdés).

Ennek megfelelően a környezethasználatot úgy kell megtervezni és végezni, hogy a lehető legkisebb mértékű környezetterhelést és igénybevételt idézze elő, megelőzze a környezetszennyezést és kizárja a környezetkárosítást. A környezethasználatot az elővigyázatosság elvének figyelembevételével, a környezeti elemek kíméletével kell végezni (Környezetvédelmi törvény, 6.§ (1) (2) bekezdés). Az elővigyázatosság elvének figyelembe vétele okán egyes európai országok a környezeti hatásvizsgálat tárgyává tettek olyan lehetséges hatásokat is, melyek káros környezeti következményei jelenleg nem bizonyosak. Hazánkban a környezeti hatásvizsgálati eljárás tárgyát képezik a

hatásvizsgálatra kötelezett tevékenységek környezeti elemekre (többek között az élővilágra), a környezeti elemek rendszereire, folyamataira, szerkezetére gyakorolt hatásainak meghatározása (314/2005. (XII. 25.) Kormányrendelet a környezeti hatásvizsgálati és egységes környezethasználati engedélyezési eljárásról, 6. § (1) bekezdés).

Figyelembe véve a környezet védelmére irányuló hazai szabályozás alapvető célkitűzéseit és a nemzetközi irányvonal útmutatásait, elmondható, hogy az élővilág emberi tevékenységek hatásának betudható sugárterhelését valamilyen vonatkoztatási szinthez viszonyítva érdemes megvizsgálni, ha másért nem is, de az elővigyázatosság elvének eleget téve, az elhanyagolhatónak vélt esetleges hatások és azok káros következményei kizárásának alátámasztására.

21.1.2 NEMZETKÖZI AJÁNLÁSOK AZ ÉLŐVILÁG SUGÁRTERHELÉSÉNEK FELMÉRÉSÉRE

A Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság (ICRP) által kidolgozott és időről-időre átdolgozott általános sugárvédelmi keretrendszer ma már magába foglalja a környezet ionizáló sugárzás elleni védelmére vonatkozó útmutatásokat és ajánlásokat is. Az ICRP ajánlásainak (ICRP, 2007) célja, hogy a kidolgozott sugárvédelmi rendszer biztosítsa a humán- és a környezeti sugárvédelmi elvárásoknak való megfelelést anélkül, hogy indokolatlanul korlátozná azokat az emberi tevékenységeket, melyek az expozíciós hatásokkal összefüggésbe hozhatók.

Ez a cél nem érhető el kizárólag az eddigi, a sugárzási expozícióra és annak egészségügyi hatásaira vonatkozóan elért tudásbázis alapján. Ezért kívánatos egy olyan modell megalkotása, amely megfelel a fent említett sugárvédelmi törekvéseknek. Az ICRP ajánlások tudományos tapasztalatokra és megfelelően megalapozott szakértői véleményekre építenek. A tudományos adatok az expozícióból származó egészségügyi kockázatok felméréséből származnak, mindemellett azonban szükséges figyelembe venni a sugárvédelmi keretrendszer kimunkálásánál a társadalmi és ökológiai szempontokat is. A különféle kockázati tényezők jelentőségéről és indokoltságáról fontos, hogy megalapozott, érdemi döntések szülessenek, így ebben az értelemben a sugárvédelem nem különbözik a többi, más jellegű veszélyeket generáló tevékenységek kontrollálásától. A Bizottság véleménye szerint épp ezért tisztázni kell a tudományos becslések és értékítéletek alapjait, amennyire csak lehetséges, hogy az egyes döntések átláthatósága és érthetősége biztosítva legyen (ICRP Publication 103. 2. fejezet (27) bekezdés).

A Bizottság ajánlásaiban körvonalazott sugárvédelmi rendszer elsősorban a humán egészségvédelmet célozza meg. Ezek az egészségvédelmi célkitűzések viszonylag egyértelműek: egy ésszerűen elérhető mértékig kezelni és korlátozni kell az ionizáló sugárzással kapcsolatos expozíciós helyzeteket a determinisztikus hatások kizárása és a sztochasztikus hatások kockázatának csökkentése érdekében.

Ezzel szemben nincs egyszerű, vagy egyetlen univerzális megközelítés az élővilág védelmére, az elképzelések országonként különbözőek. A nem humán sugárvédelemben ezért gyakorlatiasabb módszer a sugárhatások mortalitási, morbiditási, reprodukciós változásokban való nyomon követése. A Bizottság célja a környezeti sugárvédelemben az, hogy megelőzze, és elhanyagolható szintre csökkentse az olyan sugárhatások bekövetkezésének az előfordulási gyakoriságát, amelyek a biológiai diverzitás fenntartására, a fajok védelmére, a természetes élőhelyek, közösségek és ökoszisztémák egészségére és helyzetére nézve káros hatásokkal lehetnek. Ezen cél megvalósításához a Bizottság felismerte azt a tényt, hogy bár a sugárzási expozíció legtöbbször elhanyagolható mértékű, de mint tényezőt, mely a környezetre valamilyen módon hat, figyelembe kell venni. A Bizottság ehhez útmutatást és tanácsot kíván adni, abból a célból, hogy biztosítsa az emberi tevékenység hatásai és a környezetvédelmi törekvések összehangolhatóságát a kockázati szintek összemérhetőségének megteremtésével.

A lehetséges expozíciók nagy variációja, és az alkalmazás széles tartománya miatt nehéz egy általános szabályozást megvalósítani, ezért a Bizottság létrehozott egy formális rendszert a sugárvédelemre egy strukturált, átlátható megközelítés alkalmazása céljából. A rendszernek az expozíciós források nagy számát kell figyelembe vennie, legyen az meglévő, tervezett, vagy vészhelyzeti kibocsátások eredményeként létrejött expozíció. Ezek a források több módon is kapcsolódhatnak egymáshoz, így nemcsak egyedek, de csoportok és teljes populációk expozíciójához vezethetnek a jelenben és a jövőben. Ezért olyan védelmi rendszert kell kifejleszteni, mely egy logikai struktúra által vezérelt komplex hálózatot hoz létre (ICRP Publication 103. 2. fejezet (29) (30) (31) bekezdés).

A védelmi rendszer legfontosabb pontjai (melyek mind a humán, mind a környezeti sugárvédelemben alkalmazhatók) a következőkben foglalhatók össze:

- Jellemezni kell azokat a lehetséges szituációkat, ahol expozíció előfordulhat (tervezett, vészhelyzeti, meglévő)
- Osztályozni kell az expozíciók típusait (melyek azok, amelyek mindenképp bekövetkeznek, és mik a lehetséges expozíciók)
- A kitett egyedek, populációk, közösségek azonosítása
- A felmérés típusának kategorizálása (forráshoz kapcsolt, vagy egyedhez kapcsolt felmérés)
- A védelem alapelveinek pontos megfogalmazása (indokoltság, védelem optimalizálása, dóziskorlátok alkalmazása)
- Az egyedi dózisos leírása, amely megkívánja a védelmi beavatkozásokat vagy felméréseket (dóziskorlátok, dózis megszorítás és referencia szintek)
- A sugárforrások biztonsági feltételeinek körvonalazása, beleértve a biztonsági, és vészhelyzeti készenléti követelményeket és intézkedéseket.

A Bizottság felismerte egy olyan átfogó keretmunka szükségességét, melyben a kitétség és dózis, dózis és hatások közötti összefüggések, és azok következményei a nem humán szervezetekre nézve egy általános, közös tudományos alapon vannak összefoglalva. Ez a feladat először az ICRP 91. Publikációjában került megfogalmazásra (ICRP, 2003), és azzal az összefoglalóval zárult, hogy ehhez szükség van arra, hogy levonjuk a tanulságot a humán sugárvédelemre vonatkozó szisztematikus keretmunkák fejlődéséből. Ez a keretmunka, amit a Bizottság megkísérel gyakorlati tanácsá alakítani, olyan hatalmas tudásbázison alapszik, amely számszerűsíthető értékekhez vezet a különféle expozíciós szituációkban, figyelembe véve a hibalehetőségek széles tartományát, a bizonytalanságokat és az egyes adatbázisok hiányosságait.

Az emberi sugárvédelem esetén a Bizottság számára nagy segítséget jelentett a feladat megközelítésében az anatómiai és fiziológiai referencia modellek kifejlesztése. Ebből levonható az a következtetés, hogy egy ilyen jellegű, hasonló megközelítés értékes alapot nyújthat a további fejlődéshez, vagy útmutatáshoz a többi faj védelme érdekében. A Bizottság ezért létrehozta a Referencia Állatok és Növények egy kis csoportját (Pentreath, [21-6]), és a hozzájuk kapcsolódó releváns adatbázist a nagyobb élőhely típusokra jellemző organizmusokkal. Ezek az entitások alkotják egy strukturáltabb megközelítés alapját, amelynek segítségével megérthető a kapcsolat a kitétség-dózis, dózis és hatások, hatások és azok lehetséges következményei között.

A Referencia Állatokat és Növényeket úgy kell tekinteni, mint hipotetikus entitásokat, amelyek egyes állat és növény típusok biológiai jellemzőivel írhatók le, mint például a család, mint taxonómiai szint, amelyet anatómiai, fiziológiai és életmódbeli tulajdonságok határoznak meg. Ezek a valóságban, ilyen formán nem fordulnak elő, ezért van szükség a védelem közvetlen tárgyaira (populációk), viszont referencia pontként szolgálnak, és így alapot nyújtanak bizonyos döntések meghozatalához. Az emlősök kivételével általánosságban elmondható, hogy az információkban hiányosságok mutatkoznak arra vonatkozóan, hogy mely dózis-válasz reakciók becsülhetők, és hogy ez elég érzékenyen tudja-e körvonalazni a lehetséges következményeket, kiváltképp a kis dózisteljesítmények estében, ami viszont a legtöbb expozíciós szituációt jellemzi.

Az ajánlások alapján 2009-ben az ICRP kiadott egy beszámolót, amelyben részleteiben is kidolgozta ezt a referencia élőlénycsoportokra alapozott koncepciót (ICRP, 2009). Ebben bevezetésre és meghatározásra kerül a Referencia Állatok és Növények fogalma és azok egy kis csoportja. Összefoglalja a lehetséges szennyezés-terjedési útvonalakat, összehasonlítja, megvitatja a legjobb elérhető adatok megfelelőségét. Felülvizsgálja, mit tudunk a sugárzás hatásairól az egyes organizmusokra nézve, hogyan befolyásolja a mortalitást, morbiditást, reprodukciós folyamatokat az egyes populációkban, milyen károsodásokat okozhat a kromoszómában.

A Bizottság felhívja a figyelmet arra, hogy nem célszerű dózisteljesítmény határértékeket létrehozni, jóllehet a sugárvédelemben használt útmutatók és a rájuk épülő felmérések igénylik a számszerű értékeket a kockázat felméréséhez. Valamilyen módon össze kell tehát vetnünk a felmerülő, lehetséges károsodások bekövetkezésének kockázatát a hatások mértékével. Ez azonban nem egyszerű, mert bár rengeteg információ áll rendelkezésre a sugárhatások különböző típusaira, ezek nagyrészt a nagy dózisteljesítmény, ill. dózis értékekhez kötődnek. Mivel az ilyen nagy dózisteljesítményhez tartozó hatások elsődlegesen nem sztochasztikus természetűek, nehéz egy dózisteljesítmény értékre vonatkoztatható, bekövetkező hatáson alapuló kockázathoz szorosan köthető skálát létrehozni, amelyen az alacsonyabb dózisteljesítményeknél várható kockázatokat is kiértékelhetnénk.

Kézenfekvő összehasonlítási alapul szolgálhat az egyes élőlények természetes háttérsugárzástól eredő dózisteljesítménye. Így, ha az emberi tevékenységgel kapcsolatba hozható járulékos dózisteljesítmény csupán töredéke a természetesnek, az valószínűleg semmilyen módon nem befolyásolja a környezeti rendszerek működését, főleg, ha összehasonlítjuk azokkal a háttérrel többszörösen meghaladó dózisteljesítményekkel, amikhez már jól jellemezhető hatások köthetők. Sajnálatos módon, mivel a természetes eredetű sugárterhelésre vonatkozó információ sok élőlénycsoportra hiányos, az ilyen egyszerűsített kockázatértékelést kellő pontossággal nehéz elvégezni. Az alábbiakban – irodalmi adatok alapján (ICRP, 2008) – a 21.1.2-1. táblázatban összefoglaltuk a rendelkezésünkre álló, az egyes ökoszisztémákban élő különböző élőlények természetes radioaktivitástól származó dózisteljesítményét.

Ezeket figyelembe véve érdemes tehát az egyes élőlénycsoportokra a hatáshoz rendelt olyan dózisteljesítmény sávokat létrehozni, melyekhez viszonyítani tudunk a természetes háttéren felül. Ezek a kiválasztott dózisteljesítmény sávok egy, a gyakorlati életben irreálisan magas, és egy hatás nélküli érték közé vannak elhelyezve. Ezért ezeket a származtatott referencia szinteket (DCRLs) olyan dózisteljesítmény sávnak tekinthetjük, amin belül az ionizáló sugárzás hatásaként a referencia szervezetek valamelyikénél bekövetkezhet valamilyen káros hatás. A rendelkezésre álló adatokra alapozva létrehozták ezeknek a referencia szinteknek egy csoportját, ami idővel, a rendelkezésre álló információ gyarapodásával még pontosabbá válik majd. A lefedett dózisteljesítmény tartomány a 0,1 mGy/naptól (4 µGy/h) 100 mGy/napig (~4 000 µGy/h) terjed. Ugyan az 1 Gy/napnál nagyobb értékeknek legfeljebb a szuper ritka vészhelyzeti situációkban van realitása a természetben, de a megfigyelt hatásoknál az LD₅₀ (50 %-os letális dózis) érték némely állat és növény esetében ebbe a kategóriába esik, így ez is a hatásokhoz köthető hasznos információként szolgál a többi adat mellett (ICRP, 2008).

Ez a két ICRP publikáció szolgált alapjául azon eszköztár kidolgozásához, melyet a munka során előzetesen alapszint felméréshez, a későbbiekben a tervezett kibocsátások figyelembevételével a potenciális kockázatok becsléséhez használtunk.

ökoszisztéma	élőlény	dózisteljesítmény, µGy/h
tengeri	kifejlett bentikus hal	0,04-0,4
	kifejlett bentikus rákok	0,08-0,6
	tengeri hínár	0,08-0,5
édesvízi	pelagikus hal	0,02-0,75
szárazföldi	földigiliszta	külső: 0,08
	szarvas, egér	külső: 0,03
	²¹⁰ Po bizonyos állatoknál	belső (szövetekben): 1,7-3,3
	²²² Rn földben élő állatok	belső (tüdőben): 8-292
	növények	0,08-0,8

21.1.2-1. táblázat: Természetes eredetű sugárterhelés különböző ökoszisztémákban.

21.1.3 AZ AJÁNLÁSOK ALAPJÁN KIDOLGOZOTT KOCKÁZATELEMZÉSI MÓDSZER ALAPJAI

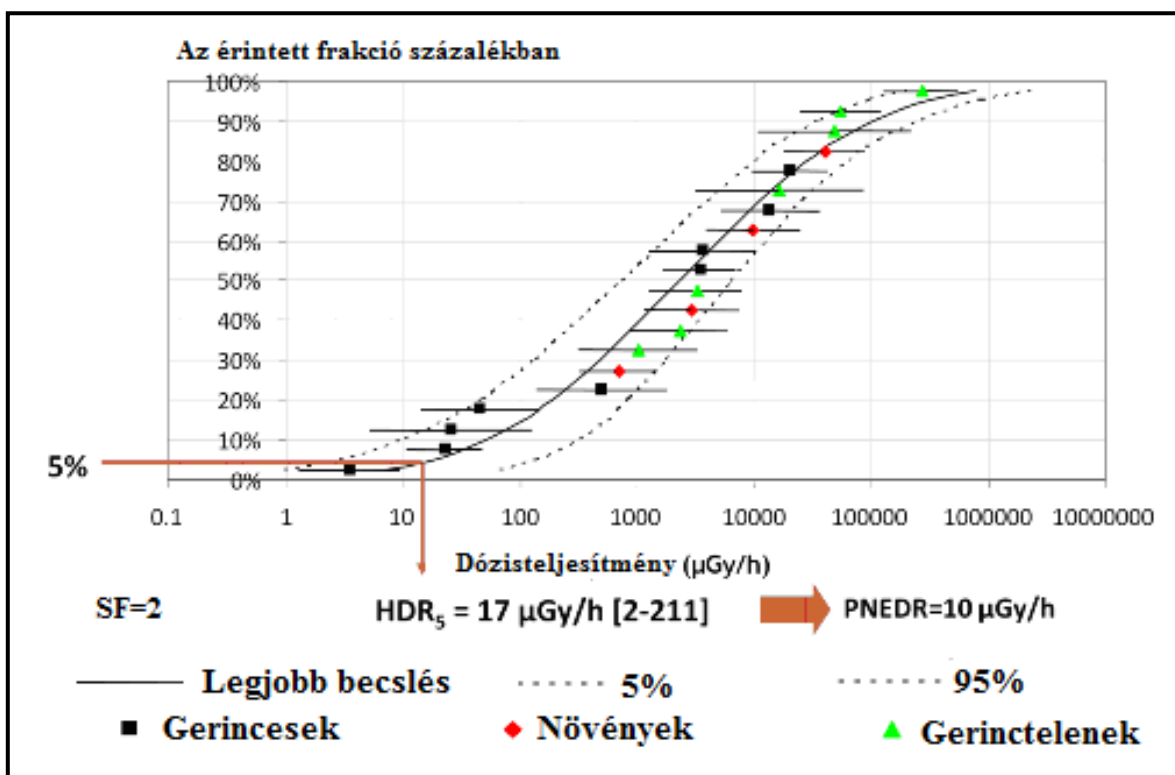
Mint az a korábbiakból is kiderült, nem célravezető szigorú határértékeket szabni az élővilág sugárterhelésére, viszont valamilyen módon vonatkoztatnunk kell a sugárterhelés nagyságára vonatkozó becslés eredményeit egy számszerű kritériumhoz. Ezeknek a viszonyszámoknak szükségszerűen párosulniuk kell valamilyen védelmi céllal, jól dokumentált, megalapozott módszerekre építve használatukat.

A vonatkoztatási („screening”) érték tehát a kockázat számszerűsítéséhez szükséges, ahol az előre megállapított értéket meghaladó eredmény esetében további elemzés szükséges, de nem jelent feltétlenül kifejezett kockázatot. A radiológiai felmérésekben egy úgynevezett hatás nélküli dózisteljesítményt (PNEDR érték) választanak vonatkoztatási szintnek, amihez a felmérés eredményei viszonyíthatók. A környezeti közegben (levegő, talaj) mért aktivitáskoncentrációkhoz EMCL értékek vannak rendelve, melyek a közegben mért radionuklidok biótára vonatkoztatott expozíciós hatásainak felméréséhez használhatók. Az eredmények értékelésének egyszerűsítése érdekében bevezettek egy kockázati tényezőt (RQ), amely a közegben vagy élőlényben mért aktivitáskoncentrációk alapján számított dózisteljesítmény és a hatás nélküli dózisteljesítmény hányadosa. Ha a RQ érték 1-nél kisebbnek adódik az összes vizsgált izotópra összegezve, a biótára az expozícióból eredő hatás elhanyagolhatóan kicsinek tekinthető. Jelenleg a nemzetközi ajánlásokra, tudományosan megalapozott becslésekre támaszkodó felmérések szerint a hatás nélküli dózisteljesítmény értéke 10 µGy/h (Garnier-Laplace [21-4]). Ez a dózisteljesítmény vonatkozik a felmérésben szereplő minden biótára.

Magukat a referencia élőlényeket úgy választották meg, hogy képviseljék a különböző taxonómiai szinteket, reprezentálják az eltérő életmódú, fiziológiájú élőlény csoportokat az adott ökoszisztémán belül. Így a referencia élőlények között megtalálhatók alacsonyabb és magasabb rendű, kis- és nagytermetű növények és állatok, ragadozó, növényevő, lebontó állatok, vízi és szárazföldi élőlények. Ezeket a hipotetikus élőlényeket helyezzük el a vizsgált környezeti közegben, és a becsült, vagy ténylegesen a közegben vagy élőlényben mért aktivitáskoncentráció adatok alapján számítjuk az expozícióból származó, számszerűsíthető kockázatot.

Az expozícióból származó sugárterhelést az élőlények érzékenysége mellett rengeteg más körülmény is befolyásolja, melyeket a felmérés során figyelembe kell venni. Külső expozíció esetén ilyen paraméterek a terhelést okozó radionuklid tulajdonságai, a sugárforrás és az organizmus közötti geometriai kapcsolat, az élőlényt körülvevő közeg tulajdonságai, az organizmus mérete és elhelyezkedése a közegben, vagy az, hogy az adott élőlény az életciklusa egy-egy szakaszában mennyi időt tartózkodik a vizsgált közegben. Belső expozíció esetén – melyet az élőlényekbe bekerülő radionuklidok, és azok szövetekben, szervekben való akkumulációja eredményez – a terhelés mértéke függ a radionuklid jellemzőitől, annak biológiai felezési idejétől, a bomlás tulajdonságaitól, az egésztest vagy szerv-specifikus aktivitás szintjétől. Ez alapján a felmérés eredményei a sugárterhelésnek leginkább kitett élőlénycsoportokra reprezentatívak, az egyes élőlényekhez köthető érzékenységet kevésbé tükrözik, de a vonatkoztatási érték megállapításánál nyilvánvalóan ez is figyelembe lett véve.

A vonatkoztatási szint meghatározása úgy történt, hogy korábbi megfigyelések és mérések alapján az egyes referencia élőlények vizsgált populációin belül az expozíciós dózisteljesítmény értékekhez hatásokat rendeltek, amely valamilyen érzékelhető változást okoz a populáció természetes struktúrájában, vagy az azt jellemző faktorokon (morbiditás, mortalitás, reprodukciós képességek). A megfigyelt hatásokhoz számszerűsíthető értékek lettek rendelve, így meghatározták az adott közegben vizsgált egyes izotópok azon aktivitáskoncentrációját, amely 10 %-os hatást eredményez a vizsgált populációra nézve. Ezt az összes vizsgált élőlénycsoport esetén meghatározták, így megállapították a fajok érzékenységi eloszlását (21.1.3-1. ábra).



21.1.3-1. ábra: A vonatkoztatási dózisteljesítmény érték meghatározása

A görbén az élőlények 5 %-ához tartozó dózisteljesítmény (HDR₅) az a dózisteljesítmény érték, mely 10 %-os hatást eredményez a vizsgált élőlénycsoport 5 %-ánál. Ezt a dózisteljesítményt elosztották egy előre meghatározott (a rendelkezésre álló adatok megbízhatósága, valamint tapasztalatok alapján megállapított) biztonsági faktorról (SF), így adódott a 10 µGy/h vonatkoztatási dózisteljesítmény. Ez mai ismereteink alapján a vizsgált élőlények egyikénél sem okoz megfigyelhető hatást, így az kellően biztonságosnak vehető.

A környezetvédelmi jog szerint meghatározott általános célkitűzések megvalósításához a nemzetközi ajánlások iránymutatásai, és tudományosan megalapozott kutatómunka, felmérés eredményeként jött létre az a keretmunka, amely alapján az élővilág sugárterhelésének becslését, a potenciális kockázatok meghatározását jelen hatásvizsgálat keretein belül el tudjuk végezni.

Az Európai Unió 6. kutatástámogatási keretprogramja részeként kidolgozott ERICA projekt az ionizáló sugárzás környezeti kockázatbecslésére alkalmas eszköztárat hozott létre. Az ICRP 103-as publikációjának ajánlásait figyelembe véve jött létre, és alkalmazza az ICRP 108-as publikációjában meghatározott referencia állatok és növények listáján felsorolt referencia szervezeteket. Az ERICA projektben résztvevő szakértők ehhez fejlesztették ki az ERICA eszköztár szerves részét képező szoftvert, amely alkalmas az élővilág sugárterhelés eredetű kockázatának becslésére.

21.1.4 AZ ERICA INTEGRÁLT SZEMLÉLET ÉS AZ ERICA ESZKÖZTÁR

Az ionizáló sugárzások környezeti (azaz az élővilágot és az ökoszisztémákat érintő) hatásainak felmérésére, segítésére szolgáló, tudományosan megalapozott és hiteles rendszer felállítására számos kezdeményezés történt pl. az Egyesült Államokban (US DoE, [21-8]), Kanadában (Environment Canada [21-3]) és az Egyesült Királyságban (Coplestone et al. [21-2]). A Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság új ajánlásai magában foglalják a környezet direkt figyelembevételét (ICRP, 2007), a Bizottság korábbi publikációjának (ICRP, 2003) vonatkozó részeire építkezve. Az Európai Unió az 5. Keretprogram (FP5) keretében két, a környezeti sugárvédelem szempontjából releváns nemzetközi projektet támogatott: FASSET-et (Framework for ASSEsment of Environmental impacT) és az EPIC-et (Environmental risks from Ionising Contaminants in the Arctic). Az FP6 indítását követően a figyelem áttevődött a tisztán felmérési jellegű arra, hogy döntéshozásban és a jogszabályalkotásban is segítséget nyújtson. Ennek eredményeként jött létre az ERICA projekt (Environmental Risks from Ionising Contaminants: Assessment and Management), amelyet az Európai Unió valamint 7 tagállam 15 szervezete közösen finanszírozott 2004 és 2007 között. A projekt célja az volt, hogy egy olyan megközelítést adjon az ionizáló sugárzás környezeti aspektusának, amely biztosítja, hogy a környezettel kapcsolatos ügyekben a döntéshozatali folyamatban kellő súlyt kapjanak az ionizáló sugárzásnak való kitettségtől származó hatások és kockázatok, kihangsúlyozva az ökoszisztémák szerkezetének és működésének a védelmét. E cél megvalósulása érdekében a kockázat jellemzésével és a hatás felmérésével kapcsolatos elemeket integráltak egybe, amely az ERICA Integrált Szemlélet elnevezést kapta (Larsson, [21-5]).

Az ERICA Integrált Szemlélet használatának kiindulási pontja általában egy olyan környezeti szituáció, amely cselekvési tervet igényel. A szituációkat tervezett, vészhelyzeti vagy fennálló kategóriákba lehet sorolni, az ICRP definícióinak megfelelően, amelyek az ICRP legutóbbi ajánlásában (ICRP, 2007) vannak részletezve. Az érdekelt felek bevonásával vagy anélkül, és a monitoring adatok (ha rendelkezésre állnak és relevánsak) útmutatása mellett számos kérdés és lehetőség megfontolásával gyors döntést lehet hozni arról, hogy folytatódjon-e a felmérés, és ha igen, hogyan. A probléma felvetése és körülhatárolása után a felmérés elkészítése válaszokat szolgáltat a problémafelvetés során feltett kérdésekre. A kockázat karakterizálás kétféle kapcsolatban van a felmérési folyamattal:

- 1.) tudományos alapot biztosít a felmérési folyamat befejezését lehetővé tevő szűrőfeltételeknek, amennyiben meggyőző érvek szólnak amellett, hogy a környezeti hatások elhanyagolhatóak;
- 2.) potenciálisan vagy ténylegesen veszélyes szituációk esetén a hatások valószínűségének és súlyosságának becsléséhez biztosítja a szükséges alapokat.

Az ERICA Integrált Szemlélet mindkét esetben a FREDERICA adatbázist használja a kockázat jellemzéséhez szükséges tudományos információk elsődleges forrásaként. A felmérés utáni további döntéseknek a felmérés eredményeit a többi környezeti információval együtt kell értékelniük ahhoz, hogy a KHV megfelelő (nem túl nagy, nem túl kicsi) súlyt adjon a sugárzás környezetre gyakorolt hatásának.

PROBLÉMAFELVETÉS

A problémafelvetés bármely környezeti kockázatfelmérés első lépése, egyrészt a döntési folyamat során vizsgálandó gazdasági és társadalmi kérdések, felmérési feltételek, valamint a viszonyítási szintek meghatározását jelenti, másrészt ezzel együtt rögzítésre kerülnek a használt eljárások és módszerek, továbbá az eljárásba bevontak köre. Ennek az a célja, hogy ösztönözze a vizsgálatot végzőt a lefolytatni kívánt hatásvizsgálat alapos átgondolására és bármely feltételezés vagy döntés világos és átlátható dokumentálására. A felmérést végző gondosan tervezze meg a vizsgálatokat, pl. fontos megállapítani, hogy vajon ténylegesen szükség van-e a teljes környezeti hatásvizsgálatra (esetünkben az ERICA legrészletesebb, a 3. szintjére), vagy a jogszabályi háttér kívánja meg annak használatát, függetlenül attól, hogy a környezeti kockázatok elhanyagolhatóaknak tekinthetők, avagy sem. Az ERICA Integrált Szemlélet információkkal és tanácsokkal szolgál az ilyen jogi szabályozásnak való megfeleléshez és felsorol további figyelembe vehető komponenseket, ha a felhasználó úgy kívánja. A döntés meghozásához vezető folyamat során a probléma többszöri újra felvetésére lehet szükség, az érintett felek bevonásával is, a felmérés során napvilágot látó újabb információk figyelembe vételével. Az érintett felek részvételét szabályozó procedúrák változtatások, és valószínűleg nincs egyetlen olyan forgatókönyv sem, amely az érintett felek minden csoportjára alkalmazható lenne. A gyakorlatban, ha a közreműködés fontosnak ítélik a döntés meghozása szempontjából, számos módszert meg lehet honosítani (Zinger et al. [21-10]). Az ERICA eszköztár segíti a felhasználót a releváns aspektusok megfontolásában és az ilyen kérdésekben hozott döntések rögzítésében.

FELMÉRÉS

Az ERICA Integrált Szemlélet felmérési modulja (ERICA eszköztár) a radionuklidok környezeti közegekben található tényleges vagy becsült koncentrációjából kiindulva lehetővé teszi a környezeti kockázatok számszerűsítését, felhasználva a számos referencia élőlényre adatokat tartalmazó adatbázisokat (FREDERICA). Minden egyes referencia élőlény meghatározott geometriával rendelkezik, és a szárazföldi, az édesvízi vagy a tengeri ökoszisztémákra jellemző. A referencia élőlény megközelítés az évek során fejlődött és kompatibilis az ICRP (2007) által meghonosított referencia állatok és növények módszertanával.

A felmérési modul három elkülönülő szintre oszlik, ahol bizonyos esetekben már az 1. és 2. szinten befejezhetjük az értékelést, ha alacsony, vagy elhanyagolható a sugárzás radiológiai kockázata a biótára. Ha nem elhanyagolhatóak a becsült hatások, akkor a felmérésnek a legrészletesebb, 3. szinten kell folytatódnia. A szintek között elsősorban a számítási módok és a bevitt adatok mennyisége között van különbség (Brown et al. [21-1]).

A SZINTEK LEÍRÁSA

Az **1. szint** a legkonzervatívabb és ez igényli a legkevesebb bemenő adatot. Működése azon alapszik, hogy egy megadott vonatkoztatási dózisteljesítmény szinthez képest vizsgálja az egyes izotópok közegbeli aktivitáskoncentráció értékei esetén fellépő kockázatot. Az ERICA Integrált Szemléletben az alapértelmezett vonatkoztatási dózisteljesítmény a korábban már említett 10 $\mu\text{Gy/h}$. Az eszköztár más értékek használatát is megengedi, pl. 40 $\mu\text{Gy/h-t}$ szárazföldi állatokra vagy 400 $\mu\text{Gy/h-t}$ szárazföldi növényekre.

A lehetséges vonatkoztatási dózisteljesítményekhez inverz módon számították ki az egyes izotópok koncentrációját vízben, vagy talajban. Ezen koncentráció eredményeként a referencia élőlények valamelyikére a teljes (külső + belső) sugárterhelés az adott vonatkoztatási dózisteljesítmény lesz. Ezt nevezzük környezeti közeg koncentráció határnak (EMCL), amely mindig egy limitáló organizmus – aktivitáskoncentráció érték-párost jelent.

Egy tényleges 1. szintű felmérés során az eszköztár – az élőhely-típus és a radionuklidok kiválasztása után – összehasonlítja a megadott, maximálisan előforduló – mért vagy számított (lásd lentebb) – közegbeli aktivitáskoncentráció értékeket az EMCL értékekkel. Az adott izotópokra legérzékenyebb élőlények hozzárendelése után egy-egy kockázati tényező hányados kerül meghatározásra. Ha a ΣRQ értéke az összes vizsgált izotópot tekintve kisebb, mint 1, akkor az eszköztár javasolja a felhasználónak a felmérés befejezését. Ha viszont eléri, vagy meghaladja a ΣRQ értéke az 1-et, akkor javasolt a felmérés folytatása magasabb szinten.

Az 1. szinttől kezdődően, ha a szükséges aktivitáskoncentráció értékek nem állnak direkt módon rendelkezésre (pl. tervezett létesítmény esetén mindig ez a helyzet), akkor az ERICA eszköztárba beépített, az IAEA SRS-19 modelljein

(IAEA, 2001) alapuló alkalmazás használható ezek becslésére. Az ERICA eszköztárba beépített modellek generikusak, és a környezeti terjedést és hígulást veszik figyelembe, minimális helyszín-specifikus bemenő adat felhasználásával.

A három ökoszisztémára (szárazföldi, édesvízi, tengeri) a következő SRS-19 modellek állnak rendelkezésre az ERICA Eszköztárban:

- *Kisméretű tó (édesvízi)*
- *Nagyméretű tó (édesvízi)*
- *Folyó (édesvízi)*
- *(Tölcsér) torkolat (édesvízi vagy tengeri)*
- *Tengerpart (tengeri)*
- *Levegő (szárazföldi)*

Az SRS-19 modelleket úgy tervezték, hogy minimalizálják annak az esélyét, hogy a számolt környezeti közegekben található koncentrációk több mint 10-szeresen alulbecsüljék az okozott (humán) dózisokat. Egyetlen forrásból származó folyamatos kibocsátásból eredő vízi vagy levegőbeli átlagos koncentrációkra tudnak becslést adni, feltételezve, hogy egyensúly vagy kvázi-egyensúly létesült a kibocsátott radionuklidok és a környezeti közegek között.

A **2. szint** esetében az eszköztár meghatározott (referencia vagy egyedileg definiált) élőlényekre dózisteljesítményt számít, és azt hasonlítja össze a kiválasztott vonatkoztatási dózisteljesítménnyel, az eredményt pedig "közlekedési jelzőlámpa" szisztémában prezentálja a felhasználó számára:

- ❖ **Zöld:** nagy bizonyossággal elhanyagolható kockázat, a felmérés befejezhető;
- ❖ **Sárga:** potenciális kockázat, amelynek tisztázására szakértői bevonás vagy egy finomított 2. szintű, ill. egy teljes 3. szintű felmérés javasolt;
- ❖ **Piros:** nagy bizonyossággal fellépő kockázat, ahol mindenképpen szükséges további vizsgálódás, leginkább a 3. szinten.

Az elnyelt dózisteljesítmény ($\mu\text{Gy/h}$) becslése alapvető lépés az ERICA Integrált Szemléleten belül, amely lehetővé teszi, hogy a környezeti közegekben, illetve az élővilág egyedeiben található aktivitáskoncentrációkat a potenciális hatásokban kifejezve értelmezzük. A környezetben található radionuklidok következtében a növények és az állatok ki vannak téve ionizáló sugárzásnak mind kívülről, mind belülről. A belső sugárterhelés a radionuklid felvételét (emésztés vagy gyökéren keresztüli felvétel) követően jelentkezik. Mértékét az élőlényen belüli aktivitáskoncentráció, a szervezet mérete és a kibocsátott sugárzás fajtája és energiája határozza meg. A külső sugárterhelés számos tényezőtől függ, beleértve a környezet szennyezettségi szintjeit, a sugárforrás és az élőlény közötti geometriai kapcsolatot, az élőhelyet, az élőlény méretét, a közeg árnyékoló tulajdonságait és a jelen levő radionuklidok fizikai tulajdonságait.

A sugárforrás és a sugárterhelést elszenvedő élőlény közötti geometriai kapcsolat a kapott elnyelt dózisteljesítmény meghatározásánál egy fontos tényező. A forrás körüli sugárzási tér intenzitása a távolság növekedtével csökken és a forrás és a célpont közti közeg is befolyásolja. A lehetséges forrás/célpont konfigurációk száma végtelen, gyakorlatban csak korlátozott számú jellegzetes szituációt lehetséges tekintetbe venni.

Az élővilág egy egyede vagy egy környezeti közeg aktivitáskoncentrációja és a külső, illetve belső elnyelt dózisteljesítmények közötti kapcsolatot a dózis konverziós együttható (DCC; $\mu\text{Gy/h}$ per Bq/kg száraz, illetve nedves tömeg) írja le. Az ERICA eszköztárban a DCC értékek leszámaztatására használt módszer leírásával kapcsolatban lásd Pröhl et al. [21-7]. A belső elnyelt dózisok becslésének egyik kulcsfontosságú mennyisége az elnyelt hányad (f), definíció szerint a sugárforrás által kibocsátott energia azon hányada, amelyet az élőlény elnyel. Az ERICA eszköztárban Monte Carlo szimulációval számították ki képzeletbeli uniform eloszlású gömb/ellipszoid geometriájú, végtelen vizes közegbe merülő foton és elektron források elnyelt hányadát. Az ERICA alapértelmezett geometriáira a számolások 10 keV-től 5 MeV-ig terjedő energiatartományt, 1 mg-tól 1000 kg-ig terjedő tömegtartományt és a gömbtől az ellipszoidig különféle mértékű nem-gömbszimmetrikusságot mutató geometriatartományt fednek le. A számított elnyelt hányad értékekből 're-scaling faktorok' olyan halmazát hozták létre, amelyek interpolálása révén lehetőség van felhasználó-definiált élőlényekre meghatározni az elnyelt hányadot bizonyos mérethatárokon belül.

Vízi élőlények esetén nincs jelentős különbség a víz és az élőlény sűrűsége között, szárazföldi élőlények esetében azonban a külső sugárterhelés becslése sokkal összetettebb. A talaj, a levegő és a szerves anyag lényegesen eltérő összetétel és sűrűség szempontjából. Következésképpen, a sugárzás terjedését és kölcsönhatását nem lehet kielégítő módon leírni analitikus megoldásokkal, hanem a DCC értékek leszámaztatása monoenergiás fotonok terjedésének és kölcsönhatásának Monte Carlo szimulációjával történik. A sugárzás energiájával, a szennyezett közeggel és az élőlény

méretével definiált általánosított, jellemző eseteket választottak ki részletes vizsgálatra. Olyan sugárterhelési körülményekre, amelyekre nem álltak rendelkezésre részletes számítások, a többi eset közti interpolációval nyertek adatokat. Külső sugárterheléshez tartozó DCC értékek számításához használt forrás-célpont kombinációk:

- *A talajon és a talaj fölött élő élőlények sugárterhelése egy 10 cm vastag, térfogatában egyenletesen szennyezett talajréteg következtében ($\mu\text{Gy/h}$ per Bq/kg talaj, száraz tömeg).*
- *Olyan élőlények külső sugárterhelése, amelyek egy 50 cm vastagságú, egyenletesen szennyezett talajrétegben élnek ($\mu\text{Gy/h}$ per Bq/kg élőlény, nedves tömeg).*

Az így nyert dózis konverziós együtthatók felhasználhatóak a környezeti közegekben, illetve az élővilág egyedeiben található aktivitáskoncentrációktól eredő súlyozatlan elnyelt dózisteljesítmények becslésére. A sugárhatások azonban nem csak a súlyozatlan elnyelt dózistól függenek, de a sugárzás típusától is. Például adott nagyságú súlyozatlan elnyelt dózis alfa-sugárzás esetén sokkal jelentősebb hatással járhat, mint ugyanaz béta- vagy gamma-sugárzás esetén. Ezért bevezetésre kerültek a sugárzási súlytényezők, hogy a különböző típusú sugárzások relatív biológiai hatása figyelembe legyen véve. A FASSET projektben ajánlottaknak megfelelően (Pröhl et al. [21-7]) alfa-sugárzásra 10-es, míg lágy béta-sugárzásra 3-as súlytényező van feltételezve a 1. szintű felmérések esetén. A 2. és a 3. szintű felmérések esetén szintén ezek az alapértelmezett értékek, de a felhasználó megváltoztathatja őket.

Ezen a szinten már megengedi a program, hogy a felhasználó kiválaszthassa az adott területhez a vizsgálandó élőlényeket. Abban az esetben, ha a program korábban nem tartalmazott megfelelő élőlényt, akkor a felhasználó megalkothatja a saját ismert paramétereivel. Továbbá, a program már nem csak a kockázati tényezőt, hanem az egyedért teljes dózisteljesítményt is kiszámolja, melyet össze lehet hasonlítani (ha van) a korábban mért irodalmi értékekkel. Ebből meg lehet állapítani az adott élőlényre vonatkozatható sugárzás biológiai hatásait – lényegében a kimenetét egy krónikus expozíciós szituációnak – ami a morbiditás, mortalitás, reprodukciós képesség és a mutáció előfordulási gyakoriságának számszerűsíthető értékeiben mérhető az adott populáción belül.

Hiányzó aktivitáskoncentráció értékek esetén (az élőlények szervezetében található izotópokra ez nagyon gyakran előfordul) egy többlépcsős folyamat áll rendelkezésre azok pótlására. Mind szárazföld, mind vizes élőhelyek esetében erre szolgál a CR (koncentráció arány) tényező, ill. a vizes élőhelyek esetében a hiányzó víz aktivitáskoncentrációk származtatására a K_d megoszlási hányados (ha csak az üledékre ismertek a vizsgálandó izotópok koncentrációi). Ugyanakkor a program lehetővé teszi a felhasználónak, hogy megvizsgálja és megadja mind a fenti paramétereket, mind a dózisteljesítmény egyéb számítási paramétereit. Ez utóbbi alatt a talaj vagy az üledék száraz tömeg %-a, a korábban már említett sugárzási súlyfaktor, és a tartózkodási faktor értendő. (Tartózkodási faktor: az időnek az a része, amit az organizmus az élőhelye egy meghatározott helyén tölt, pl. lebontó gerinctelen talajfelszíni tartózkodási faktor: 0,3, a talajban töltött tartózkodási időhányad pedig 0,7.)

A felmérés **3. szintje** a potenciálisan problémás helyzetek tisztázására szolgál. Az 1. és 2. szinttől eltérően nem egyszerű igen / nem választ eredményez, hanem valószínűségi számításokat végez, amiket Monte-Carlo szimuláció alkalmazásával hajt végre. Ez hasonló szintű flexibilitást enged a felhasználónak a felmérés harmadik szintjén, mint a második szinten, abban az értelemben, hogy a felhasználó maga szerkesztheti és felülvizsgálhatja a különböző paramétereket a későbbi számításoknál felhasználva azokat. Továbbá a bemenő adatok, a megoszlási hányadosok, a koncentráció arány értékei és a sugárzási súlyfaktorok kiválasztása lehetőséget nyújt a felhasználónak, hogy meghatározza a valószínűségi eloszlásokat. Ez lehet egy alapértelmezett, vagy a felhasználó által meghatározott valószínűségi eloszlás.

Egy adott szituáció felmérésének végeredménye ennek megfelelően abban fog leginkább különbözni a 2. szinten kapottól, hogy az összes bizonytalansági tényező megfelelő figyelembevételével a számolt külső / belső / összes dózisteljesítmény értékekhez egy-egy valószínűségi eloszlás is fog tartozni. Azaz, adott százalék valószínűséggel mekkora lesz a kérdéses élőlény által különböző forrásokból elszennvedett dózisteljesítmény. Ez utóbbiból két beépített érzékenységi vizsgálati módszer, a PCC (Pearson Correlation Coefficient) és az SRCC (Spearman Rank Correlation Coefficient) segítségével még jobban le lehet szűrni, hogy mely élőlény mely tényező megváltozására a legérzékenyebb.

21.2 AZ ÉLŐVILÁG JELENLEGI SUGÁRTERHELÉSE A TELEPHELY KÖRNYEZETÉBEN

A radioaktivitás mint jelenség, s ennek folyamánként az ionizáló sugárzás a Föld keletkezése óta jelen van, így a később kialakult élet, illetve élőlények mindig is ki voltak téve hatásának. Maga a hatás a sugárzás energiájának (vagy egy részének) a szervezetben való, atomi szinten történő elnyelődése. Ennek azonban nem feltétlen következménye az élettani hatás, mert pl. rekombináció, továbbá sejtszinten működő javító mechanizmusok a primer hatást többnyire eliminálják. Maga a milliárd éves földi élet, a kialakult biológiai diverzitás szolgáltatja a bizonyítékot, hogy az ionizáló sugárzás a sugárterhelés "megszokott" földi szintjén nem egy olyan kockázati tényező, amely az élővilág fajaira, vagy azok valahol élő populációira érdemi hatással lenne, tehát alapvetően semleges hatásúnak tekinthető.

Mivel a sugárhatás nem magával az izotóppal, hanem a kibocsátott részecskével és az elnyelt energiával kapcsolatos, nyilvánvaló, hogy a mesterséges radioaktivitástól (pl. atomerőmű kibocsátása) származó sugárterhelés hatásmechanizmusát tekintve nem különbözik a természetestől. Ebből egyrészt az következik, hogy a hatást illetően a két "forrás" általában nem különböztethető meg. Másrészt egy új (tervezett) forrás megítélésénél célszerű felmérni az annak környezetében található élőhelyeken honos élővilág természetes eredetű, és vélhetően igen hosszú ideje fennálló sugárterhelését. Ez korrekt és objektív összehasonlítási alapot biztosít a tervezett forrás várható hatásának megítéléséhez.

A Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság is a fenti véleményen van, amikor a legfrissebb sugárvédelmi ajánlásában (ICRP, 2007) az élővilágot illetően egy ajánlott vonatkoztatási szint alkalmazása mellett hangsúlyozza az adott természeti környezettől eredő sugárzási szinttel történő összevetés fontosságát is. Fentiek miatt Paks II. élővilágot érintő radiológiai hatásának becslése előtt érdemes összefoglalni a paksi természetes sugárzási háttérre és az ebből származtatható sugárterhelésre vonatkozó ismereteket.

Figyelemmel kell továbbá lenni arra a tényre is, hogy a fent idézett ajánlásban az emberi tevékenység által okozott sugárterhelésre egy adott élőhelyre javasolt vonatkoztatási szint az ott ható összes antropogén forrásra értendő, tehát egy tervezett új forrás hatását a már meglévőkkel együtt kell értékelni. A jelen helyzetben ebből az következik, hogy egyrészt fel kell mérni a nukleáris fegyverkísérletektől származó (globális kihullás) maradék radioaktív szennyezettségi szintet, valamint a paksi környezetet ért csemobili kihullás jelenlegi hatását. Az élővilág emberi eredetű sugárterheléséhez a ~30 éve üzemelő 4 atomerőművi blokk is járulékot ad légköri és vízi kibocsátásai révén. E három forrás együttesen produkálja az élővilág jelenlegi mesterséges eredetű sugárterhelését, amire egy külön fejezetben végzünk becslést.

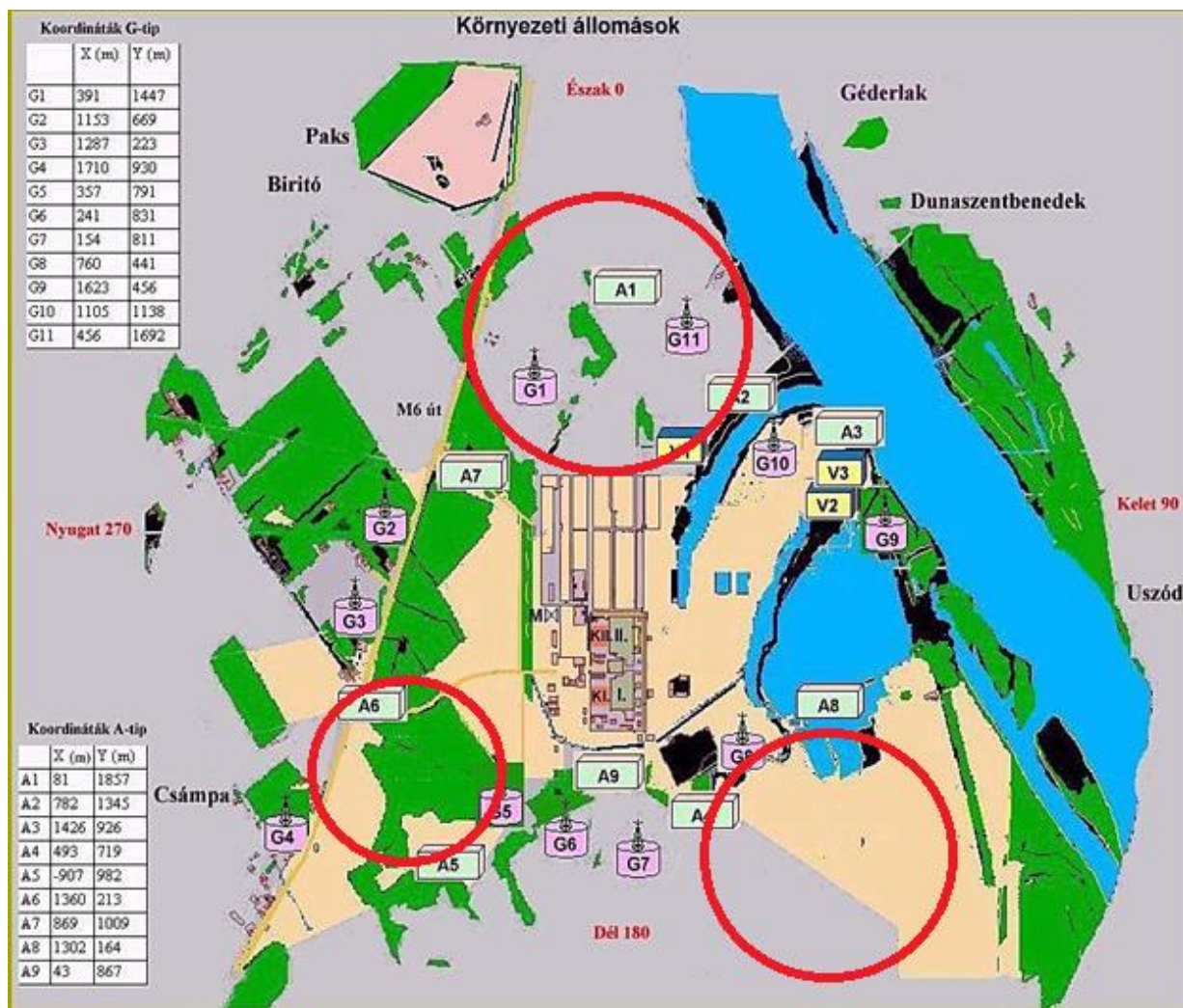
21.2.1 AZ ÉLŐVILÁG TERMÉSZETES EREDETŰ SUGÁRTERHELÉSE

SZÁRAZFÖLDI ÉLŐHELYEK

Az ionizáló sugárzás forrása valamely elem radioaktív izotópja, ami a hatást elszenvedő élőlényen kívül, vagy annak testében helyezkedhet el. Ennek megfelelően beszélünk külső és belső sugárterhelésről. Szárazföldi élőlények esetén a meghatározó külső forrás a talaj radioaktivitása, ezért elsősorban erre nézve kell adatokat szerezni.

A Paksi Atomerőmű Környezetellenőrző Laboratóriuma a kezdetektől fogva működteti az ún. A-típusú mérőállomásait, amelyek különböző irányokban kb. 1,5-2 km-re fekszenek az erőműtől. Mivel ezek környezetére 20-25 évre kiterjedő adatbázis állt rendelkezésre, közülük - a megfelelő egyeztetések alapján - 3 mérőállomás környezete került kijelölésre a szárazföldi élővilág sugárterhelésének jellemzésére, a természetes és mesterséges alapszint felmérésére.

A 21.2.1-1. ábra az erőmű körül kialakított sugárvédelmi ellenőrző hálózatot szemlélteti.



21.2.1-1. ábra: A nukleáris környezetellenőrzés helyszínei a Paksi Atomerőmű körül.

Látható egyrészt, hogy a tervbe vett bővítés jól beilleszthető ebbe a rendszerbe, hiszen az A1, A2, A3 és A7 állomásokat annak idején úgy helyezték el az erőmű körül, hogy azok a jelenleg üzemelőktől közvetlenül az északi szomszédságba telepítendő új blokkok környezetellenőrzését is el tudják látni. Az ábrán piros színű körök jelölik a kiválasztott szárazföldi élőhelyeket. Az ábra azt is jól szemlélteti, hogy a vizsgált szárazföldi élőhelyek szinte teljesen lefedik a Duna és a 6. sz. főút közötti, az atomerőművet körülölelő területet. Mivel a jelenlegi és a tervezett blokkok hatása ezeket a területeket érinthetik elsősorban, elmondható, hogy az élővilág e helyszíneken történő vizsgálatának eredményénél más, az erőműtől távolabbi helyszíneken a paksi atomerőművi eredetű radioizotóptól az itteninél csak alacsonyabb sugárterhelési szint képzelhető el normál üzemi működés mellett.

A talaj természetes radioaktivitására az **A1**, **A6** és **A8 állomások** mérési adatait elemeztük, majd használtuk fel a területek jellemző U-sor, Th-sor és ^{40}K aktivitáskoncentrációjának meghatározásához.

Az **A8 állomásra** 20 év adatsora állt rendelkezésre; a földnyelvre telepített állomás egyedi sajátossága, hogy területe jelentős mértékben feltöltött. A természetes eredetű izotópok közül az U- és Th-sor értékei átlagosan azonosnak adódtak (kb. 23 Bq/kg), az adatok mindkét esetben 30 %-os szórást mutatnak. A mérési bizonytalanságra közölt kb. 10 %-os értékkel ez éppen összefér, ugyanakkor feltűnő volt, hogy meglehetősen gyakoriak voltak az olyan esetek, amikor az átlagostól lényegesen kisebb mértékű érték egyaránt jelentkezett mindkét természetes bomlási sor esetében, s ugyanott a ^{40}K (és a ^{137}Cs) izotópok koncentrációja is alacsonyabb a szomszédos adatokhoz viszonyítva. Az ilyen esetek, pl. úgy értelmezhetők, hogy a mintavétel mélyebb talajréteget is érintett.

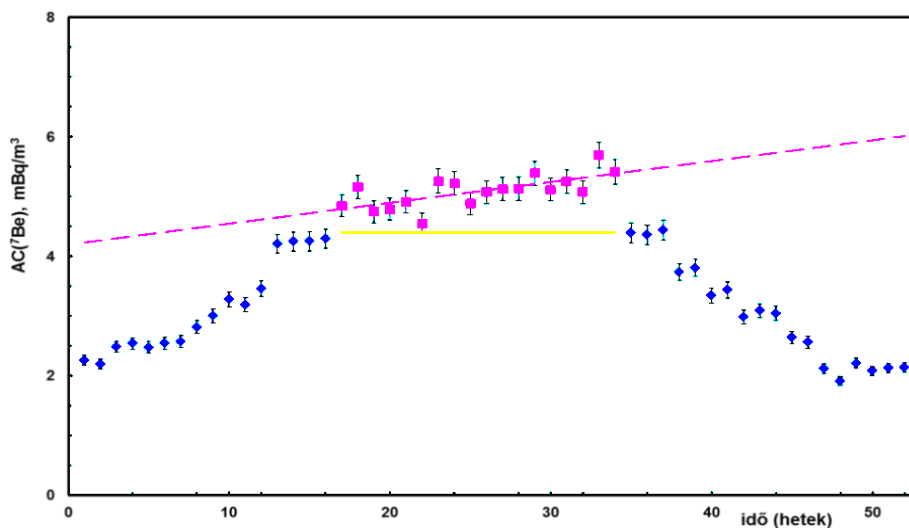
Az atomerőműtől szinte pontosan É-i irányban létesített **A1 állomáson** az **A6-os állomással** megegyező protokoll szerint vizsgálták a környezetében lévő talaj (és fű) radioaktivitását, így egy-egy ugyanolyan nagyságú adathalmaz áll rendelkezésre. A közel 190, izotópszelektív mérésből származó adat döntő hányada alkalmas volt a szükséges

alapadatok származtatásához. Egy-egy izotópra nézve az alábbi megállapítások tehetők. A ^{40}K aktivitáskonzentrációja gyakorlatilag megegyezik az **A6-os állomás** környezetének talajára kapott értékkel (272 Bq/kg). Az adatsor szórása (9 %) is kedvezően alakult, az egyedi mérési adatokhoz megadott bizonytalanság körüli. Az urán bomlási sorára rendelkezésre álló mérési eredmények között akadt 3, melyek jelentősen eltértek a többitől. Nélkülük az adathalmaz normális eloszlást mutatott 11,4 Bq/kg átlaggal, a szórás (15 %) teljes összhangban van a megadott mérési bizonytalanságokkal. A Th-sorra vonatkozó adatok között nem akadt egyetlen kiszórónak tekinthető sem, átlaguk $(12,8 \pm 2,4)$ Bq/kg. E két bomlási sorra kapott koncentráció értékről is elmondható, hogy megegyeznek az **A6-os állomás** környezetének talajára találtakkal. Ezek az egyezések tulajdonképpen nem meglepőek, hiszen egymástól nem túl távoli helyekről van szó.

Az ÜKSER adatai szerint tehát az erőmű környezetének talaja nem homogén a földkérgi radioizotópokra nézve. Az erőműtől K-i, DK-i irányban az U- és Th-sor aktivitáskonzentrációja mintegy kétszerese az A1 és A6 állomások környezetére jellemző értéknek. Ezt a tényt a ^{137}Cs és ^{90}Sr izotópok mélységi eloszlásának, ill. a jelenlegi kihullási leltár megállapítása céljából e vizsgálat keretében vett réteges talajminták mérési eredményei is megerősítik. A jelenlegi kibocsátási ponttól a keleti és déli irányok által kijelölt negyedben vett 9 minta a Kondor-tó Ny-i sarkánál vett kivéve rendre 30-30 Bq/kg aktivitáskonzentrációt mutatott az U-, ill. Th-sorra. Ugyanezekben a mintákban a ^{40}K aktivitáskonzentrációja 350-470 Bq/kg között mozgott. Ez utóbbi "változékonyság" vélhetően a mezőgazdasági műveléssel kapcsolatos.

A szárazföldi élőhelyek másik meghatározó közege a földközeli levegő, ami – pusztán sűrűségéből kifolyólag is – lényegesen kevesebb radioaktivitást hordoz, mint az élettér másik meghatározó eleme, a talaj. Másrészt viszont a légzésen keresztül közvetlenül az élőlénybe kerül a jelenlévő radioizotóp (inkorporáció), ami akár jelentős dózist is eredményezhet. Az élőlények anyagának meghatározó eleme a szénatom, melynek 14-es tömegszámú izotópja (radiokarbon) természetes módon is jelen van az atmoszférában, s a növények anyagcseréjén keresztül gyakorlatilag minden élő szervezetben sugárterhelés forrása (1,71 nGy/h belső sugárterhelés (ICRP 2008)). A víz formájában a levegőben megjelenő tríciumról ugyanez szintén elmondható. A felsőbb légkörben keletkező ^7Be izotóp ülepedéssel jut le a felszín közelébe, majd a talajra, ill. a növényzetre hullik (fallout). Könnyen detektálható jól ismert 477 keV-os gamma-sugárzása révén, így a nukleáris környezetellenőrzés mérési eredményeinek állandó szereplője. A Paksi Atomerőmű körüli levegő aeroszol-minták segítségével történő folyamatos ellenőrzése révén igen széles adatbázis jött létre a ^7Be koncentrációjának jellemzésére.

Az A1, A6 és A8 állomásokon heti gyakorisággal cserélik a mintavevők szűrőit, tehát évente 52 mérési adat keletkezik. 1994 óta elegendő mérési kapacitás áll az ellenőrzést végző laboratórium részére, ezért állomásonként külön-külön vizsgálják a keletkezett mintákat. Ez 18 év alatt állomásonként közel ezer adatot eredményezett. E légköri izotóp koncentrációját óriási mértékben befolyásolja, meghatározza az időjárás alapvetően szeszélyes volta. Ebből az következik, hogy néhány évnél nehezen képzelhető el a hosszú távra érvényes legvalószínűbb aktivitáskonzentráció származtatása, ezért feldolgozásra került a rendelkezésre álló 18 évnél teljes adatsor. Az ebből levont legfontosabb következtetéseket a 21.2.1-2. ábra szemlélteti.



21.2.1-2. ábra: A ^7Be levegőbeli aktivitáskonzentrációjának időbeli változása a Paksi Atomerőmű környezetében.

Látható, hogy az ábrán szereplő koncentráció-értékeket két csoportba rendeztük. Ennek alapját az képezte, hogy a külön-külön vizsgált adatsoroknál mindig jelentkezett a 17. héten (április vége) bekövetkező hirtelen koncentráció-emelkedés, továbbá a 35. héten (szeptember eleje) pedig egy jelentős csökkenés. E két időpont között lila színnel feltüntetett adatokra illesztett egyenes jól mutatja, hogy a meleg időszak beköszöntése után a ⁷Be koncentrációja lassan ugyan, de állandóan emelkedik. Közvetlenül ezen időpontok előtt és után néhány hétig ugyanakkora aktivitáskoncentráció mellett stagnál a berillium szintje. Ezt az ábrán a sárga vonallal jelöltük 4,4 mBq/m³ értéknél. Az eddigiek éppen a teljes év felét teszik ki. Az aktivitáskoncentráció legalacsonyabb értéke 2,2 mBq/m³ körüli, és kb. november közepétől január közepéig jellemző a földközeli levegő ⁷Be koncentrációjára.

A növények sugárterhelését nyilván az éppen a tenyészidőszakra eső magasabb aktivitáskoncentráció fogja meghatározni. Ennek átlagos értéke a vizsgált területen 5,2 mBq/m³, és mindhárom szárazföldi élőhelyre érvényes. A folyamatos kihullás miatt a ⁷Be akkumulálódik, elsősorban a leveleken. Viszonylag rövid felezési ideje miatt ugyanakkor a radioaktív bomlás miatti fogyást is figyelembe kell venni a teljes tenyészidőre számított átlagos felületi aktivitáskoncentráció becslésénél.

A fent összefoglalt adatelemzések alapján az erőmű környezetében a talaj és a levegő a 21.2.1-1. táblázatban összegzett természetes izotópkoncentrációkkal jellemezhető.

izotóp	A1		A6		A8	
	talaj	levegő	talaj	levegő	talaj	levegő
	Bq/kg	Bq/m ³	Bq/kg	Bq/m ³	Bq/kg	Bq/m ³
⁴⁰ K	272		272		360	
²¹⁰ Pb	11,4		11,4		24,1	
²¹⁰ Po	11,4		11,4		24,1	
²²⁶ Ra	11,4		11,4		24,1	
²²⁸ Ra	12,8		12,8		22,7	
²²⁸ Th	12,8		12,8		22,7	
²³⁰ Th	11,4		11,4		24,1	
²³² Th	12,8		12,8		22,7	
²³⁴ Th	11,4		11,4		24,1	
²³⁴ U	11,4		11,4		24,1	
²³⁸ U	11,4		11,4		24,1	
⁷ Be	6	0,0052	6	0,0052	8,7	0,0052
¹⁴ C		0,0437		0,0437		0,0437
T		0,015		0,015		0,015

21.2.1-1. táblázat: Természetes eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi a vizsgált szárazföldi élőhelyeken.

A RAPs lista 14 alapértelmezett szárazföldi élőlényét a kijelölt élőhelyeken elhelyezve, sugárterhelésüket az ERICA program második szintjén vizsgáltuk. Bemenő adatként a fenti táblázatban a szóban forgó környezeti közegre meghatározott irányadó aktivitáskoncentrációk szolgáltak. Mivel az ERICA program a természetes izotópok dózisteljesítményével nem számolt a vonatkoztatási értékek (EMCL) megállapításakor, így nem tartottuk indokoltnak kockázati tényező megadását az ezektől a radionuklidoktól származó sugárterhelésre, mindössze a tőlük származó külső és belső, valamint összes dózisteljesítményeket közöljük.

A becslés során a referencia organizmusokra az alapértelmezett átviteli tényező (CR) értékeket használtuk, kivételt képezett ez alól a két általunk definiált izotóp: a ⁴⁰K és a ⁷Be, mindkettőnél 1,0 CR értéket használtunk az összes referencia organizmusra.

Az alapértelmezett tartózkodási faktoroktól csak néhány esetben térünk el:

- madarak: az alapértelmezett talajon: 1,0 helyett talajon: 0,8, levegőben: 0,2
- repülő rovarok: alapértelmezett talajon: 1,0 helyett talajon: 0,8, levegőben: 0,2
- lebontó gerinctelenek (ászák): alapértelmezett: talajban: 1,0 helyett talajban: 0,7, talajon: 0,3
- emlős (patkány): alapértelmezett: talajban: 1,0 helyett talajban: 0,7, talajon: 0,3

A talaj százalékban megadandó természetes száraz tömegét 90 %-nak vettük, ami a hazai viszonylag száraz éghajlatnak inkább megfelel.

Az A1-A6 állomások, tehát a "nyugati" területek környezetére kapott dózisteljesítményeket a 21.2.1-2. táblázatban összegeztük. A táblázat 2. és 3. oszlopában szereplő adatok összehasonlítása alapján látható, hogy néhány nagyon "földközeli" élőlénytől eltekintve a külső sugárterhelés kb. egy nagyságrenddel kisebb a belsónél. A táblázat utolsó oszlopában az egyes referencia élőlények természetes radioaktivitástól származó teljes háttersugárterhelése került feltüntetésre.

organizmus	dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$		
	külső	belső	összes
kétéltű	$1,65 \cdot 10^{-02}$	$7,45 \cdot 10^{-02}$	$9,11 \cdot 10^{-02}$
madár	$1,59 \cdot 10^{-02}$	$9,43 \cdot 10^{-02}$	$1,10 \cdot 10^{-01}$
madártojás	$1,65 \cdot 10^{-02}$	$8,85 \cdot 10^{-02}$	$1,05 \cdot 10^{-01}$
lebontó gerinctelen	$3,59 \cdot 10^{-02}$	$1,80 \cdot 10^{-01}$	$2,16 \cdot 10^{-01}$
repülő rovar	$1,52 \cdot 10^{-02}$	$1,79 \cdot 10^{-01}$	$1,94 \cdot 10^{-01}$
csiga	$1,67 \cdot 10^{-02}$	$1,14 \cdot 10^{-01}$	$1,30 \cdot 10^{-01}$
fűvek és lágyszárúak	$1,61 \cdot 10^{-02}$	$2,97 \cdot 10^{-01}$	$3,13 \cdot 10^{-01}$
zuzmók és mohák	$9,31 \cdot 10^{-03}$	$2,94 \cdot 10^{00}$	$2,94 \cdot 10^{00}$
nagy emlős (szarvas)	$8,85 \cdot 10^{-03}$	$7,00 \cdot 10^{-02}$	$7,89 \cdot 10^{-02}$
kisemlős (patkány)	$3,40 \cdot 10^{-02}$	$6,51 \cdot 10^{-02}$	$9,91 \cdot 10^{-02}$
hüllő	$1,60 \cdot 10^{-02}$	$8,08 \cdot 10^{-02}$	$9,67 \cdot 10^{-02}$
cserje	$1,54 \cdot 10^{-02}$	$1,52 \cdot 10^{-01}$	$1,67 \cdot 10^{-01}$
talajlakó gerinctelen (féreg)	$4,39 \cdot 10^{-02}$	$1,80 \cdot 10^{-01}$	$2,24 \cdot 10^{-01}$
fa	$1,31 \cdot 10^{-02}$	$5,88 \cdot 10^{-02}$	$7,19 \cdot 10^{-02}$

21.2.1-2. táblázat: Természetes eredetű radionuklidok dózisteljesítménye referencia élőlényekre az A1-A6 állomások körül.

Mint az látható, a teljes sugárterhelés értéke tipikusan egy-két tized $\mu\text{Gy/h}$, vagyis a Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság által javasolt vonatkoztatási szintnek durván az ötven-század része. Egyedüli kivétel a zuzmó és moha, amely közel $3 \mu\text{Gy/h}$ sugárterhelésével tűnik ki. Ennek oka vélhetően egyrészt e lények életmódjában, továbbá a velük kapcsolatban végzett kísérleti munka során felmerülő technikai problémákban van. Nevezetesen, gyökérzettel nem rendelkezvén, a zuzmók és mohák az ásványi anyagszükségletüket a levegőből becsapdázott porból biztosítják, így elképzelhető, hogy testükben jelentősebb mennyiségben halmozódnak egyes földkérgi radionuklidok. A jelen munkához kapcsolódó szakterületi projekt keretében növényeken végzett radioanalitikai vizsgálatban, pl. az 5 különböző élőhelyről begyűjtött moha minta mérési eredményei igen magas, 95,4, 426, 51,6, 392 és 195 Bq/kg ^{210}Pb aktivitáskoncentrációt mutatott. E mellett a mintákban az U-sor más tagjai jelentéktelen koncentrációban voltak jelen, ami arra utal, hogy elsősorban a levegőből származó radon leánytermékek felvétele okozza a magas ^{210}Pb koncentrációt (ami alfa-sugárzó ^{210}Po leányterméket eredményez bomlása után). Másrészt azoknak a korábban végzett kísérleti munkáknak a során, amelyek e növénykének egyes izotópokra vonatkozó átviteli tényezőjét voltak hivatottak meghatározni, nyilván komoly nehézséget okozott (különösen a mohák esetében) a tölcéses levélkékből a por eltávolítása. Ha ez nem volt tökéletes, akkor a CR értékére a valóságosnál magasabb érték adódott, ami most a sugárterhelés felülbecsléséhez vezet.

A Paksi Atomerőműtől K-i, DK-i irányban elterülő terület élővilágának természetes radiológiai helyzetét a 21.2.1-1. táblázat A8 állomás fejléc alatt szereplő környezeti közeg radionuklid koncentrációkkal határoztuk meg a már fent leírt módon. Ennek eredményeit a 21.2.1-3. táblázatban foglaltuk össze.

organizmus	dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$		
	külső	belső	összes
kétéltű	$2,72 \cdot 10^{-02}$	$1,39 \cdot 10^{-01}$	$1,67 \cdot 10^{-01}$
madár	$2,62 \cdot 10^{-02}$	$1,63 \cdot 10^{-01}$	$1,89 \cdot 10^{-01}$
madártojás	$2,71 \cdot 10^{-02}$	$1,53 \cdot 10^{-01}$	$1,80 \cdot 10^{-01}$
lebontó gerinctelen	$5,91 \cdot 10^{-02}$	$3,66 \cdot 10^{-01}$	$4,25 \cdot 10^{-01}$
repülő rovar	$2,54 \cdot 10^{-02}$	$3,63 \cdot 10^{-01}$	$3,89 \cdot 10^{-01}$
csiga	$2,74 \cdot 10^{-02}$	$2,24 \cdot 10^{-01}$	$2,52 \cdot 10^{-01}$
fűvek és lágyszárúak	$2,64 \cdot 10^{-02}$	$5,29 \cdot 10^{-01}$	$5,56 \cdot 10^{-01}$
zuzmók és mohák	$1,55 \cdot 10^{-02}$	$6,09 \cdot 10^{00}$	$6,11 \cdot 10^{00}$
emlős (szarvas)	$1,45 \cdot 10^{-02}$	$1,19 \cdot 10^{-01}$	$1,33 \cdot 10^{-01}$
emlős (patkány)	$5,58 \cdot 10^{-02}$	$1,12 \cdot 10^{-01}$	$1,68 \cdot 10^{-01}$
hüllő	$2,63 \cdot 10^{-02}$	$1,45 \cdot 10^{-01}$	$1,72 \cdot 10^{-01}$
cserje	$2,53 \cdot 10^{-02}$	$2,76 \cdot 10^{-01}$	$3,02 \cdot 10^{-01}$
talajlakó gerinctelen (féreg)	$7,23 \cdot 10^{-02}$	$3,64 \cdot 10^{-01}$	$4,37 \cdot 10^{-01}$
fa	$2,15 \cdot 10^{-02}$	$8,25 \cdot 10^{-02}$	$1,04 \cdot 10^{-01}$

21.2.1-3. táblázat: Természetes eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre az A8 állomás körül.

Az eredményül adódott, tipikusan 0,2-0,5 $\mu\text{Gy/h}$ teljes háttér sugárterhelés itt már csak huszada/ötvenede az ICRP által ajánlott 10 $\mu\text{Gy/h}$ vonatkoztatási értéknek. A zuzmók és mohák nyilvánvalóan itt is kimagasló értéket mutatnak a többi élő szervezettel összehasonlítva.

Az eddigiekben a szárazföldi ökoszisztémákban a referencia élőlények sugárterhelését becsültük meg az ERICA eszköztár 2. szintjén, s ehhez nagymértékben támaszkodtunk a programba beépített átviteli tényezőkre. A jelen környezeti hatásvizsgálatot magalapozó szakterületi munkában részletesen diszkutáltuk ezeket a tényezőket, és többnyire olyan megállapításra jutottunk, hogy egyrészt az egy-egy értékre jellemző igen nagy terjedelem, továbbá a számos adathiány miatt ezek használata nagy bizonytalanságot eredményez a sugárterhelés becslésében. Másrészt megmutattuk, hogy a biológus szakértők által korábban vizsgálatra kijelölt fajok jelentős hányada megfeleltethető az eszköztárba épített referencia lények valamelyikének. E két tényezővel indokolva az alábbiakban nem ismételjük meg az eddigi számításainkat a kijelölt szárazföldi fajokra, továbbra is csak a fő környezeti médiumokra használt aktivitáskoncentrációk használata mellett, hanem kihasználjuk a vizsgált fajokat reprezentáló biológiai mintákra rendelkezésre álló, ill. e projekt keretében mért izotópkoncentráció adatokat, és ezeket közvetlenül is felhasználjuk a belső sugárterhelés számítására. Itt emlékeztetni kell arra, hogy az említett átviteli tényezőkkel tulajdonképpen éppen az egyes fajok saját radioaktív anyagtartalmát számítjuk a környezeti elemekre ismert aktivitáskoncentrációkból, ami voltaképpen a belső sugárterhelés számításához nélkülözhetetlen.

Fentiekkel összhangban, a soron következő és a teljes sugárterhelést az egyes fajokra összegző táblázatokban megjelölt élőlények a biológus szakértők által korábban javasolt, a szárazföldi ökoszisztémákban vizsgálandó fajok, melyek közül jó néhányra a ténylegesen ott élő egyedek méréséből rendelkezünk izotópkoncentráció adatokkal, amelyeket most felhasználtunk a becslésben. Azokra az izotópokra és lényekre, amelyekre nem állt rendelkezésre helyi adat, természetesen a szükséges átviteli tényezők használatára került sor.

Szólni kell még arról is, hogy a kijelölt fajok nem minden esetben helyettesíthetők egyszerűen a megfelelő referencia fajjal, mert ugyan az adott faj életmódját / élettanát „kezelő” átviteli tényezők szabad használata megengedett a programon belül, a dóziskonverziós tényezők jelentősen függenek az élőlény fizikai méretétől. Erre való tekintettel az ERICA eszköztár lehetővé teszi új, addig nem létező organizmus létrehozását, ami döntően a megadott méretnak megfelelő DCC értékek előállítását és az illető élőlényhez való rendelését jelenti. Ezt kihasználva, előállításra kerültek e munka során az eszköztárból hiányzó, de vizsgálni kívánt organizmusok is.

A következő 3 táblázat az A1, A6 és A8 állomások környezetének szárazföldi élőhelyeire foglalja össze a kijelölt fajok természetes eredetű sugárterhelését. Ezek a dózisteljesítmény értékek tehát az ember jelenlététől, tevékenységétől függetlenül fennálló ún. sugárzási alapszintet jelenítik meg, elnyelt dózisteljesítményben kifejezve. A táblázatokban a csillag (*) a megjelölt organizmusoknál arra utal, hogy az illető fajnál átviteli tényező csak az adott biótában nem mért radioizotópokra volt használva. Ez a legtöbb esetben a tórium két hosszú felezési idejű izotópjára állt fenn.

organizmus	dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$		
	külső	belső	összes
Bombus agrorum (poszméh)	$1,45 \cdot 10^{-02}$	$1,83 \cdot 10^{-01}$	$1,98 \cdot 10^{-01}$
földgigiliszta	$4,39 \cdot 10^{-02}$	$1,80 \cdot 10^{-01}$	$2,24 \cdot 10^{-01}$
csiga*	$1,67 \cdot 10^{-02}$	$1,24 \cdot 10^{+00}$	$1,25 \cdot 10^{+00}$
béka	$1,65 \cdot 10^{-02}$	$7,45 \cdot 10^{-02}$	$9,11 \cdot 10^{-02}$
Lacerta agilis (gyík)	$1,67 \cdot 10^{-02}$	$8,05 \cdot 10^{-02}$	$9,71 \cdot 10^{-02}$
vadkacsa	$1,59 \cdot 10^{-02}$	$9,43 \cdot 10^{-02}$	$1,10 \cdot 10^{-01}$
patkány	$3,40 \cdot 10^{-02}$	$6,51 \cdot 10^{-02}$	$9,91 \cdot 10^{-02}$
Sus scrofa (vaddisznó)	$1,04 \cdot 10^{-02}$	$6,94 \cdot 10^{-02}$	$7,98 \cdot 10^{-02}$
zuzmó/moha*	$3,90 \cdot 10^{-03}$	$4,88 \cdot 10^{00}$	$4,89 \cdot 10^{00}$
Asclepias syriaca* (selyemkóró)	$1,61 \cdot 10^{-02}$	$1,21 \cdot 10^{-01}$	$1,37 \cdot 10^{-01}$
Solidago gigantea* (magas aranyvessző)	$1,61 \cdot 10^{-02}$	$2,01 \cdot 10^{-01}$	$2,17 \cdot 10^{-01}$
Pinus sylvestris* (erdei fenyő)	$1,31 \cdot 10^{-02}$	$4,02 \cdot 10^{-01}$	$4,15 \cdot 10^{-01}$

21.2.1-4. táblázat: Természetes sugárzási alapszint a kijelölt fajokra az A1 állomás környezetében.

A 21.2.1-4. táblázat 4. oszlopa összegzi a külső és belső sugárterhelést. Az itt szereplő értékek 2 fajtótól eltekintve egy igen szűk tartományban helyezkednek el, úgy tízed $\mu\text{Gy/h}$ -nak vehető nagy általánosságban. Ez az ICRP által javasolt referencia szintnek 1-4 %-a, tehát kifejezetten alacsonynak mondható. A két kivétel közül az egyik a csiga. A táblázatban az „összes” oszlopban megadott érték a fajok döntő többségére jellemző szint tízszerese. Látható ugyanakkor, hogy a külső forrásokból származó dózisteljesítmény ennél az organizmusnál sem mutat az átlagostól eltérőt. A nagy terhelés belső forrástól ered, ez pedig a ^{226}Ra és ^{210}Po izotópok rovására írható. A nagy rádium bevitel nyilvánvalóan a héj mészváza építéséhez szükséges alkáli földfém igény miatt jön létre. A magas ^{210}Po dózis vélhetően a mért csigában tapasztalt kimagasló ^{210}Pb következménye. A másik kivétel a moha, melynek átlagostól jóval magasabb sugárterhelését már fentebb diszkutáltuk. A vizsgált mohára itt szereplő dózisteljesítmény érték a ténylegesen mért izotópkoncentrációk alapján van számítva, és közel egy kettes faktoriala múlja felül az ERICA eszköztár átviteli tényezőjével becsültet, és megerősíti, hogy bizonyos fajok sugárterhelésének meghatározását, becsülését nagy bizonytalanság terheli.

A 21.2.1-5. táblázat és a 21.2.1-6. táblázat az A6 és A8 állomás körüli élőhelyen tartózkodó vizsgált fajok fentiekhez hasonlóan származtatott dózisteljesítmény eredményeit foglalja össze. Az itt található adatokkal kapcsolatban gyakorlatilag az A1 állomásnál említetteket lehet értékelésként előadni. Az innen származó moha annyiban érdemel külön említést, hogy az izotópkoncentrációk alapján számított összes dózisteljesítménye még a vonatkoztatási szintnek javasolt $10 \mu\text{Gy/h}$ -át is lényegesen felülmúlja. Ez is aláhúzza a Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottságnak a természetes sugárzási háttér és az emberi tevékenység okozta sugárterhelés összevetésére vonatkozó megjegyzéseinek a kiemelt fontosságát.

Az erőmű környezetében élő szárazföldi élőlények háttér sugárterheléséről összefoglalva elmondható egyrészt, hogy annak mértéke a fajok döntő részénél $0,5 \mu\text{Gy/h}$ érték alatt van, a meszet halmozó lények, továbbá a mohák mutatnak ettől lényegesen nagyobb, akár még az ICRP által javasolt vonatkoztatási szintet is felülmúló értéket. Másrészt úgy tűnik, hogy sok esetben akár kettes/hármas faktoriala alul becsülhetjük adott faj sugárterhelését, ha nem hely specifikus átviteli tényezőket használunk a belső sugárterhelés számítására.

organizmus	dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$		
	külső	belső	összes
Bombus agrorum (poszméh)	$1,45 \cdot 10^{-02}$	$1,83 \cdot 10^{-01}$	$1,98 \cdot 10^{-01}$
földigiliszta	$4,39 \cdot 10^{-02}$	$1,80 \cdot 10^{-01}$	$2,24 \cdot 10^{-01}$
csiga*	$1,67 \cdot 10^{-02}$	$1,24 \cdot 10^{00}$	$1,25 \cdot 10^{00}$
béka	$1,65 \cdot 10^{-02}$	$7,46 \cdot 10^{-02}$	$9,11 \cdot 10^{-02}$
Lacerta agilis (gyík)	$1,67 \cdot 10^{-02}$	$8,05 \cdot 10^{-02}$	$9,72 \cdot 10^{-02}$
vadkacsa*	$1,59 \cdot 10^{-02}$	$5,62 \cdot 10^{-02}$	$7,21 \cdot 10^{-02}$
patkány	$3,40 \cdot 10^{-02}$	$6,51 \cdot 10^{-02}$	$9,91 \cdot 10^{-02}$
Sus scrofa (vaddisznó)*	$1,04 \cdot 10^{-02}$	$1,58 \cdot 10^{-01}$	$1,69 \cdot 10^{-01}$
zuzmó/moha*	$3,90 \cdot 10^{-03}$	$1,64 \cdot 10^{+01}$	$1,64 \cdot 10^{+01}$
Asclepias syriaca* (selyemkóró)	$1,61 \cdot 10^{-02}$	$9,11 \cdot 10^{-02}$	$1,07 \cdot 10^{-01}$
Solidago gigantea* (magas aranyvessző)	$1,61 \cdot 10^{-02}$	$2,04 \cdot 10^{-01}$	$2,20 \cdot 10^{-01}$
Pinus sylvestris* (erdei fenyő)	$1,31 \cdot 10^{-02}$	$3,81 \cdot 10^{-01}$	$3,94 \cdot 10^{-01}$

21.2.1-5. táblázat: Természetes sugárzási alapszint a kijelölt fajokra az A6 állomás környezetében.

organizmus	dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$		
	külső	belső	összes
Bombus agrorum (poszméh)	$2,39 \cdot 10^{-02}$	$3,70 \cdot 10^{-01}$	$3,94 \cdot 10^{-01}$
földigiliszta	$7,23 \cdot 10^{-02}$	$3,64 \cdot 10^{-01}$	$4,37 \cdot 10^{-01}$
csiga	$2,74 \cdot 10^{-02}$	$2,24 \cdot 10^{-01}$	$2,52 \cdot 10^{-01}$
béka	$2,72 \cdot 10^{-02}$	$1,39 \cdot 10^{-01}$	$1,67 \cdot 10^{-01}$
Lacerta agilis (gyík)	$2,74 \cdot 10^{-02}$	$1,47 \cdot 10^{-01}$	$1,74 \cdot 10^{-01}$
vadkacsa*	$2,62 \cdot 10^{-02}$	$5,65 \cdot 10^{-02}$	$8,26 \cdot 10^{-02}$
patkány	$5,58 \cdot 10^{-02}$	$1,12 \cdot 10^{-01}$	$1,68 \cdot 10^{-01}$
szarvas	$1,45 \cdot 10^{-02}$	$1,19 \cdot 10^{-01}$	$1,33 \cdot 10^{-01}$
Sus scrofa (vaddisznó)*	$1,71 \cdot 10^{-02}$	$1,58 \cdot 10^{-01}$	$1,76 \cdot 10^{-01}$
zuzmó/moha*	$5,16 \cdot 10^{-03}$	$4,01 \cdot 10^{00}$	$4,02 \cdot 10^{00}$
Asclepias syriaca* (selyemkóró)	$2,66 \cdot 10^{-02}$	$1,80 \cdot 10^{-01}$	$2,07 \cdot 10^{-01}$
Solidago gigantea* (magas aranyvessző)	$2,66 \cdot 10^{-02}$	$2,44 \cdot 10^{-01}$	$2,71 \cdot 10^{-01}$
Pinus sylvestris* (erdei fenyő)	$2,15 \cdot 10^{-02}$	$4,39 \cdot 10^{-01}$	$4,61 \cdot 10^{-01}$

21.2.1-6. táblázat: Természetes sugárzási alapszint a kijelölt fajokra az A8 állomás környezetében.

VÍZI ÉLŐHELYEK

A vízi élőhelyeket illetően a meghatározó élettér maga a víz. A víz ugyan jó oldószerként ismert anyag, a természetes vizek többnyire csak kis mennyiségben tartalmaznak oldott földkérgi anyagot. Kiváltképp igaz ez az U- és Th-sorra, mivel ezek nagyrészt oldhatatlan ásványokban, kristályos formában, ill. agyag-, vagy agyagszerű ásványokon erősen adszorbeálva találhatóak. Ennek következtében a vizekben ezek aktivitáskoncentrációja 3-4 nagyságrenddel kisebb, mint a talajban. Emiatt a természetes vizekre általában csak kevés mérési adat található, s ez igaz a paksi környezetben vizsgálható vízi élőhelyekre is. Az oldott anyag ugyanakkor eredendően a vizet határoló szilárd földkérgi anyagtól (többnyire az üledéktől) származik, ezért ha annak radioaktivitása ismert, akkor a kérdéses elem ún. megoszlási hányadosa (K_d) ismeretében számítható a vízben megjelenő aktivitáskoncentráció.

A Paksi Atomerőmű környezetében három vízi élőhely lehet érintett az erőműből történő kibocsátások következtében. Elsősorban a folyékony kibocsátások befogadója, a Duna, annak is különösen a Melegvíz-csatorna alatti néhány 100 m-es szakasza. Maga a csatorna ugyan egy ipari létesítmény, az élővilág – ha korlátozott diverzitásban is – már régen elfoglalta, legalábbis a parti szakaszát. Elkülönült élőhelynek tekinthető még a Kondor-tó, amely egy lefűződött ősi holtág, a mesterségesen létesített halastavakon keresztül viszont időszakos kapcsolata lehetséges a Melegvíz-csatornával.

E három élőhely közül nyilván a Dunára kell elsősorban koncentrálni, hiszen a jelenlegi és a tervezett erőmű folyékony kibocsátásainak a befogadója.

A vízi élővilág természetes radioaktivitástól eredő sugárterhelésének becsléséhez szükséges adatokhoz itt is elsősorban a sok évtizedes üzemi és hatósági ellenőrző vizsgálatok archivált mérési eredményeiből szándékoztunk hozzájutni. Ami a meder üledéket illeti, kellő számú aktivitáskoncentráció adatot sikerült összegyűjteni mindhárom élőhelyre nézve, s ezekkel az alábbi összeállításban bemutatott izotópleltár állt össze az egyes vízi élőhelyekre.

MELEGVÍZ-CSATORNA

Az üledék radioaktivitására nézve adatokat csak az ÜKSER adatbázis ad. A ^{40}K -re, továbbá az U- és Th-sor izotópjaira nézve a csatorna iszapja egy kifejezetten agyagos üledéknek tűnik. Az értékelhetőnek tekintett adatok alapján ezek aktivitáskoncentrációját rendre 518, 35,4 és 34,2 Bq/kg szárazanyag értékkel vehetjük számításba. Az egyes adatsorok 10, 18 és 14 %-os szórása az ismert mérési idő és minta mennyiség alapján a mérési bizonytalanságokkal összemérhető. A ^{7}Be -re megadott koncentráció-adatok meglehetősen széles skálán mozognak (4-102 Bq/kg), ami nem meglepő, hiszen viszonylag rövid felezési ideje miatt kizárólag az üledék legfelső, talán mm-nél is vékonyabb rétegében lehet jelen, így egy adott helyen létét erősen befolyásolja a víz áramlási viszonyainak változásával összefüggő üledék átmozgatás.

DUNA MELEGVÍZ-CSATORNA ALATTI SZAKASZA

Az elmúlt 17 év ÜKSER mérési eredményei szerint a ^{40}K , az U- és Th-sor aktivitáskoncentráció értékei ugyanolyan összetételű mederüledékre utalnak, mint amelyet a Melegvíz-csatornánál láttunk. Az adatok alapján a földkérgi radioizotópokra az üledék jellemző aktivitáskoncentrációja rendre 472, 33,8 és 33,0 Bq/kg szárazanyag. Az egyes izotópokra a tapasztalati szórás valamivel nagyobb, mint a Melegvíz-csatorna esetében. Elképzelhető, hogy ez az üledék mélységében nem azonos ásványi összetételével, továbbá a mintavétel (mélységét tekintve) nehéz reprodukálhatóságával van kapcsolatban. Ezt az elgondolást támasztja alá az a megfigyelés is, hogy az egyedi ^{40}K és U (és Th) adat-párok az átlagtól való eltérésben elég szoros korrelációt mutattak: a 6-700 Bq/kg ^{40}K aktivitáskoncentrációt mutató minták U- és Th-értéke ~ 40 Bq/kg körüli, míg a 3-400 Bq/kg ^{40}K értékhez csak 20-30 Bq/kg U- és Th-koncentráció társul. Ez a homok (kvarc) mintabeli részarányának változásával értelmezhető. Ez utóbbi méreteloszlása viszont jellemzően durvább, így a mederüledék alsóbb rétegében van nagyobb mennyiségben. A ^{7}Be -re megadott koncentráció-adatok is viszonylag széles skálán mozognak (5-63 Bq/kg), ennek magyarázatára a Melegvíz-csatornánál elmondottak lehetnek érvényesek.

KONDOR-TÓ

A Paksi Atomerőmű üzemi ellenőrző rendszerében a Kondor-tó 1995 óta szerepel, elsősorban a tavi üledék radioaktivitására vonatkozó rendszeres, évi 1 alkalommal történő mérésekkel. Ezek eredményeiből az erőművi izotópok mellett a természetes eredetűekre is szép számmal állt rendelkezésre adat. Ezek elemzésekor kiderült azonban, hogy a mérések többnyire vizes/nedves állapotú mintán történtek, ezért végül csak egy szűk adathalmaz bizonyult alkalmasnak az üledék földkérgi izotópkoncentrációjának jellemzésére. Ezek alapján a tó aljzata összetételét tekintve az A1 és A6 állomások talajával mutat megegyezést. Ami a ^{7}Be adatokat illeti, meglepő, hogy ebben az állóvízben aktivitáskoncentrációja az üledékben szinte elenyészően csekély, jóllehet itt a sodrás miatti áthalmozódással nem kell számolni. Valószínűleg a tó jelentős lebegő szerves anyag tartalmának visszatartó hatása okozza az észlelt jelenséget.

Amint azt említettük már, magukra a víztestekre a kérdéses radioizotópok esetében igen szűkös a rendelkezésre álló adatok halmaza. Az üzemi és hatósági ellenőrzések értelemszerűen az erőműből származó radioaktív izotópokat vizsgálták; a mintavételtől a mérésig a körülményeket az ilyen izotópok kellő érzékenységgel kimutatása szabja meg, ezért csak ritkán, véletlenszerűen jelenik meg 1-1 adat valamely U-, vagy Th-sor tag esetében. Kivételként két természetben is előforduló izotóp említhető mindössze: a trícium és a ^{40}K .

A trícium esetében az a helyzet, hogy az erőmű folyékony radioaktív kibocsátásában a teljes éves kibocsátott aktivitást tekintve az első helyen áll, érthető tehát, hogy emiatt az e munkában vizsgált élővizek tríciumra történő monitorozása rendszeresen folyik, így sok a rendelkezésre álló adat. Kérdés azonban, hogy el tudjuk-e választani a természetesen jelenlévőtől? Erre az is egy lehetőség, hogy az elemzésbe bevonjuk a hatósági mérések azon halmazát, amely a Duna

Paksi Atomerőmű feletti szakaszának rendszeres vizsgálatából származik, továbbá kihasználjuk azt a tényt, hogy a Melegvíz-csatorna vize tulajdonképpen szintén a Dunából származik.

Az áttekintett 12 évnyi adatsorok alapján a Duna Melegvíz-csatorna feletti és alatti szakasza egyaránt 2,9 Bq/l trícium koncentrációt mutat, 49 % szórással. Ez az érték a hazai csapadékokra rendszeresen végzett nagy pontosságú méréseknél kb. kétszer nagyobb. Az eltérésnek két oka is lehet, egyrészt lehetőségként felmerülhet a külföldön a Dunába ömlő mellékfolyók vizét használó atomerőművek kibocsátásának tríciumkoncentráció-növelő hatása. Másrészt a vizsgálatoknál alkalmazott folyadék szcintillációs technika az ilyen kis koncentrációk esetén nem sokkal a háttér felett ad jelzést (ez is oka lehet a nagy tapasztalati szórásnak), ezért nem igazán ad megbízható eredményt. Mivel egyéb mérési adat nem állt rendelkezésre, a számításokhoz a fenti értéket használjuk, ami egyfelől egy konzervatív közelítés, másfelől a kapott teljes sugárterhelést érdemben nem fogja befolyásolni, hiszen egy közel elhanyagolhatóan kis bomlási energiával rendelkező izotópról van szó.

A Kondor-tó vizében az ÜKSER adatbázis a tríciumra nézve az utolsó 14 évre tartalmazott adatot. Az 56 mintavétel 45 konkrét értéket szolgáltatott a trícium aktivitáskoncentrációjára, ami jellemzően néhány Bq/l. Az adatokhoz ugyan nem volt megadva a mérési bizonytalanság, az alkalmazott mérés technikára vonatkozó információ, továbbá az eredményül adódó koncentrációk egy kb. 70-80 %-os mérési bizonytalanságot jósolnak az adatokra. A 11 db kimutatási határ alatti esetből becsülhető volt, hogy ennek (kh) értéke nem sokkal kisebb, mint az adathalmaz értékben alsó egy negyede, tehát ezek vélhetően tényleg nagy bizonytalansággal rendelkező adatok. Az nyilván nem véletlen, hogy a kimutatási határ alatti esetek döntően a legutóbbi években mutatkoznak. Az is kivehető, hogy a nagyobb koncentráció értékek zömmel az 1999 második felétől 2004 végéig terjedő időszakra esnek. Nem kizárt tehát, hogy a tó vizében a trícium egy lassú, de határozott időbeli csökkenést mutat, ami esetleg a nukleáris fegyverkísérletek miatt megnövekedett trícium szinttel hozható kapcsolatba. Mivel a vízutánpótlás csak részben származik a csapadékból, hiszen időről-időre víz betáplálás történik a Hideg-, ill. a Melegvíz-csatornából, nyilván a koncentráció alakításában ezek is szerepet kapnak. A legutóbbi 4 év adatait alapul véve, továbbá figyelemmel arra is, hogy a jelzett időszakban a kh épp az átlagos magyarországi csapadék-trícium koncentráció felett van kb. 10 %-kal, a Kondor-tó trícium koncentrációjára az $(1,8 \pm 0,7)$ Bq/l koncentrációt tekintjük mérvadónak.

A kálium, ha kis koncentrációban is, minden élővízben jelen van, ezért a 40-es tömegszámú izotópjá megfelelő mérési körülmények (elsősorban alacsony háttér) mellett meghatározható. Probléma akkor adódik, ha a vízminta jelentősebb mennyiségben tartalmaz lebegő földkérgi anyagot, mert ez eltorzítja az eredményt. Az utóbbi évek ÜKSER adatait elemezve, pl. a ^{40}K aktivitáskoncentrációjára 91 mBq/l ($\pm 9\%$) átlagot kaptunk. Ezt megerősíti az is, hogy az általunk e vizsgálatok keretében 2013-ban vett 3 paksi vízminta K-koncentrációjának átlaga 3 mg/l volt, ami 86 mBq/l-el ekvivalens. A két független vizsgálat alapján a Duna vizére a 90 mBq/l értékkel számolhatunk. Ami a Melegvíz-csatornát illeti, a Duna üledékéhez képest némileg magasabb üledék ^{40}K koncentrációnak megfelelően enyhén magasabb lehet a víz aktivitáskoncentrációja is, hiszen az egyensúlyban van az üledékével a megoszlási hányadosnak megfelelően. Így itt kerekén 100 mBq/l értékkel számolunk. Mivel a Kondor-tó vonatkozásában egyáltalán nincsen adat a víz ^{40}K koncentrációjára, itt is a megoszlási hányados alapján történő számítás útján pótoltuk a hiányt, és 55 mBq/l-ben adtuk meg az aktivitáskoncentrációt.

Az U- és Th-sor tagjaira már fentebb említett adathiányt részben a Dél-dunántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségtől beszerzett, a Duna mohácsi szakaszán vett 40-40 liter szűrt víz radiológiai vizsgálatának eredményeivel pótoltuk. Az átadott 16 elemzés a 2007-2012 közötti időszakot fedi le. A gamma-spektrometriai mérések eredménye tartalmazta a természetes eredetű radioizotópok koncentrációit is, az eredmények mérési bizonytalansága jellemzően 5-18 % volt. Ezek mélyreható elemzése alapján a Duna-víz természetes eredetű izotóp összetételére maximális értékeként a következő adatokat lehetett valószínűsíteni: ^{228}Ra ($1,3 \pm 0,5$) mBq/l, ^{228}Th ($1,1 \pm 0,5$) mBq/l, ^{226}Ra ($3,9 \pm 0,5$) mBq/l. E munka keretében a biológiai minták vizsgálatához kapcsolódóan a Duna és a Melegvíz-csatorna vize is rendszeres mintázásra került 2012-13-ban. A 30-30 l szűrt vízből térfogatcsökkentés után készült mintákon végzett hosszú idejű gamma-spektrometriai mérésből további adatokhoz sikerült jutni a fenti izotópokra, továbbá az ^{238}U izotópra is. Ezekkel kiegészítve az eddig bemutatott, a vízi élővilág háttér sugárterhelésének becsléséhez szükséges környezeti közeg koncentráció adatokat, a 21.2.1-7. táblázatban összegzett értékek felhasználásával végeztük a dózisteljesítmény számításokat.

izotóp	Kondor-tó		Melegvíz-csatorna		Duna	
	iszap	víz	iszap	víz	iszap	víz
	Bq/kg	mBq/l	Bq/kg	mBq/l	Bq/kg	mBq/l
⁴⁰ K	272	55	518	100	472	90
²¹⁰ Pb	11,4	2,5	35,4	4,2	33,8	4,2
²¹⁰ Po	11,4	2,5	35,4	4,2	33,8	4,2
²²⁶ Ra	11,4	2,5	35,4	4,2	33,8	4,2
²²⁸ Ra	12,8	0,7	34,2	1,4	33,0	1,4
²²⁸ Th	12,8	0,5	34,2	1,1	33,0	1,1
²³⁰ Th	11,4	-	35,4	-	33,8	-
²³² Th	12,8	-	34,2	-	33,0	-
²³⁴ Th	11,4	-	35,4	-	33,8	-
²³⁴ U	11,4	-	35,4	10,5	33,8	10,5
²³⁸ U	11,4	-	35,4	10,5	33,8	10,5
⁷ Be	2,6	0,1	29	1	17,5	1
³ H		1 800		2 900		2 900

21.2.1-7. táblázat: Természetes eredetű radionuklidok aktivitáskonzentrációi vízi élőhelyen.

A RAPs lista 11 alapértelmezett vízi élőlényét a kijelölt élőhelyeken elhelyezve sugárterhelésüket az ERICA program 2. szintjén vizsgáltuk. Bemenő adatként a fenti táblázatban a szóban forgó környezeti közegre meghatározott irányadó aktivitáskonzentrációk szolgáltak. Mivel az ERICA program a természetes izotópok dózisteljesítményével nem számolt a vonatkoztatási értékek megállapításakor, így itt sem tartottuk indokoltnak kockázati tényező megadását az ezektől a radionuklidoktól származó sugárterhelésre, mindössze a tőlük származó külső és belső, valamint összes dózisteljesítményeket adjuk meg.

A becslés során a referencia organizmusokra az alapértelmezett átviteli CR értékeket használtuk, kivételt képezett ez alól a két általunk definiált izotóp: a ⁴⁰K és a ⁷Be, mindkettőnél CR=1,0 értéket használtunk az összes referencia organizmusra. Az alapértelmezett tartózkodási faktoroktól csak néhány esetben tértünk el:

- ❖ kétéltűek: az alapértelmezett vízben: 1,0 helyett vízben: 0,7, vízfelszínen: 0,3
- ❖ madár: alapértelmezett vízben: 1,0 helyett vízben: 0,5, vízfelszínen: 0,5
- ❖ emlős: alapértelmezett: vízben: 1,0 helyett vízben: 0,5, vízfelszínen: 0,5
- ❖ edényes növény: alapértelmezett: üledék felszínén: 1 helyett üledék felszínén: 0,7, vízben: 0,3

Az iszap százalékban megadandó természetes száraz tömegét 50 %-nak vettük.

A program futtatásainak eredményeit a 21.2.1-8. táblázat, a 21.2.1-9. táblázat és a 21.2.1-10. táblázat összegzi az egyes élőhelyekre. A táblázatok utolsó oszlopában szereplő összes dózisteljesítményt az egyes szervezetek háttér sugárterhelésének kell tekinteni. Az azonnal szembe tűnik, hogy a Duna és a melegvíz-csatorna, mint élőhely az okozott sugárterhelés szempontjából gyakorlatilag nem különböznek, hiszen a radioaktív koncentrációkban csak minimális különbség van. Ezzel szemben a Kondor-tó élővilágára az átlagosan kétszer nagyobb sugárterhelés jellemző, jóllehet ott a teresztrikus radioaktivitás alacsonyabb szintet mutat. Ez nyilván megkíván valami magyarázatot, értékelést, amit alább adunk meg.

A külső és belső sugárterhelés arányait tekintve a vízi élővilág nagy változékonyságot mutat: míg a fenéklakó halnál a szárazföldi élőlényeknél tapasztalt arány van, addig a pelagikus hal esetében a belsőhöz képest gyakorlatilag elhanyagolható a külső sugárterhelés. Ezt elsősorban a víz, mint sugár-abszorbens okozza. A fenéktől tipikusan "távol" élők szinte csak a szervezetükbe beépített radioaktív anyagoktól eredő sugárzásnak vannak kitéve a kiterjedt víztömeg sugárnyelőkölő hatása miatt. Ez a magyarázata a fitoplankton és a zooplankton, továbbá a kétéltűek szintén elhanyagolhatóan csekély külső sugárterhelésének is. A madár esetében kapott, még az előbbieknél is közel egy nagyságrenddel kisebb érték oka az, hogy e lények életük felét a víz felszínén, ill. a levegőben töltik.

organizmus	dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$		
	külső	belső	összes
kétéltű	$1,33 \cdot 10^{-05}$	$1,30 \cdot 10^{-01}$	$1,30 \cdot 10^{-01}$
bentikus hal	$2,90 \cdot 10^{-02}$	$1,43 \cdot 10^{-01}$	$1,73 \cdot 10^{-01}$
madár	$9,81 \cdot 10^{-06}$	$1,49 \cdot 10^{-01}$	$1,49 \cdot 10^{-01}$
kagyló	$3,29 \cdot 10^{-02}$	$5,95 \cdot 10^{00}$	$5,98 \cdot 10^{00}$
rák	$6,42 \cdot 10^{-02}$	$2,46 \cdot 10^{00}$	$2,53 \cdot 10^{00}$
csiga	$3,84 \cdot 10^{-02}$	$3,57 \cdot 10^{00}$	$3,61 \cdot 10^{00}$
rovarlárva	$1,28 \cdot 10^{-01}$	$2,46 \cdot 10^{00}$	$2,59 \cdot 10^{00}$
emlős	$9,00 \cdot 10^{-06}$	$1,40 \cdot 10^{-01}$	$1,40 \cdot 10^{-01}$
pelagikus hal	$1,33 \cdot 10^{-05}$	$1,43 \cdot 10^{-01}$	$1,43 \cdot 10^{-01}$
fitoplankton	$1,99 \cdot 10^{-04}$	$5,42 \cdot 10^{00}$	$5,42 \cdot 10^{00}$
edényes növény	$4,05 \cdot 10^{-02}$	$3,42 \cdot 10^{00}$	$3,46 \cdot 10^{00}$
zooplankton	$3,82 \cdot 10^{-05}$	$4,60 \cdot 10^{00}$	$4,60 \cdot 10^{00}$

21.2.1-8. táblázat: Duna, természetes eredetű radionuklidok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre.

Az is kitűnik továbbá, hogy az élőlények sugárterhelésük alapján határozottan két csoportra oszthatók. A halak, vízi madarak, kétéltűek és vízi emlősök sugárterhelése a szárazföldi élővilágra tipikus dózisteljesítménnyel jellemezhető. Különálló, népes csoportot alkot az összes többi vízi lény, az előbbiekhöz viszonyítva kb. 20-szoros értékkel. A kagyló, rák, csiga esetén ebben nyilván nagy szerepe van a mész alapú burok (ház) építéséhez felvett sok alkáli földfémmel együtt akkumulált rádiumnak. Ez különösen szembe tűnő a kagylókra kapott eredmények alapján, ahol még a Duna - Kondor-tó elkülönülés sem jelentkezik.

organizmus	dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$		
	külső	belső	összes
kétéltű	$1,42 \cdot 10^{-05}$	$1,30 \cdot 10^{-01}$	$1,30 \cdot 10^{-01}$
bentikus hal	$3,08 \cdot 10^{-02}$	$1,43 \cdot 10^{-01}$	$1,74 \cdot 10^{-01}$
madár	$1,04 \cdot 10^{-05}$	$1,49 \cdot 10^{-01}$	$1,49 \cdot 10^{-01}$
kagyló	$3,49 \cdot 10^{-02}$	$5,95 \cdot 10^{00}$	$5,98 \cdot 10^{00}$
rák	$6,88 \cdot 10^{-02}$	$2,46 \cdot 10^{00}$	$2,53 \cdot 10^{00}$
csiga	$4,09 \cdot 10^{-02}$	$3,57 \cdot 10^{00}$	$3,61 \cdot 10^{00}$
rovarlárva	$1,37 \cdot 10^{-01}$	$2,46 \cdot 10^{00}$	$2,60 \cdot 10^{00}$
emlős	$9,58 \cdot 10^{-06}$	$1,40 \cdot 10^{-01}$	$1,40 \cdot 10^{-01}$
pelagikus hal	$1,42 \cdot 10^{-05}$	$1,43 \cdot 10^{-01}$	$1,43 \cdot 10^{-01}$
fitoplankton	$2,03 \cdot 10^{-04}$	$5,42 \cdot 10^{00}$	$5,42 \cdot 10^{00}$
edényes növény	$4,34 \cdot 10^{-02}$	$3,42 \cdot 10^{00}$	$3,46 \cdot 10^{00}$
zooplankton	$4,14 \cdot 10^{-05}$	$4,60 \cdot 10^{00}$	$4,60 \cdot 10^{00}$

21.2.1-9. táblázat: Referencia szervezetek háttér sugárterhelése a Melegvíz-csatornában.

A már jelzett, a Kondor-tóval kapcsolatban tapasztalt nem várt magasabb értékek okát keresve a következő észrevétel tehető. Amíg a Duna és a Melegvíz-csatorna esetében néhány tórium izotóptól eltekintve minden szóba jövő földkérgi izotópra rendelkezésre álltak a vízben érvényes aktivitáskoncentrációk is, addig a Kondor-tónál az uránra nézve nem volt mért érték. Ilyen helyzetben az ERICA program – ahogyan azt korábban már leírtuk – az adatbázisában szereplő K_d -érték segítségével generálja azokat. Nyilvánvalóan ez nagyjából egy nagyságrenddel tér el az itteni üledékre jellemző értéktől, s ezért torzítja el a számított dózisteljesítmény értéket. Az is világos lehet, hogy e torzító hatás az ide helyezett összes élőlényre kapott dózisteljesítmény-adatra hatással van, ennek mértéke azonban pontosan nem becsülhető, hiszen az egyes vizsgált vízi élőhelyek üledékében tapasztalt aktivitáskoncentráció különbségek eredendően ásvány, ill. kőzet összetételbeli különbségekre vezethetők vissza, azonban erre nézve részletesebb információval nem rendelkezünk. Ez a tapasztalat is megerősíti, hogy bár ma látszólag minden adathiány pótolható modellszámítások révén, egyáltalán nem biztos, hogy a hiánypótlás reális eredményt ad. Az egyedüli kontroll (és egyben a kényszerű pótlások elkerülése) a meghatározó, legfontosabb adatok kísérleti meghatározása lehet. A belső dózisteljesítmény

vonatkozásában ez a kérdéses fajok közvetlen, a szóban forgó élőhelyről származó egyedeinek izotópspecifikus vizsgálata. Ennek eredményei ugyanis már csak kizárólag a megfelelő DCC értékek felhasználását igénylik (egy egyszerű szorzás) a keresett dózisteljesítmény kiszámításához.

organizmus	dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$		
	külső	belső	összes
kétéltű	$7,97 \cdot 10^{-06}$	$4,26 \cdot 10^{-01}$	$4,26 \cdot 10^{-01}$
bentikus hal	$1,27 \cdot 10^{-02}$	$4,38 \cdot 10^{-01}$	$4,50 \cdot 10^{-01}$
madár	$5,83 \cdot 10^{-06}$	$4,44 \cdot 10^{-01}$	$4,44 \cdot 10^{-01}$
kagyló	$1,45 \cdot 10^{-02}$	$5,62 \cdot 10^{00}$	$5,64 \cdot 10^{00}$
rák	$3,04 \cdot 10^{-02}$	$7,23 \cdot 10^{00}$	$7,26 \cdot 10^{00}$
csiga	$1,71 \cdot 10^{-02}$	$4,20 \cdot 10^{00}$	$4,22 \cdot 10^{00}$
rovarlárva	$6,04 \cdot 10^{-02}$	$7,23 \cdot 10^{00}$	$7,29 \cdot 10^{00}$
emlős	$5,34 \cdot 10^{-06}$	$4,35 \cdot 10^{-01}$	$4,35 \cdot 10^{-01}$
pelagikus hal	$7,94 \cdot 10^{-06}$	$4,38 \cdot 10^{-01}$	$4,38 \cdot 10^{-01}$
fitoplankton	$1,27 \cdot 10^{-03}$	$4,49 \cdot 10^{00}$	$4,50 \cdot 10^{00}$
edényes növény	$1,89 \cdot 10^{-02}$	$3,54 \cdot 10^{01}$	$3,55 \cdot 10^{01}$
zooplankton	$2,33 \cdot 10^{-05}$	$3,24 \cdot 10^{00}$	$3,24 \cdot 10^{00}$

21.2.1-10. táblázat: Referencia szervezetek háttér sugárterhelése a Kondor-tó élőhelyen.

Az elmondottak alapján a Kondor-tó vízi élővilágára a 21.2.1-10. táblázatban megadott értékek igen konzervatívak, az itt élők valóságos háttér sugárterhelése lényegesen kisebb, nem valószínű, hogy akár a dunai lényekét is eléri.

Az e tanulmányt megalapozó szakterületi vizsgálatok keretében a három itt tárgyalt vízi élőhely élőlényei is részét képezték a biológiai vizsgálatoknak. A mesterséges izotópoktól származó sugárterhelés közvetlen meghatározása mellett – elegendő mintamennyiség esetén – ez lehetőséget teremt a fent kifejtett probléma tisztázására is, ha a méréseket, ill. a szükséges radiokémiai elválasztásokat e célnak is alárendelve végezzük. A jelzett időszakban jó néhány élőlény minta került begyűjtésre vízi élőhelyekről olyan mennyiségben, hogy a természetes izotópok fajokat jellemző koncentrációi is meghatározásra kerülhettek. A mérések alapján a 21.2.1-11. táblázatban összefoglalt eredmények születtek az egyes fajokra és élőhelyekre vonatkozóan.

organizmus	dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$		
	külső	belső	összes
harcsa (V2 alatti Duna)	$2,77 \cdot 10^{-02}$	$1,36 \cdot 10^{-01}$	$1,64 \cdot 10^{-01}$
jászkeszeg (V2 alatti Duna)	$1,41 \cdot 10^{-05}$	$1,11 \cdot 10^{-01}$	$1,11 \cdot 10^{-01}$
jászkeszeg (Kondor –tó)	$8,37 \cdot 10^{-06}$	$1,11 \cdot 10^{-01}$	$1,11 \cdot 10^{-01}$
kagyló (V2 alatti Duna)	$3,23 \cdot 10^{-02}$	$4,56 \cdot 10^{-01}$	$4,89 \cdot 10^{-01}$
vízi csiga (V2 alatti Duna)	$3,76 \cdot 10^{-02}$	$3,40 \cdot 10^{00}$	$3,44 \cdot 10^{00}$
hínár (V2 alatti Duna)	$1,87 \cdot 10^{-05}$	$4,74 \cdot 10^{-01}$	$4,74 \cdot 10^{-01}$
zöldalga (V2 alatti Duna)	$4,32 \cdot 10^{-05}$	$4,84 \cdot 10^{00}$	$4,84 \cdot 10^{00}$
zöldalga (V2)	$4,70 \cdot 10^{-05}$	$2,75 \cdot 10^{00}$	$2,75 \cdot 10^{00}$
ponty (V2 alatti Duna)	$2,80 \cdot 10^{-02}$	$3,01 \cdot 10^{-01}$	$3,29 \cdot 10^{-01}$

21.2.1-11. táblázat: Vízi élőlények természetes eredetű radionuklidoktól származó sugárterhelése (saját mérésekből).

Érdekes összehasonlítani a fenti összes dózisteljesítmény értékeket a megfelelő referencia élőlényekre kapottakkal. Több esetben is tapasztalható, hogy akár nagyságrendi eltérés is található az adatok között, ami egyértelműen az ERICA eszköztár által használt átviteli tényezők paksi alkalmazásra nem megfelelő volta miatt adódik. Másfelől viszont a dózisteljesítmény-adatokban fentebb említett csoportosulás megerősítést nyert a saját izotópkoncentráció mérésekből számolt eredmények alapján kirajzolódó teljesen hasonló tendenciában, ami arra utal, hogy az ERICA által szolgáltatott sugárterhelés-értékek az esetek nagyobbik részében jó adatot adnak.

21.2.2 AZ ÉLŐVILÁG MESTERSÉGES EREDETŰ SUGÁRTERHELÉSE

A bevezetőben már szoltunk arról, hogy az emberi tevékenység eredményeként a tervezett erőmű szűkebb és tágabb környezetében már fennáll az élővilág eredeti, az előző alfejezetben megbecsülthez képest megnövekedett sugárterhelése. Ennek egyik oka a korai (50-es, 60-as évek) légköri nukleáris fegyverkísérletekből származó, atmoszférába jutó hasadási és aktivációs termékeknek a kérdéses terület felett való megjelenése, ill. döntő mértékben a csapadék által való kimosása (globális kihullás). Ezek közül a trícium gyakorlatilag teljesen lebomlott, hatásával nem kell számolni. A radiokarbont praktikusán befogadta az óceán, így ma már csak a ^{137}Cs , a ^{90}Sr , továbbá a ^{239}Pu és ^{241}Am izotópok vannak jelen, döntően a talajban, ill. a mederüledékben.

Az atomenergia ún. békés felhasználása ma szerte a világon több száz atomerőmű üzemeltetését is jelenti. Néhány esetben előfordult már, hogy egy-egy ilyen létesítmény balesetet szenvedett, és rövid idő alatt jelentős radioaktív anyagkibocsátás történt a megsérült reaktorból. A paksi telephely környezetét egy ilyen esemény érintette, nevezetesen az 1986-ban bekövetkezett csernobili reaktorbaleset. Ennek késői hatásaként ma a talaj és mederüledék ^{137}Cs izotóppal történt elszennyezéséből eredő mesterséges sugárterheléssel is számolni kell.

A 30 éve üzemelő Paksi Atomerőmű élővilágot terhelő radiológiai hatása a folyamatos légköri és folyékony kibocsátások miatt szintén jelen van, ezt is figyelembe kell venni a mesterséges eredetű sugárterhelés leltárában. E három forrás összessége adja az élővilág fajainak mai antropogén sugárterhelését. Új atomerőművi blokkok megépítése hasonló jellegű környezeti terhelést okozva ehhez adna járulékot, s ezzel együtt kívánatos a $10\ \mu\text{Gy/h}$ vonatkoztatási szint alatti dózisteljesítmény tartása. Az alább részletezett, a szárazföldi és vízi élőhelyek élőlényekre becsült fenti antropogén forrásokból származó sugárterhelés a tervezett erőművi blokkok alapszintjét képezi.

SZÁRAZFÖLDI ÉLŐHELYEK

A talaj mesterséges eredetű radioaktivitására nézve a korábban már említett módon, az ÜKSER adatbázisából szereztünk be adatokat, amelyeket részletes elemzésnek vetettünk alá. Felhasználtuk továbbá a HAKSER adatbázisát is, elsősorban a ^{90}Sr -re vonatkozó adathalmaz növelése és területi szélesítése végett. Emellett kiegészítő vizsgálatokra is sort kerítettünk abból a célból, hogy informálódjunk a hajdani erőmű beruházással összefüggő kiterjedt építési és tereprendezési munkálatok esetleges, a tényleges kontaminációt torzító hatásáról. Ezt az erőmű légköri kibocsátásának leginkább kitett területeken vett réteges talajminták vizsgálatával végeztük.

A ma irányadónak tekinthető talajbéli ^{137}Cs és ^{90}Sr aktivitáskoncentráció meghatározásánál figyelembe vettük, hogy az adatbázisokban szereplő értékek igen hosszú, a szóban forgó izotópok felezési idejével összemérhető időintervallumban keletkeztek, ezért összehasonlításuk, a kérdéses területre jellemző mai értékük megállapítása csak egy adott referencia időpontra való bomláskorrekció után lehetséges. Erre 2013. 01. 01-ét választottuk. A korrigált adatok kritikai elemzése után is kellően nagy adathalmaz állt rendelkezésre ahhoz, hogy az egyes területeket statisztikailag megbízható ^{137}Cs , ill. ^{90}Sr aktivitáskoncentrációval jellemezzük.

A réteges minták lehetőséget adtak arra, hogy a vizsgálat helyén a szóban forgó izotópok leltára (Bq/m^2 -ben kifejezve) meghatározásra kerüljön. Mivel ez a bolygatatlannak talált helyeken elfogadható egyezést mutatott modellszámításból várt értékkel, megbecsülhetővé vált a talaj ^{239}Pu és ^{241}Am kontaminációja is (Bq/kg -ban kifejezve). A becslés eredményét e munka keretében elvégzett helyszíni mintavételek (talaj, iszap, biológiai minták) és az ezt követő radiokémiai elválasztás, ill. alfa-spektrometriai mérés segítségével is sikerült megerősíteni. Ezzel gyakorlatilag a globális és a csernobili kihullás teljes, ma még jelenlévő izotópleltára felhasználható az élővilág sugárterhelési alapszintjének meghatározásához. A sugárterhelés becsléséhez használandó médium aktivitáskoncentráció adatokat az egyes szárazföldi élőhelyekre a 21.2.2-1. táblázat foglalja össze, amelyhez az alábbi megjegyzéseket kell fűzni.

A talajra vonatkozó adatok gyakorlatilag a globális és csernobili kihullás maradék aktivitáskoncentrációit reprezentálják, ehhez elenyésző járulékot adhat csak a 30 éve működő Paksi Atomerőmű, hiszen a kezdetektől folyamatosan végzett üzemi nukleáris környezetellenőrzés csak elvétele detektált csekély mértékű ^{137}Cs kihullást az állomások környezetében. Ebből az is következik, hogy a fenti izotóphoz képest durván 2 nagyságrenddel kisebb ^{90}Sr légköri kibocsátás is kimutathatatlan a talajnak a globális kihullásból még megmaradt ^{90}Sr kontaminációja mellett. Az éves kibocsátási leltárakban rendszeresen megjelenő aktivációs termékek felezési ideje viszonylag rövid, ezért akkumulációjukkal nem kell számolni még akkor sem, ha a kibocsátott összes aktivitásuk időnként összemérhető az adott év ^{137}Cs kibocsátásával.

izotóp	A1		A6		A8	
	talaj	levegő	talaj	levegő	talaj	levegő
	Bq/kg	Bq/m ³	Bq/kg	Bq/m ³	Bq/kg	Bq/m ³
¹³⁷ Cs	11,1		6,6		6,5	
⁹⁰ Sr	0,48		0,62		1,1	
²³⁹ Pu	0,12		0,12		0,12	
²⁴¹ Am	0,088		0,088		0,088	
T		0,003		0,003		0,003
¹⁴ C		0,001		0,001		0,001

21.2.2-1. táblázat: Mesterséges eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi a vizsgált szárazföldi élőhelyeken.

A levegő állandó antropogén eredetű radioaktivására a táblázat a tríciumra is tartalmaz adatot. Ezt a már többször említett sokéves ÜKSER adatok elemzése eredményeképpen, mint lehetséges maximumot dedukáltuk az A1, A6 és A8 állomások és a B24 háttérállomás legutóbbi 7 évre vonatkozó HTO mérési adataiból (Veres et. al. [21-9]). Megjegyezzük, hogy ez az érték a hazai földközeli levegő természetes eredetű HTO aktivitáskoncentrációjának kb. a 20 %-a. Ugyancsak az ÜKSER adatok elemzése alapján becsülhető, hogy az atmoszféra radiokarbon koncentrációja cca. 1 mBq/m³ többletet mutat az atomerőmű körül a természetes szinthez képest.

Az atomerőmű a szárazföldi élővilágra állandó légköri radioaktív kibocsátása révén is hatással van. Közvetlen hatás származik a radioaktív felhőből, mint külső sugárforrásból. Másrészt a felhő diszperziója miatt számolni kell a radioaktív izotópok inhalációjával is (állatok esetében). A radioaktív anyag egy része aeroszolként száraz, vagy nedves kihullással a földre kerül, ahol egyrészt külső forrásként, elsősorban gamma-sugárzása révén okoz sugárterhelést, másrészt a táplálékláncon keresztül közvetlenül, ill. a talaj közvetítésével közvetett úton inkorporálódik. Az egyes besugárzási útvonalaknak fajtól függően más és más a jelentősége, ill. súlya az adott forrástól származó teljes sugárterhelésben.

A működő 4 blokk éves teljes légköri kibocsátása jelentősnek tűnhet ugyan, azonban mindez óriási légforgalom mellett történik, ezért a kéményeken kikerülő levegőben az aktivitáskoncentráció nem nagy. Ez a diszperzió miatt tovább csökken, és a földközeli levegőben elég hamar kimutathatatlanná válik. Ennek ékes bizonyítéka, hogy az erőmű körül elhelyezett A típusú állomások 30 éves működésük során csak elvétve tudtak erőművi eredetű radioaktivitást kimutatni a levegőben. Az állomások mérési eredményeiből az is kiderül, hogy a kiülepedés is elenyészően csekély, ezért a talajban még 30 év után sem detektálható az erőmű hatása.

Mindez azt is jelenti, hogy a sugárterhelés erőműtől származó járulékát csak modellezéssel lehet megbecsülni. Az ERICA eszköztár erre biztosítja a lehetőséget. Bemenő adatként megadandó az egyes radioaktív izotópok kibocsátási sebessége, a kémény effektív magassága, továbbá a meteorológiai paraméterek. A modul kimenete a kérdéses helyen a földközeli levegőben az egyes izotópok aktivitáskoncentrációja és a kiülepedési sebesség.

A Kibocsátás Ellenőrző Laboratórium az I. és II. kiépítés szellőző kéményeibe beépített mérőeszközökkel gyakorlatilag folyamatosan méri a légnemű kibocsátást. A tárgyévre összesített, az egyes izotópokra meghatározott aktivitásértékeket az adott év sugárvédelmi tevékenységét összegző kiadvány is tartalmazza. Ezt felhasználva készült el az élővilág sugárterhelésének becslésére az egyes élőhelyek vonatkozásában felhasználható légköri kibocsátási leltár. A 2000 és 2010 közötti 11 éves időszakra a trícium, radiokarbon, nemesgázok, aktivációs termékek (⁵⁴Mn, ⁵⁸Co, ⁶⁰Co és ^{110m}Ag), továbbá néhány hasadási termék (⁹⁰Sr, ¹³¹I, ¹³⁴Cs és ¹³⁷Cs) kibocsátott összes aktivitása szolgált kiindulási adatként.

A tárgyévben állandó sebességűnek tekintett kibocsátás az éppen uralkodó szélviszonyoknak megfelelő irányban távozik a 100 m magas kéményből és nagy távolságot megtéve a forrástól távol is az élővilág (így, pl. a lakosság) járulékos sugárterhelését okozhatja. A sugárvédelmi ellenőrzéshez ezért elengedhetetlen a meteorológiai jellemzők folyamatos mérése a telephely környezetében. Ezt a célt szolgálja a 120 m magas meteorológiai mérőtorony, amelyen 20, 50 és 120 m magasságban egyebek mellett az aktuális szélesebességet és irányt is mérik. Ezek az adatok a normál üzemi légköri terjedési számítások bemenő adataiként szolgálnak. A 10 perces ciklusidejű és archivált mérési adatokból a tárgyévre vonatkozó szélirány gyakorisági eloszlást is számítanak, amely a légkör-stabilitási kategóriák %-os megoszlásával egyetemben szintén dokumentálásra kerül a már fent említett összefoglalókban. Ezeket az adatokat is felhasználva a szóban forgó 11 éves periódusra, továbbá figyelembe véve az A1, A6 és A8 mérőállomások kibocsátási ponthoz viszonyított helyzetét, meghatároztuk az adott szárazföldi élőhelyek irányába érvényes évi átlagos kibocsátási sebességet minden izotópra (Bq/s). A három élőhely a lehetséges kibocsátási terület 1/4-ét (90°) fedi le.

A kéményen át kijutó, és a szelek által távozó radioizotópok koncentrációja a kibocsátási ponttól távolodva fokozatosan csökken, egyrészt a szétterjedés (diszperzió), másrészt a kiülepedés miatt. Átlagos (közel leggyakoribb) légköri viszonyok között (Pasquill D) a földközeli levegőben épp a vizsgált szárazföldi élőhelyek környezetében várható a legnagyobb aktivitáskoncentráció az erőművi eredetű izotópoknál (nyilván nem véletlenül vannak ide telepítve az A típusú környezet-ellenőrző állomások). Fentebb már utaltunk rá, hogy még e „kitettség” ellenére is csak igen ritkán sikerül az állomásokon közvetlen méréssel az erőműből a légkörbe kibocsátott radioizotópokat detektálni. A kibocsátási adatok elemzése alapján megalapozottnak láttuk bemenő adatként az utolsó 5 év kibocsátási adatainak az átlagát használni, ugyanis a kibocsátási idősor trendanalízise azt mutatta, hogy a létesítmény hosszú idejű üzemeltetésében összegyűlt tapasztalat, a biztonsági kultúra állandó fejlesztése eredményeképpen inkább csökkenő tendencia a jellemző. Ezen adatok felhasználásával, és a 21.2.2-1. táblázatban összefoglalt környezeti média aktivitáskoncentráció értékekkel az ERICA program 2. szintjén becsültük a már említett szárazföldi élőhelyeken a bióta mesterséges eredetű sugárterhelését.

A modellszámítások során a referencia élőlények ERICA alapértelmezett átviteli tényezőiben módosításokat hajtottunk végre. A jelen KHT-t előkészítő szakterületi vizsgálatok során ugyanis a biológiai- és talaj-mintákra végzett kísérleti munkánk eredményei szerint a 21.2.2-2. táblázatban szereplő szárazföldi élőlényekre – élőlényenként több adatpáron alapulva – a Paksi Atomerőmű szárazföldi környezetében az általunk számított CR értékek az érvényesek.

organizmus	elem	CR (kg _{száraz} /kg _{nedves})	
		ERICA	PA szárazföldi
fűvek és lágyszárúak	Sr	0,21	1,49
	Cs	0,69	0,023
zuzmók és mohák	Sr	8,68	1,81
	Cs	5,61	1,69
emlős (szarvas)	Sr	1,74	5,63
	Cs	2,87	0,004
fa	Sr	0,49	0,53
	Cs	0,16	0,005

21.2.2-2. táblázat: Szárazföldi referencia szervezetek helyspecifikus átviteli tényező értékei.

A referencia lényekre eredményül kapott dózisteljesítményeket az É-D irányban hosszán elnyúló erőművi telephelyhez képesti "nyugati" és "délkeleti" bontásban adjuk meg a 21.2.2-3. táblázatban és a 21.2.2-4. táblázatban.

organizmus	összes dózisteljesítmény, µGy/h			kockázati tényező (RQ)
	tot. globális	erőművi	összes	
kétéltű	1,86·10 ⁻⁰³	3,82·10 ⁻⁰⁶	1,86·10 ⁻⁰³	1,86·10 ⁻⁰⁴
madár	2,32·10 ⁻⁰³	4,32·10 ⁻⁰⁶	2,32·10 ⁻⁰³	2,32·10 ⁻⁰⁴
madártojás	1,38·10 ⁻⁰³	5,11·10 ⁻⁰⁶	1,38·10 ⁻⁰³	1,38·10 ⁻⁰⁴
lebontó gerinctelen	2,24·10 ⁻⁰³	6,94·10 ⁻⁰⁶	2,24·10 ⁻⁰³	2,24·10 ⁻⁰⁴
repülő rovar	1,04·10 ⁻⁰³	3,33·10 ⁻⁰⁶	1,04·10 ⁻⁰³	1,04·10 ⁻⁰⁴
csiga	1,04·10 ⁻⁰³	3,33·10 ⁻⁰⁶	1,04·10 ⁻⁰³	1,04·10 ⁻⁰⁴
fűvek és lágyszárúak	1,80·10 ⁻⁰³	3,75·10 ⁻⁰⁶	1,80·10 ⁻⁰³	1,80·10 ⁻⁰⁴
zuzmók és mohák	6,84·10 ⁻⁰³	4,01·10 ⁻⁰⁶	6,84·10 ⁻⁰³	6,84·10 ⁻⁰⁴
emlős (szarvas)	9,69·10 ⁻⁰³	9,16·10 ⁻⁰⁶	9,70·10 ⁻⁰³	9,70·10 ⁻⁰⁴
emlős (patkány)	6,74·10 ⁻⁰³	9,61·10 ⁻⁰⁶	6,75·10 ⁻⁰³	6,75·10 ⁻⁰⁴
hüllő	1,02·10 ⁻⁰²	7,39·10 ⁻⁰⁶	1,02·10 ⁻⁰²	1,02·10 ⁻⁰³
cserje	5,81·10 ⁻⁰³	6,73·10 ⁻⁰⁶	5,82·10 ⁻⁰³	5,82·10 ⁻⁰⁴
talajlakó gerinctelen (féreg)	2,51·10 ⁻⁰³	8,36·10 ⁻⁰⁶	2,51·10 ⁻⁰³	2,51·10 ⁻⁰⁴
fa	1,36·10 ⁻⁰³	4,25·10 ⁻⁰⁶	1,36·10 ⁻⁰³	1,36·10 ⁻⁰⁴

21.2.2-3. táblázat: A referencia élőlények mesterséges forrástól származó sugárterhelése az erőmű nyugati oldalán.

A nyugati oldal két forrástól származó dózisteljesítmény adatait összehasonlítva megállapítható, hogy az erőmű járuléka praktikusán elhanyagolható a globális és a csernobili eredetű sugárterhelés mellett. A flóra és a fauna egyes csoportjaira kapott dózisteljesítmények között nem tapasztalható jelentősnek mondható különbség egyik forrás esetén sem, azok gyakorlatilag egy nagyságrenden belül vannak. Az egyedül megfigyelhető "csoportosulás" talán az egyes magasabb rendű állatoknál látható nagyobb értékek. Ez valószínűleg egyrészt táplálkozásukkal, továbbá gerinces mivoltukkal magyarázható (Sr- és Pu-halmazos). Az erőművi járulék esetén ez nem jelentkezik, az ettől a forrástól származó dózisteljesítmény jóval kiegyenlítettebb az egyes referencia élőlényeknél. A jobb áttekinthetőség és összehasonlíthatóság érdekében a táblázatban nem jelenítettük meg külön-külön a külső és belső dózisteljesítményt. Ezekről elmondható, hogy míg az erőműtől származó esetén közel azonos járulékot adnak a teljeshez, addig a globális forrásoktól származó terhelésben igen változatos a kép. A fentebb már kiemelt gerinceseknél egyértelműen az inkorporált izotópok határozzák meg a sugárterhelést (> 90 %) és hasonló a helyzet a zuzmóknál / moháknál (99,99 %). Épp fordított a helyzet a földben, ill. részben abban élők esetében (pl. talajlakó gerinctelen). Esetükben a belső sugárterhelés csak ~10 % járulékot ad. Az itt nem említett többi referencia lénynél a két forrás közel azonos súllyal szerepel az összes dózisteljesítményben.

organizmus	összes dózisteljesítmény, $\mu\text{Gv/h}$			kockázati tényező (RQ)
	tot. globális	erőművi	összes	
kétéltű	$1,98 \cdot 10^{-03}$	$3,98 \cdot 10^{-06}$	$2,01 \cdot 10^{-03}$	$2,01 \cdot 10^{-04}$
madár	$2,21 \cdot 10^{-03}$	$4,51 \cdot 10^{-06}$	$2,25 \cdot 10^{-03}$	$2,25 \cdot 10^{-04}$
madártojás	$1,85 \cdot 10^{-03}$	$5,34 \cdot 10^{-06}$	$1,88 \cdot 10^{-03}$	$1,88 \cdot 10^{-04}$
lebontó gerinctelen	$2,33 \cdot 10^{-03}$	$7,25 \cdot 10^{-06}$	$2,34 \cdot 10^{-03}$	$2,34 \cdot 10^{-04}$
repülő rovar	$1,28 \cdot 10^{-03}$	$3,48 \cdot 10^{-06}$	$1,29 \cdot 10^{-03}$	$1,29 \cdot 10^{-04}$
csiga	$1,83 \cdot 10^{-03}$	$3,48 \cdot 10^{-06}$	$1,84 \cdot 10^{-03}$	$1,84 \cdot 10^{-04}$
fűvek és lágyszárúak	$1,64 \cdot 10^{-03}$	$3,91 \cdot 10^{-06}$	$1,67 \cdot 10^{-03}$	$1,67 \cdot 10^{-04}$
zuzmók és mohák	$2,85 \cdot 10^{-03}$	$4,19 \cdot 10^{-06}$	$2,87 \cdot 10^{-03}$	$2,87 \cdot 10^{-04}$
emlős (szarvas)	$4,60 \cdot 10^{-03}$	$9,55 \cdot 10^{-06}$	$4,64 \cdot 10^{-03}$	$4,64 \cdot 10^{-04}$
emlős (patkány)	$6,05 \cdot 10^{-03}$	$1,00 \cdot 10^{-06}$	$6,09 \cdot 10^{-03}$	$6,09 \cdot 10^{-04}$
hüllő	$1,26 \cdot 10^{-02}$	$7,67 \cdot 10^{-06}$	$1,27 \cdot 10^{-02}$	$1,27 \cdot 10^{-03}$
cserje	$4,49 \cdot 10^{-03}$	$7,02 \cdot 10^{-06}$	$4,51 \cdot 10^{-03}$	$4,51 \cdot 10^{-04}$
talajlakó gerinctelen (féreg)	$2,42 \cdot 10^{-03}$	$8,73 \cdot 10^{-06}$	$2,44 \cdot 10^{-03}$	$2,44 \cdot 10^{-04}$
fa	$1,09 \cdot 10^{-03}$	$4,43 \cdot 10^{-06}$	$1,13 \cdot 10^{-03}$	$1,13 \cdot 10^{-04}$

21.2.2-4. táblázat: Mesterséges eredetű izotópok dózisteljesítménye a referencia szervezetekre az erőműtől DK-re.

Az erőműtől DK-re vizsgált szárazföldi élőhelyre becsült jelenlegi mesterséges eredetű sugárterhelésről, ill. annak komponenseiről gyakorlatilag ugyanaz mondható el. A néhány tizedszázalék erőművi járulék az időben és az erőműhöz (kibocsátási ponthoz) viszonyított helyzet függvényében az aktuális meteorológiai jellemzők változásai következtében nem állandó. Mivel a légköri kibocsátás hatása modellezéséhez 11 év meteorológiai adatait dolgoztuk fel, a táblázatban megadott erőművi járulékos dózisteljesítményt egy hosszabb időtávon átlagosnak vehető értéként foghatjuk fel, ami várhatóan az első blokk leállításáig tekinthető érvényesnek.

Az itt tárgyalt mesterséges komponens döntő részét adó globális járulék viszont időben csökkenő tendenciát fog mutatni, mivel az annak értékét meghatározó ^{137}Cs és ^{90}Sr izotópok felezési ideje összemérhető a blokkok élettartamával. Az első új blokk 2025-re tervezett indulásakor az itt becsült dózisteljesítmények már 25 %-kal csökkennek, tehát a fenti táblázatok első adatszlopában feltüntetett értéknek a 3/4-e tekintendő az egyes fajcsoportokra irányadó alapszintnek.

A mesterséges forrásokra vonatkozó alapszinttel kapcsolatban megjegyzendő még, hogy az az erőmű körüli teljes, a 6-os főút és a Duna közötti területre érvényesnek tekinthető, hiszen a becslés alapját képező talajbeli aktivitáskoncentrációk az erre vonatkozó mérések eredményei szerint jelentős különbségeket nem mutattak. Megjegyzendő továbbá az is, hogy az egyes fajcsoportokra kapott, lényeges különbségeket nem mutató, és a természetes háttérhez képest csak kb. 1 %-ot jelentő sugárterhelés értékek azt mutatják, hogy nincsen a fajok között egyetlen sem, amelyik kitettsége folytán kiemelt figyelmet igényelne.

VIZI ÉLŐHELYEK

A vízi élővilág jelenlegi antropogén forrásoktól származó sugárterhelése a szárazföldi élővilághoz hasonlóan elsősorban a zömmel a 60-as években, a légköri nukleáris fegyverkísérletek nyomán kihullott ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu és ^{241}Am izotóptól, továbbá a csernobili reaktorbaleset idején kiülepedett ^{137}Cs izotóptól ered. Az a tény, hogy egy olyan nagy víztömeget szállító folyamban, mint a Duna, még a mai napig is számolni kell ezek hatásával, két tényre vezethető vissza. Egyrészt a folyam üledéke a már korábban említett jó adszorpciós tulajdonsága miatt „elraktározza” a vízben oldott formában megjelenő anyag egy részét (a megoszlási hányados által megszabott mértékben), ezáltal igen hosszú időn keresztül lehetővé teszi azt, hogy a víz – ha nagyon kis aktivitáskoncentrációban is – tartalmazza az adott radioizotópot, így lehetővé téve a vízi élővilág általi felvételt. Másrészt a szárazföldi globális kontaminációt a víz képes elszállítani, így egy annak idején a globális, vagy a csernobili kihullással kevéssé érintett területre (folyómederbe) idővel átrendezni. A dunai transzport magyarországi viszonylatban jelentős mértékű, mert egyrészt az Alpok és környéke a hazaival összehasonlítva lényegesen csapadékosabb, emiatt a globális kihullás ott sokkal nagyobb volt. Másrészt a hegyvidéki területeken erősebb erózió miatt jelentős mennyiségű finomszemcsés, igen jó adszorpció-képességű anyagot hoz le a Duna, aminek tetemes része a kis lejtésű alföldi mederben ki tud ülepedni. Ennek az a következménye, hogy ilyen környezetben nem tud érvényesülni az egyébként várható, a folyóvíz általi tisztító hatás. Az említett két kontaminációs eset mellett a Dunánál számolni kell a Paksi Atomerőmű folyékony kibocsátásából származó radioaktivitással is.

A vízi élővilág fentiekől eredő sugárterhelésének (antropogén alapszint) becsléséhez a szóban forgó izotópok dunai üledékben jelenleg mérhető aktivitáskoncentrációit, továbbá a rendszeres paksi folyékony kibocsátásokat kell ismerni. Az erőmű kibocsátás- és környezetellenőrzése ezekre nézve is rendszeresen végez méréseket, magát a Duna vizet, továbbá a Melegvíz-csatorna vizét is ellenőrzi, így bőséggel állt rendelkezésre archiv adat (elsősorban az ÜKSER adatbázis) a jellemzőnek tekinthető aktivitáskoncentrációk megállapítására, a sokéves trendek felderítésére. Egyúttal lehatárolható volt azon radioizotópok köre, amelyek a vízi élővilág antropogén sugárterheléséhez járulékot adnak. A folyóvíz Cs-137 aktivitáskoncentrációjának a megbízhatóbb kiderítése érdekében a vizsgálatokba a Dél-dunántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségtől beszerzett mérési adatokat is felhasználtuk.

Az adatok részletes elemzése alapján a V2 és a Duna globális, ill. erőművi eredetű izotópkoncentrációira az alábbi táblázatokban megadott értékeket tekintettük a jelenlegi helyzetet reprezentálóknak (Veres et al. [21-9]). Az adatokkal kapcsolatban meg kell jegyezni, hogy azok éveket/évtizedeket átfogó mérési eredményekből, részben trend-analízis eredményeként keletkeztek. Ezért – kiváltképp az erőművi eredetűeket – a nagy bizonytalanság jellemzi, így nem meglepő, hogy pl. a ^{137}Cs -re az adatokból számítható K_d értékek nem egyeznek a Duna és a V2 esetében (a ^{90}Sr esetében kitűnő az egyezés).

izotóp	V2		Duna	
	iszap	víz	iszap	víz
	Bq/kg	mBq/l	Bq/kg	mBq/l
^{137}Cs	20	0,5	20	0,5
^{90}Sr	0,39	0,94	0,39	0,94

21.2.2-5. táblázat: Globális eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi vízi élőhelyen.

izotóp	V2		Duna	
	iszap	víz	iszap	víz
	Bq/kg	mBq/l	Bq/kg	mBq/l
^{137}Cs	10	0,7		
^{90}Sr	0,15	0,36		
^{60}Co	2	7,3		
T		1 200		

21.2.2-6. táblázat: Erőművi eredetű radionuklidok aktivitáskoncentrációi vízi élőhelyen.

A 12 alapértelmezett vízi élőlényt a kijelölt élőhelyeken elhelyezve a felmérés 2. szintjén vizsgáltuk sugárterhelésüket. A felmérés 2. szintjén a referencia organizmusokra az alapértelmezett CR értékeket használtuk. Az alapértelmezett tartózkodási faktoroktól csak néhány esetben térünk el:

- **kétéltűek:** az alapértelmezett vízben: 1,0 helyett vízben: 0,7, vízfelszínen: 0,3
- **madár:** alapértelmezett vízben:1,0 helyett vízben: 0,5, vízfelszínen: 0,5
- **emlős:** alapértelmezett: vízben:1,0 helyett vízben: 0,5, vízfelszínen: 0,5
- **edényes növény:** alapértelmezett: üledék felszínén:1,0 helyett üledék felszínén: 0,7, vízben: 0,3

Az iszap százalékban megadandó természetes száraz tömegét 50 %-nak vettük. A program futtatásainak eredményeit az alábbi táblázatokban összegezzük az egyes élőhelyekre külön-külön.

organizmus	dózieljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			kockázati tényező (RQ)
	külső	belső	összes	
kétéltű	$1,86 \cdot 10^{-07}$	$7,07 \cdot 10^{-04}$	$7,07 \cdot 10^{-04}$	$7,07 \cdot 10^{-05}$
bentikus hal	$1,40 \cdot 10^{-03}$	$6,09 \cdot 10^{-04}$	$2,01 \cdot 10^{-03}$	$2,01 \cdot 10^{-04}$
madár	$1,19 \cdot 10^{-07}$	$2,95 \cdot 10^{-04}$	$2,95 \cdot 10^{-04}$	$2,95 \cdot 10^{-05}$
kagyló	$1,55 \cdot 10^{-03}$	$1,89 \cdot 10^{-04}$	$1,74 \cdot 10^{-03}$	$1,74 \cdot 10^{-04}$
rák	$1,89 \cdot 10^{-03}$	$5,37 \cdot 10^{-04}$	$2,43 \cdot 10^{-03}$	$2,43 \cdot 10^{-04}$
csiga	$1,66 \cdot 10^{-03}$	$3,31 \cdot 10^{-04}$	$1,99 \cdot 10^{-03}$	$1,99 \cdot 10^{-04}$
rovarlárva	$3,79 \cdot 10^{-03}$	$5,49 \cdot 10^{-04}$	$4,33 \cdot 10^{-03}$	$4,33 \cdot 10^{-04}$
emlős	$1,07 \cdot 10^{-07}$	$9,87 \cdot 10^{-04}$	$9,87 \cdot 10^{-04}$	$9,87 \cdot 10^{-05}$
pelagikus hal	$1,68 \cdot 10^{-07}$	$6,49 \cdot 10^{-04}$	$6,49 \cdot 10^{-04}$	$6,49 \cdot 10^{-05}$
fitoplankton	$8,46 \cdot 10^{-07}$	$2,96 \cdot 10^{-10}$	$8,46 \cdot 10^{-07}$	$8,46 \cdot 10^{-08}$
edényes növény	$1,32 \cdot 10^{-03}$	$1,23 \cdot 10^{-04}$	$1,44 \cdot 10^{-03}$	$1,44 \cdot 10^{-04}$
zooplankton	$6,74 \cdot 10^{-07}$	$6,72 \cdot 10^{-05}$	$6,79 \cdot 10^{-05}$	$6,79 \cdot 10^{-06}$

21.2.2-7. táblázat: Referencia szervezetek globális forrásoktól eredő sugárterhelése a Duna vízében.

organizmus	dózieljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			kockázati tényező (RQ)
	külső	belső	összes	
kétéltű	$1,86 \cdot 10^{-07}$	$7,07 \cdot 10^{-04}$	$7,07 \cdot 10^{-04}$	$7,07 \cdot 10^{-05}$
bentikus hal	$1,40 \cdot 10^{-03}$	$6,09 \cdot 10^{-04}$	$2,01 \cdot 10^{-03}$	$2,01 \cdot 10^{-04}$
madár	$1,19 \cdot 10^{-07}$	$2,95 \cdot 10^{-04}$	$2,95 \cdot 10^{-04}$	$2,95 \cdot 10^{-05}$
kagyló	$1,55 \cdot 10^{-03}$	$1,89 \cdot 10^{-04}$	$1,74 \cdot 10^{-03}$	$1,74 \cdot 10^{-04}$
rák	$1,89 \cdot 10^{-03}$	$5,37 \cdot 10^{-04}$	$2,43 \cdot 10^{-03}$	$2,43 \cdot 10^{-04}$
csiga	$1,66 \cdot 10^{-03}$	$3,31 \cdot 10^{-04}$	$1,99 \cdot 10^{-03}$	$1,99 \cdot 10^{-04}$
rovarlárva	$3,79 \cdot 10^{-03}$	$5,49 \cdot 10^{-04}$	$4,33 \cdot 10^{-03}$	$4,33 \cdot 10^{-04}$
emlős	$1,07 \cdot 10^{-07}$	$9,87 \cdot 10^{-04}$	$9,87 \cdot 10^{-04}$	$9,87 \cdot 10^{-05}$
pelagikus hal	$1,68 \cdot 10^{-07}$	$6,49 \cdot 10^{-04}$	$6,49 \cdot 10^{-04}$	$6,49 \cdot 10^{-05}$
fitoplankton	$8,46 \cdot 10^{-07}$	$2,96 \cdot 10^{-10}$	$8,46 \cdot 10^{-07}$	$8,46 \cdot 10^{-08}$
edényes növény	$1,32 \cdot 10^{-03}$	$1,23 \cdot 10^{-04}$	$1,44 \cdot 10^{-03}$	$1,44 \cdot 10^{-04}$
zooplankton	$6,74 \cdot 10^{-07}$	$6,72 \cdot 10^{-05}$	$6,79 \cdot 10^{-05}$	$6,79 \cdot 10^{-06}$

21.2.2-8. táblázat: Referencia szervezetek globális forrásoktól eredő sugárterhelése a V2 élőhelyen.

organizmus	dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			kockázati tényező (RQ)
	külső	belső	összes	
kétéltű	$8,90 \cdot 10^{-06}$	$1,10 \cdot 10^{-03}$	$1,11 \cdot 10^{-03}$	$1,11 \cdot 10^{-04}$
bentikus hal	$7,26 \cdot 10^{-04}$	$1,59 \cdot 10^{-03}$	$2,31 \cdot 10^{-03}$	$2,31 \cdot 10^{-04}$
madár	$7,27 \cdot 10^{-06}$	$1,18 \cdot 10^{-03}$	$1,19 \cdot 10^{-03}$	$1,19 \cdot 10^{-04}$
kagyló	$7,85 \cdot 10^{-04}$	$6,02 \cdot 10^{-04}$	$1,39 \cdot 10^{-03}$	$1,39 \cdot 10^{-04}$
rák	$8,15 \cdot 10^{-04}$	$1,28 \cdot 10^{-03}$	$2,10 \cdot 10^{-03}$	$2,10 \cdot 10^{-04}$
csiga	$7,92 \cdot 10^{-04}$	$2,18 \cdot 10^{-03}$	$2,97 \cdot 10^{-03}$	$2,97 \cdot 10^{-04}$
rovarlárva	$1,62 \cdot 10^{-03}$	$4,53 \cdot 10^{-03}$	$6,15 \cdot 10^{-03}$	$6,15 \cdot 10^{-04}$
emlős	$6,71 \cdot 10^{-06}$	$2,43 \cdot 10^{-03}$	$2,44 \cdot 10^{-03}$	$2,44 \cdot 10^{-04}$
pelagikus hal	$9,70 \cdot 10^{-06}$	$1,58 \cdot 10^{-03}$	$1,59 \cdot 10^{-03}$	$1,59 \cdot 10^{-04}$
fitoplankton	$1,56 \cdot 10^{-05}$	$1,09 \cdot 10^{-09}$	$1,56 \cdot 10^{-05}$	$1,56 \cdot 10^{-06}$
edényes növény	$5,71 \cdot 10^{-04}$	$1,33 \cdot 10^{-03}$	$1,90 \cdot 10^{-03}$	$1,90 \cdot 10^{-04}$
zooplankton	$1,14 \cdot 10^{-05}$	$3,41 \cdot 10^{-04}$	$3,53 \cdot 10^{-04}$	$3,53 \cdot 10^{-05}$

21.2.2-9. táblázat: Referencia szervezetek erőmtől eredő járulékos sugárterhelése a V2-ben.

A szárazföldi élőhelyeknél is használt, 3. szinten alkalmazható valószínűségi megközelítést a vízi élőhelyek esetén is használtuk, úgyszintén a mesterséges eredetű radionuklidok hatásának megbízhatóbb felmérése érdekében. Ezekben az esetekben mérésekből származó, az antropogén izotópokra összegyűjtött, ill. általunk a projekt keretében mért koncentráció-adatokat használtuk, kiegészítve a szükséges helyeken az ERICA alapértelmezett CR értékeivel. Az alábbi táblázatokban megadott sugárterhelési adatok itt is 10 000 futtatás eredményének összegzéséből álltak elő.

organizmus	összes dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			kockázati tényező (RQ)		
	5 %	átlag	95 %	5 %	átlag	95 %
jászkeszeg	$1,59 \cdot 10^{-4}$	$2,45 \cdot 10^{-4}$	$3,29 \cdot 10^{-4}$	$1,59 \cdot 10^{-5}$	$2,45 \cdot 10^{-5}$	$3,29 \cdot 10^{-5}$
ponty	$1,11 \cdot 10^{-4}$	$1,44 \cdot 10^{-3}$	$4,25 \cdot 10^{-3}$	$1,11 \cdot 10^{-5}$	$1,44 \cdot 10^{-4}$	$4,25 \cdot 10^{-4}$
kagyló	$7,69 \cdot 10^{-4}$	$2,35 \cdot 10^{-3}$	$5,54 \cdot 10^{-3}$	$7,69 \cdot 10^{-5}$	$2,35 \cdot 10^{-4}$	$5,54 \cdot 10^{-4}$

21.2.2-10. táblázat: Mesterséges radionuklidok dózisteljesítménye a Duna élőhelyre.

organizmus	összes dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			kockázati tényező (RQ)		
	5 %	átlag	95 %	5 %	átlag	95 %
jászkeszeg	$1,57 \cdot 10^{-4}$	$1,89 \cdot 10^{-4}$	$2,21 \cdot 10^{-4}$	$1,57 \cdot 10^{-5}$	$1,89 \cdot 10^{-5}$	$2,21 \cdot 10^{-5}$
harcsa	$1,24 \cdot 10^{-4}$	$1,44 \cdot 10^{-3}$	$4,21 \cdot 10^{-3}$	$1,24 \cdot 10^{-5}$	$1,44 \cdot 10^{-4}$	$4,21 \cdot 10^{-4}$
kagyló	$5,58 \cdot 10^{-4}$	$2,26 \cdot 10^{-3}$	$5,46 \cdot 10^{-3}$	$5,58 \cdot 10^{-5}$	$2,26 \cdot 10^{-4}$	$5,46 \cdot 10^{-4}$
hínár	$2,41 \cdot 10^{-4}$	$2,59 \cdot 10^{-4}$	$2,77 \cdot 10^{-4}$	$2,41 \cdot 10^{-5}$	$2,59 \cdot 10^{-5}$	$2,77 \cdot 10^{-5}$
zöldalga	$2,53 \cdot 10^{-5}$	$3,71 \cdot 10^{-5}$	$4,94 \cdot 10^{-5}$	$2,53 \cdot 10^{-6}$	$3,71 \cdot 10^{-6}$	$4,94 \cdot 10^{-6}$

21.2.2-11. táblázat: Mesterséges radionuklidok dózisteljesítménye a Melegvíz-csatorna alatti dunai élőhelyre.

organizmus	összes dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			kockázati tényező (RQ)		
	5 %	átlag	95 %	5 %	átlag	95 %
zöldalga	$1,95 \cdot 10^{-4}$	$4,10 \cdot 10^{-4}$	$9,90 \cdot 10^{-4}$	$1,95 \cdot 10^{-5}$	$4,10 \cdot 10^{-5}$	$9,90 \cdot 10^{-5}$

21.2.2-12. táblázat: Mesterséges radionuklidoktól eredő dózisteljesítmény a V2 élőhelyen.

21.3 PAKS II. LÉTESÍTÉSÉNEK HATÁSA AZ ÉLŐVILÁG SUGÁRTERHELÉSÉRE A TELEPHELY KÖRNYEZETÉBEN

21.3.1 PAKS II. LÉTESÍTÉSÉNEK HATÁSAI

Az új atomerőművi blokkok sugárhatásáról csak azt követően lehet beszélni, hogy a létesítés utolsó szakaszában, a kereskedelmi üzemeltetés megkezdése előtt az első üzemanyagöltet beszállítása és a reaktortartályba való behelyezése megtörténik.

21.3.1.1 Közvetlen hatások

A még létesítési fázisnak tekinthető időben beszállított friss üzemanyag radioaktív sugárzása olyan kicsi, hogy akár cérnakesztyűs kézzel is megfogható. Maga az urán szilárd oxid formájában hermetikusan van bezárva a cirkóniumból készült tokba, így az onnan nem kerülhet ki. Ezen okok következtében az élővilág közvetlen, a fűtőelemektől eredeztethető sugárterhelése kizártnak tekinthető, így közvetlen hatással nem kell számolni. A másik közvetlen hatás a hegesztési varratok ellenőrzése során fellépő radioaktív (gamma) sugárzás. Az alkalmazott izotópok aktivitását úgy választják meg, hogy annak a telephelyen kívül már nincs hatása, ugyanakkor a sugárforrás tokozása biztosítja, hogy az alkalmazott izotóp a környezetbe nem kerülhet ki.

21.3.1.2 Közvetett hatások

Mivel a fentiek szerint nincsen közvetlen hatás, közvetett hatásról sem lehet beszélni.

21.3.1.3 Országhatáron áttérjedő környezeti hatások

Mivel a létesítés utolsó fázisában az új telephelyre szállított fűtőelemeknek nincsen radioaktív anyag-kibocsátása, nem kell azzal számolni, hogy bármilyen országhatáron áttérjedő, az ottani élővilágot érintő sugárhatás lépne fel.

21.3.2 PAKS II. LÉTESÍTÉSÉNEK HATÁSTERÜLETE

21.3.2.1 Közvetlen hatások területe

Mivel a fentiek szerint nincsen közvetlen hatás, hatásterületről sem lehet beszélni.

21.3.2.2 Közvetett hatások területe

Mivel a fentiek szerint nincsen közvetett hatás, hatásterületről sem lehet beszélni.

21.3.2.3 Országhatáron áttérjedő környezeti hatások

Mivel a fentiek értelmében az erőmű közvetlen környezetében sem beszélhetünk hatásról, így országon áttérjedő hatásról nincs értelme beszélni.

21.4 PAKS II. ÜZEMELÉSÉNEK HATÁSA AZ ÉLŐVILÁG SUGÁRTERHELÉSÉRE A TELEPHELY KÖRNYEZETÉBEN

Az atomenergetikai alapon történő villamosenergia-termelés hazai bővítése céljából a már működő Paksi Atomerőmű közvetlen szomszédságába tervezett új, orosz típusú 2 db1200 MW villamos teljesítményű blokk élővilágra gyakorolt radiológiai hatását három önálló alfejezetben vizsgáljuk. Ennek oka egyrészt az, hogy az e pillanatban még hipotetikus létesítmény jövőbeli működésének hatását az átláthatóság érdekében az adott telephely környezetében és a feltételezett működési idő alatt olyan körülmények mellett kell becsülni, hogy az esetleges hatásokra más, ugyanolyan jellegű hatást okozó tényező ne legyen befolyással. Ez oly módon valósítható meg, hogy az ún. tervezési

paraméterekkel és a valóságos (várható) helyi hatótényezőket figyelembe véve modellezzük az erőmű működését, annak környezetre, ezen belül specifikusan a paksi környezet élővilágára prognosztizálható hatását, jelesül a várható sugárterhelést. Másrészt viszont tekintettel kell lenni arra is, hogy az adott helyen már 30 éve működik, és a tervek szerint még cca. 20 évig üzemelni fognak a Paksi Atomerőmű Zrt 4*500 MW teljesítményű blokkjai, amelyek ugyancsak hatással lehetnek a környék élővilágára. A tervezett blokkok hatásának megítélésénél erre is tekintettel kell lenni, hiszen a radiológiai hatás nem tesz különbséget forrás és forrás között. A jelenleg ajánlott hatásplafont a két erőműnek együtt is ajánlott teljesíteni, ezért azt is meg kell vizsgálni, hogy ez megvalósul-e majd. Az egyes kibocsátók által produkált maximális hatások nem feltétlenül additívak, ezért szükség van a feltételezett együttes működés hatásvizsgálatára is, amit önálló fejezetben teszünk meg. Az atomerőműveket a különlegesen magas biztonság jellemzi ugyan, ennek ellenére számításba kell venni olyan helyzeteket is, amelyek az ún. tervezési és a tervezésen túli üzemzavar kategóriába esnek és kis valószínűséggel ugyan, de bekövetkezhetnek. Ilyen esetekben lényegesen megváltozik a környezetbe történő kibocsátás, ami a normál üzem esetén fennállóhoz képest (részben a rövid felezési idejű izotópok jelentősebbé váló hatása miatt) nagyobb környezeti terheléssel járhat.

21.4.1 A NORMÁL ÜZEMELÉS

Az atomerőmű élővilágot érintő radiológiai hatása a reaktorban keltett prompt vagy késleltetett ionizáló sugárzás által következhet be. A sugárzás forrása, ill. a radioaktív anyagok keletkezésének helye meghatározó módon az elsődleges energiatermelés helyével esik egybe. Ez maga a reaktortartály, illetve annak szűk környezete. Ez a környezettől hermetikusan elzárt tér, amely a külvilág irányában megfelelően méretezett, masszív sugárvédelemmel van ellátva. A reaktort magában foglaló épület (konténment) és az ahhoz szorosan és szervesen kapcsolódó üzemépületek környezete huzamosabb ideig történő emberi tartózkodásra alkalmas hely. Ehhez képest az üzemet határoló, azt a környezettől elválasztó kerítés több száz méterre van, ahol a reaktor közvetlen sugárzási hatása már csak nGy/h dózisteljesítményben nyilvánul meg.

Ennek alapján megállapítható, hogy a tervezett blokkok direkt sugárzás révén kimutathatatlannul kis sugárterhelést okoznak a telephely legközelebbi környezetében fellelhető élővilág számára. Az ilyen típusú, elvileg lehetséges hatás tehát semleges az élővilágra nézve.

Az erőműben alkalmazott technológiák két útvonalon gyakorlatilag folyamatosan anyagot bocsátanak ki a környezetbe. Eredendően ezek nem radioaktív anyagok, hiszen anyagi mivoltukat tekintve döntően (tömegre nézve) levegőről és vízről van szó. Az előbbi a csarnok és egyéb üzemi helyiségek szellőztetését szolgálja, az utóbbi maga a hűtővíz, ami a turbinából távozó gőz kondenzálását végzi, ezzel biztosítva a szekunder kör megfelelő nyomásviszonyait.

21.4.1.1 Légköri kibocsátás hatása

A reaktor környezetében uralkodó nagy neutronfluxus miatt a levegő egyes összetevői felaktiválódnak, a fűtőelem pálcákból kijutó nemesgázok, és más nagyon illékony hasadási termékek a hűtővíz kezelése során részben szintén a levegőbe jutnak, majd kibocsátásra kerülnek a szellőzőkéményen keresztül. A reaktor üzeme tehát nagy mennyiségű, részben radioaktív anyagot is tartalmazó levegő kibocsátásával jár együtt. Ezt a használatos terminológia légköri kibocsátásnak nevezi. A más ipari tevékenységekhez viszonyítva szokatlanul nagy légforgalom miatt, továbbá a radioaktív anyagoktól való távolság növelése céljából a kibocsátás 100 m magas kéményen keresztül történik. Az orosz fél adatszolgáltatása szerint légköri kibocsátási pont továbbá a turbinacsarnok 40 m magasán lévő szellőző rendszere.

A kibocsátott levegő a mindenkori meteorológiai viszonyok által meghatározott útvonalon távozik az erőmű környezetéből. Sorsát e külső tényező irányítja, szabja meg. A kibocsátott levegőben található aeroszolok a szél által determinált irányban haladva előbb-utóbb a földfelszínre, egyéb tereptárgyakra kerülnek. Csapadékos időben az eső kimosó hatása is érvényesül, ezért ilyenkor átlagosan kisebb távolságra jutnak el a kibocsátási ponttól. Maga a radioaktív "felhő" a turbulens diffúzió miatt a szél irányában mozogva fokozatosan kiterjed az arra merőleges irányokban. Ennek mértéke a légkör hőmérsékleti viszonyai által meghatározott légköri stabilitási helyzet függvénye, ami másrészt szoros kapcsolatban van a szél sebességével is. A felhő fokozatos kiterjedése a radioaktív gázokra is a koncentráció csökkenését eredményezi. Az aeroszol tulajdonságú radioaktív anyagok koncentrációját a száraz és nedves kihullás is csökkenti a felhőben.

A fentiekből egyrészt sejthető, hogy a kibocsátott radioaktív anyagok sorsának jóslása az időben és helyről-helyre változó meteorológiai viszonyok miatt nem egyszerű. Másrészt viszont köznapi tapasztalatokra támaszkodva tudjuk, hogy a magas kéményekből történő szemmel is látható kibocsátások (füst) jellegzetes kategóriákba sorolhatók, s ezek

terjedése igen jól jósolható. Erre az empiriára, továbbá elméleti megfontolásokra alapozva több terjedési modell is kidolgozásra került, ami a ma elérhető számítástechnika segítségével kész programok formájában felhasználható a kibocsátott anyag terjedésének, kihullásának, kimosódásának modellezésére.

A légköri kibocsátás modellezésére széles körben használatos a Nemzetközi Atomenergia Ügynökség biztonsági riport sorozata 19. kötetében (IAEA, 2001) javasolt modell, amely többek között az ERICA program egyik moduljaként az ilyen kibocsátásokat képes kezelni. Jelen helyzetben hátránya, hogy csak egyetlen kibocsátási pont definiálható, tehát a Paksi Atomerőmű és Paks II. hatása együttesen nem kezelhető vele. További megkötés, hogy csak egy meghatározott szélirány mentén szimulálja a felhő sorsát.

Ezen hátrányok miatt célravezetőbbnek látszik a szintén EU ajánlással rendelkező, az angol Egészségügyi Ügynökség által fejlesztett és itthon is rendszeresen használt PC-CREAM 08 program használata. A terjedési modell-számolások esetében szintén a Gauss-csóva modellt alkalmazza, ami még mindig széles körben használatos, könnyű implementálásának, valamint a bemeneti paraméterei kvantitatív meghatározásának köszönhetően (ilyen paraméter például a szélesebbesség vagy a felhő fedettség).

A végleges implementált modellben szintén figyelembe veszik a talajfelszínről, valamint a legfelső keveredési rétegről történő reflexiót is. Emellett lehetőség van a hely-specifikus meteorológiai adatok bemeneti adatként való felhasználására (Pasquill kategóriák szerint).

A program tartalmaz bizonyos megkötéseket is, melyeket fontos kiemelni. Egyrészt a Gauss-csóva modell nem alkalmas szélcsendes meteorológiai körülmények modellezésére. A futtatások során minden Pasquill kategóriához meg kell adni egy átlagos szélesebbeséget, melynek értéke nem lehet kisebb, mint 0,5 m/s. A megadott meteorológiai adatok a kibocsátási ponthoz tartoznak.

A kibocsátási helyet, mint origó pontot alkalmazva, a program a vizsgált területet szektorokra bontja, melynek maximális értéke 32 darab lehet ($360^\circ / 32 = 11.25^\circ$ -os körcikkek felelnek meg az egyes szektoroknak). Fontos megkötés, hogy az időbeli terjedés során a csóvában mozgó anyag az egyik szektorból a másik szektorba nem lép át. Egy másik jelentős közelítése a programnak, hogy sík talajfelszín feltételez, amely csak kisebb felületi egyenetlenségeket tartalmaz. Ez a kibocsátási ponthoz közeli modellek esetében nem jelent hátrányt, de a nagy távolságú modellezéseknél már jelentős eltéréseket okozhat.

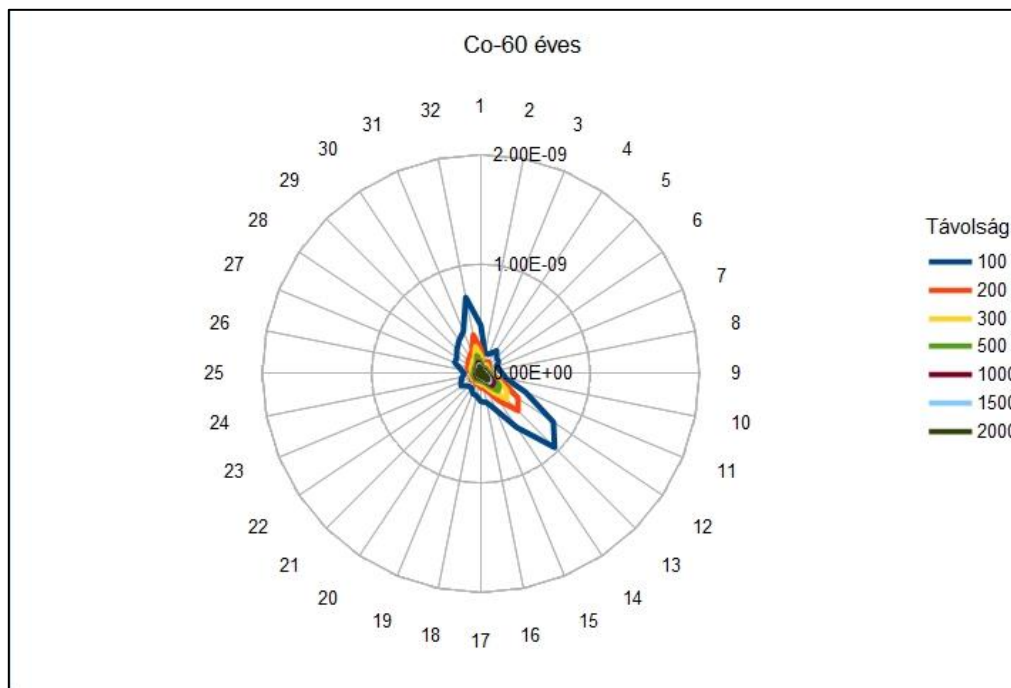
Ezzel együtt finomabb időléptékben és különböző távolságokban és megfigyelési magasságokban lehet becslést adni a vizsgált radionuklidok levegőben lévő aktivitáskoncentrációjára és/vagy a kihullás mértékére. Szintén pozitívum, hogy a finomabb időfeloldással végrehajtott futtatások eredményei összehasonlíthatóvá válnak az éves felbontással és uralkodó szélirány alkalmazásával kapott eredményekkel és útmutatást adhatnak a jövőben alkalmazandó terjedés modellezés paramétereinek meghatározásában.

Ez utóbbi előny akkor válhat jelentőssé, ha valamely kibocsátási pont esetén nem teljesül a közel állandó forráserősség, és emellett nincsen abszolút módon uralkodó szélirány, vagy egyáltalán nincsen jellemző szélirány. A paksi környezetre az elmúlt évtizedek meteorológiai észlelései alapján mindkét állítás igaz. Az ÉNy-i szélirány uralkodónak tekinthető, de nem kizárólagos. Emellett meglehetősen gyakori, pl. a D-i, DK-i irányú is. Mindez akkor kap jelentőséget, ha az év során jelentősebb fluktuáció mutatkozik a kibocsátási sebességekben. Ilyen esetben a teljes évre átlagolt időjárás és kibocsátási paraméterek "szétkenik" a radioaktív anyagot az erőmű körül. Sok évtizednyi működés után persze lehet, hogy ténylegesen is homogén lesz a környezetben megjelenő radioizotópok (elsősorban a ^{137}Cs) területi eloszlása, ha a fentebb említett fluktuációk véletlenszerűen, a szélrózsa minden irányában éreztették már hatásukat.

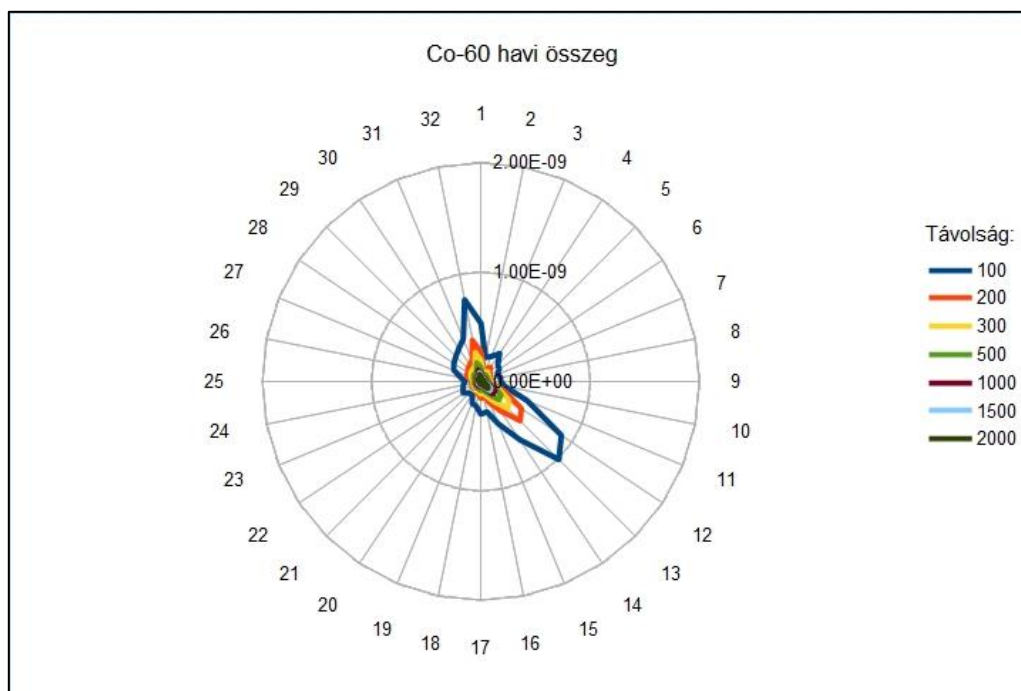
E problémát érzékelendő, s egyben az ilyen scenáriók lehetséges hatását vizsgálándó, összehasonlításként bemutatjuk a 2010. év meteorológiai és kibocsátási adataival végzett kihullás-modellezés eredményeit két, összességében ugyanazokat a bemeneti adatokat használó esetre, amelyekben a különbség csak és kizárólag a modellezés időfelbontásában mutatkozott meg.

Az első eset a szokásos megközelítésben vizsgálta az adott év kibocsátásának hatását. A Paksi Atomerőmű éves jelentéséből vett légköri kibocsátás ^{60}Co és ^{137}Cs izotópokra vonatkozó Bq/év egységben megadott értékeit a szóban forgó év részletes, 10 perces időfelbontású meteorológiai paramétereinek 32 szektorba csoportosított adataiból előállított gyakorlati mátrixával társítva végeztünk futtatást az egyes szektorokra becsülhető kihullási sebesség izotóponkénti meghatározására.

A kapott eredményeket ^{60}Co -ra a 21.4.1-1. ábra és a 21.4.1-2. ábra szemlélteti. Az ábrákon az 1 szektor-felirat az északi irányt jelöli ki; a színes sokszögek csúcspontjai az adott szektorban várható évi átlagos kihullási sebességet adja meg $\text{Bq}/\text{m}^2\text{s}$ egységben és a távolság függvényében.



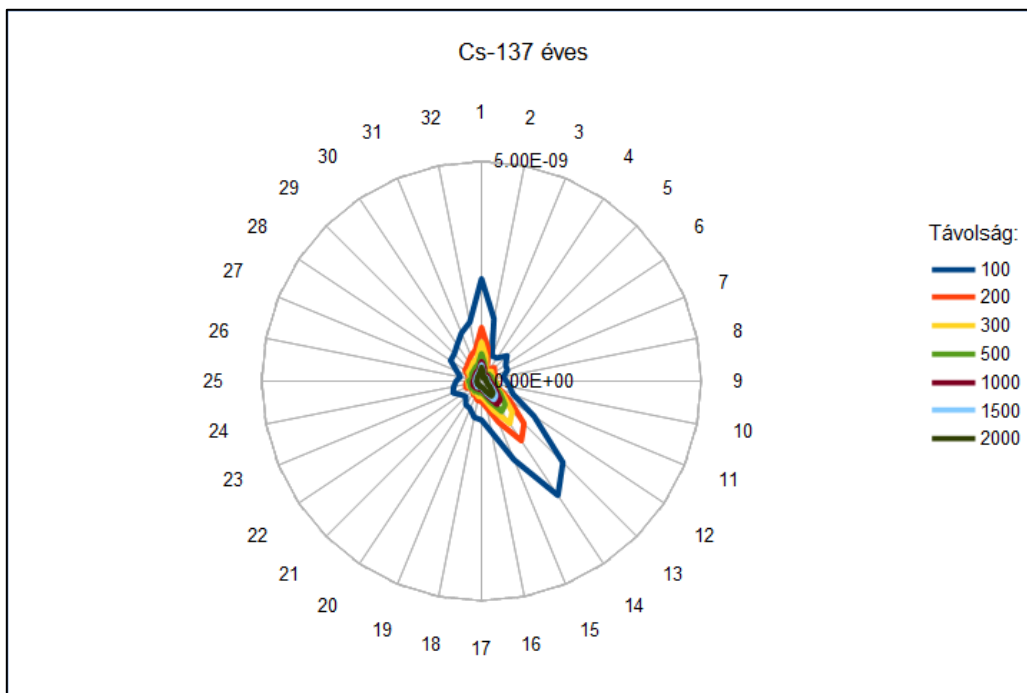
21.4.1-1. ábra: A ^{60}Co kihullási sebessége 2010-ben éves átlagok alapján becsülve.



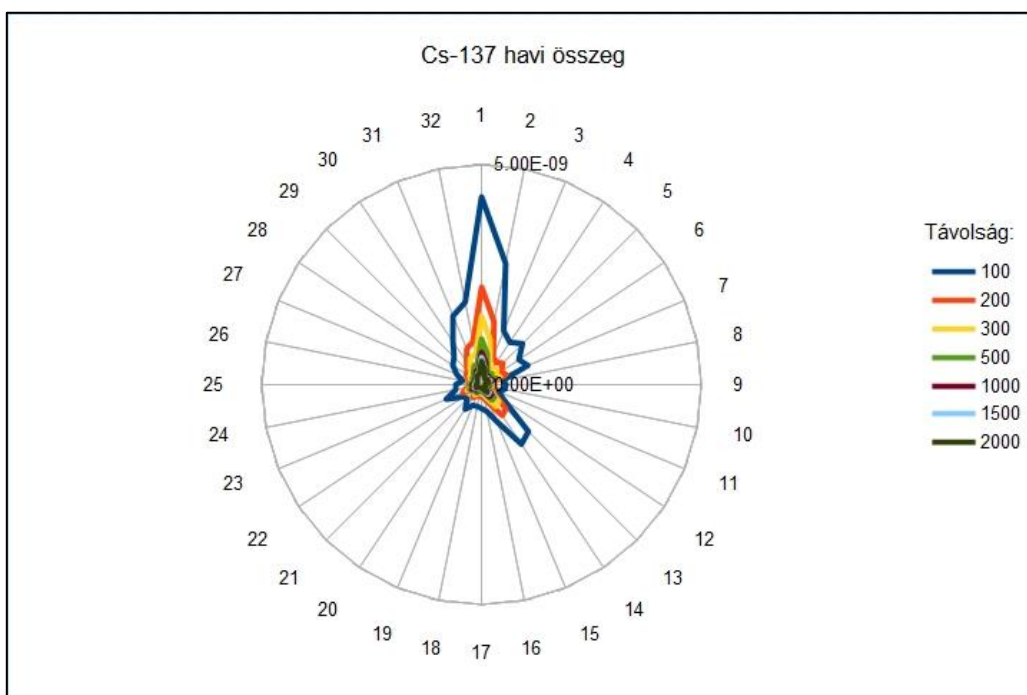
21.4.1-2. ábra: A ^{60}Co kihullási sebessége 2010-ben havi adatokból becsülve.

A két ábra összehasonlításából szemre is látszik, hogy nincsen különbség az eredményekben. Ez várható is volt, mert az adatok tanúsága szerint a ^{60}Co kibocsátása meglehetősen egyenletes volt abban az évben.

A ^{137}Cs -re kapott eredményeket a 21.4.1-3. ábra és a 21.4.1-4. ábra szemlélteti.



21.4.1-3. ábra: A ¹³⁷Cs kibocsátási sebessége 2010-ben éves átlagok alapján becsülve.



21.4.1-4. ábra: A ¹³⁷Cs kibocsátási sebessége 2010-ben havi átlagok alapján becsülve.

A ¹³⁷Cs-ra vonatkozó ábra jól mutatja, hogy az év vége felé megemelkedett ¹³⁷Cs kibocsátás olyan időszakban volt, amikor huzamosabb időn keresztül a déli szél volt jellemző Paks környékén, így a teljes éves kibocsátás zöme (durván a kék vonal által bezárt terület) a kibocsátási ponttól északra lévő területet érintette. Ezzel szemben az éves átlag alapján becsült kibocsátási térkép a DK-D-i irányban jósolja a ¹³⁷Cs megjelenését, de némileg kisebb intenzitással.

A fenti összehasonlítás eredménye arra utal, hogy a környezetvédelemmel kapcsolatban megfogalmazott elővigyázatossági elv miatt célszerűnek látszik a mindenkori kibocsátási sebességek dinamikájának a vizsgálatát is. A fenti példa természetesen nem érinti a tervezett blokkok légköri kibocsátása élővilágra esetleg gyakorolt hatásának

modellezését, hiszen azt most csak a tervezési szintű kibocsátási adatok alapján tudjuk becsülni. Erre nézve viszont csak és kizárólag éves szintekkel rendelkezünk.

E fejezetben a továbbiakban a szállító adatközlése alapján összeállított éves kibocsátási leltárból és az elmúlt 8 év paksi meteorológiai adataiból kiindulva becsüljük meg az üzemi területet határoló szárazföldi környezetbe kijutó radioaktív anyag feltételezhető területi eloszlását. Ez egyrészt kiterjed a környező levegő radioaktivitására, továbbá a talaj, mint befogadó vizsgálatára. Mindkét médium esetén a maximális koncentrációval jellemezhető helyeket keressük meg, s az ezekre érvényes adatokat használjuk majd a hatásvizsgálat második fázisában az ERICA program bemenő adataiként az ide helyezett referencia élőlények sugárterhelésének becslésére.

A normál üzem során, éves szinten a két kibocsátási ponton ellenőrzött módon kikerülő izotópok aktivitását az MVM Paks II. Zrt.-nek az orosz féltől beszerzett adatszolgáltatása alapján a 21.4.1-1. táblázat foglalja össze.

radionuklid	reaktorépület szellőzőrendszere	speciális gáztisztító rendszerek		segédépületi szellőzőrendszer	összes kibocsátás	turbinaépület kibocsátása
		KPL-2	KPL-3			
GBq/év×blokk						
³ H	3,90·10 ³	-	-	5,00·10 ¹	3,90·10 ³	1,20·10 ⁰
¹⁴ C	-	-	-	-	3,00·10 ²	-
^{83m} Kr	5,58·10 ²	-	1,10·10 ²	2,90·10 ⁰	6,71·10 ²	2,70·10 ¹
^{85m} Kr	2,03·10 ³	3,60·10 ⁻¹	2,40·10 ²	8,42·10 ⁰	2,28·10 ³	6,10·10 ⁰
⁸⁵ Kr	5,47·10 ⁰	3,50·10 ²	2,60·10 ⁻¹	1,63·10 ⁻²	3,56·10 ²	6,60·10 ⁻²
⁸⁷ Kr	1,12·10 ³	-	2,50·10 ²	6,58·10 ⁰	1,38·10 ³	6,40·10 ¹
⁸⁸ Kr	4,43·10 ³	-	5,80·10 ²	2,05·10 ¹	5,03·10 ³	1,50·10 ²
^{131m} Xe	1,02·10 ²	1,40·10 ²	6,60·10 ⁰	3,08·10 ⁻¹	2,49·10 ²	1,60·10 ⁰
¹³³ Xe	2,60·10 ⁴	2,10·10 ²	1,80·10 ³	7,90·10 ¹	2,81·10 ⁴	4,70·10 ²
¹³⁵ Xe	6,23·10 ³	-	1,30·10 ³	2,22·10 ¹	7,55·10 ³	3,30·10 ²
¹³⁸ Xe	1,65·10 ²	-	1,20·10 ²	1,45·10 ⁰	2,86·10 ²	3,10·10 ¹
¹³¹ I	1,64·10 ⁻²	-	2,00·10 ⁻²	3,63·10 ⁻²	7,27·10 ⁻²	3,10·10 ⁻³
¹³² I	3,28·10 ⁻²	-	-	6,41·10 ⁻²	9,69·10 ⁻²	1,00·10 ⁻²
¹³³ I	4,33·10 ⁻²	-	-	9,44·10 ⁻²	1,38·10 ⁻¹	9,30·10 ⁻³
¹³⁴ I	2,43·10 ⁻²	-	-	4,17·10 ⁻²	6,60·10 ⁻²	2,80·10 ⁻³
¹³⁵ I	3,64·10 ⁻²	-	-	7,68·10 ⁻²	1,13·10 ⁻¹	7,10·10 ⁻³
⁵¹ Cr	3,40·10 ⁻⁶	-	-	7,53·10 ⁻⁵	7,87·10 ⁻⁵	1,50·10 ⁻⁷
⁵⁴ Mn	2,09·10 ⁻⁷	-	-	4,62·10 ⁻⁶	4,83·10 ⁻⁶	2,10·10 ⁻⁷
⁶⁰ Co	1,34·10 ⁻⁶	-	-	2,97·10 ⁻⁵	3,10·10 ⁻⁵	2,40·10 ⁻⁶
⁸⁹ Sr	1,33·10 ⁻⁵	-	-	3,12·10 ⁻⁴	3,25·10 ⁻⁴	1,40·10 ⁻⁵
⁹⁰ Sr	2,57·10 ⁻⁸	-	-	5,70·10 ⁻⁷	5,96·10 ⁻⁷	4,40·10 ⁻⁸
¹³⁴ Cs	8,63·10 ⁻⁴	-	-	1,91·10 ⁻²	2,00·10 ⁻²	1,00·10 ⁻³
¹³⁷ Cs	1,31·10 ⁻³	-	-	2,90·10 ⁻²	3,03·10 ⁻²	1,30·10 ⁻³

21.4.1-1. táblázat: Blokkonkénti éves radioaktív gáz és aeroszol kibocsátás névleges üzemállapotban [21-11]

Mivel a két blokk kéményei egymáshoz képest nem túl messze helyezkednek el, a 100 és 40 m magasan kikerülő radioaktív anyag terjedését azonos helyről kiindulónak vettük és így modelleztük minden évre. Meteorológiai adatként a paksi mérőtoronyban mért 120 és 50 m-es szélesség, szélirány, Pasquill kategória, továbbá csapadéokra vonatkozó 10 perces mérési adatokból generált éves átlag-adatokat használtuk 32 szektoros felbontásban. A kémény körüli térben 100 m-es felbontásban vizsgáltuk az egyes izotópokra a kihullási sebesség, a felhő dózisteljesítmény, valamint a földközeli levegő radioaktív izotópkoncentrációját.

Az éves átlag-meteorológiai adatok használata az esős időszakokat is egyenletesen elkeni a teljes évre, így a levegőkonzentráció és a kihullás a forrástól távolodva monoton csökkenést fog mutatni. A valóságban a száraz

időszakok dominálnak a Kárpát-medencében, kiváltképp a hegyvidékektől távoli sík, alföldi jellegű területeken, amilyen Paks környéke is. Emiatt a kibocsátott anyag nagy részének terjedését nem befolyásolja az eső kimosó hatása. Ez azt eredményezi, hogy az egyéb meteorológiai körülményektől függően a száraz ülepedésben akkumulációs helyek lesznek. Ennek abban van a jelentősége, hogy kifejezett uralkodó szélirány hatása alatt lévő területen rendszeresen egy kisebb-nagyobb területre koncentrálódik a kibocsátás maximális hatása. A sok évtizedes paksi meteorológiai jellemzők itt épp ilyen helyet mutatnak, jelesül a legkitettebb irány a DK-i, ill. annak szűk környezete.

E tényre való tekintettel a modellezésben az adott évet arányosan csapadékmentes és esős időszakokra bontva vizsgáltuk a hatás erőmű körüli területen való megjelenésének mintázatát. A száraz időszaki futtatások eredményeiből jól lehatárolható volt a 12, 13 és 14 sorszámú szektorok kitüntetett szerepe, továbbá kiderült, hogy a meteorológiai helyzettől függően maximum mutatkozik a kibocsátási ponttól számított 500-1 000 m-es tartományban. Néhány fontosabb izotópnak a jelzett receptor területen várható aktivitáskoncentrációja, ill. a hosszú idejű működés (kibocsátás) eredményeképpen a talajban akkumulálódott mennyisége a 21.4.1-2. táblázatban van összefoglalva.

izotóp	levegő, Bq/m ³			talaj, Bq/kg	
	5 %	átlag	95 %	átlag	szórás
³ H	7,29·10 ⁻⁰³	4,42·10 ⁻⁰²	2,68·10 ⁻⁰¹		
¹⁴ C	5,59·10 ⁻⁰⁴	3,39·10 ⁻⁰³	2,06·10 ⁻⁰²		
⁸⁵ Kr	6,04·10 ⁻⁰³	1,94·10 ⁻⁰³	6,26·10 ⁻⁰³		
^{85m} Kr	3,94·10 ⁻⁰³	1,26·10 ⁻⁰²	4,03·10 ⁻⁰²		
⁸⁷ Kr	3,17·10 ⁻⁰³	9,55·10 ⁻⁰³	2,87·10 ⁻⁰²		
⁸⁸ Kr	2,12·10 ⁻⁰²	3,43·10 ⁻⁰²	1,05·10 ⁻⁰¹		
^{131m} Xe	4,46·10 ⁻⁰⁴	1,42·10 ⁻⁰³	4,49·10 ⁻⁰³		
¹³³ Xe	5,46·10 ⁻⁰²	1,70·10 ⁻⁰¹	5,27·10 ⁻⁰¹		
¹³⁵ Xe	1,73·10 ⁻⁰²	5,23·10 ⁻⁰²	1,5·10 ⁻⁰¹		
⁶⁰ Co	8,83·10 ⁻¹¹	2,52·10 ⁻¹⁰	7,64·10 ⁻¹⁰	1,64·10 ⁻⁰⁶	6,07·10 ⁻⁰⁷
¹³¹ I	1,66·10 ⁻⁰⁷	5,04·10 ⁻⁰⁷	1,53·10 ⁻⁰⁶	5,41·10 ⁻⁰⁵	1,53·10 ⁻⁰⁵
¹³² I	2,83·10 ⁻⁰⁷	8,52·10 ⁻⁰⁷	2,57·10 ⁻⁰⁶	1,06·10 ⁻⁰⁶	3,06·10 ⁻⁰⁷
¹³³ I	3,56·10 ⁻⁰⁷	1,07·10 ⁻⁰⁶	3,20·10 ⁻⁰⁶	1,22·10 ⁻⁰⁵	3,43·10 ⁻⁰⁶
¹³⁴ I	1,48·10 ⁻⁰⁷	4,47·10 ⁻⁰⁷	1,36·10 ⁻⁰⁶	2,17·10 ⁻⁰⁷	6,13·10 ⁻⁰⁸
¹³⁴ Cs	4,75·10 ⁻⁰⁸	1,45·10 ⁻⁰⁷	4,42·10 ⁻⁰⁷	3,86·10 ⁻⁰⁴	1,44·10 ⁻⁰⁴
¹³⁵ I	2,85·10 ⁻⁰⁷	8,56·10 ⁻⁰⁷	2,57·10 ⁻⁰⁶	3,11·10 ⁻⁰⁶	8,77·10 ⁻⁰⁷
¹³⁷ Cs	9,28·10 ⁻⁰⁸	2,88·10 ⁻⁰⁷	8,96·10 ⁻⁰⁷	5,49·10 ⁻⁰³	1,89·10 ⁻⁰³

21.4.1-2. táblázat: A receptor területen létrejövő aktivitáskoncentrációk statisztikus eloszlása.

Felhő dózisteljesítmény ugyanerre a területre: 5 %: 22,4 pGy/h, átlag: 65,8 pGy/h, 95 %: 193 pGy/h nagy testű emlősökre, a többi élőlényre méret- és tartózkodási hely függően ettől többnyire más.

A max. helyekhez tartozó másik két mennyiség értékével együtt így izotóponként több tucat adathalmaz keletkezett a 2*8 évnvi szimulációból, amelyek az ERICA program segítségével feldolgozhatók voltak olyan interpretációban, amely az összegzett külső és belső sugárterhelést valószínűségi változónak tekinti. A 60 éves folyamatos kibocsátási időtartamra elvégzett 10 000 randomizált mintavételen alapuló becslés eredményét az egyes referencia élőlényt terhelő külső dózisteljesítményre a 21.4.1-3. táblázatban foglaltuk össze, az átlag mellett megadva az 5 %-os és 95 %-os konfidencia határokhoz tartozó értékeket is. Egy-egy adathármas jelentése tehát, pl. a kétéltekre kapottaké a következő: az adott területen (közel) állandó jelleggel tartózkodó egyedek külső sugárterhelése nagy valószínűséggel 0,16 nGy/h, és 90 % annak a valószínűsége, hogy a külső dózisteljesítmény 49 pGy/h és 0,56 nGy/h közé esik.

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h			max. kockázati tényező, RQ
	5 %	átlag	95 %	
kétélteű	4,90·10 ⁻⁰⁵	1,66·10 ⁻⁰⁴	5,62·10 ⁻⁰⁴	5,62·10 ⁻⁰⁵
madár	6,60·10 ⁻⁰⁵	2,23·10 ⁻⁰⁴	7,58·10 ⁻⁰⁴	7,58·10 ⁻⁰⁵
madár-tojás	4,90·10 ⁻⁰⁵	1,66·10 ⁻⁰⁴	5,62·10 ⁻⁰⁴	5,62·10 ⁻⁰⁵

organizmus	dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			max. kockázati tényező, RQ
	5 %	átlag	95 %	
lebontó gerinctelen	$1,73 \cdot 10^{-05}$	$5,72 \cdot 10^{-05}$	$1,92 \cdot 10^{-04}$	$1,92 \cdot 10^{-05}$
repülő rovar	$9,62 \cdot 10^{-05}$	$3,26 \cdot 10^{-04}$	$1,11 \cdot 10^{-03}$	$1,11 \cdot 10^{-04}$
csiga	$1,05 \cdot 10^{-04}$	$3,55 \cdot 10^{-04}$	$1,21 \cdot 10^{-03}$	$1,21 \cdot 10^{-04}$
fűvek és lágyszárúak	$6,00 \cdot 10^{-05}$	$2,03 \cdot 10^{-04}$	$6,86 \cdot 10^{-04}$	$6,86 \cdot 10^{-05}$
zuzmók és mohák	$5,43 \cdot 10^{-05}$	$1,84 \cdot 10^{-04}$	$6,23 \cdot 10^{-04}$	$6,23 \cdot 10^{-05}$
emlős (szarvas)	$2,13 \cdot 10^{-05}$	$7,21 \cdot 10^{-05}$	$2,44 \cdot 10^{-04}$	$2,44 \cdot 10^{-05}$
emlős (patkány)	$6,65 \cdot 10^{-06}$	$2,13 \cdot 10^{-05}$	$7,00 \cdot 10^{-05}$	$7,00 \cdot 10^{-06}$
hüllő	$2,73 \cdot 10^{-05}$	$9,22 \cdot 10^{-05}$	$3,12 \cdot 10^{-04}$	$3,12 \cdot 10^{-05}$
cserje	$6,00 \cdot 10^{-05}$	$2,03 \cdot 10^{-04}$	$6,86 \cdot 10^{-04}$	$6,86 \cdot 10^{-05}$
talajlakó gerinctelen (féreg)	$1,03 \cdot 10^{-06}$	$1,87 \cdot 10^{-06}$	$3,12 \cdot 10^{-06}$	$3,12 \cdot 10^{-07}$
fa	$5,99 \cdot 10^{-05}$	$2,02 \cdot 10^{-04}$	$6,86 \cdot 10^{-04}$	$6,86 \cdot 10^{-05}$

21.4.1-3. táblázat: Külső dózisteljesítmény járulék statisztikus eloszlása és maximális kockázati tényező értékek.

A fent részletezett dózisbecslés belső sugárterhelésre adódó értékeit a 21.4.1-4. táblázatban foglaltuk össze.

organizmus	dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			max. kockázati tényező, RQ
	5 %	átlag	95 %	
kétéltű	$6,49 \cdot 10^{-06}$	$2,32 \cdot 10^{-04}$	$8,84 \cdot 10^{-04}$	$8,84 \cdot 10^{-05}$
madár	$8,99 \cdot 10^{-06}$	$2,49 \cdot 10^{-04}$	$9,06 \cdot 10^{-04}$	$9,06 \cdot 10^{-05}$
madár-tojás	$3,80 \cdot 10^{-06}$	$1,88 \cdot 10^{-04}$	$6,37 \cdot 10^{-04}$	$6,37 \cdot 10^{-05}$
lebontó gerinctelen	$2,71 \cdot 10^{-06}$	$1,29 \cdot 10^{-04}$	$4,84 \cdot 10^{-04}$	$4,84 \cdot 10^{-05}$
repülő rovar	$3,34 \cdot 10^{-06}$	$1,21 \cdot 10^{-04}$	$4,64 \cdot 10^{-04}$	$4,64 \cdot 10^{-05}$
csiga	$3,99 \cdot 10^{-06}$	$1,26 \cdot 10^{-04}$	$4,50 \cdot 10^{-04}$	$4,50 \cdot 10^{-05}$
fűvek és lágyszárúak	$4,31 \cdot 10^{-06}$	$1,74 \cdot 10^{-04}$	$6,68 \cdot 10^{-04}$	$6,68 \cdot 10^{-05}$
zuzmók és mohák	$4,42 \cdot 10^{-06}$	$1,70 \cdot 10^{-04}$	$5,83 \cdot 10^{-04}$	$5,83 \cdot 10^{-05}$
emlős (szarvas)	$6,39 \cdot 10^{-06}$	$2,48 \cdot 10^{-04}$	$9,56 \cdot 10^{-04}$	$9,56 \cdot 10^{-05}$
emlős (patkány)	$8,05 \cdot 10^{-06}$	$2,71 \cdot 10^{-04}$	$1,07 \cdot 10^{-03}$	$1,07 \cdot 10^{-04}$
hüllő	$7,15 \cdot 10^{-06}$	$2,52 \cdot 10^{-04}$	$9,43 \cdot 10^{-04}$	$9,43 \cdot 10^{-05}$
cserje	$6,78 \cdot 10^{-06}$	$1,87 \cdot 10^{-04}$	$6,70 \cdot 10^{-04}$	$6,70 \cdot 10^{-05}$
talajlakó gerinctelen (féreg)	$5,16 \cdot 10^{-06}$	$1,22 \cdot 10^{-04}$	$4,54 \cdot 10^{-04}$	$4,54 \cdot 10^{-05}$
fa	$7,76 \cdot 10^{-06}$	$2,45 \cdot 10^{-04}$	$8,92 \cdot 10^{-04}$	$8,92 \cdot 10^{-05}$

21.4.1-4. táblázat: Belső dózisteljesítmény járulék statisztikus eloszlása és maximális kockázati tényező értékek.

A külső és belső dózisteljesítmény szummázása az egyes szárazföldi referencia élőlények teljes, Paks II. két blokkjának hosszú ideje fennálló üzemelése eredményeként létrejövő sugárterhelése lesz, amit a 21.4.1-5. táblázatban adunk meg. Az értékek kicsi, a jelenlegi alapszintet meg sem közelítő sugárterhelés fellépését jelzik, gyakorlatilag az összes referencia élőlényre nézve. Emlékeztetni kell továbbá még arra a tényre is, hogy a táblázat adatai a kibocsátási ponttól 500-1000 m-es tartományban, tehát még a telephelyen belül érvényesek. A telephelyen kívüli környezetben ettől kisebb dózisteljesítmények várhatók, ahogyan azt a 21.4.1-6. táblázat adatai is mutatják, ahol a legkitettebb DK-i irányban a telephely határával szomszédos Kondor-tó körüli élőhelyre, ill. attól egy távolabbi, elsősorban mezőgazdasági hasznosítású helyre becsült sugárterhelést foglaltuk össze a referencia élőlényekre.

organizmus	dózigteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			max. RQ
	5 %	átlag	95 %	
kételtű	$5,55 \cdot 10^{-05}$	$3,97 \cdot 10^{-04}$	$1,45 \cdot 10^{-03}$	$1,45 \cdot 10^{-04}$
madár	$7,50 \cdot 10^{-05}$	$4,72 \cdot 10^{-04}$	$1,66 \cdot 10^{-03}$	$1,66 \cdot 10^{-04}$
madár-tojás	$5,28 \cdot 10^{-05}$	$3,53 \cdot 10^{-04}$	$1,20 \cdot 10^{-03}$	$1,20 \cdot 10^{-04}$
lebontó gerinctelen	$2,00 \cdot 10^{-05}$	$1,86 \cdot 10^{-04}$	$6,76 \cdot 10^{-04}$	$6,76 \cdot 10^{-05}$
repülő rovar	$9,96 \cdot 10^{-05}$	$4,46 \cdot 10^{-04}$	$1,57 \cdot 10^{-03}$	$1,57 \cdot 10^{-04}$
csiga	$1,09 \cdot 10^{-04}$	$4,81 \cdot 10^{-04}$	$1,66 \cdot 10^{-03}$	$1,66 \cdot 10^{-04}$
fűvek és lágyszárúak	$6,43 \cdot 10^{-05}$	$3,77 \cdot 10^{-04}$	$1,35 \cdot 10^{-03}$	$1,35 \cdot 10^{-04}$
zuzmók és mohák	$5,80 \cdot 10^{-05}$	$3,54 \cdot 10^{-04}$	$1,21 \cdot 10^{-03}$	$1,21 \cdot 10^{-04}$
emlős (szarvas)	$2,77 \cdot 10^{-05}$	$3,21 \cdot 10^{-04}$	$1,20 \cdot 10^{-03}$	$1,20 \cdot 10^{-04}$
emlős (patkány)	$1,47 \cdot 10^{-05}$	$2,93 \cdot 10^{-04}$	$1,14 \cdot 10^{-03}$	$1,14 \cdot 10^{-04}$
hüllő	$3,45 \cdot 10^{-05}$	$3,44 \cdot 10^{-04}$	$1,26 \cdot 10^{-03}$	$1,26 \cdot 10^{-04}$
cserje	$6,68 \cdot 10^{-05}$	$3,90 \cdot 10^{-04}$	$1,36 \cdot 10^{-03}$	$1,36 \cdot 10^{-04}$
talajlakó gerinctelen (féreg)	$6,19 \cdot 10^{-06}$	$1,24 \cdot 10^{-04}$	$4,57 \cdot 10^{-04}$	$4,57 \cdot 10^{-05}$
fa	$6,77 \cdot 10^{-05}$	$4,48 \cdot 10^{-04}$	$1,58 \cdot 10^{-03}$	$1,58 \cdot 10^{-04}$

21.4.1-5. táblázat: Összes dózigteljesítmény járulék statisztikus eloszlása és maximális kockázati tényező értékek.

organizmus	1500 méter		3000 méter	
	dózigteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$	kockázati tényező, RQ	dózigteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$	kockázati tényező, RQ
Kételtű	$2,91 \cdot 10^{-04}$	$2,91 \cdot 10^{-05}$	$1,34 \cdot 10^{-04}$	$1,34 \cdot 10^{-05}$
Madár	$3,29 \cdot 10^{-04}$	$3,29 \cdot 10^{-05}$	$1,51 \cdot 10^{-04}$	$1,51 \cdot 10^{-05}$
Madár-tojás	$2,45 \cdot 10^{-04}$	$2,45 \cdot 10^{-05}$	$1,13 \cdot 10^{-04}$	$1,13 \cdot 10^{-05}$
Lebontó gerinctelen	$1,35 \cdot 10^{-04}$	$1,35 \cdot 10^{-05}$	$6,25 \cdot 10^{-05}$	$6,25 \cdot 10^{-06}$
Repülő rovar	$2,83 \cdot 10^{-04}$	$2,83 \cdot 10^{-05}$	$1,29 \cdot 10^{-04}$	$1,29 \cdot 10^{-05}$
Csiga	$3,04 \cdot 10^{-04}$	$3,04 \cdot 10^{-05}$	$1,39 \cdot 10^{-04}$	$1,39 \cdot 10^{-05}$
Fűvek és lágyszárúak	$2,66 \cdot 10^{-04}$	$2,66 \cdot 10^{-05}$	$1,22 \cdot 10^{-04}$	$1,22 \cdot 10^{-05}$
Zuzmók és mohák	$2,55 \cdot 10^{-04}$	$2,55 \cdot 10^{-05}$	$1,17 \cdot 10^{-04}$	$1,17 \cdot 10^{-05}$
Emlős (szarvas)	$2,42 \cdot 10^{-04}$	$2,42 \cdot 10^{-05}$	$1,12 \cdot 10^{-04}$	$1,12 \cdot 10^{-05}$
Emlős (patkány)	$2,16 \cdot 10^{-04}$	$2,16 \cdot 10^{-05}$	$1,00 \cdot 10^{-04}$	$1,00 \cdot 10^{-05}$
Hüllő	$2,56 \cdot 10^{-04}$	$2,56 \cdot 10^{-05}$	$1,18 \cdot 10^{-04}$	$1,18 \cdot 10^{-05}$
Cserje	$2,68 \cdot 10^{-04}$	$2,68 \cdot 10^{-05}$	$1,23 \cdot 10^{-04}$	$1,23 \cdot 10^{-05}$
Talajlakó gerinctelen (féreg)	$1,04 \cdot 10^{-04}$	$1,04 \cdot 10^{-05}$	$4,83 \cdot 10^{-05}$	$4,83 \cdot 10^{-06}$
Fa	$3,13 \cdot 10^{-04}$	$3,13 \cdot 10^{-05}$	$1,44 \cdot 10^{-04}$	$1,44 \cdot 10^{-05}$

21.4.1-6. táblázat: Összes dózigteljesítmény járulék és kockázati tényező értékek 1500 m és 3000 m távolságra.

A 21.4.1-5. táblázat adatait az üzemelő atomerőmű alapszinthez adott maximális járulékával célszerű összevetni. Ez utóbbit a fent elmondottakhoz hasonló módon becsültük meg, de légköri kibocsátási adatokként a tárgyévra a PA Zrt. által meghatározott kibocsátási leltárt használtuk. Mivel a meteorológiai adatok megegyeztek a Paks II. hatásának modellezéséhez felhasználttal, értelemszerűen itt is a 12-13-14-es szektorok és az 500-1000 m közötti tartomány adott maximális hatást. A 21.4.1-7. táblázatban összefoglalt adatokból látható, hogy a tervezett erőmű hatását tekintve nem mutat lényeges különbséget a már üzemelőhöz viszonyítva. Az, hogy tendenciózusan egy kb. 2-es faktorral nagyobbak az új blokkok hatásaként becsült dózigteljesítmény adatok, nyilván a megadott tervezési kibocsátási adatok konzervatív volta miatt van, továbbá a nagyobb beépített teljesítmény is hozzájárul a nagyobb hatáshoz. A két erőmű még a 2025-re tervezett indításkor is csak kisebb, mint 20-30 % növekményt adna az akkorra még fennálló globális sugárterheléshez. Megjegyzendő, hogy ebben az értékelésben most eltekintettünk attól, hogy a két erőmű légköri kibocsátási helyei nem esnek egybe, közöttük közel 600 m távolság lesz, ezért a mindkét esetben maximumként becsült, az élővilágot érő sugárterhelés sem azonos helyen jelentkezik. A 21.4.1-7. táblázatban a tervezett új erőmű szárazföldi élővilágot érintő hatását a korábban tárgyalt mesterséges és természetes forrásoktól származó sugárterheléssel együtt is összefoglaljuk.

organizmus	dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			
	Paks II.	Paksi Atomerőmű	globális	természetes
kétéltű	$3,97 \cdot 10^{-04}$	$1,95 \cdot 10^{-04}$	$1,52 \cdot 10^{-03}$	$1,67 \cdot 10^{-01}$
madár	$4,72 \cdot 10^{-04}$	$2,44 \cdot 10^{-04}$	$1,70 \cdot 10^{-03}$	$1,89 \cdot 10^{-01}$
madár-tojás	$3,53 \cdot 10^{-04}$	$1,79 \cdot 10^{-04}$	$1,42 \cdot 10^{-03}$	$1,80 \cdot 10^{-01}$
lebontó gerinctelen	$1,86 \cdot 10^{-04}$	$7,51 \cdot 10^{-05}$	$1,79 \cdot 10^{-03}$	$4,25 \cdot 10^{-01}$
repülő rovar	$4,46 \cdot 10^{-04}$	$2,82 \cdot 10^{-04}$	$9,78 \cdot 10^{-04}$	$3,89 \cdot 10^{-01}$
csiga	$4,81 \cdot 10^{-04}$	$3,05 \cdot 10^{-04}$	$1,41 \cdot 10^{-03}$	$2,52 \cdot 10^{-01}$
fűvek és lágyszárúak	$3,77 \cdot 10^{-04}$	$2,05 \cdot 10^{-04}$	$1,18 \cdot 10^{-03}$	$5,56 \cdot 10^{-01}$
zuzmók és mohák	$3,54 \cdot 10^{-04}$	$1,90 \cdot 10^{-04}$	$5,73 \cdot 10^{-03}$	$6,10 \cdot 10^{00}$
emlős (szarvas)	$3,21 \cdot 10^{-04}$	$1,30 \cdot 10^{-04}$	$6,28 \cdot 10^{-03}$	$1,33 \cdot 10^{-01}$
emlős (patkány)	$2,93 \cdot 10^{-04}$	$9,60 \cdot 10^{-05}$	$4,66 \cdot 10^{-03}$	$1,68 \cdot 10^{-01}$
hüllő	$3,44 \cdot 10^{-04}$	$1,49 \cdot 10^{-04}$	$9,70 \cdot 10^{-03}$	$1,72 \cdot 10^{-01}$
cserje	$3,90 \cdot 10^{-04}$	$2,05 \cdot 10^{-04}$	$3,46 \cdot 10^{-03}$	$3,02 \cdot 10^{-01}$
talajlakó gerinctelen (féreg)	$1,24 \cdot 10^{-04}$	$3,18 \cdot 10^{-05}$	$1,86 \cdot 10^{-03}$	$4,37 \cdot 10^{-01}$
fa	$4,48 \cdot 10^{-04}$	$2,35 \cdot 10^{-04}$	$1,07 \cdot 10^{-03}$	$1,04 \cdot 10^{-01}$

21.4.1-7. táblázat: Szárazföldi referencia fajok antropogén forrásoktól eredő sugárterhelése a paksi telephelytől DK-re.

21.4.1.2 Vízi kibocsátás hatása

A tervezett új blokkok technológiai vízkezelése az adatközlés szerint évi 58 ezer m^3 kibocsátásra kerülő hulladékvíz keletkezésével jár, amelyet tartályokban gyűjtenek, később pedig ellenőrzött módon a Melegvíz-csatornába, majd a Dunába engednek. A blokkonkénti izotópleltárt a 21.4.1-8. táblázatban foglaltuk össze. Az teljesen egyértelmű, hogy az összes aktivitás 99,99 %-át a trícium teszi ki. Arányát és nagyságát tekintve is ez igen közel áll a Paksi Atomerőmű rendszeres mérésekkel alátámasztott folyékony kibocsátási leltárához. Ez utóbbinál a kibocsátott aktivitást tekintve 2. helyen a radiokarbon áll, ami a tervezett erőműre vonatkozó adatok között nem szerepel. Jóllehet akár lényeges különbségek is lehetnek az új és a régi blokkok vízkezelési technológiájában, valószínűsíthető, hogy a tervezett blokkok ^{14}C kibocsátása sem lesz elhanyagolhatóan kicsiny. Az éves kibocsátásra ezen KHT hidrológiai fejezetében adtunk részletezett becslést. Eszerint éves szinten a két blokk valószínűsíthető ^{14}C kibocsátása $2,1 \cdot 10^9$ Bq.

radionuklid	mérlegen felüli vizek ZKD	regeneráló víz LCQ	regeneráló víz LD	összes
GBq/év				
^3H	$9,1 \cdot 10^3$			$9,1 \cdot 10^3$
^{131}I	$6,3 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-2}$	$3,5 \cdot 10^{-2}$
^{132}I	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$5,2 \cdot 10^{-4}$	$4,5 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$
^{133}I	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$4,2 \cdot 10^{-3}$	$5,8 \cdot 10^{-3}$	$1,2 \cdot 10^{-2}$
^{134}I	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$5,3 \cdot 10^{-5}$	$9,6 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$
^{135}I	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$	$3,9 \cdot 10^{-3}$
^{89}Sr	$7,5 \cdot 10^{-6}$	$3,7 \cdot 10^{-6}$	$8,0 \cdot 10^{-4}$	$8,1 \cdot 10^{-4}$
^{90}Sr	$9,0 \cdot 10^{-8}$	$1,5 \cdot 10^{-8}$	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$2,3 \cdot 10^{-6}$
^{134}Cs	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$3,1 \cdot 10^{-5}$	$6,6 \cdot 10^{-2}$	$8,0 \cdot 10^{-2}$
^{137}Cs	$2,2 \cdot 10^{-2}$	$4,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-1}$	$1,2 \cdot 10^{-1}$
^{51}Cr	$4,0 \cdot 10^{-4}$	$2,8 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$5,5 \cdot 10^{-4}$
^{54}Mn	$6,0 \cdot 10^{-4}$	$5,3 \cdot 10^{-8}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$	$6,1 \cdot 10^{-4}$
^{60}Co	$2,4 \cdot 10^{-3}$	$6,5 \cdot 10^{-7}$	$9,7 \cdot 10^{-5}$	$2,5 \cdot 10^{-3}$
^{58}Co	$3,4 \cdot 10^{-4}$	$8,1 \cdot 10^{-8}$	$2,2 \cdot 10^{-4}$	$5,6 \cdot 10^{-4}$

21.4.1-8. táblázat: Blokkonkénti folyékony radioaktív kibocsátások a Dunába [21-12]

A tervezett két új blokk vízi élőhelyekre gyakorolt hatásának modellezéséhez a következő adatokat használtuk fel: a létesítendő két új blokkra megadott éves normál üzemi vízi kibocsátási adatok (^{14}C -el kibővítve), átszámolva Bq/s-ban megadott emissziós rátákra; 232 m³/s térfogatáram a Melegvíz-csatornában, melynek közepes szélessége 33,5 m, közepes mélysége 4,5 m. A receptor pontot (a Melegvíz-csatorna Dunába ömlési helye, a V2 élőhely) a kibocsátási ponttól 100 méter távolságra helyeztük és teljes keveredést feltételeztünk a Melegvíz-csatorna vizével, de elhanyagolható mértékűt a Dunával. Az alapértelmezett megoszlási hányados (K_d) értékekben az IAEA-TRS-364, az IAEA-TRS-472 és az IAEA-SRS-19 dokumentumok, valamint saját in-situ adatok alapján a következő módosításokat hajtottuk végre: Sr: 400 l/kg a 2000 l/kg helyett, Cs: 30 000 l/kg a 137 000 l/kg helyett, Co: 44 000 l/kg a 106 000 l/kg helyett.

A referencia élőlények átviteli tényező értékeiben szintén módosításokat hajtottuk végre az alapértelmezett értékekhez képest, mert a jelen KHT-t előkészítő szakterületi vizsgálatok során, biológiai mintákon végzett kísérleti munkánk eredményei szerint a 21.4.1-9. táblázatban szereplő vízi élőlényekre dunai környezetben az általunk számított CR-értékek az érvényesek (Veres et. al. [21-9]).

organizmus	elem	CR (l/kg)	
		ERICA	dunai
bentikus hal	Sr	17	310
	Cs	6300	450
kagyló	Sr	270	1250
	Cs	460	190
pelagikus hal	Sr	17	310
	Cs	7100	400
fitoplankton	Sr	40	360
	Cs	4700	940
edényes növény	Sr	250	390
	Cs	1160	570

21.4.1-9. táblázat: Referencia szervezetek helyspecifikus átviteli tényező értékei

A referencia élőlényekre kiszámított dózisteljesítmény értékeket a 21.4.1-10. táblázatban foglaltuk össze. Összehasonlításként a táblázatban feltüntettük a természetes háttér dózisteljesítmény adatokat is, továbbá Paks II. ehhez becsült relatív járulékát.

organizmus	dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			kockázati tényező RQ	háttér dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$	relatív növekmény, %
	külső	belső	összes			
kétéltű	$3,48 \cdot 10^{-08}$	$9,96 \cdot 10^{-05}$	$9,96 \cdot 10^{-05}$	$9,96 \cdot 10^{-06}$	$1,30 \cdot 10^{-01}$	0,08
bentikus hal	$4,19 \cdot 10^{-04}$	$3,06 \cdot 10^{-05}$	$4,50 \cdot 10^{-04}$	$4,50 \cdot 10^{-05}$	$1,74 \cdot 10^{-01}$	0,26
madár	$2,73 \cdot 10^{-08}$	$6,10 \cdot 10^{-05}$	$6,10 \cdot 10^{-05}$	$6,10 \cdot 10^{-06}$	$1,49 \cdot 10^{-01}$	0,04
kagyló	$4,59 \cdot 10^{-04}$	$2,90 \cdot 10^{-05}$	$4,88 \cdot 10^{-04}$	$4,88 \cdot 10^{-05}$	$5,98 \cdot 10^{00}$	0,01
rák	$5,12 \cdot 10^{-04}$	$7,69 \cdot 10^{-05}$	$5,89 \cdot 10^{-04}$	$5,89 \cdot 10^{-05}$	$2,53 \cdot 10^{00}$	0,02
csiga	$4,79 \cdot 10^{-04}$	$4,68 \cdot 10^{-05}$	$5,26 \cdot 10^{-04}$	$5,26 \cdot 10^{-05}$	$3,61 \cdot 10^{00}$	0,01
rovarlárva	$1,02 \cdot 10^{-03}$	$7,79 \cdot 10^{-05}$	$1,10 \cdot 10^{-03}$	$1,10 \cdot 10^{-04}$	$2,60 \cdot 10^{00}$	0,04
emlős	$2,52 \cdot 10^{-08}$	$1,49 \cdot 10^{-04}$	$1,49 \cdot 10^{-04}$	$1,49 \cdot 10^{-05}$	$1,40 \cdot 10^{-01}$	0,11
pelagikus hal	$3,74 \cdot 10^{-08}$	$2,99 \cdot 10^{-05}$	$2,99 \cdot 10^{-05}$	$2,99 \cdot 10^{-06}$	$1,43 \cdot 10^{-01}$	0,02
fitoplankton	$8,59 \cdot 10^{-06}$	$5,43 \cdot 10^{-05}$	$6,29 \cdot 10^{-05}$	$6,29 \cdot 10^{-06}$	$5,42 \cdot 10^{00}$	0,001
edényes növény	$3,58 \cdot 10^{-04}$	$2,79 \cdot 10^{-05}$	$3,86 \cdot 10^{-04}$	$3,86 \cdot 10^{-05}$	$3,46 \cdot 10^{00}$	0,01
zooplankton	$4,78 \cdot 10^{-08}$	$3,16 \cdot 10^{-05}$	$3,16 \cdot 10^{-05}$	$3,16 \cdot 10^{-06}$	$4,60 \cdot 10^{00}$	0,001

21.4.1-10. táblázat: Referencia szervezetek új blokkoktól eredő járulékos sugárterhelése a V2 élőhelyen

Látható, hogy a teljes mértékben üledéklakó, így az üledékben akkumulálódó mesterséges izotópoknak leginkább kitett rovarlárvákra is csak 1 nGy/h a becsült összes dózisteljesítmény járulék, ami 0,0001-es kockázati tényezőt jelent. A természetes háttérhez viszonyítva a folyófenék közelében élő halak szenvedik el a legnagyobb relatív dózisteljesítmény

járlékot, de ez is csak max. 0,3 % nagyságrendű. A Dunával való keveredés során a víz (és ezzel párhuzamosan az üledék) aktivitáskonzentrációja tovább csökken, azaz a Melegvíz-csatorna kifolyójától távolabb még kisebb dózisteljesítmény járulékok várhatóak.

21.4.2 PAKS II. ÜZEMELÉSÉNEK HATÁSTERÜLETEI

A 314/2005. (XII. 25.) Kormányrendelet 7. sz. melléklete meghatározza a hatásterületek típusait és a hatásterület lehatárolásának szempontjait. A hatásterület típusok között külön említi a közvetlen és közvetett hatások területeit.

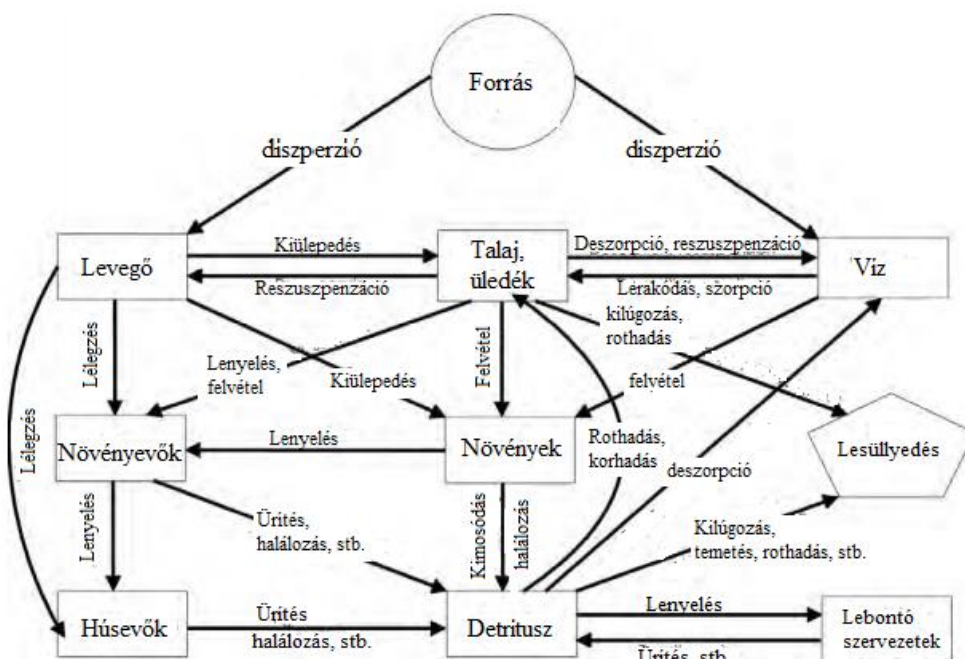
A közvetlen hatások területe az élővilág sugárterhelése szempontjából a jogszabályban használt terminológia szerint azok a sugárhatáshoz rendelhető területek, amelyek valamely környezeti elembe (vízbe, levegőbe) történő kibocsátások terjedési területei, míg a közvetett hatások területe a közvetlen hatások területein bekövetkező állapotváltozások miatt továbbterjedő folyamatok terjedési területeit jelenti.

A jogszabály megfogalmazza azt is, hogy közvetlen hatásterületnek az tekinthető, ahol a kibocsátás még észlelhető, és feltehetően változást okoz az érintett környezeti elem állapotában. Közvetlen hatásterületnek tekinthető továbbá a környezet közvetlen igénybevételének területe is, amely azonban az élővilág sugárterhelése szempontjából jelen esetben nem értelmezhető. A közvetett hatások területeit a közvetlen hatásterületen feltételezett hatások ismeretében becsléssel határolhatjuk le az érintett környezeti elem vagy rendszer közvetítőkéességének és érzékenységének figyelembevételével.

Ez a meghatározás két dolgot is feltételez:

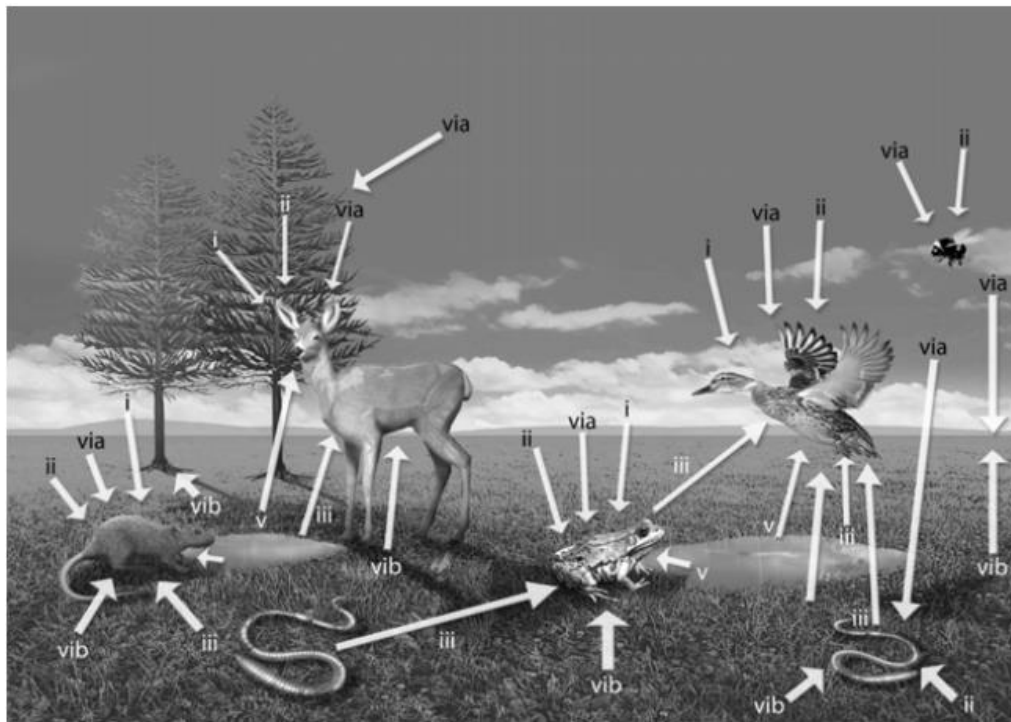
- a közvetlen és közvetett hatások pontos, jól körülhatárolható és egymástól elkülöníthető ismeretét
- a bekövetkező közvetlen hatás valamilyen megfigyelhető változást okoz a vizsgált környezeti elemekben vagy rendszerben.

E megfontolásokat szem előtt tartva tisztázni kell, hogy a sugárzást, mint az élővilágra gyakorolt hatást egy adott környezeti kontextusban összekapcsoljuk egy forrással, ami lehet valamilyen fizikai entitás (pl. az élőlényt körülvevő közeg), vagy folyamat (pl. táplálkozás vagy légzés), ami meghatározható dózisterhelést eredményez. Az élővilág sugárterhelését a környezetben található, különböző forrásokból származó ionizáló sugárzás okozza, életfolyamataik során igen sokféle expozíciós szituációnak lehetnek kitéve. Minden esetben igen változatosak azok a faktorok, melyek befolyásolhatják az elnyelt dózist. Itt kell megjegyeznünk, hogy az expozíció útvonalai is igen változatosak lehetnek egy adott környezeti rendszeren belül, ahogyan azt a 21.4.2-1. ábra is szemlélteti.



21.4.2-1. ábra: A radionuklidok mozgását meghatározó folyamatok az ökoszisztémában

Az élővilág sugárterhelése szempontjából igen fontosak az expozíció útvonalai, melyeket megint csak nagyszámú faktor figyelembe vételével tudunk jellemezni (21.4.2-2. ábra). Életfolyamataiktól függően az egyes élőlényeket sugárterhelés érheti a legkülönbözőbb útvonalakon. Ez a hatás lehet közvetlen, amikor a kibocsátott radionuklidokat tartalmazó, azokat elsődlegesen szállító közeggel kerülnek kapcsolatba: külső expozíció levegőből vagy vízből, bőr, szőrzet, tollazat kontaminációja, radionuklidok belélegzése, vagy azok közvetlen felvétele a vízből vízi organizmusok esetében. Más esetekben, mikor a radionuklidok átkerülnek egy másodlagos közegbe (vízből az üledékbe, levegőből a talaj felszínére így okozva dózisterhelést a közeggel kapcsolatba kerülő élőlényeknek, vagy bármilyen másodlagos módon a táplálékláncba kerülve, növényből állatba - növényevők, állatból állatba – ragadozók), már közvetett hatásról beszélhetünk.



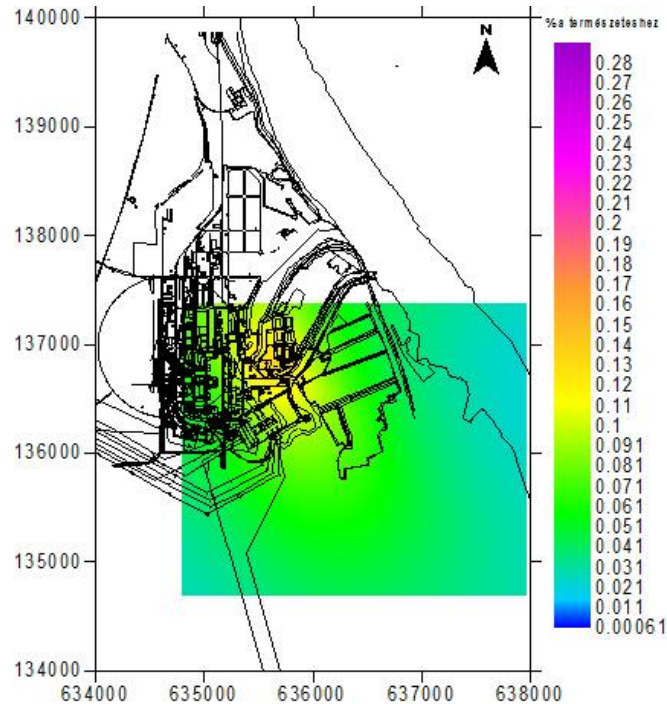
21.4.2-2. ábra: Szárazföldi expozíciós útvonalak

- i: a részecskék, vagy gáz belélegzése;*
- ii: a szőr, toll, vagy bőr kontaminációja;*
- iii: tápláléklánc alsóbb szintjeinek a fogyasztása;*
- v: szennyezett víz ivása;*
- vi: külső expozíció levegőn (a) vagy talajon (b) keresztül*

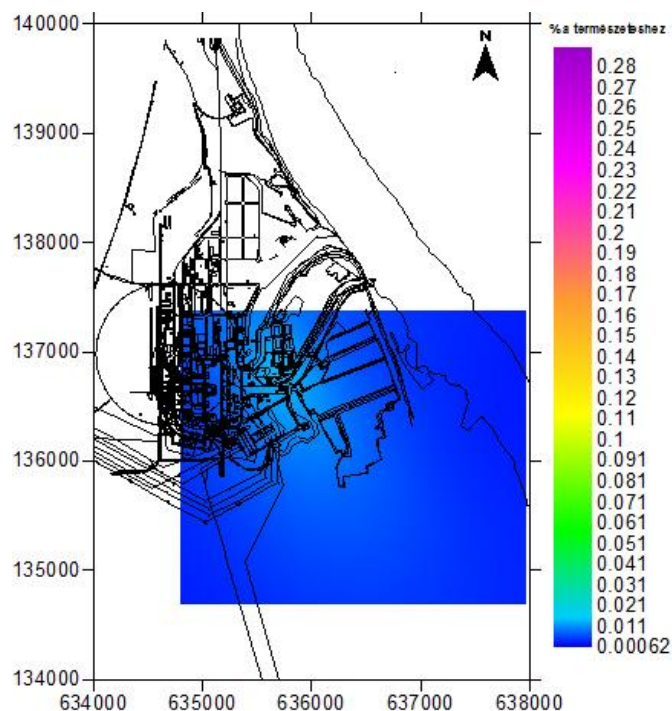
Így az a probléma vetődik fel, hogy igen nehéz elkülöníteni a közvetett és közvetlen hatásokat, tekintve, hogy a környezetbe kerülő légnemű vagy folyékony radioaktív anyagok a levegővel vagy vízzel való terjedésüket követően, de már sok esetben közben is belépnek a szárazföldi, vagy vízi táplálékláncba. A táplálékláncba való fontos belépési pont a légköri kibocsátások esetén a növényzetre és a talaj felszínére való kiülepedés. A rovarokat, madarakat a levegőből érheti külső vagy belélegzés következtében belső sugárterhelés. Vízi kibocsátásoknál a terjedési, hígulási folyamatok közben a vízi élőlények külső sugárterhelése és a radionuklidok felvétele is folyamatos. A növényekre kiülepedett radionuklidok egy része közvetlen hatást okoz, míg a talajra kerülők egy része a gyökérzetten keresztül felszívódva közvetett módon okozza a növény légköri terhelésből származó expozícióját. Felmerül tehát a kérdés: hol húzható meg éles határvonal a közvetett vagy közvetlen hatások között? Ami az adott pillanatban még a levegőben vagy vízben lévő közvetlen külső, vagy belső expozíciót eredményező dózisteljesítmény, az már a kiülepedést követően csak közvetett hatásnak tekinthető.

A másik felvetett probléma a hatásterület lehatárolása esetében, hogy hol húzzuk meg a határvonalat, ahol a hatások változást okoznak az élővilág jelenlegi állapotában? Mit tekintünk változást okozó hatásnak? Mivel erre jelenleg csak ajánlások léteznek, és nincs szigorúan vett határérték, ezért egyik lehetőségként a vonatkoztatási értéket tudjuk alapul venni, ami a jelenlegi ismereteinken alapuló 10 $\mu\text{Gy/h}$ értékben megállapított, az élőlényekre nézve megfigyelhető hatás nélküli dózisteljesítmény. Ezt az értéket azonban láthatóan sehol nem éri el az erőmű környezetében a normál üzemi

kibocsátásból eredő, élőlényekre becsült dózisteljesítmény, ahogyan az az alapszint felméréséből kiderült, és ugyanez mondható el a tervezett kibocsátások tekintetében is. Abból kiindulva, hogy a humán sugárvédelemben – a lakosságra vonatkozóan – az alap-dóziskorlát a természetes sugárterhelés egy bizonyos töredékében van megállapítva, talán hasonló megfontolás elfogadható általában az élővilágra is. Mondjuk az egyes fajok adott helyen érvényes háttér-sugárterhelésének tizedét jelölhetjük meg kívánatos határnak. A szárazföldi élővilágra becsült 0,2-0,5 $\mu\text{Gy/h}$ dózisteljesítményhez viszonyítva ez $\sim 10^{-2}$ $\mu\text{Gy/h}$, amit a 21.4.1-7. táblázat adatai szerint a teljes antropogén sugárterhelés csak $\sim 10\%$ -ban fog kihasználni az új blokkok belépése után is. A tervezett blokkok ehhez becsült járulékát (a természetes forrásoktól eredő dózisteljesítményhez viszonyítva) az alábbi ábrákon hatásterületi térképek formájában is bemutatjuk néhány élőlényre.

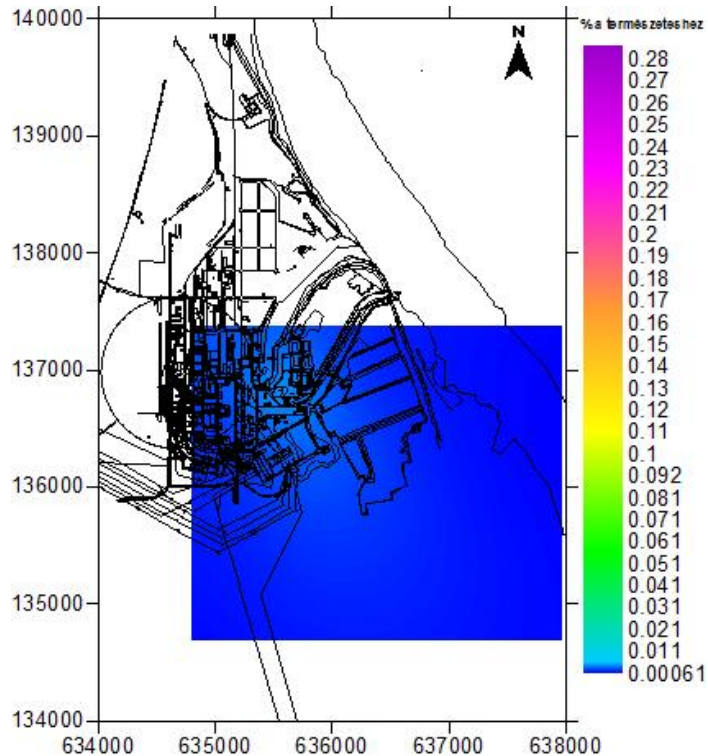


21.4.2-3. ábra: Nagyemlősök járulékos sugárterhelésének területi alakulása normál üzemben a természetes háttérhez viszonyítva.

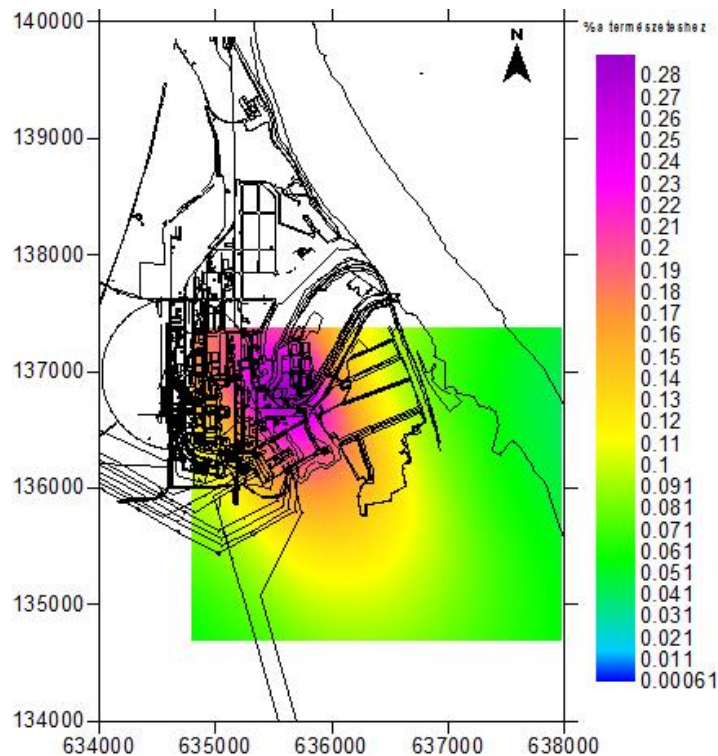


21.4.2-4. ábra: Férgek járulékos sugárterhelésének területi alakulása normál üzemben a természetes háttérhez viszonyítva.

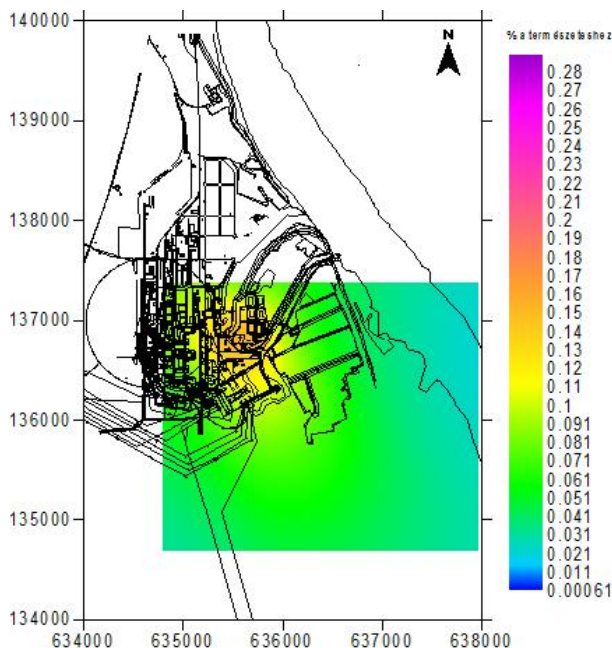
A térképeken a legkitettebb, K és D közé eső negyed került ábrázolásra, minden ábrán azonos színskála mutatja a háttér-dózisteljesítményhez való viszonyt. Látható, hogy még a legkitettebb fák esetén is a tervezett erőművi blokkok maximális járuléka is csak a háttér-sugárterhelés 0,25%-a körüli, az is kifejezetten a telephelyen belül. Közvetlenül a telephely határa körül (bármely más irányban) sehol nem éri el a természetes háttérterhelés ezrelékét sem. Más szárazföldi lények esetén a helyzet még „jobb”, gyakorlatilag már a telephelyen belül is csak a természetes sugárterhelés ezrelékéről lehet beszélni.



21.4.2-5. ábra: Mohák/zuzmók járulékos sugárterhelésének területi alakulása normál üzemben a természetes háttérhez viszonyítva.



21.4.2-6. ábra: Fák járulékos sugárterhelésének területi alakulása normál üzemben a természetes háttérhez viszonyítva.



21.4.2-7. ábra: Csigák járulékos sugárterhelésének területi alakulása normál üzemben a természetes háttérhez viszonyítva.

A fent bemutatott eredmények szerint az újonnan létesítendő blokkok a mindenkori természetes sugárterheléshez képest jelentéktelen járulékos dózisteljesítmény növekményt adnak, de még az üzembe helyezés időpontjára vetített globális terheléshez mérve is ezrelékes nagyságrendben becsülhető járulékok. Megállapítható tehát, hogy még ezen önkényes – a humán sugárvédelemben alkalmazott elvárás szerint is szigorú – feltételeket támasztva az új blokkok a környező élővilágra semleges hatással lesznek, a környező szárazföldi területek élővilágának állapotát normál üzemi körülmények között tehát még a várható sugárterhelésnek leginkább kitett területeken sem befolyásolja.

Hasonló koncepciót alkalmaztunk a vízi kibocsátásokra vonatkozó hatásterület lehatárolására is. A Dunába kibocsátott radionuklidok aktivitáskoncentrációi alapján a Duna V2 alatti szakaszát jellemző feltételeket, az akkumulációs és kimosódási paramétereket felhasználva meghatároztuk azt a mederszakaszt, ahol a radionuklidok aktivitáskoncentrációja az adott közegben maximumot mutat. A kijelölt szakasz a kibocsátási ponttól 100 méterre található élőhely, erre a pontra vonatkoztatva számítottuk ki a referencia élőlények állapotát jellemző dózisteljesítmény járulékokat. Ahogy a szárazföldi élőhelyek esetében, itt is feltételeztük, hogy az élőlények teljes életciklusukat ezen a kijelölt területen töltik. Az eredmények alapján megállapítottuk, hogy normál üzemi körülmények között a becsülhető dózisteljesítmény járulék még a legkitettebb élőlények esetén is olyan csekély, hogy állapotukban megfigyelhető változást nem okoz.

21.4.2.1 Közvetlen hatások területe

A normál üzemi körülmények között várható kibocsátások terjedési útvonalait figyelembe véve a közvetlen hatások területét mind szárazföldi, mind vízi élőhelyek esetében a feltételezett maximális terhelési értékekkel jellemeztük. Ezekre a területekre becsültük az élőlények járulékos sugárterhelését, s ennek eredményeként megállapítottuk – a jogszabályban meghatározott terminológiából kiindulva –, hogy normál üzemi körülmények között közvetlen hatásterület lehatárolása az élővilág szempontjából nem lehetséges, mivel bár a kibocsátás még észlelhető a vizsgált területeken, az semmilyen változást nem okoz az érintett környezeti elem, jelen esetben az élővilág állapotában.

21.4.2.2 Közvetett hatások területe

Mivel normál üzemi körülmények között közvetlen hatásterületet nem határolhatunk le, így közvetett hatásterületet sem. A már korábban említett okok miatt a közvetlen és közvetett hatásokat együttesen tudtuk csak megvizsgálni, mindemellett a vizsgált területeken a feltételezhető terhelés mértéke nem éri el azt a szintet, hogy az bármilyen hatásváltozást révén továbbterjedve más területeken változást okozna az élővilág állapotában.

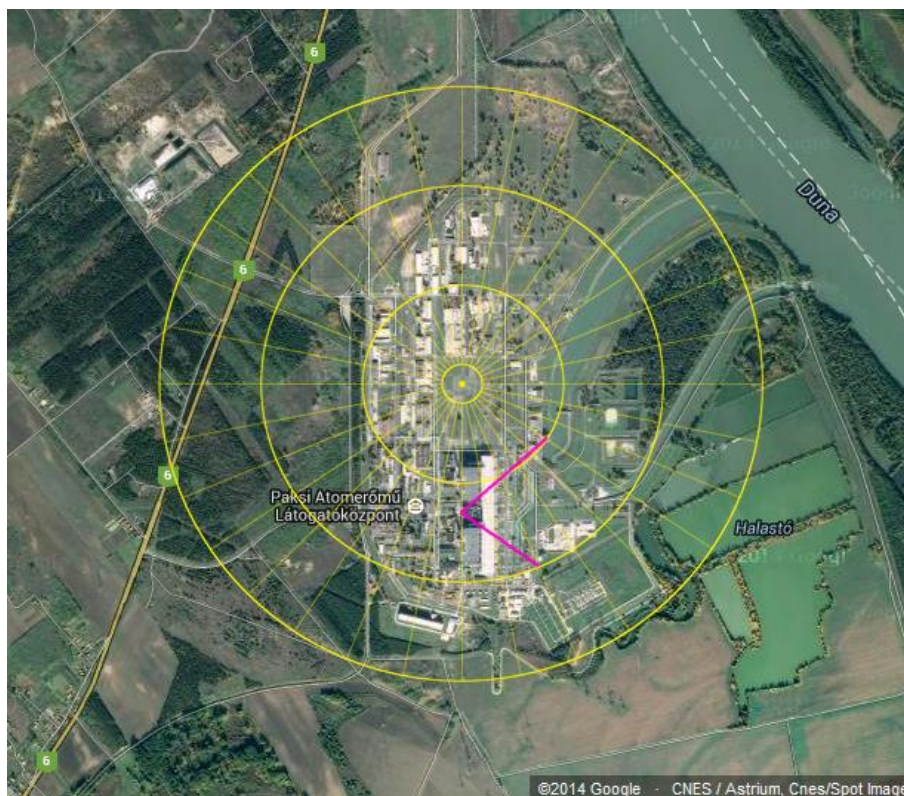
21.4.2.3 Országhatáron átterjedő környezeti hatások területe

Az élőlények járulékos dózisteljesítményének mértéke az erőmű közvetlen környezetében, a leginkább kitett élőhelyeken sem befolyásolja az élővilág állapotát, így nem kell számolnunk az esetlegesen országhatáron átterjedő hatásokkal az élővilág sugárterhelésében normál üzemi körülmények között.

21.4.3 PAKS II. ÉS A PAKSI ATOMERŐMŰ EGYÜTTES ÜZEMELÉSÉNEK HATÁSA

A 21.4.1 alfejezetben 8 év archivált részletes meteorológiai adatait, továbbá az orosz fél tervezési légköri kibocsátási leltárát felhasználva meghatároztuk a normál üzemi esetre a tervezett erőművi blokkok maximális sugárterhelést okozó területét. Nyilvánvaló, hogy a két erőmű egymás melletti üzemelése mindenkor egymással párhuzamosan terjedő radioaktív csóvák jelenlétével jár, amelyeket a szelek az egymáshoz képest a kibocsátási pontok kb. 600 m-es távolsága alapján determinált módon szállítják. A forráspontok viszonylag nagy távolsága miatt a két csóva találkozási csak É-i, ill. D-i szél esetén valósul meg. Ilyen – egyébként igen ritkán előforduló helyzetben – a két csóva hatása összeadódik ugyan, azonban a külső sugárterhelés egyes komponenseit meghatározó radioaktív koncentrációk (Bq/m^3 , Bq/m^2s) a kibocsátási pontok néhány száz m-es környezetében jelentős helyfüggést mutatnak, ezért az együttes hatás a szél irányában csak kismértékben nő meg, viszont a maximum kiszélesedik, ill. a monoton csökkenés ellaposodik. Ennek területe gyakorlatilag az erőművi blokkok É-D-i irányban elhelyezkedő üzemi épületeire terjed ki. Minden más szélirányra az együttes hatás csak hosszabb időtávra becsülhető, mert a szél irányának változásai eredményezik egy adott terület – más-más időben történő – „hatáskeltését”.

A 21.4.3-1. ábra jól szemlélteti, hogy, pl. a tervezett blokkok maximális kitétséget okozó területét (12, 13 és 14-es szektorok az 500-1000 m tartományban) a Paksi Atomerőmű kibocsátása akkor érinti, ha Ny-DNy-i szelek fújnak és az 5-6-7-8-9-10-11 számú szektorok felé irányul a csóva. Ilyen esetben a kibocsátási ponttól 250-850 m távolságban található a Paks II. által leginkább érintett terület.



21.4.3-1. ábra: Paks II. és a Paksi Atomerőmű együttes hatásának szemléltetése.

Az ábrán a lila „kacsacsőr” az 500 m és 1000 m közötti tartományban fogja közre a jelzett 3 szektort, a Paksi Atomerőműből ide jutó kihullás, kimosódás, valamint az itt jelentkező felhődózis adja az atomerőmű járulékát. Ennek meghatározásához az elmúlt 8 év részletes meteorológiai adataival a 21.4.1 alfejezetben leírt módon végzett futtatások eredményeiből 5-5 távolságban vizsgáltuk a felhődózis, száraz/nedves kihullás és a talaj radioaktivitását. A receptor

területre a több évtizedes működés eredményeként kapott adatok statisztikus eloszlását a földközeli levegő, ill. a talaj radioaktivitására 21.4.3-1. táblázatban foglaltuk össze az egyes, a kibocsátási leltárban szereplő izotópokra.

kibocsátott izotóp	levegő, Bq/m ³			talaj, Bq/kg	
	5 %	átlag	95 %	átlag	szórás
³ H	6,86·10 ⁻⁰⁴	3,39·10 ⁻⁰³	1,68·10 ⁻⁰²		
¹⁴ C	1,09·10 ⁻⁰⁴	5,46·10 ⁻⁰⁴	2,75·10 ⁻⁰³		
⁴¹ Ar	2,36·10 ⁻⁰³	1,19·10 ⁻⁰²	5,95·10 ⁻⁰²		
⁸⁵ Kr	2,81·10 ⁻⁰⁵	3,79·10 ⁻⁰⁴	5,11·10 ⁻⁰³		
^{85m} Kr	5,71·10 ⁻⁰⁴	2,99·10 ⁻⁰³	1,57·10 ⁻⁰²		
⁸⁷ Kr	2,23·10 ⁻⁰⁴	1,84·10 ⁻⁰³	1,52·10 ⁻⁰²		
⁸⁸ Kr	3,55·10 ⁻⁰⁴	2,38·10 ⁻⁰³	1,60·10 ⁻⁰²		
¹³³ Xe	5,52·10 ⁻⁰⁴	3,73·10 ⁻⁰³	2,53·10 ⁻⁰²		
¹³⁵ Xe	6,89·10 ⁻⁰⁴	3,97·10 ⁻⁰³	2,29·10 ⁻⁰²		
²⁴ Na	1,50·10 ⁻⁰⁸	7,10·10 ⁻⁰⁸	3,37·10 ⁻⁰⁷	2,44·10 ⁻⁰⁷	1,36·10 ⁻⁰⁷
⁵⁴ Mn	3,95·10 ⁻¹⁰	6,01·10 ⁻⁰⁹	9,12·10 ⁻⁰⁸	3,22·10 ⁻⁰⁵	7,37·10 ⁻⁰⁵
⁵⁸ Co	2,59·10 ⁻¹⁰	3,35·10 ⁻⁰⁹	4,32·10 ⁻⁰⁸	2,68·10 ⁻⁰⁶	5,24·10 ⁻⁰⁶
⁶⁰ Co	1,69·10 ⁻⁰⁹	2,17·10 ⁻⁰⁸	2,79·10 ⁻⁰⁷	4,96·10 ⁻⁰⁴	9,50·10 ⁻⁰⁴
⁶⁵ Zn	1,02·10 ⁻⁰⁹	5,09·10 ⁻⁰⁹	2,54·10 ⁻⁰⁸	6,98·10 ⁻⁰⁶	4,43·10 ⁻⁰⁶
⁸⁹ Sr	1,43·10 ⁻¹¹	7,86·10 ⁻¹¹	4,33·10 ⁻¹⁰	2,19·10 ⁻⁰⁸	1,38·10 ⁻⁰⁸
⁹⁰ Sr	1,77·10 ⁻¹¹	9,92·10 ⁻¹¹	5,56·10 ⁻¹⁰	4,36·10 ⁻⁰⁶	3,11·10 ⁻⁰⁶
⁹⁵ Nb	3,40·10 ⁻¹⁰	3,33·10 ⁻⁰⁹	3,27·10 ⁻⁰⁸	9,20·10 ⁻⁰⁷	1,37·10 ⁻⁰⁶
¹⁰³ Ru	4,53·10 ⁻¹⁰	2,16·10 ⁻⁰⁹	1,03·10 ⁻⁰⁸	4,72·10 ⁻⁰⁷	2,71·10 ⁻⁰⁷
¹⁰⁶ Ru	1,26·10 ⁻⁰⁹	9,94·10 ⁻⁰⁹	7,87·10 ⁻⁰⁸	2,91·10 ⁻⁰⁵	3,27·10 ⁻⁰⁵
^{110m} Ag-	1,12·10 ⁻⁰⁹	7,86·10 ⁻⁰⁹	5,52·10 ⁻⁰⁸	1,28·10 ⁻⁰⁵	1,33·10 ⁻⁰⁵
¹³¹ I egyenérték	1,63·10 ⁻⁰⁸	1,30·10 ⁻⁰⁷	1,04·10 ⁻⁰⁶	2,62·10 ⁻⁰⁵	3,14·10 ⁻⁰⁵
¹³⁴ Cs	2,22·10 ⁻¹⁰	2,84·10 ⁻⁰⁹	3,65·10 ⁻⁰⁸	2,52·10 ⁻⁰⁵	4,85·10 ⁻⁰⁵
¹³⁵ Cs	3,57·10 ⁻¹⁶	2,34·10 ⁻¹⁵	1,53·10 ⁻¹⁴	1,44·10 ⁻¹⁰	1,05·10 ⁻¹⁰
¹³⁷ Cs	3,15·10 ⁻⁰⁹	2,58·10 ⁻⁰⁸	2,12·10 ⁻⁰⁷	1,47·10 ⁻⁰³	1,97·10 ⁻⁰³

21.4.3-1. táblázat: Paks II. max. hatású területén a Paksi Atomerőműtől származó aktivitáskoncentrációk statisztikus eloszlása

organizmus	dózisteljesítmény, µGy/h			max. kockázati tényező (RQ)
	5 %	átlag	95 %	
kétéltű	1,84·10 ⁻⁰⁵	1,14·10 ⁻⁰⁴	5,12·10 ⁻⁰⁴	5,12·10 ⁻⁰⁵
madár	2,53·10 ⁻⁰⁵	1,43·10 ⁻⁰⁴	6,49·10 ⁻⁰⁴	6,49·10 ⁻⁰⁵
madár-tojás	1,92·10 ⁻⁰⁵	1,04·10 ⁻⁰⁴	4,59·10 ⁻⁰⁴	4,59·10 ⁻⁰⁵
lebontó gerinctelen	8,13·10 ⁻⁰⁶	4,09·10 ⁻⁰⁵	1,71·10 ⁻⁰⁴	1,71·10 ⁻⁰⁵
repülő rovar	3,34·10 ⁻⁰⁵	1,70·10 ⁻⁰⁴	8,19·10 ⁻⁰⁴	8,19·10 ⁻⁰⁵
csiga	3,66·10 ⁻⁰⁵	1,84·10 ⁻⁰⁴	8,81·10 ⁻⁰⁴	8,81·10 ⁻⁰⁵
fűvek és lágyszárúak	2,24·10 ⁻⁰⁵	1,19·10 ⁻⁰⁴	5,41·10 ⁻⁰⁴	5,41·10 ⁻⁰⁵
zuzmó/moha	2,09·10 ⁻⁰⁵	1,12·10 ⁻⁰⁴	5,08·10 ⁻⁰⁴	5,08·10 ⁻⁰⁵
nagyemlős	1,07·10 ⁻⁰⁵	6,98·10 ⁻⁰⁵	2,72·10 ⁻⁰⁴	2,72·10 ⁻⁰⁵
kisemlős	5,20·10 ⁻⁰⁶	4,43·10 ⁻⁰⁵	1,58·10 ⁻⁰⁴	1,58·10 ⁻⁰⁵
hüllő	1,45·10 ⁻⁰⁵	7,73·10 ⁻⁰⁵	3,12·10 ⁻⁰⁴	3,12·10 ⁻⁰⁵
cserje	2,39·10 ⁻⁰⁵	1,18·10 ⁻⁰⁴	5,39·10 ⁻⁰⁴	5,39·10 ⁻⁰⁵
talajlakó gerinctelen (féreg)	2,63·10 ⁻⁰⁶	1,62·10 ⁻⁰⁵	4,36·10 ⁻⁰⁵	4,36·10 ⁻⁰⁶
fa	2,32·10 ⁻⁰⁵	1,25·10 ⁻⁰⁴	5,62·10 ⁻⁰⁴	5,62·10 ⁻⁰⁵

21.4.3-2. táblázat: Összes dózisteljesítmény járulék statisztikus eloszlása és maximális kockázati tényező értékek.

A felhő dózisteljesítmény erre a területre: 5%: 6,58 pGy/h, átlag: 32,4 pGy/h, 95%: 159 pGy/h nagyemlősökre. A Paksi Atomerőműtől származó teljes járulékos sugárterhelést az egyes referencia élőlényekre a 21.4.3-2. táblázat tartalmazza.

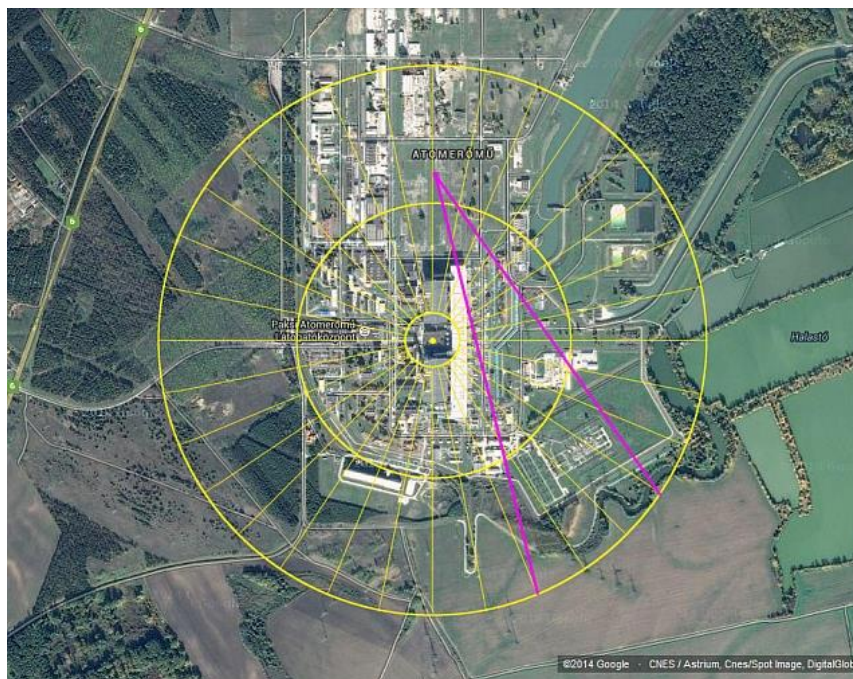
Jóllehet a fenti táblázatban szereplő átlagértékek nagyon kis járulékot jelentenek, az együttes hatás megítélése egy-egy fajcsoportra a két erőmű összegzett hatása alapján lehetséges, amit a 21.4.3-3. táblázat tartalmaz. Ugyanitt az utolsó oszlopban megadjuk a Paksi Atomerőmű relatív járulékát is, ami látható módon konzervensen kb. 30 %-ra tehető.

organizmus	dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			együttes kockázati tényező (RQ)	Paksi Atomerőmű / Paks II.
	Paksi Atomerőmű	Paks II.	együttesen		
kétéltű	$1,14 \cdot 10^{-04}$	$3,97 \cdot 10^{-04}$	$5,11 \cdot 10^{-04}$	$5,11 \cdot 10^{-05}$	0,29
madár	$1,43 \cdot 10^{-04}$	$4,72 \cdot 10^{-04}$	$6,15 \cdot 10^{-04}$	$6,15 \cdot 10^{-05}$	0,30
madár-tojás	$1,04 \cdot 10^{-04}$	$3,53 \cdot 10^{-04}$	$4,59 \cdot 10^{-04}$	$4,59 \cdot 10^{-05}$	0,29
lebontó gerinctelen	$4,09 \cdot 10^{-05}$	$1,86 \cdot 10^{-04}$	$2,27 \cdot 10^{-04}$	$2,27 \cdot 10^{-05}$	0,22
repülő rovar	$1,70 \cdot 10^{-04}$	$4,46 \cdot 10^{-04}$	$6,16 \cdot 10^{-04}$	$6,16 \cdot 10^{-05}$	0,38
csiga	$1,84 \cdot 10^{-04}$	$4,81 \cdot 10^{-04}$	$6,65 \cdot 10^{-04}$	$6,65 \cdot 10^{-05}$	0,38
fűvek és lágyszárúak	$1,19 \cdot 10^{-04}$	$3,77 \cdot 10^{-04}$	$4,96 \cdot 10^{-04}$	$4,96 \cdot 10^{-05}$	0,32
zuzmó/moha	$1,12 \cdot 10^{-04}$	$3,54 \cdot 10^{-04}$	$4,66 \cdot 10^{-04}$	$4,66 \cdot 10^{-05}$	0,32
nagyemlős	$6,98 \cdot 10^{-05}$	$3,21 \cdot 10^{-04}$	$3,91 \cdot 10^{-04}$	$3,91 \cdot 10^{-05}$	0,22
kisemlős	$4,43 \cdot 10^{-05}$	$2,93 \cdot 10^{-04}$	$3,36 \cdot 10^{-04}$	$3,36 \cdot 10^{-05}$	0,15
hüllő	$7,73 \cdot 10^{-05}$	$3,44 \cdot 10^{-04}$	$4,21 \cdot 10^{-04}$	$4,21 \cdot 10^{-05}$	0,22
cserje	$1,18 \cdot 10^{-04}$	$3,90 \cdot 10^{-04}$	$5,08 \cdot 10^{-04}$	$5,08 \cdot 10^{-05}$	0,30
talajlakó gerinctelen (féreg)	$1,62 \cdot 10^{-05}$	$1,24 \cdot 10^{-04}$	$1,40 \cdot 10^{-04}$	$1,40 \cdot 10^{-05}$	0,13
fa	$1,25 \cdot 10^{-04}$	$4,48 \cdot 10^{-04}$	$5,73 \cdot 10^{-04}$	$5,73 \cdot 10^{-05}$	0,28

21.4.3-3. táblázat: Összes átlagos dózisteljesítmény járulékok összehasonlítása a közös receptor területen.

Az együttes hatás elemzésével kapcsolatban meg kell jegyezni, hogy az konzervatív, mert a Paksi Atomerőmű esetében is több évtizedes együttes működést tételeztünk fel, jóllehet tudható, hogy 2032-től a blokkok fokozatos végleges leállítása várható, s ezzel együtt az itt meghatározott járulékos sugárterhelés 4 lépcsőben meg fog szűnni.

A meglévő és tervezett erőművi blokkok együttes hatását úgy is célszerű megvizsgálni, hogy a Paksi Atomerőmű maximális kitétséget okozó területére becsüljük meg a létesítendő 2 blokktól várhatóan származó hatást. Igaz ugyan, hogy e terület, amely a jelenlegi légköri kibocsátási pontoktól 500-1000 m távolságra DK-re van, a tervezett kéményektől már kb. 1500 m-re esik, de éppen az uralkodó szélirányban van, ezért – a valamelyest nagyobb kibocsátási sebességet is tekintetbe véve – az addicionális hatás nagyobb is lehet, mint az előzőekben tárgyalt helyzetben.



21.4.3-2. ábra: A Paksi Atomerőmű és Paks II. együttes hatásának szemléltetése.

A 21.4.3-2. ábra a 21.4.3-1. ábrahoz hasonló módon szemlélteti ezt az esetet. Itt a lila színnel jelzett „kacsacsőr” az élővilág számára a Paksi Atomerőmű maximális dózisteljesítményt adó 12-13-14 szektorok külső határához (1000 m) mutat. A létesítendő blokkok kibocsátási pontjaitól nézve ez a 14-15-16-os szektorokba esik. Itt az 1000-1500 m-es tartományban vizsgáltuk Paks II. várható hatását a már korábban részletezett módon, az ERICA program 3. szintjén. A több évtizedes működés modellezésének eredményeként kapott adatok statisztikus eloszlása alapján az egyes referencia élőlényekre eredményül adódó dózisteljesítményeket a 21.4.3-4. táblázatban foglaltuk össze. A prognosztizált járulékos sugárterhelés gyakorlatilag minden élőlényre tized nGy/h nagyságrendbe esik. Ezeket az adatokat a Paksi Atomerőmű maximális hatásának a 21.4.1-7. táblázatban megadott értékeivel kell összevetni. A könnyű összehasonlíthatóság érdekében ez is szerepel az együttes hatást összefoglaló 21.4.3-5. táblázatban. Látható, hogy szinte minden élőlényre praktikusán ugyanazok a dózisteljesítmény értékek adódtak, tehát a két tervezett blokk üzembe állításával az élővilágra nézve a hatás itt megduplázódik. A jelenleg üzemelő blokkok fokozatos leállításával azonban lassan visszaáll a „rég” helyzet ezen a kicsiny, a telephely déli határa és a Kondor-tó nyugati fele körüli területen.

organizmus	dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			max. kockázati tényező (RQ)
	5%	átlag	95%	
kétéltű	$5,76 \cdot 10^{-05}$	$1,96 \cdot 10^{-04}$	$5,20 \cdot 10^{-04}$	$5,20 \cdot 10^{-05}$
madár	$7,61 \cdot 10^{-05}$	$2,43 \cdot 10^{-04}$	$6,45 \cdot 10^{-04}$	$6,45 \cdot 10^{-05}$
madár-tojás	$5,61 \cdot 10^{-05}$	$1,83 \cdot 10^{-04}$	$4,87 \cdot 10^{-04}$	$4,87 \cdot 10^{-05}$
lebontó gerinctelen	$2,44 \cdot 10^{-05}$	$8,32 \cdot 10^{-05}$	$2,05 \cdot 10^{-04}$	$2,05 \cdot 10^{-05}$
repülő rovar	$9,67 \cdot 10^{-05}$	$2,81 \cdot 10^{-04}$	$7,46 \cdot 10^{-04}$	$7,46 \cdot 10^{-05}$
csiga	$1,06 \cdot 10^{-04}$	$3,06 \cdot 10^{-04}$	$8,15 \cdot 10^{-04}$	$8,15 \cdot 10^{-05}$
fűvek és lágyszárúak	$6,57 \cdot 10^{-05}$	$2,11 \cdot 10^{-04}$	$5,63 \cdot 10^{-04}$	$5,63 \cdot 10^{-05}$
zuzmó/moha	$6,23 \cdot 10^{-05}$	$1,93 \cdot 10^{-04}$	$5,04 \cdot 10^{-04}$	$5,04 \cdot 10^{-05}$
nagyemlős	$3,20 \cdot 10^{-05}$	$1,33 \cdot 10^{-04}$	$3,36 \cdot 10^{-04}$	$3,36 \cdot 10^{-05}$
kisemlős	$2,39 \cdot 10^{-05}$	$1,00 \cdot 10^{-04}$	$2,56 \cdot 10^{-04}$	$2,56 \cdot 10^{-05}$
hüllő	$4,23 \cdot 10^{-05}$	$1,53 \cdot 10^{-04}$	$3,79 \cdot 10^{-04}$	$3,79 \cdot 10^{-05}$
cserje	$6,71 \cdot 10^{-05}$	$2,11 \cdot 10^{-04}$	$5,53 \cdot 10^{-04}$	$5,53 \cdot 10^{-05}$
talajlakó gerinctelen (féreg)	$8,95 \cdot 10^{-06}$	$4,06 \cdot 10^{-05}$	$9,93 \cdot 10^{-05}$	$9,93 \cdot 10^{-06}$
fa	$6,79 \cdot 10^{-05}$	$2,36 \cdot 10^{-04}$	$6,42 \cdot 10^{-04}$	$6,42 \cdot 10^{-05}$

21.4.3-4. táblázat: Paks II. összes dózisteljesítmény járulékanak statisztikus eloszlása és a maximális kockázati tényező értékek.

organizmus	dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			együttes kockázati tényező (RQ)	Paksi Atomerőmű / Paks II.
	Paksi Atomerőmű	Paks II.	együttesen		
kétéltű	$1,95 \cdot 10^{-04}$	$1,96 \cdot 10^{-04}$	$3,91 \cdot 10^{-04}$	$3,91 \cdot 10^{-05}$	0,99
madár	$2,44 \cdot 10^{-04}$	$2,43 \cdot 10^{-04}$	$4,87 \cdot 10^{-04}$	$4,87 \cdot 10^{-05}$	1,00
madár-tojás	$1,79 \cdot 10^{-04}$	$1,83 \cdot 10^{-04}$	$3,62 \cdot 10^{-04}$	$3,62 \cdot 10^{-05}$	0,98
lebontó gerinctelen	$7,51 \cdot 10^{-05}$	$8,32 \cdot 10^{-05}$	$1,58 \cdot 10^{-04}$	$1,58 \cdot 10^{-05}$	0,90
repülő rovar	$2,82 \cdot 10^{-04}$	$2,81 \cdot 10^{-04}$	$5,63 \cdot 10^{-04}$	$5,63 \cdot 10^{-05}$	1,00
csiga	$3,05 \cdot 10^{-04}$	$3,06 \cdot 10^{-04}$	$6,11 \cdot 10^{-04}$	$6,11 \cdot 10^{-05}$	1,00
fű és légyszárúak	$2,05 \cdot 10^{-04}$	$2,11 \cdot 10^{-04}$	$4,16 \cdot 10^{-04}$	$4,16 \cdot 10^{-05}$	0,97
zuzmó/moha	$1,90 \cdot 10^{-04}$	$1,93 \cdot 10^{-04}$	$3,82 \cdot 10^{-04}$	$3,82 \cdot 10^{-05}$	0,98
nagyemlős	$1,30 \cdot 10^{-04}$	$1,33 \cdot 10^{-04}$	$2,63 \cdot 10^{-04}$	$2,63 \cdot 10^{-05}$	0,98
kisemlős	$9,60 \cdot 10^{-05}$	$1,00 \cdot 10^{-04}$	$1,96 \cdot 10^{-04}$	$1,96 \cdot 10^{-05}$	0,96
hüllő	$1,49 \cdot 10^{-04}$	$1,53 \cdot 10^{-04}$	$3,03 \cdot 10^{-04}$	$3,03 \cdot 10^{-05}$	0,98
cserje	$2,05 \cdot 10^{-04}$	$2,11 \cdot 10^{-04}$	$4,15 \cdot 10^{-04}$	$4,15 \cdot 10^{-05}$	0,97
talajlakó gerinctelen	$3,18 \cdot 10^{-05}$	$4,06 \cdot 10^{-05}$	$7,25 \cdot 10^{-05}$	$7,25 \cdot 10^{-06}$	0,78
fa	$2,35 \cdot 10^{-04}$	$2,36 \cdot 10^{-04}$	$4,71 \cdot 10^{-04}$	$4,71 \cdot 10^{-05}$	0,99

21.4.3-5. táblázat: Összes átlagos dózisteljesítmény járulékok összehasonlítása a közös receptor területen.

A régi és tervezett blokkok együttes üzemelésének hatását összefoglalva elmondható, hogy az élővilágra nézve a várható maximális dózisteljesítmények a telephely területén belül fognak jelentkezni, s ezen nagyjából 1:3 arányban osztoznak a jelenleg üzemelő és a létesítendő blokkok. A telephely közvetlen déli szomszédságában a fenti maximumnak csak kb. 75%-a várható, tipikusan 0,3-0,4 nGy/h, ami a becsült természetes sugárterhelésnek mindössze néhány ezreléke.

A két erőmű folyékony kibocsátásainak együttes hatását a Melegvíz-csatorna kifolyója körüli V2 élőhelyen vizsgáltuk. A tervezett 2 új blokktól eredő járulékos sugárterhelést a Paksi Atomerőmű meglévő 4 blokkjától, továbbá a globális mesterséges izotópoktól eredő járulékos sugárterheléssel hasonlítottuk össze, a 2025-ös tervezett indulásra vonatkoztatva. Ez utóbbi két tag hatásának modellezéséhez a jelen KHT-t megalapozó szakterületi vizsgálatban a Melegvíz-csatornára megállapított, az erőművi eredetű izotópokra jellemző aktivitáskonzentrációkat, ill. a globális mesterséges izotópokra a 2013-as állapotokra jellemző adatokat használtuk, a következő korrekciókkal:

- ❖ Mivel a Melegvíz-csatorna átlagos vízárama meg fog növekedni a mostani $\sim 100 \text{ m}^3/\text{s}$ -ról $232 \text{ m}^3/\text{s}$ -ra, ezért a Paksi Atomerőmű folyékony kibocsátásától a V2 élőhelyen létrejövő aktivitáskonzentrációk csökkenni fognak több mint egy kettes faktoral.
- ❖ A globális mesterséges ^{137}Cs és ^{90}Sr aktivitáskonzentrációi 12 év alatt (2025-re) $\sim 0,4$ felezési időnyi radioaktív bomlással csökkennek.

A korrigált aktivitáskonzentrációkat a 21.4.3-6. táblázatban, míg a modellszámítás eredményeit a 21.4.3-7. táblázatban foglaltuk össze.

	Paksi Atomerőmű		globális mesterségesek	
	iszap	víz	iszap	víz
	Bq/kg	mBq/l	Bq/kg	mBq/l
^{137}Cs	4,3	0,3	15	0,4
^{90}Sr	0,1	0,2	0,3	0,7
^{60}Co	0,9	3,1	0	0
T	-	500	0	0
^{14}C	-	0,2	0	0

21.4.3-6. táblázat: Mesterséges eredetű izotópok koncentrációja a Melegvíz-csatornában.

organizmus	összes dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$				Paks II. járuléka az összes erőművihez, %	Paks II. járuléka az összes mesterségeshez, %
	Paks II.	Paksi Atomerőmű	globális	total		
kétéltű	$9,96 \cdot 10^{-05}$	$5,18 \cdot 10^{-04}$	$5,65 \cdot 10^{-04}$	$1,18 \cdot 10^{-03}$	16,1	8,4
bentikus hal	$5,13 \cdot 10^{-04}$	$1,89 \cdot 10^{-03}$	$2,59 \cdot 10^{-03}$	$5,00 \cdot 10^{-03}$	21,3	10,3
madár	$6,10 \cdot 10^{-05}$	$5,49 \cdot 10^{-04}$	$2,36 \cdot 10^{-04}$	$8,45 \cdot 10^{-04}$	10,0	7,2
kagyló	$4,90 \cdot 10^{-04}$	$1,61 \cdot 10^{-03}$	$2,48 \cdot 10^{-03}$	$4,57 \cdot 10^{-03}$	23,4	10,7
rák	$5,89 \cdot 10^{-04}$	$2,04 \cdot 10^{-03}$	$3,27 \cdot 10^{-03}$	$5,90 \cdot 10^{-03}$	22,4	10,0
csiga	$5,26 \cdot 10^{-04}$	$2,32 \cdot 10^{-03}$	$2,75 \cdot 10^{-03}$	$5,60 \cdot 10^{-03}$	18,5	9,4
rovarlárva	$1,10 \cdot 10^{-03}$	$4,87 \cdot 10^{-03}$	$6,12 \cdot 10^{-03}$	$1,21 \cdot 10^{-02}$	18,5	9,1
emlős	$1,49 \cdot 10^{-04}$	$1,09 \cdot 10^{-03}$	$7,89 \cdot 10^{-04}$	$2,02 \cdot 10^{-03}$	12,1	7,4
pelagikus hal	$1,00 \cdot 10^{-04}$	$7,05 \cdot 10^{-04}$	$5,19 \cdot 10^{-04}$	$1,32 \cdot 10^{-03}$	12,4	7,6
fitoplankton	$8,58 \cdot 10^{-05}$	$4,91 \cdot 10^{-04}$	$2,37 \cdot 10^{-04}$	$8,13 \cdot 10^{-04}$	14,9	10,6
edényes növény	$3,89 \cdot 10^{-04}$	$1,61 \cdot 10^{-03}$	$2,08 \cdot 10^{-03}$	$4,07 \cdot 10^{-03}$	19,5	9,6
zooplankton	$3,16 \cdot 10^{-05}$	$1,72 \cdot 10^{-04}$	$5,38 \cdot 10^{-05}$	$2,58 \cdot 10^{-04}$	15,5	12,3

21.4.3-7. táblázat: Paks II. és a meglévő mesterséges források járuléka a dunai vízi élőlények sugárterheléséhez 2025-ben.

A fenti táblázatból az látható, hogy a 2025-ös induláskor Paks II. az összes erőművi eredetű járulékos dózisteljesítmény 12-24 %-át, az összes mesterséges eredetű izotóptól származónak pedig 8-10 % fogja adni a modellszámítások alapján. Ugyanakkor mindkét arány várhatóan a későbbiekben növekedni fog, egyrészt a Paksi Atomerőmű szakaszos leállítása, másrészt a globális ^{137}Cs és ^{90}Sr további radioaktív bomlása miatt. Abszolút értékben a rovarlárva összes járulékos sugárterhelése $\sim 0,01 \mu\text{Gy/h}$ lesz, ami 0,001-es kockázati tényezőt jelent. A természetes háttérhez viszonyítva továbbra is a folyófenék közelében élő halak fogják elszenvedni a legnagyobb relatív dózisteljesítmény járulékot, kb. 3 %-ot az összes forrásra összegezve. Természetesen a fentiek miatt ezek az értékek csökkenni fognak a továbbiakban.

21.4.3.1 Közvetlen hatások

A Duna V2 torkolati területére megbecsültük az élőlények járulékos sugárterhelését a két erőmű együttes működése mellett, továbbá tekintetbe vettük a globális kihullások maradék hatását is. A jogszabályban meghatározott terminológiából kiindulva megállapítottuk, hogy normál üzemi körülmények között közvetlen hatás az élővilág szempontjából nincsen, mivel a kibocsátás ugyan – a hihetetlenül érzékeny nukleáris mérés technikának köszönhetően – észlelhető a vizsgált területen, az semmilyen változást nem okoz az érintett környezeti elem, jelen esetben az élővilág állapotában.

21.4.3.2 Közvetett hatások

A víz közvetítésével terjedő radioaktív anyag által kiváltott hatás ugyan értelmezhető közvetett hatásnak, a Duna folyam óriási vízárama jelentős hígítást eredményez, ezért – ha közvetlenül a V2 torkolati helyén nem okozott kimutatható hatást az élővilágnak – akkor távolabbi helyen sem fog, tehát a vízi kibocsátásoknak nem lesz közvetett hatása.

21.4.3.3 Országhatáron áterjedő környezeti hatások

A fenti két megállapításból egyenesen következik, hogy az élővilág vonatkozásában a Duna révén országhatáron áterjedő hatástól sem kell tartani.

21.4.4 PAKS II. ÉS A PAKSI ATOMERŐMŰ EGYÜTTES ÜZEMELÉSÉNEK HATÁSTERÜLETEI

21.4.4.1 Közvetlen hatások területe

Miután közvetlen hatást megállapítani nem lehetett, így közvetlen hatásterületről sem lehet beszélni a vízi élővilág sugárterhelése kapcsán.

21.4.4.2 Közvetett hatások területe

Mivel normál üzemi körülmények között közvetlen hatásterületet nem határolhatunk le, így közvetett hatásterületet sem, hiszen a vizsgált területen a feltételezhető terhelés mértéke nem éri el azt a szintet, hogy az bármilyen ismert hatásfolyamat révén továbbterjedve más területen okozna nagyobb sugárterhelést az élővilág számára.

21.4.4.3 Országhatáron áttérjedő környezeti hatások területe

A vízi élőlények járulékos sugárterhelésének mértéke a Melegvíz-csatorna Dunába torkolása környezetében, a leginkább kitett élőhelyen sem befolyásolja az élővilág állapotát, így nem kell számolnunk a Duna közvetítésével esetleg az országhatáron áttérjedő hatásokkal az élővilág sugárterhelésében normál üzemi körülmények között.

21.4.5 TERVEZÉSI ALAPBA TARTOZÓ ESEMÉNYEK

Jóllehet a nagy teljesítményű, energetikai célokat szolgáló atomerőművek tervezését, építését, valamint üzemeltetését is a kiemelkedő biztonság jellemzi, elvileg nem lehet kizárni anyaghiba, természeti csapás, esetleg emberi tévedés, mulasztás miatt bekövetkező olyan helyzeteket, amikor a reaktortartályban felszabaduló óriási energia elvezetése nem oldható meg a normál üzemben szokásos módon. Bár ezek bekövetkezésének igen csekély a valószínűsége, az elképzelhető scenáriók legtöbbször már a tervezésnél figyelembe veszik, így a kezelésükhöz szükséges technológiák az erőmű beruházása során beépítésre kerülnek.

A 3+ generációs leendő erőműre a tervező elvégezte az EUR ajánlásban javasolt biztonsági elemzéseket, meghatározta az egyes üzemzavari állapotokhoz és baleseti helyzetekhez tartozó bekövetkezési valószínűségeket, s megadta az azok esetén várható radioaktív kibocsátásokat. Az orosz fél adatszolgáltatása több ilyen esetet részletesen is tartalmazott, ezekből a TA4 fokozatú tervezési üzemzavarok (gyakoriság: 10^{-4} - 10^{-6} /év) egyik megadott scenáriójára végeztük el az élővilágot érintő hatás becslését. A vizsgált *nagyon kis gyakoriságú tervezési üzemzavar* egyik jellemzője, hogy csak légköri kibocsátással jár, s az is ellenőrzött körülmények között történik. Ennek két helye lehetséges: egyrészt a normál üzemi légköri kibocsátásokra is üzemszerűen használt 100 m magas kémény, másrészt a szekunder körhöz tartozó 4 db biztonsági gőzlelváto helyén, ami 35 m-es magasságban történő kibocsátást jelent. A kumulatív kibocsátási adatokat a 21.4.5-1. táblázat foglalja össze.

radioizotóp	kibocsátott aktivitás 100 m-en, Bq			kibocsátott aktivitás 35 m-en, Bq		
	első nap	10 nap alatt	1 hónap alatt	első nap	10 nap alatt	1 hónap alatt
¹³¹ I elemi	$5,5 \cdot 10^{07}$	$2,9 \cdot 10^{08}$	$4,3 \cdot 10^{08}$	$3,8 \cdot 10^{08}$	$2,1 \cdot 10^{09}$	$3,0 \cdot 10^{09}$
¹³² I elemi	$1,5 \cdot 10^{07}$	$1,5 \cdot 10^{07}$	$1,5 \cdot 10^{07}$	$1,0 \cdot 10^{08}$	$1,0 \cdot 10^{08}$	$1,0 \cdot 10^{08}$
¹³³ I elemi	$3,6 \cdot 10^{07}$	$5,8 \cdot 10^{07}$	$5,8 \cdot 10^{07}$	$2,5 \cdot 10^{08}$	$4,0 \cdot 10^{08}$	$4,0 \cdot 10^{08}$
¹³⁴ I elemi	$3,2 \cdot 10^{06}$	$3,2 \cdot 10^{06}$	$3,2 \cdot 10^{06}$	$2,3 \cdot 10^{07}$	$2,3 \cdot 10^{07}$	$2,3 \cdot 10^{07}$
¹³⁵ I elemi	$9,6 \cdot 10^{06}$	$1,0 \cdot 10^{07}$	$1,0 \cdot 10^{07}$	$6,7 \cdot 10^{07}$	$7,1 \cdot 10^{07}$	$7,1 \cdot 10^{07}$
¹³¹ I szerves	$1,2 \cdot 10^{09}$	$8,7 \cdot 10^{09}$	$1,4 \cdot 10^{10}$	$8,7 \cdot 10^{08}$	$6,1 \cdot 10^{09}$	$9,8 \cdot 10^{09}$
¹³² I szerves	$1,7 \cdot 10^{08}$	$1,7 \cdot 10^{08}$	$1,7 \cdot 10^{08}$	$1,2 \cdot 10^{08}$	$1,2 \cdot 10^{08}$	$1,2 \cdot 10^{08}$
¹³³ I szerves	$7,6 \cdot 10^{08}$	$1,4 \cdot 10^{09}$	$1,4 \cdot 10^{09}$	$5,4 \cdot 10^{08}$	$9,8 \cdot 10^{08}$	$9,8 \cdot 10^{08}$
¹³⁴ I szerves	$2,0 \cdot 10^{07}$	$2,0 \cdot 10^{07}$	$2,0 \cdot 10^{07}$	$1,4 \cdot 10^{07}$	$1,4 \cdot 10^{07}$	$1,4 \cdot 10^{07}$
¹³⁵ I szerves	$1,7 \cdot 10^{08}$	$1,9 \cdot 10^{08}$	$1,9 \cdot 10^{08}$	$1,2 \cdot 10^{08}$	$1,3 \cdot 10^{08}$	$1,3 \cdot 10^{08}$
^{85m} Kr	$9,4 \cdot 10^{10}$	$9,6 \cdot 10^{10}$	$9,6 \cdot 10^{10}$	$6,5 \cdot 10^{08}$	$6,7 \cdot 10^{08}$	$6,7 \cdot 10^{08}$
⁸⁷ Kr	$4,4 \cdot 10^{10}$	$4,4 \cdot 10^{10}$	$4,4 \cdot 10^{10}$	$3,1 \cdot 10^{08}$	$3,1 \cdot 10^{08}$	$3,1 \cdot 10^{08}$
⁸⁸ Kr	$1,8 \cdot 10^{11}$	$1,8 \cdot 10^{11}$	$1,8 \cdot 10^{11}$	$1,2 \cdot 10^{09}$	$1,2 \cdot 10^{09}$	$1,2 \cdot 10^{09}$
¹³³ Xe	$1,6 \cdot 10^{13}$	$9,7 \cdot 10^{13}$	$1,3 \cdot 10^{14}$	$1,1 \cdot 10^{11}$	$6,8 \cdot 10^{11}$	$9,2 \cdot 10^{11}$
¹³⁵ Xe	$2,8 \cdot 10^{11}$	$3,3 \cdot 10^{11}$	$3,3 \cdot 10^{11}$	$1,9 \cdot 10^{09}$	$2,3 \cdot 10^{09}$	$2,3 \cdot 10^{09}$
¹³⁸ Xe	$7,0 \cdot 10^{09}$	$7,0 \cdot 10^{09}$	$7,0 \cdot 10^{09}$	$4,9 \cdot 10^{07}$	$4,9 \cdot 10^{07}$	$4,9 \cdot 10^{07}$
¹³⁴ Cs	$6,2 \cdot 10^{05}$	$6,2 \cdot 10^{05}$	$6,2 \cdot 10^{05}$	$4,3 \cdot 10^{07}$	$4,3 \cdot 10^{07}$	$4,3 \cdot 10^{07}$
¹³⁷ Cs	$2,2 \cdot 10^{05}$	$2,2 \cdot 10^{05}$	$2,2 \cdot 10^{05}$	$1,6 \cdot 10^{07}$	$1,6 \cdot 10^{07}$	$1,6 \cdot 10^{07}$

21.4.5-1. táblázat: Légköri kibocsátás alakulása TA4 besorolású üzemzavar esetén [21-13]

Adott izotóp esetén az egyes idő periódusokra megadott aktivitásokat összehasonlítva megállapítható, hogy a rövid felezési idejű izotópok ($t_{1/2}$ ~néhány óra) gyakorlatilag csak az első nap kerülnek kibocsátásra. Másrészt kiderül, hogy a beépített, és feltehetőleg automatikusan beinduló havária kezelő technológia jó hatásfokkal tartja vissza az elemi állapotban lévő, de hosszabb felezési idejű jó izotópokat, továbbá, pl. a Cs-izotópokat is.

A két kibocsátási pont szerepe is lényegesen különbözik. Közvetlenül az üzemzavar bekövetkezése után (1. nap) a szellőzőkéményen távozik ~17 TBq aktivitás (ebből 16 TBq a ^{133}Xe), a 35 m-es kibocsátási ponton ennek kevesebb, mint 1 %-a. A nemesgázokra az üzemzavar során végig ez a meghatározó kibocsátási útvonal, azonban a cézium-izotópok 99 %-a, a jó-izotópoknak pedig mintegy a fele a 35 m-es magasságban távozik. A teljes baleseti kibocsátás 99,5 %-át a ^{133}Xe aktivitása adja, ami összesen 131 TBq. Erre a meghatározó radioizotópra a kibocsátási sebesség csak a felezési időnek megfelelően csökken az üzemzavar idején, és a kibocsátási ponton $\sim 10^8$ Bq/m³ aktivitáskonzentrációt lehet becsülni a megadott adatok alapján. A csóva irányában ez nyilvánvalóan jelentős dózisteljesítményt eredményezhet a földfelszínen tartózkodó élőlényeknek. Ennek nagysága és területi kiterjedtsége nyilvánvalóan az aktuális meteorológiai helyzettől függ.

A szárazföldi élővilágot érintő hatás becsüléséhez a kibocsátási pontokon távozó radioaktív felhő útját, annak kiterjedését, ill. az abból történő kihullást modelleztük a paksi környezetre a jelenleg is működő blokkokra készült hasonló elemzéseknel használt időjárási helyzetre. Ez Pasquill D kategóriájú állapot (inverziós réteg magassági helye: 560 m), a 120 m-es magasságban 5 m/s sebességgel fúj a szél, esős idő van (1 mm/h). Mivel a szél irányára nincsen konkrétan megadott jellemző, a modellszámításokban a normál üzemi helyzet vizsgálatánál használt 8 év adatai alapján leggyakoribb irányt (DK, 13. szektor) választottuk a kibocsátás irányának.

A modellezésnél figyelembe vettük azt a tényt, hogy az üzemzavar során a légkörbe kibocsátott radioaktív anyagnak a hosszú távú hatást meghatározó része a 35 m magas kibocsátási ponton távozik. A receptor pontokat ennek megfelelően 100 m-től 1000 m-ig 100 m-enként, majd 1 500 m, 2 000 m, 3 000 m, 5 000 m, 8000 m, 10 000 m, 15000 m és 20 000 m távolságra választottuk a kibocsátási ponttól. Az 500 m-es távolságig bármilyen szélirány esetén az erőmű üzemi területén belül esik, az 1 000 m-es távolság a leggyakoribb ÉNy-i szelekre is belül van az üzemi területen, míg ÉK-i, K-i és DK-i szél esetén részben már az erőmű környezetére esik. A leggyakoribb szélirányban az üzemi terület határa a tervezett új erőművi blokkok légköri kibocsátási pontjaitól 1 500 m távolságban van.

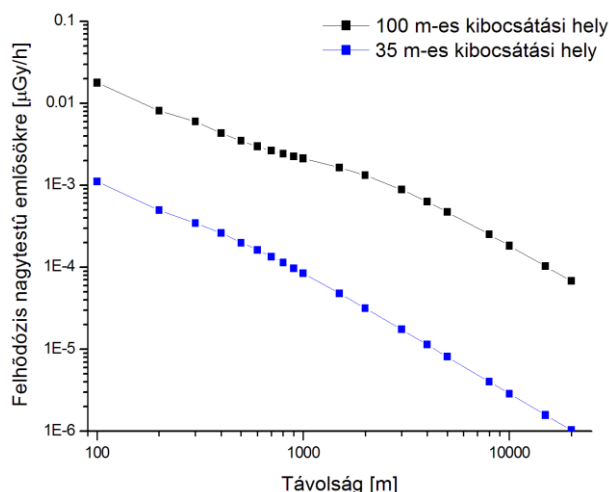
A korai hatás megítélése érdekében külön kezeltük az első 10 nap alatt kibocsátott radioaktív anyagot, s ahogyan fentebb már említettük, állandóan egy irányban fújó széllel kalkuláltunk. A PC-CREAM Gauss-csóva modell alapján végzett számítás szerint a környezeti hatás szempontjából legfontosabb távolságokban a felszín közeli levegőben az egyes radioizotópok aktivitáskonzentrációja, továbbá a kihullásból eredő talajszennyezettség a 21.4.5-2. táblázatban szereplő adatok szerint alakul. A 100 m-es kibocsátási pontra nézve az 1500 m-re megadott levegő-aktivitáskonzentráció az adott körülmények mellett épp a maximum, míg a 35 m-es kibocsátási hely esetén ez 5-600 m között, tehát bőven a telephelyen belül van. A két csóva egymástól csak mintegy 100 m távolságban halad, azonban a felszín közelében kialakuló aktivitáskonzentrációban 600 m-ig (gyakorlatilag a telephelyen belül) a 35 m-es kibocsátás a meghatározó, 1000 m-től azonban már a szellőző kéményből távozó radioaktív anyag alakítja a levegő aktivitáskonzentrációját. Mindez persze szigorúan csak a nem éppen a két kibocsátási hely által meghatározott vonal mentén (D-DNy, ill. É-ÉK) fújó szél esetében igaz. A viszonylag magasan elhelyezkedő inverziós réteg miatt a csóva z irányú diszperziója jelentős, így a telephelyen kívül nem várható jelentősebb aktivitás megjelenése a földközeli levegőben. A levegő radioaktivitását a korai szakaszban a ~5 nap felezési idejű ^{133}Xe határozza meg, azonban ennek aktivitáskonzentrációja sem mondható jelentősnek a telephelyen kívül. A modellszámítás szerint a talaj kontaminációját a 35 m-es kibocsátás helyen távozó anyag határozza meg, ez viszont döntően a telephelyet magát érinti.

izotóp	100 m-es kibocsátási ponttól eredő átlagos aktivitáskonzentráció			35 m-es kibocsátási ponttól eredő átlagos aktivitáskonzentráció		
	100 m	500 m	1500 m	100 m	500 m	1500 m
	levegő, Bq/m³					
^{85}mKr	$3,74 \cdot 10^{-40}$	$3,50 \cdot 10^{-03}$	$1,46 \cdot 10^{-01}$	$3,30 \cdot 10^{-03}$	$2,66 \cdot 10^{-02}$	$5,62 \cdot 10^{-03}$
^{87}Kr	$1,72 \cdot 10^{-40}$	$1,60 \cdot 10^{-03}$	$6,62 \cdot 10^{-02}$	$1,52 \cdot 10^{-03}$	$1,21 \cdot 10^{-02}$	$2,49 \cdot 10^{-03}$
^{88}Kr	$7,06 \cdot 10^{-40}$	$6,79 \cdot 10^{-03}$	$3,02 \cdot 10^{-01}$	$5,98 \cdot 10^{-03}$	$5,10 \cdot 10^{-02}$	$1,21 \cdot 10^{-02}$
^{131}I	$3,50 \cdot 10^{-41}$	$3,29 \cdot 10^{-04}$	$1,37 \cdot 10^{-02}$	$4,03 \cdot 10^{-02}$	$3,24 \cdot 10^{-01}$	$6,79 \cdot 10^{-02}$
^{132}I	$7,20 \cdot 10^{-43}$	$6,73 \cdot 10^{-06}$	$2,79 \cdot 10^{-04}$	$1,08 \cdot 10^{-03}$	$8,58 \cdot 10^{-03}$	$1,75 \cdot 10^{-03}$
^{133}I	$5,69 \cdot 10^{-42}$	$5,31 \cdot 10^{-05}$	$2,22 \cdot 10^{-03}$	$6,78 \cdot 10^{-03}$	$5,45 \cdot 10^{-02}$	$1,14 \cdot 10^{-02}$
^{133}Xe	$3,78 \cdot 10^{-37}$	$3,55 \cdot 10^{00}$	$1,49 \cdot 10^{02}$	$3,34 \cdot 10^{00}$	$2,71 \cdot 10^{01}$	$5,77 \cdot 10^{00}$

izotóp	100 m-es kibocsátási ponttól eredő átlagos aktivitáskonzentráció			35 m-es kibocsátási ponttól eredő átlagos aktivitáskonzentráció		
	100 m	500 m	1500 m	100 m	500 m	1500 m
¹³⁴ Cs	$2,41 \cdot 10^{-45}$	$2,26 \cdot 10^{-08}$	$9,44 \cdot 10^{-07}$	$2,11 \cdot 10^{-04}$	$1,70 \cdot 10^{-03}$	$3,58 \cdot 10^{-04}$
¹³⁴ I	$9,02 \cdot 10^{-44}$	$8,35 \cdot 10^{-07}$	$3,41 \cdot 10^{-05}$	$1,80 \cdot 10^{-04}$	$1,42 \cdot 10^{-03}$	$2,79 \cdot 10^{-04}$
¹³⁵ I	$7,80 \cdot 10^{-43}$	$7,28 \cdot 10^{-06}$	$3,03 \cdot 10^{-04}$	$9,87 \cdot 10^{-04}$	$7,90 \cdot 10^{-03}$	$1,64 \cdot 10^{-03}$
¹³⁵ Xe	$1,28 \cdot 10^{-39}$	$1,20 \cdot 10^{-02}$	$5,04 \cdot 10^{-01}$	$1,13 \cdot 10^{-02}$	$9,17 \cdot 10^{-02}$	$1,95 \cdot 10^{-02}$
¹³⁷ Cs	$8,99 \cdot 10^{-46}$	$9,80 \cdot 10^{-09}$	$5,13 \cdot 10^{-07}$	$8,69 \cdot 10^{-05}$	$9,03 \cdot 10^{-04}$	$2,41 \cdot 10^{-04}$
¹³⁸ Xe	$2,82 \cdot 10^{-41}$	$2,59 \cdot 10^{-04}$	$1,03 \cdot 10^{-02}$	$2,38 \cdot 10^{-04}$	$1,85 \cdot 10^{-03}$	$3,53 \cdot 10^{-04}$
	talaj, Bq/kg					
¹³¹ I	$3,41 \cdot 10^{01}$	$6,80 \cdot 10^{00}$	$2,29 \cdot 10^{00}$	$6,98 \cdot 10^{01}$	$2,31 \cdot 10^{01}$	$6,33 \cdot 10^{00}$
¹³² I	$1,45 \cdot 10^{-02}$	$2,87 \cdot 10^{-03}$	$9,89 \cdot 10^{-04}$	$3,90 \cdot 10^{-02}$	$1,67 \cdot 10^{-02}$	$4,19 \cdot 10^{-03}$
¹³³ I	$1,03 \cdot 10^{00}$	$2,05 \cdot 10^{-01}$	$6,92 \cdot 10^{-02}$	$2,19 \cdot 10^{00}$	$7,62 \cdot 10^{-01}$	$2,06 \cdot 10^{-01}$
¹³⁴ Cs	$3,49 \cdot 10^{-03}$	$6,95 \cdot 10^{-04}$	$2,43 \cdot 10^{-04}$	$5,37 \cdot 10^{-01}$	$1,29 \cdot 10^{-01}$	$3,92 \cdot 10^{-02}$
¹³⁴ I	$6,89 \cdot 10^{-04}$	$1,36 \cdot 10^{-04}$	$4,78 \cdot 10^{-05}$	$2,51 \cdot 10^{-03}$	$1,27 \cdot 10^{-03}$	$2,96 \cdot 10^{-04}$
¹³⁵ I	$4,51 \cdot 10^{-02}$	$8,94 \cdot 10^{-03}$	$3,03 \cdot 10^{-03}$	$1,02 \cdot 10^{-01}$	$3,87 \cdot 10^{-02}$	$1,02 \cdot 10^{-02}$
¹³⁷ Cs	$1,30 \cdot 10^{-03}$	$3,02 \cdot 10^{-04}$	$1,32 \cdot 10^{-04}$	$2,21 \cdot 10^{-01}$	$6,88 \cdot 10^{-02}$	$2,66 \cdot 10^{-02}$

21.4.5-2. táblázat: Felszíni és felszín közeli aktivitáskonzentrációk a távolság függvényében 10 napos kibocsátásból.

A radioaktív felhőtől származó korai dózist a nagyemlősre számított adatok alapján mutatjuk be, amit a 21.4.5-1. ábra szemléltet mindkét kibocsátási pontra. Látható, hogy a kibocsátási pontokra vonatkozóan fentebb elmondottak ellenére a sugárterhelés bármilyen távolságban döntően a 100 m-en kikerülő radioaktív anyag által meghatározott. Ennek oka az, hogy – ahogyan azt már korábban elmondtuk ezen alfejezet elején – innen távozik a teljes kibocsátás 99%-át képviselő ¹³³Xe. Ami magukat az ERICA programmal becsült dózisteljesítmény értékeket illeti, látható, hogy még közvetlenül a kibocsátási pont környezetében is csak bőven a természetes háttérterhelés alatti értékek jelentkeznek. A telephelyen kívül már csak ~nGy/h dózisteljesítmény várható.

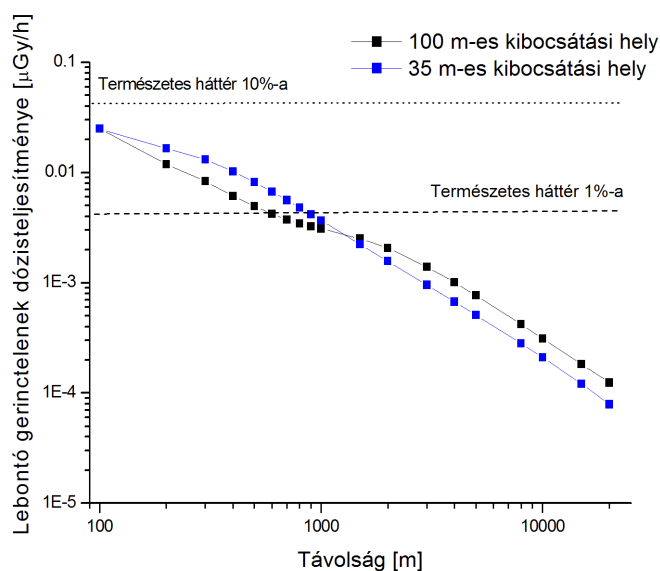


21.4.5-1. ábra: Nagytestű emlősök felhő-dózisteljesítménye a távolság függvényében a korai szakaszban.

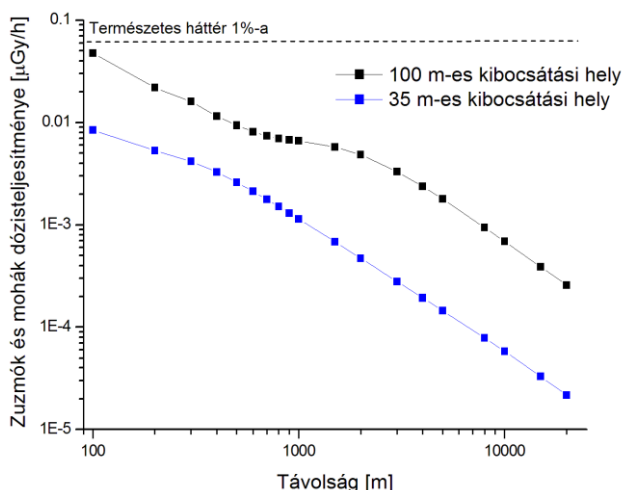
A már az előzőekben is kiemelt távolságokra a radioaktív felhőtől, a levegő és a talaj radioaktivitásától származó összegzett, a külső sugárterhelésre jellemző dózisteljesítményt az összes szárazföldi referencia élőlényre a 21.4.5-3. táblázatban foglaltuk össze. A maximális értékek mindkét kibocsátási helyre nézve 100 m-en vannak, de amint az látható, még ezek is csak néhány esetben érik el a természetes háttér sugárterhelés 10 %-át. A telephelyen kívül minden élőlényre ez alatt várható a korai sugárterhelés. Az alábbiakban néhány lényre grafikusán is ábrázoltuk a várható korai dózisteljesítményt a kibocsátási ponttól mért távolság függvényében.

organizmus	100 m-es kibocsátási ponttól eredő átlagos dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			35 m-es kibocsátási ponttól eredő átlagos dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$		
	100 m	500 m	1500 m	100 m	500 m	1500 m
kétéltű	$4,65 \cdot 10^{-02}$	$9,13 \cdot 10^{-03}$	$4,57 \cdot 10^{-03}$	$1,43 \cdot 10^{-02}$	$4,41 \cdot 10^{-03}$	$1,19 \cdot 10^{-03}$
madár	$6,08 \cdot 10^{-02}$	$1,19 \cdot 10^{-02}$	$5,79 \cdot 10^{-03}$	$1,49 \cdot 10^{-02}$	$4,45 \cdot 10^{-03}$	$1,20 \cdot 10^{-03}$
madár-tojás	$4,65 \cdot 10^{-02}$	$9,13 \cdot 10^{-03}$	$4,57 \cdot 10^{-03}$	$1,43 \cdot 10^{-02}$	$4,41 \cdot 10^{-03}$	$1,19 \cdot 10^{-03}$
lebontó gerinctelen	$2,50 \cdot 10^{-02}$	$4,94 \cdot 10^{-03}$	$2,51 \cdot 10^{-03}$	$2,49 \cdot 10^{-02}$	$8,16 \cdot 10^{-03}$	$2,23 \cdot 10^{-03}$
repülő rovar	$8,62 \cdot 10^{-02}$	$1,69 \cdot 10^{-02}$	$9,03 \cdot 10^{-03}$	$1,69 \cdot 10^{-02}$	$5,05 \cdot 10^{-03}$	$1,34 \cdot 10^{-03}$
csiga	$9,32 \cdot 10^{-02}$	$1,83 \cdot 10^{-02}$	$1,05 \cdot 10^{-02}$	$1,74 \cdot 10^{-02}$	$5,27 \cdot 10^{-03}$	$1,39 \cdot 10^{-03}$
fűvek és lágyszárúak	$5,47 \cdot 10^{-02}$	$1,08 \cdot 10^{-02}$	$7,92 \cdot 10^{-03}$	$1,49 \cdot 10^{-02}$	$4,97 \cdot 10^{-03}$	$1,31 \cdot 10^{-03}$
zuzmók és mohák	$4,77 \cdot 10^{-02}$	$9,38 \cdot 10^{-03}$	$5,76 \cdot 10^{-03}$	$8,41 \cdot 10^{-03}$	$2,60 \cdot 10^{-03}$	$6,82 \cdot 10^{-04}$
nagyemlős	$2,05 \cdot 10^{-02}$	$4,03 \cdot 10^{-03}$	$1,93 \cdot 10^{-03}$	$6,80 \cdot 10^{-03}$	$2,09 \cdot 10^{-03}$	$5,67 \cdot 10^{-04}$
kisemlős	$1,57 \cdot 10^{-02}$	$3,11 \cdot 10^{-03}$	$1,23 \cdot 10^{-03}$	$2,31 \cdot 10^{-02}$	$7,58 \cdot 10^{-03}$	$2,08 \cdot 10^{-03}$
hüllő	$2,80 \cdot 10^{-02}$	$5,51 \cdot 10^{-03}$	$2,61 \cdot 10^{-03}$	$1,26 \cdot 10^{-02}$	$3,97 \cdot 10^{-03}$	$1,08 \cdot 10^{-03}$
cserje	$5,43 \cdot 10^{-02}$	$1,07 \cdot 10^{-02}$	$7,90 \cdot 10^{-03}$	$1,42 \cdot 10^{-02}$	$4,74 \cdot 10^{-03}$	$1,25 \cdot 10^{-03}$
talajlakó gerinctelen	$1,37 \cdot 10^{-02}$	$2,74 \cdot 10^{-03}$	$9,23 \cdot 10^{-04}$	$2,92 \cdot 10^{-02}$	$9,63 \cdot 10^{-03}$	$2,65 \cdot 10^{-03}$
fa	$5,35 \cdot 10^{-02}$	$1,06 \cdot 10^{-02}$	$7,85 \cdot 10^{-03}$	$1,25 \cdot 10^{-02}$	$4,18 \cdot 10^{-03}$	$1,10 \cdot 10^{-03}$

21.4.5-3. táblázat: Külső dózisteljesítmény összesített maximuma három távolságban a két kibocsátási helyre külön.



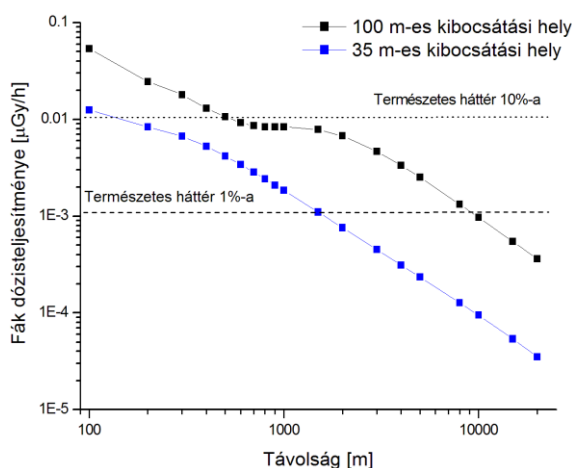
21.4.5-2. ábra: Lebontó gerinctelen külső dózisteljesítményének alakulása a korai időszakban a távolság függvényében.



21.4.5-3. ábra: Zuzmók és mohák külső dózisteljesítményének alakulása a korai időszakban a távolság függvényében.

A lebontó gerinctelenek esetében (21.4.5-2. ábra) fokozott szerepet kap a talajra kihullott radioaktív anyag, ezért itt a két kibocsátási pont közel azonos dóziszjárulékot ad a teljes külső sugárterheléshez. E lények esetében a telephelyen kívül gyakorlatilag elhanyagolható mértékű az üzemzavar korai hatása. A zuzmók és mohák esetében (21.4.5-3. ábra) a telephelyen belül dominál a 120 m magasságban megjelenő radioaktív felhőből származó sugárterhelés, a telephely határa környezetében jelentősebb járulékot ad a bemerülési dózis is, ezért itt egy sávban alig függ a teljes külső sugárterhelés a távolságtól. Összességében azonban a természetes háttérhez viszonyítva elenyésző a terhelés még a kibocsátási ponthoz legközelebb vizsgált távolságban is. A fák esetében (21.4.5-4. ábra) hasonló a két forrástól származó összes dózisteljesítmény távolságfüggése a mohákéhoz, sőt a nagysága is igen hasonló, azonban viszonylag alacsony háttér-sugárterhelésük miatt a becsült dózisteljesítmény a telephelyen belül már meghaladja annak 10%-át. Az erőmű körül elhelyezkedő bármely kiserdőre nézve azonban már csak 10 nGy/h külső sugárterhelés várható a korai kibocsátás következményeként.

Összességében tehát megállapítható a fenti adatok alapján, hogy a tárgyalt TA4 besorolású üzemi esemény – a kedvezőtlennek tekinthető meteorológiai feltételek mellett is – hatását illetően semleges a környező élővilágra. Ez egyben azt is jelenti, hogy nem beszélhetünk hatásterületről az üzemzavari kibocsátás következményeként.



21.4.5-4. ábra: Fák külső dózisteljesítményének alakulása a korai időszakban a távolság függvényében.

A vizsgált üzemzavar késői hatásának megítélése a 30 napra megadott kibocsátási adatok felhasználása alapján történt, a már korábban bemutatott meteorológiai feltételek mellett. A szél tehát továbbra is az üzemzavar kezdetekor észlelt irányba fúj, az eső változatlanul esik. Ezek a feltételek meglehetősen konzervatív becslést eredményeznek, hiszen a teljes kibocsátott radioaktív anyag egy meghatározott irányba mozog, csak egy keskeny sávban várható a hatás. A PC-CREAM és ERICA programokkal a korai hatás becsléséhez teljesen hasonló módon modelleztük a késői hatás várható alakulását, és alább a fentieknek megfelelő sorrendben és bontásban mutatjuk be az eredményeket is.

A felszín közeli levegőben az egyes radioizotópok aktivitáskonzentrációja, továbbá a kihullásból eredő talajszennyezettség a 21.4.5-4. táblázatban megadottak szerint alakul.

izotóp	100 m-es kibocsátási ponttól eredő átlagos aktivitáskonzentráció			35 m-es kibocsátási ponttól eredő átlagos aktivitáskonzentráció		
	100 m	500 m	1500 m	100 m	500 m	1500 m
levegő, Bq/m³						
^{85m} Kr	1,25·10 ⁻⁴⁰	1,17·10 ⁻⁰³	4,89·10 ⁻⁰²	1,10·10 ⁻⁰³	8,85·10 ⁻⁰³	1,87·10 ⁻⁰³
⁸⁷ Kr	5,70·10 ⁻⁴¹	5,31·10 ⁻⁰⁴	2,20·10 ⁻⁰²	5,06·10 ⁻⁰⁴	4,04·10 ⁻⁰³	8,30·10 ⁻⁰⁴
⁸⁸ Kr	2,36·10 ⁻⁴⁰	2,27·10 ⁻⁰³	1,01·10 ⁻⁰¹	1,99·10 ⁻⁰³	1,70·10 ⁻⁰²	4,03·10 ⁻⁰³
¹³¹ I	1,87·10 ⁻⁴¹	1,75·10 ⁻⁰⁴	7,32·10 ⁻⁰³	2,09·10 ⁻⁰²	1,68·10 ⁻⁰¹	3,52·10 ⁻⁰²
¹³² I	2,41·10 ⁻⁴³	2,24·10 ⁻⁰⁶	9,28·10 ⁻⁰⁵	3,60·10 ⁻⁰⁴	2,87·10 ⁻⁰³	5,85·10 ⁻⁰⁴
¹³³ I	1,89·10 ⁻⁴²	1,77·10 ⁻⁰⁵	7,38·10 ⁻⁰⁴	2,26·10 ⁻⁰³	1,81·10 ⁻⁰²	3,78·10 ⁻⁰³
¹³³ Xe	1,69·10 ⁻³⁷	1,58·10 ⁺⁰⁰	6,65·10 ⁰¹	1,51·10 ⁰⁰	1,22·10 ⁰¹	2,61·10 ⁰⁰
¹³⁴ Cs	8,05·10 ⁻⁴⁶	7,53·10 ⁻⁰⁹	3,15·10 ⁻⁰⁷	7,04·10 ⁻⁰⁵	5,67·10 ⁻⁰⁴	1,19·10 ⁻⁰⁴
¹³⁴ I	3,00·10 ⁻⁴⁴	2,78·10 ⁻⁰⁷	1,14·10 ⁻⁰⁵	6,03·10 ⁻⁰⁵	4,73·10 ⁻⁰⁴	9,28·10 ⁻⁰⁵
¹³⁵ I	2,60·10 ⁻⁴³	2,42·10 ⁻⁰⁶	1,01·10 ⁻⁰⁴	3,28·10 ⁻⁰⁴	2,64·10 ⁻⁰³	5,46·10 ⁻⁰⁴
¹³⁵ Xe	4,29·10 ⁻⁴⁰	4,02·10 ⁻⁰³	1,69·10 ⁻⁰¹	3,77·10 ⁻⁰³	3,06·10 ⁻⁰²	6,52·10 ⁻⁰³
¹³⁷ Cs	3,00·10 ⁻⁴⁶	3,28·10 ⁻⁰⁹	1,71·10 ⁻⁰⁷	2,90·10 ⁻⁰⁵	3,01·10 ⁻⁰⁴	8,06·10 ⁻⁰⁵
¹³⁸ Xe	9,06·10 ⁻⁴²	8,33·10 ⁻⁰⁵	3,32·10 ⁻⁰³	7,94·10 ⁻⁰⁵	6,16·10 ⁻⁰⁴	1,18·10 ⁻⁰⁴
talaj, Bq/kg						
¹³¹ I	2,90·10 ⁰¹	5,81·10 ⁰⁰	1,95·10 ⁰⁰	5,78·10 ⁰¹	1,85·10 ⁰¹	5,13·10 ⁰⁰
¹³² I	4,81·10 ⁻⁰³	9,57·10 ⁻⁰⁴	3,30·10 ⁻⁰⁴	1,30·10 ⁻⁰²	5,58·10 ⁻⁰³	1,40·10 ⁻⁰³
¹³³ I	3,42·10 ⁻⁰¹	6,82·10 ⁻⁰²	2,31·10 ⁻⁰²	7,30·10 ⁻⁰¹	2,54·10 ⁻⁰¹	6,87·10 ⁻⁰²
¹³⁴ Cs	3,46·10 ⁻⁰³	6,90·10 ⁻⁰⁴	2,40·10 ⁻⁰⁴	5,32·10 ⁻⁰¹	1,28·10 ⁻⁰¹	3,88·10 ⁻⁰²
¹³⁴ I	2,29·10 ⁻⁰⁴	4,52·10 ⁻⁰⁵	1,60·10 ⁻⁰⁵	8,38·10 ⁻⁰⁴	4,21·10 ⁻⁰⁴	9,87·10 ⁻⁰⁵
¹³⁵ I	1,50·10 ⁻⁰²	2,98·10 ⁻⁰³	1,01·10 ⁻⁰³	3,40·10 ⁻⁰²	1,29·10 ⁻⁰²	3,38·10 ⁻⁰³
¹³⁷ Cs	1,31·10 ⁻⁰³	3,03·10 ⁻⁰⁴	1,32·10 ⁻⁰⁴	2,22·10 ⁻⁰¹	6,89·10 ⁻⁰²	2,66·10 ⁻⁰²

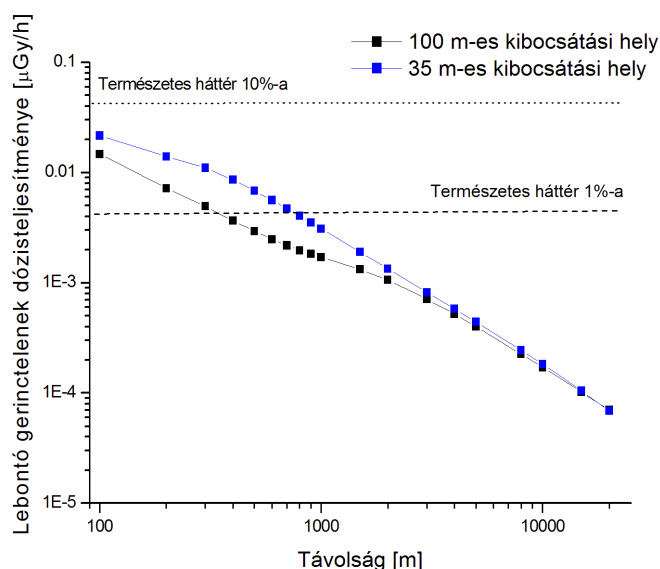
21.4.5-4. táblázat: Felszíni és felszín közeli aktivitáskonzentrációk a távolság függvényében 30 napos kibocsátásból.

Az egyes kibocsátási helyekről távozó radioaktív csóva mozgásáról, a maximum helyekről ugyanaz mondható el, mint a 10 napos esetben. A már említett okok miatt kiemelt távolságokban a két kibocsátási ponttól származó, a belső sugárterhelést is tartalmazó várható dózisteljesítményeket a referencia élőlényekre a 21.4.5-5. táblázatban foglaltuk össze.

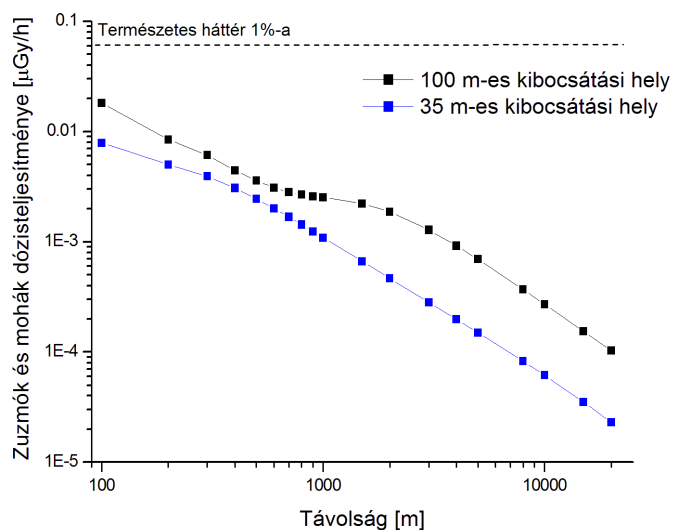
organizmus	100 m-es kibocsátási ponttól eredő átlagos dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			35 m-es kibocsátási ponttól eredő átlagos dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$		
	100 m	500 m	1500 m	100 m	500 m	1500 m
kétéltű	$1,95 \cdot 10^{-02}$	$3,88 \cdot 10^{-03}$	$1,84 \cdot 10^{-03}$	$1,35 \cdot 10^{-02}$	$4,19 \cdot 10^{-03}$	$1,16 \cdot 10^{-03}$
madár	$2,44 \cdot 10^{-02}$	$4,84 \cdot 10^{-03}$	$2,24 \cdot 10^{-03}$	$1,42 \cdot 10^{-02}$	$4,34 \cdot 10^{-03}$	$1,19 \cdot 10^{-03}$
madár-tojás	$1,95 \cdot 10^{-02}$	$3,88 \cdot 10^{-03}$	$1,84 \cdot 10^{-03}$	$1,35 \cdot 10^{-02}$	$4,18 \cdot 10^{-03}$	$1,15 \cdot 10^{-03}$
lebontó gerinctelen	$1,47 \cdot 10^{-02}$	$2,94 \cdot 10^{-03}$	$1,32 \cdot 10^{-03}$	$2,16 \cdot 10^{-02}$	$6,85 \cdot 10^{-03}$	$1,90 \cdot 10^{-03}$
repülő rovar	$3,21 \cdot 10^{-02}$	$6,37 \cdot 10^{-03}$	$3,37 \cdot 10^{-03}$	$1,36 \cdot 10^{-02}$	$4,13 \cdot 10^{-03}$	$1,13 \cdot 10^{-03}$
csiga	$3,42 \cdot 10^{-02}$	$6,78 \cdot 10^{-03}$	$3,91 \cdot 10^{-03}$	$1,32 \cdot 10^{-02}$	$4,04 \cdot 10^{-03}$	$1,10 \cdot 10^{-03}$
fű és lágyszárúak	$2,13 \cdot 10^{-02}$	$4,24 \cdot 10^{-03}$	$3,18 \cdot 10^{-03}$	$1,18 \cdot 10^{-02}$	$3,80 \cdot 10^{-03}$	$1,03 \cdot 10^{-03}$
zuzmók és mohák	$1,81 \cdot 10^{-02}$	$3,59 \cdot 10^{-03}$	$2,22 \cdot 10^{-03}$	$7,88 \cdot 10^{-03}$	$2,44 \cdot 10^{-03}$	$6,65 \cdot 10^{-04}$
nagyemlős	$1,11 \cdot 10^{-02}$	$2,20 \cdot 10^{-03}$	$9,37 \cdot 10^{-04}$	$1,10 \cdot 10^{-02}$	$3,46 \cdot 10^{-03}$	$9,56 \cdot 10^{-04}$
kisemlős	$1,20 \cdot 10^{-02}$	$2,40 \cdot 10^{-03}$	$8,72 \cdot 10^{-04}$	$2,20 \cdot 10^{-02}$	$6,97 \cdot 10^{-03}$	$1,94 \cdot 10^{-03}$
hüllő	$1,34 \cdot 10^{-02}$	$2,66 \cdot 10^{-03}$	$1,16 \cdot 10^{-03}$	$1,32 \cdot 10^{-02}$	$4,10 \cdot 10^{-03}$	$1,14 \cdot 10^{-03}$
cserje	$2,10 \cdot 10^{-02}$	$4,18 \cdot 10^{-03}$	$3,16 \cdot 10^{-03}$	$1,15 \cdot 10^{-02}$	$3,70 \cdot 10^{-03}$	$1,01 \cdot 10^{-03}$
talajlakó gerinctelen	$1,18 \cdot 10^{-02}$	$2,36 \cdot 10^{-03}$	$7,94 \cdot 10^{-04}$	$2,46 \cdot 10^{-02}$	$7,82 \cdot 10^{-03}$	$2,18 \cdot 10^{-03}$
fa	$2,09 \cdot 10^{-02}$	$4,17 \cdot 10^{-03}$	$3,15 \cdot 10^{-03}$	$1,10 \cdot 10^{-02}$	$3,55 \cdot 10^{-03}$	$9,62 \cdot 10^{-04}$

21.4.5-5. táblázat: Összes késői dózisteljesítmény három távolságban a két kibocsátási helyre külön.

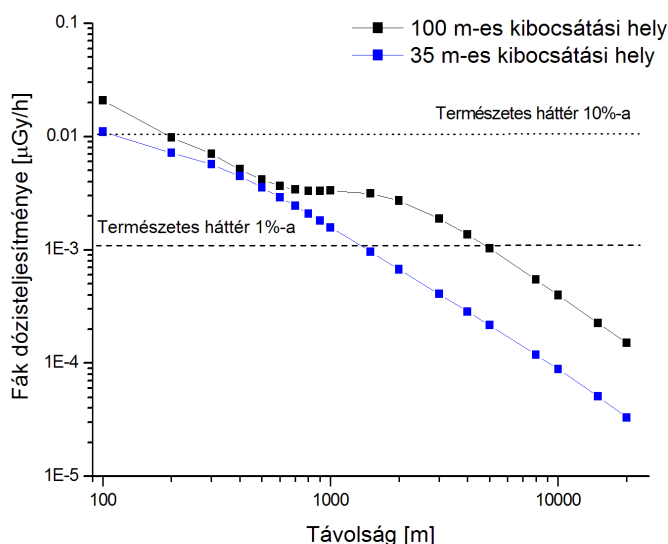
Néhány lényre grafikusán itt is ábrázoltuk a várható késői dózisteljesítményt a kibocsátási ponttól mért távolság függvényében. Kis távolságoknál szintén meghatározó a radioaktív felhőtől eredő külső sugárterhelés, ugyanakkor a telephelyen kívül meghatározó lesz a talajra került radioaktív anyagtól származó dózisteljesítmény, amihez a 35 m-es kibocsátásból származó kihullás adja a döntő járulékot a telephelyen kívül. Maguk a becsült dózisteljesítmény értékek ebben az esetben is jellemzően kicsik, az erőmű környezetében egyetlen élőlény esetében sem éri el a megfelelő természetes háttér sugárterhelés 10%-át.



21.4.5-5. ábra: Lebontó gerinctelenek késői dózisteljesítményének alakulása a távolság függvényében.



21.4.5-6. ábra: Zuzmók és mohák késői dózisteljesítménye a távolság függvényében.



21.4.5-7. ábra: Fák késői dózisteljesítményének távolságfüggése.

A késői hatást illetően is megállapítható tehát a fenti adatok alapján, hogy a tárgyalt TA4 besorolású üzemi esemény hatását illetően semleges a környező élővilágra. Itt külön is ki kell emelni, hogy az esemény során végig változatlanok tekintett időjárási körülmények a kibocsátásoktól eredeztethető messze legnagyobb hatást eredményezték, hiszen a teljes kikerült radioaktivitás egy viszonylag szűk sávra korlátozódott. Ha eme konzervatívizmust tovább növeljük azzal, hogy a két kibocsátási pont hatásaként becsült dózisteljesítmények összegét tekintjük az élővilágot terhelőnek, akkor legfeljebb egyes lények esetében duplázódik a várható hatás, de még ez is bőven belül marad a természetes szint 10 %-án. Ez azt jelenti, hogy az üzemzavari kibocsátás következményeként nem beszélhetünk kimutatható hatásról, így hatásterületről sem.

A fentebb bemutatott hatásbecsléshez a rögzített feltételrendszer használatát vélhetően a nukleáris veszélyhelyzeti szituációk azonos – a korábbi hatástanulmányoknál alkalmazottnak megfelelő – metodika szerint történő kezelésének igénye motiválja. A megépítendő blokkok ugyanakkor az atomerőművek 3+ generációs családjának ismérveit hordozzák, ami egyebek mellett épp az üzemi események kezelésében használt hatásosabb technológiák alkalmazását is jelenti. Ez tulajdonképpen kitűnik az orosz fél által megadott kibocsátási adatokból is. Jelesül, az egyes időtartamokra

feltüntetett kibocsátott aktivitások, ill. azok helye azt mutatja, hogy a hosszabb távú hatást generáló izotópokra nézve jelentős visszatartást képes biztosítani. Ez különösen szembe tűnő a cézium izotópokra vonatkozó adatok alapján, amely gyakorlatilag csak az üzemi esemény első napján jelenik meg a környezetben. A 21.4.5-1. táblázat adatai szerint a jód izotópjainál is tapasztalható, hogy az első nap jelentősebb a kibocsátási sebesség, mint később. Másrészt az élővilágra nézve jelenleg kifejezetten a dózisteljesítmény ($\mu\text{Gy/h}$) a hatás vizsgálatának eszköze, ezért indokoltnak látszik a fenti becslés finomabb időfelbontású vizsgálata, továbbá a kibocsátási adatokban található kumulativitás kiküszöbölése. A továbbiakban a vizsgált üzemi esemény korai hatását ezen tényezők figyelembe vétele mellett is elvégezzük.

A már részletezett meteorológiai szituációt feltételezve modelleztük az első napra az orosz fél által megadott kibocsátási adatokkal is a csóva-irány mentén kialakuló sugárzási helyzetet. Az eredményül kapott aktivitáskoncentrációkkal az ERICA program 2. szintjén becsültük a referencia élőlények összes külső sugárterhelését. Ennek eredményét a 21.4.5-6. táblázatban foglaltuk össze.

organizmus	100 m-es kibocsátási ponttól eredő dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			35 m-es kibocsátási ponttól eredő dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$		
	500 m	1500 m	5000 m	500 m	1500 m	5000 m
kétéltű	$2,37 \cdot 10^{-02}$	$1,20 \cdot 10^{-02}$	$3,62 \cdot 10^{-03}$	$3,39 \cdot 10^{-03}$	$8,65 \cdot 10^{-04}$	$1,75 \cdot 10^{-04}$
madár	$3,19 \cdot 10^{-02}$	$1,57 \cdot 10^{-02}$	$4,72 \cdot 10^{-03}$	$3,78 \cdot 10^{-03}$	$9,58 \cdot 10^{-04}$	$1,91 \cdot 10^{-04}$
madár-tojás	$2,37 \cdot 10^{-02}$	$1,20 \cdot 10^{-02}$	$3,62 \cdot 10^{-03}$	$3,39 \cdot 10^{-03}$	$8,64 \cdot 10^{-04}$	$1,75 \cdot 10^{-04}$
lebontó gerinctelen	$8,71 \cdot 10^{-03}$	$4,85 \cdot 10^{-03}$	$1,50 \cdot 10^{-03}$	$4,63 \cdot 10^{-03}$	$1,22 \cdot 10^{-03}$	$2,63 \cdot 10^{-04}$
repülő rovar	$4,63 \cdot 10^{-02}$	$2,41 \cdot 10^{-02}$	$7,32 \cdot 10^{-03}$	$4,91 \cdot 10^{-03}$	$1,22 \cdot 10^{-03}$	$2,36 \cdot 10^{-04}$
csiga	$5,03 \cdot 10^{-02}$	$2,73 \cdot 10^{-02}$	$8,39 \cdot 10^{-03}$	$5,42 \cdot 10^{-03}$	$1,34 \cdot 10^{-03}$	$2,56 \cdot 10^{-04}$
fű és lágyszárúak	$2,85 \cdot 10^{-02}$	$1,86 \cdot 10^{-02}$	$5,91 \cdot 10^{-03}$	$4,43 \cdot 10^{-03}$	$1,09 \cdot 10^{-03}$	$2,10 \cdot 10^{-04}$
zuzmók és mohák	$2,59 \cdot 10^{-02}$	$1,47 \cdot 10^{-02}$	$4,56 \cdot 10^{-03}$	$2,88 \cdot 10^{-03}$	$7,08 \cdot 10^{-04}$	$1,34 \cdot 10^{-04}$
nagyemlős	$1,04 \cdot 10^{-02}$	$5,09 \cdot 10^{-03}$	$1,53 \cdot 10^{-03}$	$1,57 \cdot 10^{-03}$	$4,04 \cdot 10^{-04}$	$8,25 \cdot 10^{-05}$
kisemlős	$3,67 \cdot 10^{-03}$	$1,72 \cdot 10^{-03}$	$5,18 \cdot 10^{-04}$	$3,99 \cdot 10^{-03}$	$1,06 \cdot 10^{-03}$	$2,34 \cdot 10^{-04}$
hüllő	$1,34 \cdot 10^{-02}$	$6,58 \cdot 10^{-03}$	$1,98 \cdot 10^{-03}$	$2,65 \cdot 10^{-03}$	$6,87 \cdot 10^{-04}$	$1,43 \cdot 10^{-04}$
cserje	$2,85 \cdot 10^{-02}$	$1,85 \cdot 10^{-02}$	$5,90 \cdot 10^{-03}$	$4,35 \cdot 10^{-03}$	$1,07 \cdot 10^{-03}$	$2,06 \cdot 10^{-04}$
talajlakó gerinctelen	$1,11 \cdot 10^{-03}$	$3,81 \cdot 10^{-04}$	$1,10 \cdot 10^{-04}$	$4,92 \cdot 10^{-03}$	$1,32 \cdot 10^{-03}$	$2,93 \cdot 10^{-04}$
fa	$2,84 \cdot 10^{-02}$	$1,85 \cdot 10^{-02}$	$5,90 \cdot 10^{-03}$	$4,06 \cdot 10^{-03}$	$9,92 \cdot 10^{-04}$	$1,88 \cdot 10^{-04}$

21.4.5-6. táblázat: Külső dózisteljesítmény az 1. napi kibocsátástól három távolságon a két kibocsátási helyre külön.

Itt most a 100 m távolságon érvényes dózisteljesítmények helyett a hatásvizsgálat szempontjából relevánsabb 5000 m-re adtuk meg az eredményeket. Az 500 és 1500 m-re kapott adatokat érdemes összevetni mindkét kibocsátási pontra a 21.4.5-3. táblázatban szereplő adatokkal. Látható, hogy a szellőző kéményen történő kibocsátás most valamivel nagyobb értékeket adott, összhangban a nagyobb kibocsátási sebességgel. Ezzel szemben a 35 m-en kibocsátott radioaktív anyagtól kisebbek a dózisteljesítmény értékek.

Az 1. és a 10 napra megadott kibocsátási adatokból számítható a 2-10 nap között kibocsátott radioaktív anyag aktivitása. A környezeti feltételek változatlanok maradnak, azonban a kibocsátási sebességek valamelyest csökkennek, a két cézium izotóp kibocsátása megszűnik. A modellszámításban az 1 napos kibocsátásból létrejövő ^{131}I , ^{133}I , ^{135}I , ^{134}Cs és ^{137}Cs talaj aktivitáskoncentrációk megfelelő öregítéssel továbbörökítve. A korai fázis 2. szakaszára kapott külső dózisteljesítmény adatokat a 21.4.5-7. táblázat foglalja össze. Az egyes élőlényekre kapott értékeket érdemes összevetni az ugyanazon receptor távolságra számított 1. napi dózisteljesítmény adatokkal. Látható, hogy a szellőző kéményen kikerülő radioaktív anyagtól a telephely határán, pl. már csak fele- harmada a dózisteljesítmény az első napinak. A 35 m-es kibocsátási pont a hatás szempontjából alárendeltté vált, hiszen szinte kivétel nélkül minden lényre csak harmada- negyede a dózisteljesítmény a 100 m-es kibocsátásból származónak. Ez egyúttal a hatás könnyebb megítélését teszi lehetővé. A korai hatással kapcsolatban érdemes még megjegyezni, hogy a legnagyobb külső dózisteljesítményt a csiga szenved el, vélhetően a talaj felszínén való tartózkodás miatt, mert a külső sugárterhelést okozó három forrás (felhődózis, bemerülési dózis, talaj gamma-sugárzása) egyaránt akadálytalanul hat rá.

organizmus	100 m-es kibocsátási ponttól eredő dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			35 m-es kibocsátási ponttól eredő dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$		
	500 m	1500 m	5000 m	500 m	1500 m	5000 m
kétéltű	$7,46 \cdot 10^{-03}$	$3,74 \cdot 10^{-03}$	$1,10 \cdot 10^{-03}$	$4,39 \cdot 10^{-03}$	$1,19 \cdot 10^{-03}$	$2,67 \cdot 10^{-04}$
madár	$9,66 \cdot 10^{-03}$	$4,68 \cdot 10^{-03}$	$1,36 \cdot 10^{-03}$	$4,39 \cdot 10^{-03}$	$1,19 \cdot 10^{-03}$	$2,65 \cdot 10^{-04}$
madár-tojás	$7,46 \cdot 10^{-03}$	$3,74 \cdot 10^{-03}$	$1,10 \cdot 10^{-03}$	$4,39 \cdot 10^{-03}$	$1,19 \cdot 10^{-03}$	$2,67 \cdot 10^{-04}$
lebontó gerinctelen	$4,43 \cdot 10^{-03}$	$2,22 \cdot 10^{-03}$	$6,77 \cdot 10^{-04}$	$8,28 \cdot 10^{-03}$	$2,27 \cdot 10^{-03}$	$5,19 \cdot 10^{-04}$
repülő rovar	$1,36 \cdot 10^{-02}$	$7,36 \cdot 10^{-03}$	$2,20 \cdot 10^{-03}$	$4,92 \cdot 10^{-03}$	$1,32 \cdot 10^{-03}$	$2,89 \cdot 10^{-04}$
csiga	$1,47 \cdot 10^{-02}$	$8,60 \cdot 10^{-03}$	$2,62 \cdot 10^{-03}$	$5,12 \cdot 10^{-03}$	$1,36 \cdot 10^{-03}$	$2,96 \cdot 10^{-04}$
fű és lágyszárúak	$8,78 \cdot 10^{-03}$	$6,75 \cdot 10^{-03}$	$2,17 \cdot 10^{-03}$	$4,90 \cdot 10^{-03}$	$1,30 \cdot 10^{-03}$	$2,84 \cdot 10^{-04}$
zuzmók és mohák	$7,52 \cdot 10^{-03}$	$4,77 \cdot 10^{-03}$	$1,47 \cdot 10^{-03}$	$2,50 \cdot 10^{-03}$	$6,60 \cdot 10^{-04}$	$1,42 \cdot 10^{-04}$
nagyemlős	$3,30 \cdot 10^{-03}$	$1,57 \cdot 10^{-03}$	$4,59 \cdot 10^{-04}$	$2,08 \cdot 10^{-03}$	$5,66 \cdot 10^{-04}$	$1,28 \cdot 10^{-04}$
kisemlős	$2,95 \cdot 10^{-03}$	$1,15 \cdot 10^{-03}$	$3,35 \cdot 10^{-04}$	$7,71 \cdot 10^{-03}$	$2,12 \cdot 10^{-03}$	$4,87 \cdot 10^{-04}$
hüllő	$4,59 \cdot 10^{-03}$	$2,16 \cdot 10^{-03}$	$6,30 \cdot 10^{-04}$	$3,99 \cdot 10^{-03}$	$1,09 \cdot 10^{-03}$	$2,47 \cdot 10^{-04}$
cserje	$8,71 \cdot 10^{-03}$	$6,72 \cdot 10^{-03}$	$2,16 \cdot 10^{-03}$	$4,65 \cdot 10^{-03}$	$1,23 \cdot 10^{-03}$	$2,68 \cdot 10^{-04}$
talajlakó gerinctelen	$2,80 \cdot 10^{-03}$	$9,45 \cdot 10^{-04}$	$2,74 \cdot 10^{-04}$	$9,81 \cdot 10^{-03}$	$2,70 \cdot 10^{-03}$	$6,22 \cdot 10^{-04}$
fa	$8,54 \cdot 10^{-03}$	$6,67 \cdot 10^{-03}$	$2,15 \cdot 10^{-03}$	$4,08 \cdot 10^{-03}$	$1,08 \cdot 10^{-03}$	$2,32 \cdot 10^{-04}$

21.4.5-7. táblázat: Külső dózisteljesítmény a 10. napi kibocsátástól három távolságban a két kibocsátási helyre külön.

A 11-30 nap közötti kibocsátás modellezésénél már elvetettük a változatlan irányú szél feltételezését, hiszen ilyen állapot nagyon valószínűtlen a paksi környezetben. Ehelyett a már itt többször is használt elmúlt 8 év meteorológiai adataiból meghatároztuk a Pasquill D kategóriájú helyzeteknél a szélirány gyakoriság eloszlását, s ezt használtuk 32 szektoros felbontásban az utolsó 19 nap kibocsátott anyag mozgásának követésére. Ami a csapadékot illeti, azt változatlanul hagytuk, tehát a teljes üzemi esemény ideje alatt esős időt feltételeztünk. Természetesen ebben az esetben is számoltunk a korábban már a talajra kihullott izotópok hatásával, de ezt minden szektorra nézve figyelembe vettük. Ez a késői hatás felülbecslését eredményezi ugyan egy kivétellel az összes szektorra, ugyanakkor a friss kihullás és levegő radioaktivitás hatását realisabban adja vissza. A prognosztizált hatás magában foglalja a belső sugárterhelést is.

A futtatás eredménye szerint a 100 m-es kibocsátás legnagyobb hatása a 15. szektornál, míg a 35 m-es kibocsátásnál a 16. szektornál jelentkezik. A 21.4.5-8. táblázatban e szektorokra kapott dózisteljesítményt összegeztük a referencia élőlényekre.

organizmus	100 m-es kibocsátási ponttól eredő dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$			35 m-es kibocsátási ponttól eredő dózisteljesítmény, $\mu\text{Gy/h}$		
	500 m	1500 m	5000 m	500 m	1500 m	5000 m
kétéltű	$5,97 \cdot 10^{-04}$	$2,17 \cdot 10^{-04}$	$6,33 \cdot 10^{-05}$	$1,90 \cdot 10^{-03}$	$5,24 \cdot 10^{-04}$	$1,21 \cdot 10^{-04}$
madár	$6,35 \cdot 10^{-04}$	$2,33 \cdot 10^{-04}$	$6,77 \cdot 10^{-05}$	$1,95 \cdot 10^{-03}$	$5,37 \cdot 10^{-04}$	$1,24 \cdot 10^{-04}$
madár-tojás	$5,96 \cdot 10^{-04}$	$2,17 \cdot 10^{-04}$	$6,33 \cdot 10^{-05}$	$1,89 \cdot 10^{-03}$	$5,18 \cdot 10^{-04}$	$1,19 \cdot 10^{-04}$
lebontó gerinctelen	$9,00 \cdot 10^{-04}$	$3,13 \cdot 10^{-04}$	$9,13 \cdot 10^{-05}$	$3,25 \cdot 10^{-03}$	$8,94 \cdot 10^{-04}$	$2,06 \cdot 10^{-04}$
repülő rovar	$6,37 \cdot 10^{-04}$	$2,51 \cdot 10^{-04}$	$7,38 \cdot 10^{-05}$	$1,76 \cdot 10^{-03}$	$4,83 \cdot 10^{-04}$	$1,11 \cdot 10^{-04}$
csiga	$6,25 \cdot 10^{-04}$	$2,59 \cdot 10^{-04}$	$7,67 \cdot 10^{-05}$	$1,67 \cdot 10^{-03}$	$4,58 \cdot 10^{-04}$	$1,05 \cdot 10^{-04}$
fűvek és lágyszárúak	$5,31 \cdot 10^{-04}$	$2,29 \cdot 10^{-04}$	$6,92 \cdot 10^{-05}$	$1,60 \cdot 10^{-03}$	$4,40 \cdot 10^{-04}$	$1,01 \cdot 10^{-04}$
zuzmók és mohák	$3,62 \cdot 10^{-04}$	$1,51 \cdot 10^{-04}$	$4,51 \cdot 10^{-05}$	$1,03 \cdot 10^{-03}$	$2,84 \cdot 10^{-04}$	$6,57 \cdot 10^{-05}$
nagyemlős	$4,78 \cdot 10^{-04}$	$1,67 \cdot 10^{-04}$	$4,86 \cdot 10^{-05}$	$1,59 \cdot 10^{-03}$	$4,35 \cdot 10^{-04}$	$9,98 \cdot 10^{-05}$
kisemlős	$8,98 \cdot 10^{-04}$	$3,05 \cdot 10^{-04}$	$8,85 \cdot 10^{-05}$	$3,38 \cdot 10^{-03}$	$9,35 \cdot 10^{-04}$	$2,17 \cdot 10^{-04}$
hüllő	$5,50 \cdot 10^{-04}$	$1,94 \cdot 10^{-04}$	$5,62 \cdot 10^{-05}$	$1,96 \cdot 10^{-03}$	$5,46 \cdot 10^{-04}$	$1,27 \cdot 10^{-04}$
cserje	$5,06 \cdot 10^{-04}$	$2,21 \cdot 10^{-04}$	$6,68 \cdot 10^{-05}$	$1,60 \cdot 10^{-03}$	$4,44 \cdot 10^{-04}$	$1,04 \cdot 10^{-04}$
talajlakó gerinctelen	$1,01 \cdot 10^{-03}$	$3,41 \cdot 10^{-04}$	$9,88 \cdot 10^{-05}$	$3,77 \cdot 10^{-03}$	$1,04 \cdot 10^{-03}$	$2,40 \cdot 10^{-04}$
fa	$4,99 \cdot 10^{-04}$	$2,18 \cdot 10^{-04}$	$6,61 \cdot 10^{-05}$	$1,47 \cdot 10^{-03}$	$4,04 \cdot 10^{-04}$	$9,30 \cdot 10^{-05}$

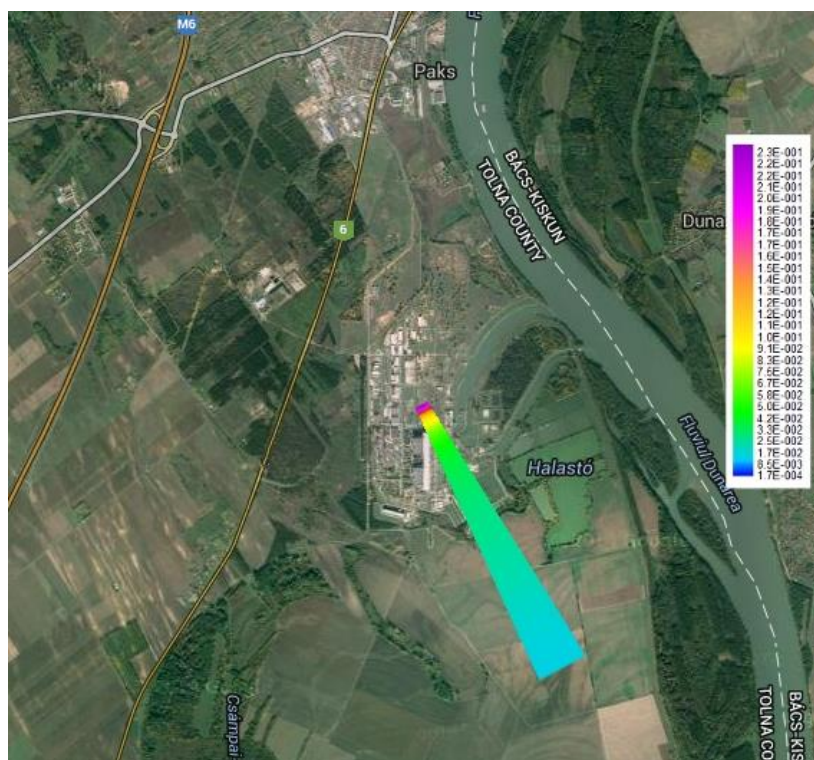
21.4.5-8. táblázat: Késői dózisteljesítmény változása a távolsággal a két kibocsátási helyre.

Ha a kibocsátás korai időszakában a szél épp a 15., ill. 16. szektor fele fúj, akkor a fenti táblázatban megadott dózisteljesítmények az adott élőlény tényleges sugárterhelését jellemzik, ami magában foglalja a korábban oda kihullott radioaktív anyagtól származó késői hatást is. Másrészt így ezek az adatok közvetlenül összehasonlíthatók a késői hatásnak az előzőekben bemutatott modellezésével (21.4.5-5. táblázat). Bármelyik kibocsátási ponttól eredő hatásra igaz, hogy a korábbi adatok cca. 1 nagyságrenddel nagyobbak a realisabb feltételek mellett adódottaknál, azaz a késői hatás nagymértékben felül volt becsülve. Ennek oka részben a változatlan szélirány, továbbá a tényleges kibocsátási dinamika figyelmen kívül hagyása. Ez utóbbi, pl. azt eredményezte, hogy még 25-30 nappal az esemény kezdete után is külső sugárterhelést okoztak rövid felezési idejű izotópok, jóllehet ténylegesen erre az időszakra már csak a ^{131}I és a ^{133}Xe izotópok hatásával kell számolni. Ezekből is már csak jelentéktelen aktivitáskoncentráció várható a légkörben, amint azt a 21.4.5-9. táblázat adatai is megerősítik.

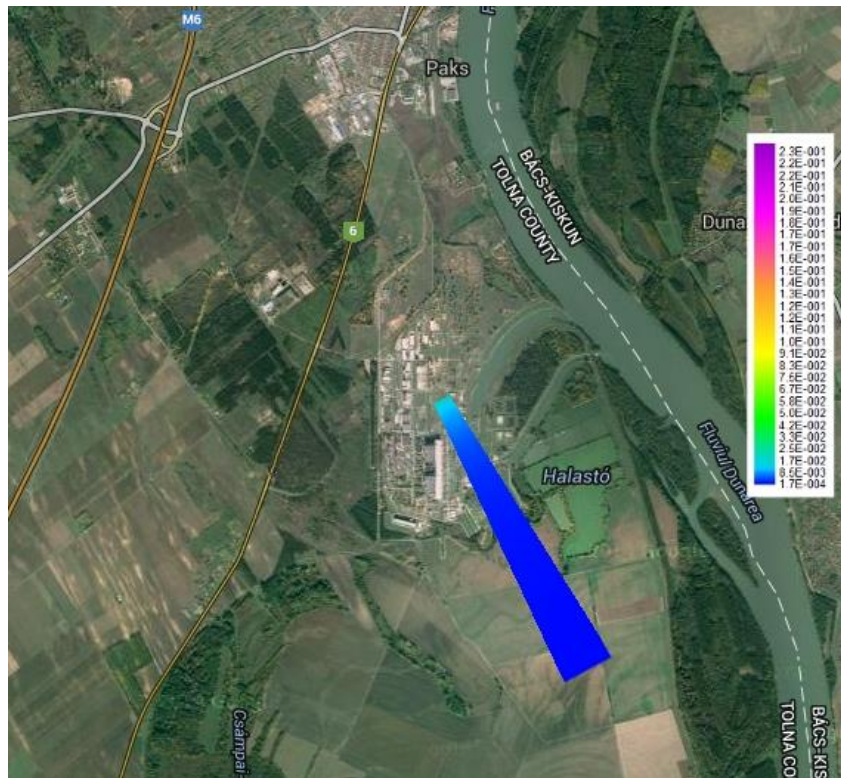
izotóp	100 m-es kibocsátási ponttól eredő átlagos aktivitáskoncentráció			35 m-es kibocsátási ponttól eredő átlagos aktivitáskoncentráció		
	500 m	1500 m	5000 m	500 m	1500 m	5000 m
levegő, Bq/m³						
^{131}I	$7,17 \cdot 10^{-06}$	$3,01 \cdot 10^{-04}$	$1,12 \cdot 10^{-04}$	$6,79 \cdot 10^{-03}$	$1,44 \cdot 10^{-03}$	$2,11 \cdot 10^{-04}$
^{133}Xe	$4,35 \cdot 10^{-02}$	$1,83 \cdot 10^{00}$	$6,80 \cdot 10^{-01}$	$3,55 \cdot 10^{-01}$	$7,57 \cdot 10^{-02}$	$1,13 \cdot 10^{-02}$
talaj, Bq/kg						
^{131}I	$2,54 \cdot 10^{00}$	$8,57 \cdot 10^{-01}$	$2,48 \cdot 10^{-01}$	$8,85 \cdot 10^{00}$	$2,41 \cdot 10^{00}$	$5,50 \cdot 10^{-01}$
^{134}Cs	$6,88 \cdot 10^{-04}$	$2,40 \cdot 10^{-04}$	$7,00 \cdot 10^{-05}$	$1,28 \cdot 10^{-01}$	$3,88 \cdot 10^{-02}$	$1,00 \cdot 10^{-02}$
^{137}Cs	$3,02 \cdot 10^{-04}$	$1,32 \cdot 10^{-04}$	$4,83 \cdot 10^{-05}$	$6,87 \cdot 10^{-02}$	$2,66 \cdot 10^{-02}$	$7,53 \cdot 10^{-03}$

21.4.5-9. táblázat: A 11-30 napos kibocsátás során létrejövő átlagos felszín közeli levegő és talaj aktivitáskoncentrációk

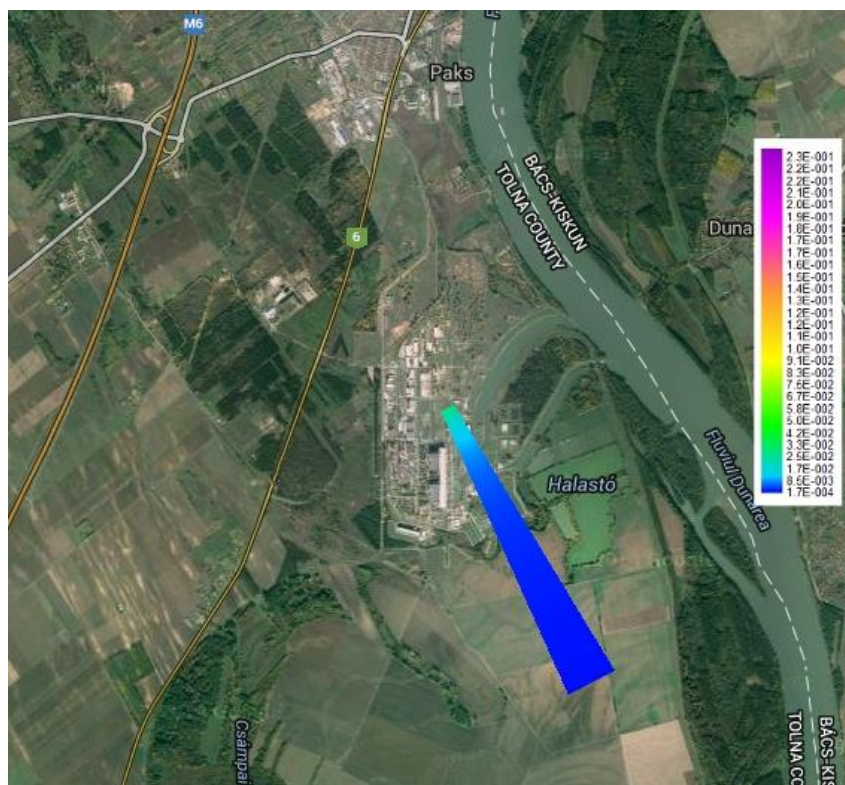
E realisabb feltételek mellett kapott, a szárazföldi élővilágra érvényes sugárterhelési adatok megerősítik, hogy az erőmű környezetében sehol sem várható a vizsgált TA4 fokozatú üzemi eseménytől olyan mértékű dózisteljesítmény, amelyet közvetlen, vagy közvetett hatásként kellene értékelni. Ezt az alább közölt dózisteljesítmény térképek is egyértelműen mutatják, amelyekben egyrészt a legkitettebbnek talált csigára, továbbá a talaj szennyezésére legérzékenyebb féregre mutatjuk meg a hatás területi eloszlását. A térképek színskálája minden esetre azonos; egy-egy szín a mellé írt, $\mu\text{Gy}/\text{h}$ -ban kifejezett dózisteljesítményt reprezentálja.



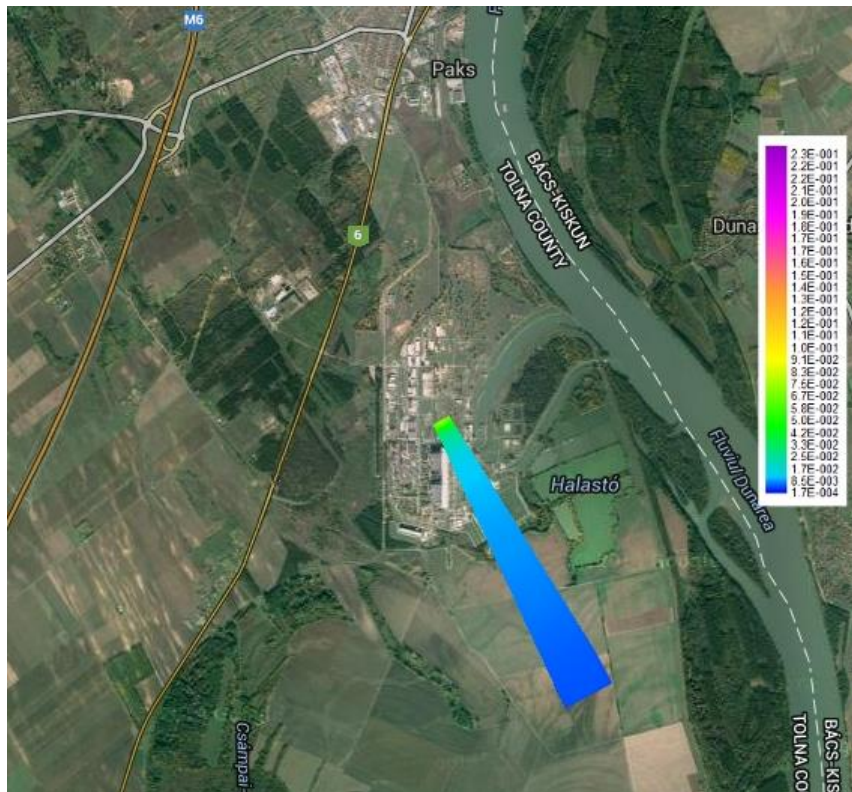
21.4.5-8. ábra: A csiga 1 napos (100 m) kibocsátástól származó dózisteljesítménye.



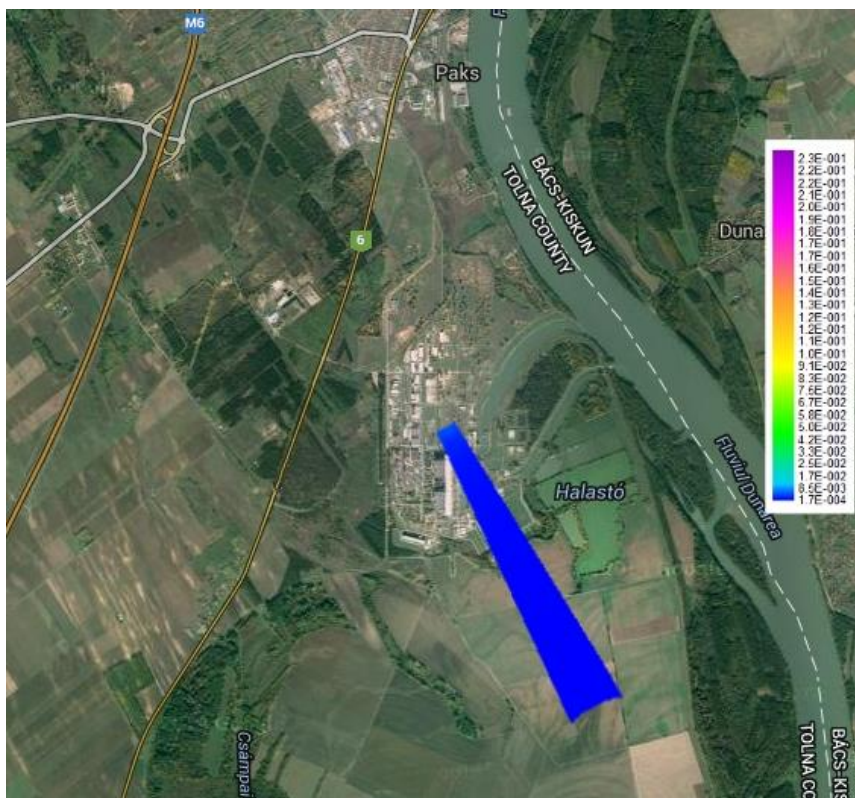
21.4.5-9. ábra: Talajlakó féreg 1 napos (35 m) kibocsátástól származó dózisteljesítménye.



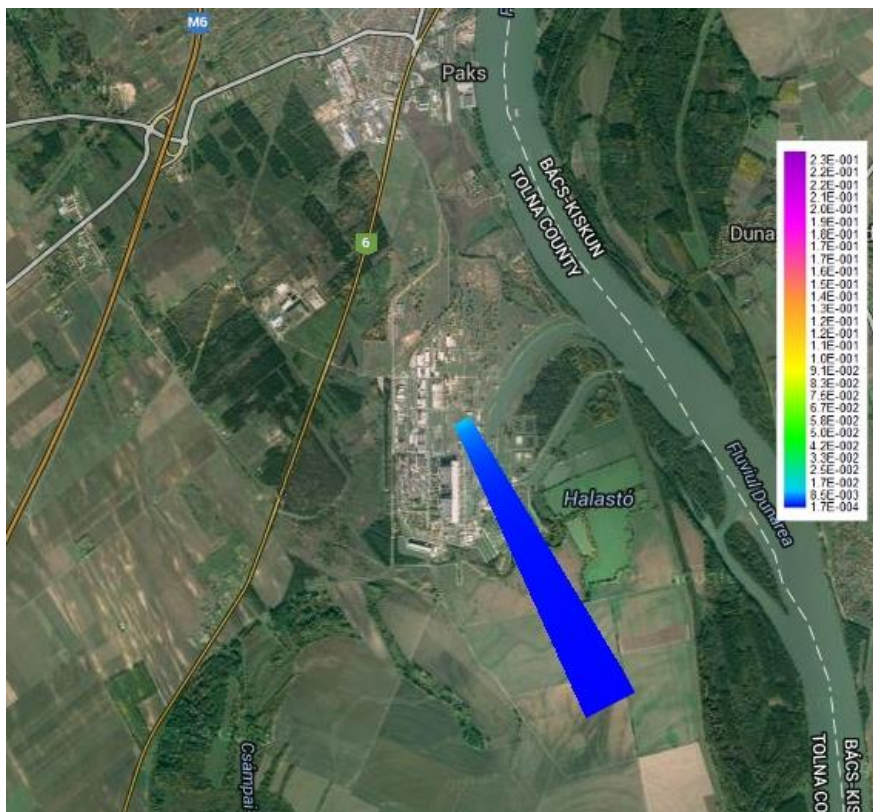
21.4.5-10. ábra: Talajlakó féreg 10 napos (35 m) kibocsátástól származó dózisteljesítménye.



21.4.5-11. ábra: A csiga 10 napos (100 m) kibocsátástól származó dózisteljesítménye.



21.4.5-12. ábra: Talajlakó freg 30 napos (100 m) kibocsátástól származó dózisteljesítménye.



21.4.5-13. ábra: Talajlakó fégreg 30 napos (35 m) kibocsátástól származó dózisteljesítménye.

Az esemény hatásának értékelésénél további „enyhítő” körülmény is figyelembe veendő. Nevezetesen az, hogy az élővilág sugárvédelme nem az egyedek konkrét védelmét célozza, hanem a populációkét, ill. az adott hely teljes ökoszisztémáját. Az atomerőmű környezetében ez azt jelenti, hogy pl. a fákra nézve egy-egy kiserdő a védelem tárgya, tehát egy, adott esetben néhány ezer négyzetméter területet elfoglaló akácos, vagy nyárfás. A több száz egyedből álló populációnak legfeljebb egy része az, ami épp a maximális hatású helyen él, így az egész populációra nézve az átlagos sugárterhelés a fenti táblázatokban megadott értékeknél akár lényegesen is kisebb lehet. A területen mozgó állatok, épp az állandó helyváltoztatás miatt átlagosan szintén a becslétnél kisebb terhelésnek lesznek kitéve. Ha ezt a tényezőt is figyelembe vesszük az esemény sugárvédelmi vonatkozású megítélésénél, akkor azt még inkább teljes időtartamát tekintve hatás nélkülinek lehet értékelni, legalábbis az élővilágra nézve.

21.5 PAKS II. FELHAGYÁSÁNAK HATÁSA AZ ÉLŐVILÁG SUGÁRTERHELÉSÉRE A TELEPHELY KÖRNYEZETÉBEN

A felhagyási, leszerelési scenáriók közül az azonnali leszerelés tekinthető a legnagyobb környezeti kockázattal járó forgatókönyvnek, hiszen az aktivitáskészlet ilyenkor a legmagasabb, mivel még jelentős részt képviselnek a rövid és közepes hosszúságú felezési idejű radionuklidok a hulladékban. A létesítmény üzemszerű folyékony radioaktív kibocsátása megszűnik. Ellenőrzött módon a különböző berendezések, épületelemek dekontaminálásához használt, összegyűjtött és kémiaiilag kezelt szennyvíz bocsátható ki, amennyiben az megfelel a kibocsátási korlátoknak. A befogadó a Duna lesz. Ennek a mennyisége aktivitás szempontjából elhanyagolható lesz a normálüzemi működéshez képest. A talajvízbe az alépítmény (lemezalap) bontása során kerülhet (elsősorban kioldódással) radioaktív anyag a szerkezeti elemekből. Ezen esetben a rövid felezési idejű radionuklidokkal is számolnunk kellene, de a szoba jövő izotópok hatását erősen korlátozza, hogy a főépület és a Duna közötti elérési idő tríciumra 12-20 év, a hely és a vízállás függvényében. Mivel azonban a jelenlegi és a tervezett erőmű alapozása (a Duna vízállásától függően) a telített zónában található, nem feltételezhető a működő állapottól jelentősen eltérő többletterhelés, amiről az előző fejezetek részletesen beszámolnak. Általánosságban elmondható, hogy a tríciumot és a radiokarbond kivéve az ily módon talajvízbe jutó radioaktív anyagok mobilitása csekély. A leszerelés során az esetleges lokális kontamináció ellenőrizhető

és időben felszámolható, így annak hatásával a jelenlegi keretek között nincs értelme foglalkozni, hiszen a normálüzemi működés az élővilág szempontjából gyakorlatilag hatás nélkülinek bizonyult.

A legnagyobb kockázatot talán a bontás során keletkező aeroszok és az azokkal együtt terjedő radioaktív anyagok jelenthetik. Természetesen ezek mennyisége viszonylag egyszerű módon radikálisan csökkenthető (bontási terület pormentesítése). Ugyanakkor az előzőekben azt is láttuk, hogy normál meteorológiai viszonyok között, mind a kéményekből, mind a konténment tetejéről történő kibocsátás esetén, a kihullási maximum gyakorlatilag a telephelyen belül helyezkedik el. Ez fokozottabban érvényes lesz egy alacsonyabb kibocsátási pont esetén, azaz légköri terjedéssel nem tud a telephelyről számottevő aktivitás kikerülni, így az élővilág sugárterhelése a légköri kibocsátásból eredően sem lesz számottevő.

További kockázatot jelent a hulladékszállítási útvonalon a nem szándékolt elszórás, majd a talajba történő bemosódás, felporzás, azonban ennek hatásával csak a konkrét leszerelési terv és a szállítási útvonalak ismeretében lehet számolni.

21.6 IRODALOMJEGYZÉK

- [21-1] Brown, J.E., Alfonso, B., Avila, R., Beresford, N.A., Copplestone, D., Pröhl, G., Ulanovsky, A., 2008. The ERICA Tool. *Journal of Environmental Radioactivity* 99, 1371-1383.
- [21-2] Copplestone, D., Bielby, S., Jones, S.R., Patton, D., Daniel, P., Gize, I., 2001. Impact assessment of ionising radiation on wildlife. In: R&D Publication 128. Environment Agency, Bristol, UK.
- [21-3] Environment Canada, 2001. Releases of radionuclides from nuclear facilities (impact on non-human biota). Priority Substance List Assessment Report. Environment Canada/Health Canada.
- [21-4] Garnier-Laplace, J. and Gilbin, R. (ed.) FP6 ERICA Deliverable D5 - Reporting period: March 2004 – February 2006, 28 Feb. 06.
- [21-5] Larsson, C.-M., 2008. An overview of the ERICA Integrated Approach to the assessment and management of environmental risks from ionising contaminants. *Journal of Environmental Radioactivity* 99, 1364-1370.
- [21-6] Pentreath, R.J. 2005. Concept and use of reference animals and plants. In: Protection of the Environment from the Effects of Ionising Radiation. IAEA-CN-109, IAEA, Vienna, p. 411-420.
- [21-7] Pröhl, G., Brown, J., Gomez-Ros, J.-M., Jones, S., Woodhead, D., Vives, J., Taranenko, V., Thørring, H., 2003. Dosimetric models and data for assessing radiation exposure to biota. Deliverable 3 to the Project „FASSET” Framework for the assessment of Environmental Impact, contract No. FIGE-CT-2000-00102. Swedish Radiation Protection Authority.
- [21-8] US DoE, 2002. A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota. Technical Standard DoE-STD-1153-2002, Washington DC, USA.
- [21-9] Veres M., et. al. 2013. Az élővilág sugárterhelésének jellemzése. In: A környezeti hatástanulmány összeállítását megalapozó szakterületi vizsgálati és értékelési programok. ERBE dokumentum azonosító: S 11 122 0 009 v0 25, MVM ERBE Zrt., Budapest.
- [21-10] Zinger, I., Jones, S., Oughton, D.H., 2008a. Stakeholder interaction within the ERICA integrated approach. *Journal of Environmental Radioactivity* 99, 1503-1509.
- [21-11] MIR.1200 Preliminary data and information for safety and environmental licensing, Appendix 3
- [21-12] MIR.1200 Preliminary data and information for safety and environmental licensing, Appendix 4
- [21-13] Data for NPP environmental impact analysis (AES-2006); Table 13