

Hús év történet a csernobili katasztrófa: baleseti kibocsátás modellezése

Vincze Csilla^a, Lagzi István^b, Mészáros Róbert^a

^a ELTE Meteorológiai Tanszék

^b ELTE Kémiai Intézet

1. BEVEZETÉS

Hús évvel ezelőtt 1986. április 26-án hajnalban az ukrajnai Csernobil atomerőművének negyedik blokkjában bekövetkezett az eddigi legnagyobb és legsúlyosabb reaktorbaleset. Aznap éjszaka a mérnökök egy kísérletet hajtottak végre, amely során számos biztonsági rendszabályt szegtek meg. Az operátorok hibás beavatkozásai következtében a reaktor teljesítménye ugrásszerűen elérte kapacitásának százszorosát. Az urán fűtőelemek szétestek, a hasadóanyag kiszabadult a tokozatokból, és kapcsolatba kerül a hűtővízzel. Hatalmas gőzrobbanás (kémiai robbanás) következett be, amely szétvetette a reaktor nyomás alatt álló tartályát, a reaktorcsarnok falait. Égő grafit- és hasadóanyag-darabok, valamint radioaktív por került a légkör felsőbb rétegeibe is. A reaktorban lévő radioaktív izotópok mennyiségének fele a szabadba került. A keletkezett tűz több napon keresztül égett, ezalatt $4 \cdot 10^{18}$ Bq aktivitás szabadult ki a légkörbe, ami 400-szorosa volt a hirosimai atombomba által a légkörbe juttatott aktivitásnak. A radioaktív anyagot a szélmező Skandinávia felé sodorta, amely száraz és nedves ülepedés révén kikerült a légkörből és így kölcsönhatásba került az élő és élettelen környezettel. A baleset éppen a görögkeleti Húsvétra esett, a szakértők és a stratégiai döntéshozók nagy része otthonától távol volt, s a beavatkozás emiatt is késett. Az akkori propaganda több napig próbálta elhallgatni a bekövetkezett tragédiát, de az Európa több részén mért ugrásszerű radioaktivitás növekedés és a meteorológiai helyzet ismerete már nem tette lehetővé az eset eltitkolását.

A csernobili katasztrófa súlyos egészségügyi, gazdasági és társadalmi következményei jelentősen ösztönözték a baleseti kibocsátási modellek fejlődését. Az akkori számítógépek teljesítménye és kapacitása már lehetővé tette, hogy hatékonyan és gyorsan modellezzék a baleseti kibocsátás során a légkörbe kerülő toxikus anyagot terjedését és átalakulásait. Számos ilyen modellt dolgoztak ki világszerte. Ezek a modellek igen változatos típusúak és felbontásúak, így például 2001-ben egy tanulmányban (Galmarini *et al.*, 2001) 22 ilyen modellt soroltak fel.

A légköri szennyezőanyag terjedés matematikai leírására kétféle szemléletmód létezik,

melyek a vonatkoztatási rendszer megválasztásában különböznek.

A Lagrange-típusú modell megadja, hogy a légáramlásokkal együtt mozgó, térben homogén összetételűnek feltételezett elemi légrések termodinamikai állapota és helyzete hogyan változik az időben. Előnye az egyszerűbb matematikai leírás mód. A rendszer időbeli változását egy közönséges differenciálegyenlet-rendszer megoldása szolgáltatja megfelelő kezdeti feltételekkel. Azonban egy futtatás során csupán egyetlen légcella útját lehet leírni, ezért a légcellák sztochasztikus szétválásából származó effektusok (a légszennyező csóva térbeli szerkezete) figyelembe vételéhez több szimuláció szükséges. Emellett az ilyen modellekkel nem, vagy csak nagyon pontatlanul tudják kezelni a függőleges anyagáramokat és a szennyeződés hígulását. A turbulens diffúzió elhanyagolásából származó hiba a légcella méretének növelésével csökkenthető, eközben azonban egyre kevésbé érvényesül a térbeli homogenitás feltétele.

Az Euler-típusú modellel a termodinamikai állapotváltozók és a mozgási sebességek értékeinek lokális – a tér (x, y, z) pontjában bekövetkező – időbeli változását vizsgáljuk. A rendszert leíró egyenletek – a konzervatív mennyiségek mérlegegyenletei – egy parciális differenciálegyenlet-rendszert alkotnak, amely az anyagfajták térbeli és időbeli változását írja le.

2. BALESETI KIBOCSÁTÁS MODELLEZÉSE

Radioaktív baleseti kibocsátás modellezésénél egyetlen pontforrásból kiinduló, hosszútávú terjedési folyamatot kell vizsgálni. A modellel pontosan előre kell jelezni a szennyeződés várható útját, a terjedés sebességét és a kiülepedett anyag mennyiségét. A szimulációval szemben támasztott legfontosabb követelmény, hogy *nagy pontosságú*, valamint a *valós időnél jóval gyorsabb legyen* annak érdekében, hogy a számítások alapján megalapozott katasztrófavédelmi óvintézkedéseket lehessen tenni. Egy pontatlan modellszámításra alapozott döntéssorozat súlyos következményeket idézhet elő. Amennyiben alábecsüljük egy adott térségben a radionuklidok koncentrációját, az komoly egészségügyi következményekkel járhat, ha valahol túlságosan nagy dózist becsülünk, az egy esetleges evakuációt követően súlyos társadalmi és gazdasági problémákat és károkat okozhat.

Az integrált modellek, mint például a *RODOS*, összekapcsolják az előrejelzési modellt a döntéshozó és tanácsadó szoftverekkel, és ezek kulcsfontosságú adatokat szolgáltatnak vészhelyzet esetén a megfelelő védelmi stratégia kidolgozásához (Whicker *et al.*, 1999; Galmarini *et al.*, 2001; Baklanov *et al.*, 2002).

A baleseti kibocsátási modelleket nem lehet a szokásos értelemben verifikálni, mivel ahhoz egy balesetnek kellene bekövetkezni. Erre a problémára nyújtottak megoldást az *ETEX* (European Tracer Experiment) elnevezésű európai előrejelző kísérletek (Van Dop *et al.*, 1998). Az *ETEX* egy nemzetközi akció volt (<http://rem.jrc.cec.eu.int/etex/>), mely során két alkalommal (1994. október 23-án és november 14-én) egy kémiaiilag inaktív anyagot bocsátottak ki a franciaországi Monterfilből. A kibocsátott anyag koncentrációját Európa több meteorológiai állomásán folyamatosan mérték. A mérések alapján már verifikálni lehetett a különböző nukleáris terjedési modellek adott időszakra készített előrejelzéseit és segítséget nyújtott a modellek továbbfejlesztésében.

3. RADIOAKTÍV SZENNYEZŐANYAG TERJEDÉSI MODELLEK

A Lagrange-típusú modellek között megemlíthetjük a *DERMA* modellt (Sørensen, 1998), amely vízszintes irányban Gauss-féle profilt számít, valamint teljes keveredést tételez fel a keveredési rétegen belül és Gauss-féle profilt felette. A brit Meteorológiai Szolgálat (MET Office) *NAME* modellje (Bryall and Maryon, 1998) és a norvég *SNAP* modell (Saltbones *et al.*, 1998) olyan Lagrange-féle leírást használ, amelyben nagyszámú részecske kibocsátását használnak, és így lehetőség van a meteorológiai állapotváltozókban jelentkező fluktuációk hatásának a figyelembe vételére.

Az Euler-típusú modellek rácsalapú módszereket használnak, és nagy előnyük, hogy a trajektóriák helyett a háromdimenziós meteorológiai mezőket vehetik figyelembe (Wendum, 1998; Langner *et al.*, 1998). Hátrányuk, hogy fix rácsfelosztás esetén, nagy térbeli gradiensek esetén jelentős lesz a megoldás numerikus hibája. Ez különösen nagy probléma a pontforrásokból származó légszennyezők esetében, hiszen ekkor a kibocsátás helyének közelében igen nagy lehet a koncentráció-gradiens. A numerikus diffúziót adaptív (alkalmazkodó) térbeli rács alkalmazásával lehet csökkenteni. A rács a véges tér- és időbeli felbontásból származó numerikus hibától függően automatikusan sűrűsödik vagy ritkul, növelve így a számítások pontosságát (Lagzi *et al.*, 2004).

Egy másik módszerrel a kibocsátás közelében Lagrange-féle, távolabb Euler-típusú modellt használhatunk a terjedés leírására. Erre példa a Brandt *et al.* (1996) által kifejlesztett *DREAM* modell. Ez a közelítés interpolációt igényel, amikor a szennyezőanyag terjedését Euler-féle modellel kívánjuk folytatni. Hasonló ötletet használtak a svéd *MATCH* Euler-modellben (Langner, 1998).

4. HAZAI MODELLEK

A már említett *RODOS* (**R**ealtime **O**nline **D**ecision **S**upport) rendszert (Ehrhardt *et al.*, 1997; Mikkelsen *et al.*, 1997) Magyarországra is adaptálták. Ez egy EU követelményeinek megfelelő nukleáris baleset-elhárítási döntéstámogató rendszer, amelyet más országok is használnak, így alkalmas lehet egy esetleges országhatárokon átnyúló nukleáris csóva kezelésére közös környezetben. A rendszer segítségével lehetőség nyílik nemcsak a nukleáris balesetek, hanem vegyi és biológiai vészhelyzetek kezelésére is. A *RODOS* a szennyezőanyag terjedést *RIMPUFF* modellel írja le. A *RIMPUFF* (**R**isø **M**esoscale **P**UFF model) egy Lagrange-féle mezoskálájú légköri diszperziós PUFF modell, mely jól kezeli a nemstacionárius és inhomogén meteorológiai mezőket.

Az Országos Meteorológiai Szolgálatnál használt másik szennyezőanyag terjedési modell a *FLEXPART*. Ez is egy adaptált Lagrange-i modell, mely a szennyezőanyagok nagytávolságú transzportját, diffúzióját, száraz és nedves ülepedését számítja. A modell használható forward és backward módon is.

5. A TREX MODELL

A baleseti kibocsátások modellezéséhez egy hazai fejlesztés során kidolgoztunk egy háromdimenziós Euler-típusú terjedési modellt *TREX* (*T*Ransport-*E*Xchange model), amely alkalmas különböző szennyezőanyagok terjedésének és kémiai reakcióinak leírására. Az Euler-típusú modellek a légkör meghatározott részét rácshálóstíval bontják fel, és ennek pontjaira oldják meg a fizikai és kémiai folyamatokat leíró matematikai egyenletrendszereket úgy, hogy valamilyen állandó vagy változó időlépésenként kapják meg a megoldást. Modellünkben a terjedés leírásához használt légköri transzportegyenletekben az advekción, a függőleges és vízszintes diffúzió, az ülepedés, a radioaktív bomlás és az emisszió hatását vettük figyelembe. Az így keletkezett egyenletrendszert matematikailag másodrendű parciális differenciálegyenletek alkotják, amelyeknek megoldásai a megfelelő kezdeti- és peremfeltétek figyelembevételével egyértelműen leírják az anyagok térbeli és időbeli eloszlását. Az Euler-típusú modellek egyik hatékony numerikus megoldási technikája a „method of lines” módszer. Ennek során a parciális differenciálegyenleteket térben diszkretizáljuk, majd a keletkezett közönséges differenciálegyenleteket időben integráljuk. A térbeli diszkretizációs technikák (véges differencia, véges térfogat és véges elem módszerek) közül modellünkben a véges differencia módszert alkalmaztuk.

A modell kvázi-3-dimenziós, mint a mai gyakorlatban leginkább használt modellek többsége. A modellben a légkör vizsgált részét függőleges irányban rétegekre bontjuk, a rétegekben a koncentráció-változást külön-külön 2-dimenziós modellek írják le, a rétegek

közötti függőleges anyagtranszportot a turbulens diffúziós egyenlet alapján számítjuk. A vertikális keveredés minél pontosabb leírása érdekében 32 magassági szintet különböztettünk meg. Az időlépés és a rácsfelbontás megválasztása a megoldás pontossága szempontjából döntő fontosságú, emellett a véges felbontásból származó numerikus hibát, konvergencia és stabilitási problémákat is eredményezhet.

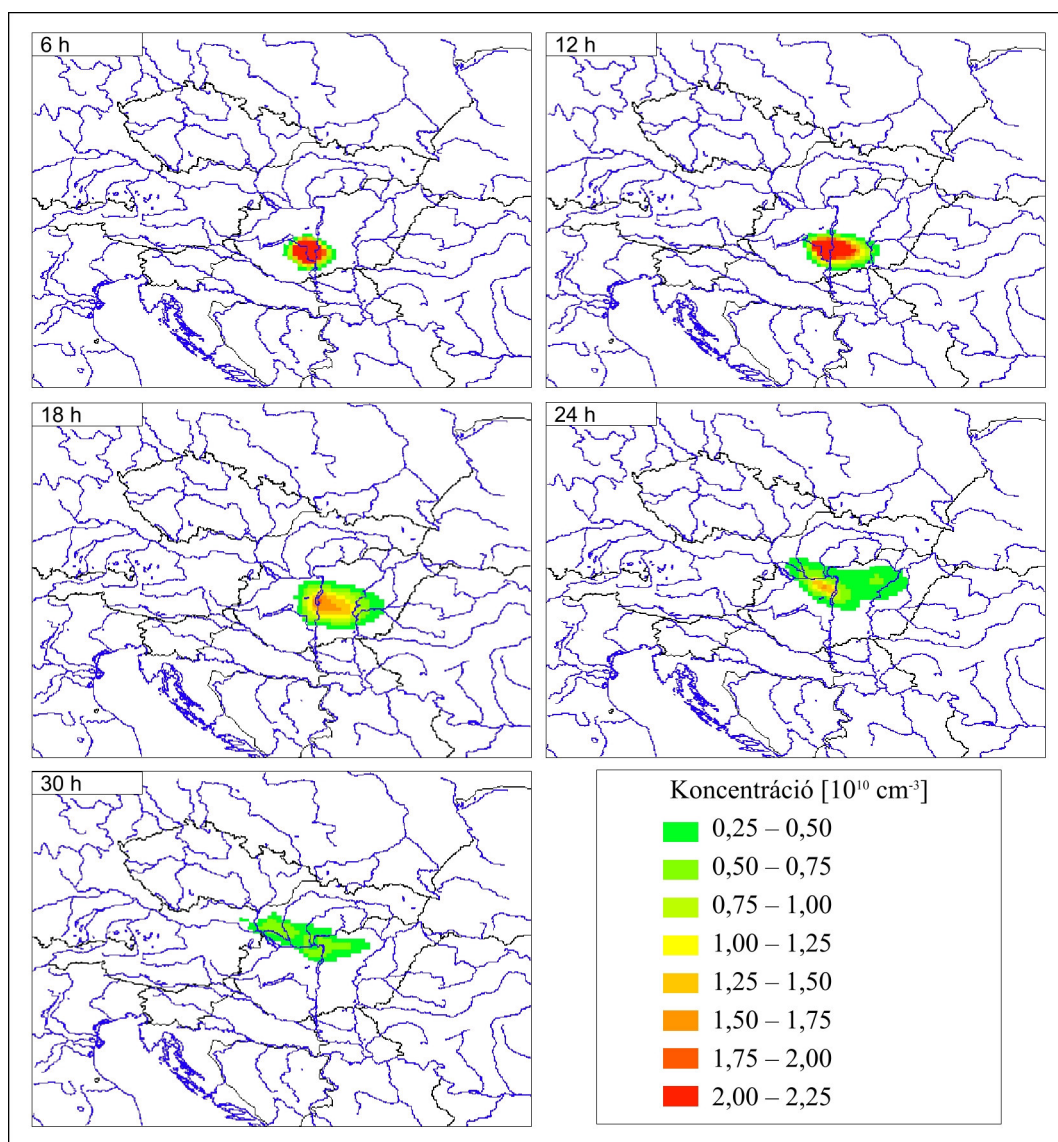
A modell vezérlő egysége – a főprogram – az adatok beolvasását, a különböző függvények meghívását és ciklusba szervezését, végül az eredmény kiíratását végzi. Az első almodul a horizontális és vertikális határfeltételeket adja meg. A tartomány peremén 'no-flux' határfeltételt használtunk, vagyis azt feltételeztük, hogy a határon nincs anyagáramlás. Külön rutin végzi az advekción, a vertikális és horizontális diffúzió számítását, illetve a magassági szintek meghatározását.. A különböző anyagtranszportok (advekción, diffúzió) illetve a radioaktív bomlás és ülepedés különálló számítására operátor-splitting módszert használunk. A vertikális turbulens diffúziót a *K-elmélet* alapján számítottuk és magasságfüggő függőleges turbulens diffúziós együtthatóval vettük figyelembe.

A program bemutatására a Paksi Atomerőműben (földrajzi szélesség: 46°37', hosszúság: 18°51') egy 2005. december 2-án 0 órakor bekövetkezett feltételezett reaktorbalesetet szimuláltunk előrejelzett meteorológiai adatok felhasználásával. A szimulált baleset következtében óránként $3,6 \times 10^{12}$ darab ^{131}I izotóp került a levegőbe, majd 12 óra elteltével megszűnt a kibocsátás. A ^{131}I egészségügyi szempontok miatt igen fontos radionuklid, felezési ideje 193 óra, az emberi szervezetben főként a pajzsmirigyben halmozódik fel és csak lassan ürül ki. A csernobili atomerőmű balesete után közvetlenül is ez az izotóp okozta a legnagyobb sugárterhelést a lakosság körében.

A bemenő meteorológiai adatokat az Országos Meteorológiai Szolgálatnál operatíván futtatott *ALADIN* előrejelzési modell 0–48 órás 6 óránkénti előrejelzései szolgáltatták. 48 órára végeztünk modellszámítást úgy, hogy a 6 órás intervallumokban a meteorológiai mezőket konstansnak vettük. A modellünk felbontása a szimuláció során $0,15 \times 0,1$ fok volt.

A futtatás során a szennyezőanyag térbeli és időbeli változását vizsgáltuk, illetve a kiülepedett anyag mennyiségét számítottuk. A 1. ábrarozaton a paksi atomerőműből kibocsátott szennyezőanyag koncentráció eloszlása látható a földközeli rétegben, a kibocsátás kezdetét követő 30 órában 6 óránként. A szennyezőanyag terjedésében megfigyelhető az országtól délre áthaladó sekély ciklon következtében létrejött szélfordulás. Eszerint a szél 6 órakor nyugati volt, 6 óra elteltével délnyugati és újabb 6 óra múlva délkeletivé fordult. 24 óra elteltével az addig egységes csóvában két maximum jelent meg, miközben a szennyezőanyag mennyisége csökkent a kiülepedés és a felsőbb rétegekbe való átkeveredés miatt. 30 órával a

kibocsátás kezdete után az alsó légrétegben már egy nagyságrenddel kevesebb szennyezés található, mint az emisszió megszűnésekor. A későbbiekben a radioaktív anyag elhagyta az országot és Szlovákia kis, különálló területeire korlátozódott. Egy ilyen 48 órás előrejelzés az adott felbontás mellett egy átlagos PC-n (2,0 GHz, 1GB RAM) 2 óra, de a baleseti kibocsátás modellezésénél a pontosság mellett a gyorsaság is fontos szempont, ezért tervezzük a programkód párhuzamosítását, ezáltal a modell egyszerre több számítógépen futtat, még jobban csökkentve a számítási időt. Az ilyen modellekkel előrejelzett adatok hamarabb a stratégiai döntéshozók kezébe kerülhetnek, és a megfelelő óvintézkedéseket még időben megtehetik. Terveink között szerepel a modell operatív összekapcsolása az *ALADIN* modellel, ezáltal lehetőség nyílik a szennyezőanyag terjedés operatív numerikus előrejelzésére.



I. ábra. A Paksi Atomerőmű hipotetikus balesete során kibocsátott szennyezőanyag-koncentráció horizontális eloszlása a felszínközeli rétegben, a kibocsátás kezdete után 6, 12, 18, 24 és 30 órával.

Köszönetnyilvánítás. Kutatásainkat az OTKA D048673 (Posztdoktori Pályázat), OTKA F047242 (kutatási pályázat) és a Békésy György Posztdoktori Kutatási Ösztöndíj támogatták.

Irodalomjegyzék

- Baklanov A., Mahura A., Jaffe D., 2002: Atmospheric transport patterns and possible consequences for the European North after a nuclear accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 60, 23–48.
- Brandt J., Mikkelsen T., Thykier-Nielsen S., Zlatev Z., 1996: Using a Combination of Two Models in Tracer Simulations. *Mathematical Computational Modelling*, 23, 99–115.
- Bryall D. B., Maryon R. H., 1998: Validation of the UK MET office NAME model against the ETEX data set. *Atmospheric Environment*, 32, 4265–4276.
- Ehrhardt J., Brown J., French S., Kelly G. N., Mikkelsen T., Müller H., 1997: RODOS: Decision-making support for off-site emergency management after nuclear accidents. *Kerntechnik*, 62, 122–128.
- Galmarini S., Bianconi R., Bellasio R., Graziani G., 2001: Forecasting the consequences of accidental releases of radionuclides in the atmosphere from ensemble dispersion modelling. *Journal of Environmental Radioactivity*, 57, 203–219.
- Lagzi I., Kármán, D., Turányi T., Tomlin A. S., Haszpra L., 2004: Simulation of the dispersion of nuclear contamination using an adaptive Eulerian grid model. *Journal of Environmental Radioactivity*, 75, 59–82.
- Langner J., Robertson L., Persson C., Ullerstig A., 1998: Validation of the operational emergency response model at the Swedish Meteorological and Hydrological Institute using data from ETEX and the Chernobyl accident. *Atmospheric Environment*, 32, 4325–4333.
- Mikkelsen T., Thykier-Nielsen S., Astrup P., Santabarbara J. M., Sørensen J.H., Rasmussen A., Robertson L., Ullerstig A., Deme S., Martens R., Bartzis J. G. Pasler-Sauer J., 1997: MET-RODOS: A comprehensive atmospheric dispersion module. *Radiation Protection Dosimetry*, 73, 45–56.
- Saltbones J., Foss A., Bartnicki J., 1998: Norwegian Meteorological Institute's real-time dispersion model snap (Severe Nuclear Accident Program); Runs for ETEX and ATMES II experiments with different meteorological. *Atmospheric Environment*, 32, 4277–4283.

- Sørensen J. H., 1998: Sensitivity of the DERMA Long-range Gaussian dispersion model to meteorological input and diffusion parameters. *Atmospheric Environment*, 32, 4195-4206.
- Van Dop H., Addis R., Fraser G., Giradi F., Graziani G., Inoue Y., Kelly N., Klug W., Kulmala A., Nodop K., Pretel J., 1998: ETEX: A European Tracer Experiment; Observations, dispersion modelling and emergency response. *Atmospheric Environment*, 32, 4089–4094.
- Wendum D., 1998: Three long-range transport models compared to the ETEX experiment: A performance study. *Atmospheric Environment*, 32, 4297–4305.
- Whicker F. W., Shaw G., Voigt G., Holm E., 1999: Radioactive contamination: state of the science and its application to predictive models. *Environmental Pollution*, 100, 133–149.