Radioaktív anyagok terjedése a környezetben

Tartalom:

- 1. Alapok: dózisfogalmak, sugárvédelmi szabályozás
- 2. Radioaktív anyagok transzportja élő szervezetekben
- 3. Radioaktív anyagok terjedése a levegőben
- Radioaktív anyagok terjedése vizekben (homogén és heterogén rendszerek)
- 5. Összetett programok a környezetbe jutott radioaktivitástól származó dózis becslésére
- Félévközi dolgozatok: 2021. X. 18. és XI. 29.

Gyakorlat

- Irodalmazás: Egy kiválasztott, terjedésszámítási modelleket tartalmazó program alkalmazásai
- Adatok összegyűjtése a program használatához egy adott környezeti terjedési eset modellezéséhez, futtatás, beszámoló előadás készítése
- Beszámoló előadás az utolsó előadási órán (2021. XII. 6.)

Irodalom a felkészüléshez

- Az előadások letölthető prezentációja <u>https://oktatok.reak.bme.hu/zagyvai/</u>
- Fehér I., Deme S. (szerk.): Sugárvédelem (ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, 2010.)

Az ionizáló sugárzások forrásai

- Radioaktív anyagot nem tartalmazó berendezések: gyorsítók, röntgengépek – a környezeti terjedés szempontjából érdektelenek
- Összetett nukleáris rendszerek: energiatermelő- és kutatóreaktorok, spallációs források – radioaktív anyagokat bocsáthatnak ki a környezetbe
- Természetes és mesterséges radioaktivitás (hulladékok), amely már jelen van a környezetben vagy számolni kell a kijutásával.

lonizáló sugárzások

Sugárzások: α-, β-, γ- és röntgensugárzás, neutronsugárzás

A közeg kölcsönhatásra képes alkotórészei: elektronok, az atom elektromágneses erőtere, atommag.

A közeg és a sugárzás közötti kölcsönhatás szerint:

<u>Közvetlenül</u> ionizáló sugárzások: α- és β-részecskék, γ- és röntgenfotonok – az elektronoknak képesek azok ionizációjához elegendő energiát átadni. Az α és β részecskék kis térfogatban sok elektronnal ütköznek, a fotonok a "szokásos" anyagi méretekben csak elindítják az energiaátadást az első elektron meglökésével.

- <u>Közvetve</u> ionizáló sugárzás: neutron – az atommagokkal végbemenő kölcsönhatások során ionizációra képes részecskék jelennek meg.

Az elektronokkal való ütközés nem minden esetben vezet azok ionizációjára. A sugárzás által több lépésben átadott energia egy jelentős része nem ionizációt, csak gerjesztést eredményez, azaz a közeg termikus energiáját növeli meg.

Az ionizáló sugárzások forrása: radioaktív bomlás

 $dN = -\lambda \cdot N \cdot dt$

$$A = \left| \frac{dN}{dt} \right| = \lambda N$$

N: bomlásra képes, azonos fajtájú atommagok száma [darab] λ : bomlási állandó = időegység alatti <u>bomlás valószínűsége</u> [1/s] t: idő A: aktivitás [1/s ; Becquerel; Bq] T_{1/2}: felezési idő [s]

1-2

$$N = N_0 \cdot e^{-\lambda t} \qquad \qquad A = A_0 \cdot e^{-\lambda t} \qquad \qquad T_{1/2} = \frac{\Pi 2}{\lambda}$$

Alfa- és bétasugárzás (gyenge áthatoló képességű részecskesugárzások) elnyelése az anyagban



Lineáris energiaátadási tényező (LET) alfa- és bétasugárzásra



Az anyagban megtett távolság (rel. egységekben)

Alfa- és bétasugárzás elnyelése

α-sugárzás LET-értéke vízben: ~ 100 - 200 keV/µm

Energiaátvitel: Coulomb-kölcsönhatás - elektronokkal ionizáció/gerjesztés; hatótávolság vízben <70 µm

β-sugárzás LET-értéke vízben: max. 5 keV/μm; hatótávolság vízben 0,1 - 2 cm Energiaátvitel:

- elektronokkal ütközés/Coulomb-kölcsönhatás ionizáció/gerjesztés;
- atomok elektromágneses erőterével: fékezési sugárzás (folytonos röntgensugárzás, energiája a közeg rendszámától is függ)
- Cserenkov-sugárzás: az adott közegben érvényes fénysebességnél nagyobb sebességű elektron látható fényt is kibocsát.
- A hatótávolság lényegesen kisebb, mint az energia-átvitelben részt vevő elektronok összes úthossza.

Gammasugárzás elnyelése, gyengítése

- Foton energiaátadása részben hullám- részben anyagi természetű rendszernek "ütközés"
- Elektronnal (ionizáció többféle kölcsönhatásban)
- Atommagokkal (abszorpció küszöbreakció, többnyire csak >5 MeV energiánál)
- Atomok elektromágneses erőterével (küszöbreakció, csak >1,2 MeV energiánál) - párkeltés)
- Általános törvényszerűség: sztochasztikus (véletlenszerű) kölcsönhatás
- Az energiát átvett elektronok kinetikus energiája:
- További ionizációt okozhat;
- Ionizáció nélküli gerjesztést okozhat;
- Szekunder fotonsugárzás (folytonos röntgensugárzás) keltését eredményezheti.

Gammasugárzás gyengítése

$dI = -I(x) \sigma N dx$



I: részecskeáram [darab/s] σ : kölcsönhatási valószínűség egy "partnerre" [-] N: partnerek száma egységnyi úthosszon [darab/m] $\mu = \sigma . N =$ kölcsönhatási valószínűség [1/m]

Integrálás után: általános gyengülési egyenlet

$$I = I_0 \cdot \exp(-\mu x)$$

Párhuzamos sugárnyaláb és azonos kinetikus energia esetére érvényes.

$$D\acute{o}zismennyis\acute{e}gek$$
$$D = \frac{dE}{dm} \approx \frac{\Delta E}{m} \left[\frac{J}{kg}, gray, Gy \right]$$

<u>Elnyelt dózis</u> (fizikai dózis): az anyag tömegegységében elnyelt összes ionizáló sugárzási energia; csak fizikai kölcsönhatásokat foglal magába.

Bármelyik ionizáló sugárzásra értelmezhető.

<u>Csak</u> ionizáló sugárzásra értelmezett, de <u>nem csak</u> az ionizációra fordított energia átadását tartalmazza.

<u>Nem tartalmazza</u> az adott anyagból kilépett (szórt, szekunder) sugárzási energiát.

"Egyesíti" a különböző forrásokból származó energia-beviteleket.

Dózismennyiségek

- A sugárzás forrása és a sugárzásnak kitett személy helyzete szerint: külső vagy belső sugárterhelés
- Időegységre jutó elnyelt dózis = dózisteljesítmény (főként külső sugárterhelésre értelmezik)

$$\dot{D} = rac{dD}{dt}$$
 [gray/h]

Az ionizáló sugárzások biológiai hatásai

A biológiai hatások osztályozása:

- Szomatikus: a hatást elszenvedő biológiai egyeden jelentkezik;
- Genetikus: a besugárzott egyed utódain jelentkezik.
- Determinisztikus: A károsodás súlyossága függ a dózistól, a hatás egy bizonyos küszöbdózis fölött következik be;
- Sztochasztikus: A károsodás valószínűsége függ a dózistól, küszöbdózis nincs.

Az ionizáló sugárzás determinisztikus és sztochasztikus hatása

Sejti életciklus:

mitózis – interfázis – mitózis vagy apoptózis

Sejti rendszerek (szöveti- és őssejtek) sérülése:

- Azonnali pusztulás: nekrózis
- Életképtelenség: apoptózis
- DNS-lánchibák: fennmaradás \rightarrow osztódás \rightarrow mutáció

DNS lánchibák javítása "repair" enzimekkel az osztódás előtt

"Idegen" sejtek eltávolítása - immunrendszer

Az ionizáló sugárzás determinisztikus hatása

Determinisztikus hatás:

- küszöbdózishoz kötött (0,1 1 Gy, szövetenként változik);
- szövetpusztulást (nekrózist) okoz a sugárzás;
- akut/azonnali hatás;
- a hatás súlyossága függ a dózistól.

Morbiditás: megbetegedés Mortalitás: halálozás



Az ionizáló sugárzás determinisztikus egészségkárosító hatása

$$\mathbf{AD}_{\mathbf{T}} = \sum_{\mathbf{R}} \mathbf{D}_{\mathbf{R},\mathbf{T}} \times \mathbf{RBE}_{\mathbf{R},\mathbf{T}}$$

A károsítás mértékét jellemző dózismennyiség: relatív biológiai egyenértékkel szorzott elnyelt dózis ("RBE-weighted absorbed dose") J/kg = gray = Gy

Determinisztikus hatás - Relatív biológiai egyenérték



Az ionizáló sugárzás sztochasztikus hatása

- A "fő célpont" a sejtmag DNS-állománya
- DNS: cukor- és foszfátcsoportokból felépülő kettős spirál, amelyekhez szerves bázisok kapcsolódnak. Láncelem: nukleotid. A láncot a bázisok között hidrogénhidak tartják össze.
- DNS-ből felépülő örökítő elemek: kromoszómák.
- A DNS a sejtet felépítő fehérjék összetételét kódolja.
- Gén: a DNS egy fehérjét kódoló, vagy egy sejti tulajdonságot meghatározó darabja.
- A gének együtt alkotják az egyed genetikai információit tartalmazó genomot.

Egyenértékdózis – az ionizáló sugárzás biológiai hatása

$$\begin{split} H &= D \,. \, w_{R} \left[sievert \,, Sv \right] \\ w_{R} \, sugárzási tényező - a LET függvénye \\ w_{R,\alpha} &= 20 \\ w_{R,\gamma} &= 1 \\ w_{R,\beta} &= 1 \\ w_{R,n} &= 2,5 \div 20 \text{ a neutronenergia függvényében} \end{split}$$

A sejti méretű élő térfogatba bevitt energia (mikrodózis) dönti el az elnyelt dózis biológiai veszélyességét (kártételét).

"Antropomorf" dózisfogalom és mértékegység: az emberi szövetek, sejtek ugyanattól a dózistól másképpen károsodnak, mint más élőlények sejtjei.

A sejti, szöveti reakció nem egységes – az egyenértékdózis csak a sztochasztikus hatásra vonatkozik.

A dózist okozó sugárforrás és a dózist elszenvedő személy kölcsönös pozíciója szerint külső és belső sugárterhelés jöhet létre.

$$E = H_E = \sum_T H_T w_T [Sv]$$

Effektív dózis w_T szöveti súlyozó tényező

$$\sum_T w_T = 1$$

Szöveti súlyozó tényezők (ICRP-103 (2007), 2013/59/EURATOM direktíva, Magyarországon a 487/2015. kormányrendelet vezette be őket): ivarszervek $w_{\tau}=0,08$ (*genetikus hatás*)

szomatikus hatások

legérzékenyebbek

 $w_T=0,12$ tüdő, gyomor, belek, vörös csontvelő, emlő, <u>maradék</u> érzékenyek $w_T=0,04$ máj, pajzsmirigy, hólyag, nyelőcső kissé érzékeny $w_T=0,01$ bőr, csontfelszín, nyálmirigyek, agy Az ionizáló sugárzás egészségkárosító hatásai - Sztochasztikus hatás:

- nincs küszöbdózis (kis dózisok hatása nem igazolt)
- sejtmutációt okoz a sugárzás (javító mechanizmus)
- a hatás valószínűsége függ a dózistól
- kockázat/dózis függvény lineáris (?)

Az egyénre vonatkozó kockázati függvény a szövetek kockázati függvényének összege – mert az egyedi kockázatok nem voltak megállapíthatók.



w_T – a tényezők változása

Szövet	ICRP-26	ICRP-60	ICRP-103
lvarszervek (<i>gen. hatás</i>)0,25		0,20	0,08
Vörös csontvelő	0,12	0,12	0,12
Tüdő	0,12	0,12	0,12
Emlők	0,15	0,05	0,12
Pajzsmirigy	0,03	0,05	0,04
Csontfelszín	0,03	0,01	0,01
Többi szövet	0,30	0,05	0,12
Bél	-	0,12	0,12
Gyomor	-	0,12	0,12
Hólyag	-	0,05	0,04
Máj	-	0,05	0,04
Nyelőcső	-	0,05	0,04
Bőr	-	0,01	0,01
Nyálmirigyek	-	-	0,01
Agy	-	-	0,01

További dózisfogalmak

Lekötött dózis (H_C): inkorporált (belégzéssel vagy lenyeléssel) és a szervezetben 1 évnél tovább jelenlévő radioaktív anyag effektív dózisa (csak belső sugárterhelésre)

$$E_C = \int_0^T \frac{dE}{dt} dt \qquad [Sv]$$

Dóziskonverziós tényező = a belső sugárterhelés dózistényezője (DCF, más közleményekben *e(g)* jelöléssel): egységnyi, pillanatszerűen inkorporált radioaktivitás által okozott lekötött effektív dózis – tartalmazza a tartózkodási függvényt és a szöveti súlytényezőket.

$$e(g)_i = DCF_i = \frac{E_{C,i}}{A_{BE,i}}$$
 [Sv/Bq]

Sugárvédelmi szabályozás

- 487 491/2015. kormányrendeletek a sugárvédelem feladatairól az IAEA General Safety Requirements Part 3 (2014) alapján, a 2013/59/EURATOM uniós direktívával összhangban
- Alapelvek (a "szigorodás" sorrendjében):
- Indokoltság (az ionizáló sugárzás alkalmazása több haszonnal, mint kárral kell, hogy járjon)
- Optimálás (a maximális előnyhöz minimális, de nem nulla károsodási kockázat tartozzék)
- Korlátozás (egyéni, összegzett és forrásorientált korlátok szükségesek)

Sugárvédelmi korlátok, szabályozás

"Elhanyagolható dózis" ≤ 10 µSv/év effektív dózis – közvetlenül nem deklarált szabályozó → MENTESSÉG és FELSZABADÍTÁS kapcsolódik hozzá

 DL – dóziskorlát - <u>immisszió</u> korlátozása effektív (lekötött) dózis; az ionizáló sugárzások alkalmazásából származó, külső és belső sugárterhelés összege foglalkozási korlát 20 mSv/év (5 év átlagában) lakossági korlát 1 mSv/év tervezett és baleseti helyzetekre külön szabályozás
DC - dózismegszorítás - <u>emisszió</u> korlátozása: egy, a reprezentatív (lakossági vagy foglalkozási) csoporthoz tartozó fiktív személynek egy adott sugárforrástól származó maximális effektív dózisa DC = 0.1 – 0.03 mSv/év

DC-ből levezetendők a kibocsátási szintek a megjelenő radionuklidokra

Egy adott személy által elszenvedett dózisok összegzendők, DE a DC-k NEM ADHATÓK ÖSSZE! ²⁶

Emissziós sugárvédelmi korlátok

Az egy személybe bejutó aktivitás sokkal kisebb, mint a kibocsátható

$$\sum_{i} (A_{\max,i} \cdot e(g)_i) \le DC$$

A_{max}: Az adott dózismegszorításnál a legérzékenyebb személybe (=reprezentatív személy) bevihető aktivitások összege

$$A_{i,max} = f(A_{i,ki})$$

A normális üzemelés során kibocsátott aktivitás (**Kibocsátási korlát** [Bq/év]) nem koncentrálódhat egyetlen személyben, és az távol van a forrástól. "i" az összes keletkező radioizotópot jelenti.

Az emissziós korlátozás két lényegi eleme, a létesítmény környezetében élő lakosságra vonatkozó dózismegszorítás és a létesítményből

* levegőbe és

* vízi úton

kibocsátott aktivitás közötti kapcsolatot a TERJEDÉSI MODELLEK teremtik meg. A terjedés során a szennyezés általában hígul, de vannak dúsulást okozó részfolyamatok is. A modell és egy valóságos terjedési folyamat összevetése a validálás.

Külső foton-dózisteljesítmény

$$\frac{dD}{dt} = \Phi_E \cdot \frac{\mu}{\rho} \qquad \qquad \Phi_E = \frac{A \cdot f_R \cdot E_R}{4 \cdot r^2 \cdot \pi}$$

 Φ_{E} : energiaáram-sűrűség (fluxus = fluencia idő szerinti deriváltja) [J/(m²s)] A = dN/dt: a sugárforrás aktivitása [bomlás/s = Bq] f_R: részecske-(foton)gyakoriság [foton/bomlás] E_R: fotonenergia [J/foton]

$$\frac{dD}{dt} = k_{\gamma} \cdot \frac{A}{r^2}$$

Érvényesség: pontszerű γsugárforrásra, gyengítetlen (primer) fotonsugárzásra. Izodózis-felület = gömb

Négyzetes gyengülési törvény – a dózisszámítás alapja k_y: a külső sugárterhelés dózistényezője, szokásos dimenziója: [(µGy/h)/(GBq/m²)]

Egynél több fotont kibocsátó γsugárforrás dózistényezője

- j = összegzés az egyes energiákra
- $\mathbf{k} = \mathbf{k} \ddot{\mathbf{o}} \mathbf{z} \mathbf{e} \mathbf{g}$ $k_{\gamma} = \frac{\sum_{j} f_{j} \cdot E_{j} \cdot \left(\frac{\mu}{\rho}\right)_{k,j}}{4 \cdot \pi}$

$$P_{\gamma} = A \cdot \sum_{j} f_{j} \cdot E_{j}$$

P_γ = forráserősség (source power) [keV/s] = energiaáram a tér minden irányába

Dózisteljesítmény számítása nem pontszerű (kiterjedt) sugárforrásra:

- a felület explicit függvényével;
- pontszerű elemekre bontással;
- az önabszorpció figyelembe vételével;

Belső sugárterhelés dózisa

A dózist egy-egy kiválasztott radionuklidra az egyes szövetek eltérő egyenértékdózisainak összegzéséből kapjuk, a dózist a radioaktív anyagot tartalmazó szövetekből kiinduló sugárzás (radiation R) okozza: célpont- (target T) és forrás- (source S) szöveteket különböztetünk meg. (S=T is lehetséges)





Retenció: a radioaktivitást hordozó anyag tartózkodása egy szövetben

Belső sugárterhelés dózisa

A dózist az egyes szövetek eltérő egyenérték-dózisainak összegzéséből kapjuk, a dózist a radioaktív anyagot tartalmazó szövetekből kiinduló sugárzás (radiation R) okozza: célpont- (target T) és forrás- (source S) szöveteket különböztetünk meg. (S=T is lehetséges)

$$H_T = \left[\sum_{S} u_S \cdot \sum_{R} w_R \cdot E_R \cdot f_R \cdot Q_R(S \to T)\right] \cdot \frac{1}{m_T}$$

A H_T szöveti egyenértékdózist egy adott radioizotópra határozzuk meg. u_S : az egyes forrás-szövetekben bekövetkező <u>bomlások</u> száma [darab] $w_{R:}$ sugárzási tényező [Sv/Gy] E_R: sugárzási energia [keV/részecske] f_R : részecske-gyakoriság [részecske/bomlás] m_T: a célpont-szövet tömege [kg] Q az R sugárzásfajtának az S szövetből kiinduló és a T szövetben energiát leadó hányada (<u>elnyelési hányad</u>) – 0 és 1 közötti szám. 31

Belső sugárterhelés dózisa

A radioaktív anyagot tartalmazó "forrás"-szövetekben végbemenő bomlások száma az inkorporáció óta eltelt *t* idő alatt:

$$u_s = \int_0^t A_s(t) dt$$

0

$$Q_{R,S\to T} = p(\vartheta) \cdot p(abs.)$$

Az elnyelési hányad a térszögtől és a sugárzásnak a szövetek anyagában történő abszorpciójától függ:

$$p(\vartheta) \approx \frac{\vartheta}{4\pi}$$
 $p(abs.)_{\alpha/\beta} = f(x_S, x_T, R_{\alpha/\beta})$ x: vastagság
R: hatótávolság

Terjedés biológiai közegekben

SA-modell: időfüggő transzportegyenletek

> <u>kompartmentek</u> (rekeszek) között, melyeken <u>belül</u> pillanatszerű a koncentráció kiegyenlítődése

CF-modell: két rekesz között időben állandó a koncentrációk aránya a modellezés időtartományában

c [Bq/kg] vagy [Bq/m³] a radionuklid koncentrációja az inkorporált anyagban N radionuklidok száma *i* radioizotóp fajtája λ bomlási állandó [1/s] α kiürülési hányad [1/s] W a radioaktivitást hordozó anyag bevitele [kg/s] vagy [m³/s] Alapvető módszerek: **SA** (system analysis) és **CF** (concentration factors)

$$\frac{dN_i}{dt} = \frac{c_{W,i}}{\lambda} \cdot W - (\alpha + \lambda) \cdot N_i$$

Egyszerű inkorporációs + kiürülési modell egy szövetre vagy az egész szervezetre: a megkötődést 100%-osnak tekintjük; a kiürülés valószínűsége állandó.

Generic biokinetic model



"Methods of Internal Dosimetry" IAEA-kurzus anyagából

Terjedés emberi szövetekben – több kompartment



f₁ : átvitel a belső szervekbe testnedveken keresztül

 f_1 /belégzés: a tüdőből a testnedvek (vér, nyirok) által felvett hányad f_1 /lenyelés: az emésztőrendszerből a testnedvekbe jutó hányad Belégzésnél 3 "sebességi modell" a felszívódásra a tüdőből: F (fast-gyors), M (medium-közepes), S (slow-lassú) – ezeknél az f_1 felvételi hányadok is eltérők lehetnek.

Terjedés emberi szövetekben

Összetett emberi modell: útvonalak, elágazások, tartózkodási idők "Szekvenciális" szövetek: az (1) rekesz

[kompartment] kimenete azonos a (2) bemenetével – anya- és leányelemszerű

"Elágazás": (1) ből (2a)-ba és (2b)-be is mehet a radionuklid

- Belégzés: 1) orr/garat (NP) 2) légcső/hörgők (TB) 3) tüdőhólyagok (P)
- Lenyelés: 1) gyomor (S) 2) vékonybél (SI) 3) felső vastagbél (ULI) 4) alsó vastagbél (LLI)

Egyszerűsítés: csak elsőrendű differenciálegyenletek = valószínűségi modell

$$\frac{dN_i(1)}{dt} = \frac{c_{W,i}}{\lambda} \cdot W - (\alpha_1 + \lambda) \cdot N$$
$$\frac{dN_i(2a)}{dt} = (1 - f_1) \cdot \alpha_1 \cdot N - (\alpha_{2a} + \lambda) \cdot N$$
$$\frac{dN_i(2b)}{dt} = f_1 \cdot \alpha_1 \cdot N - (\alpha_{2b} + \lambda) \cdot N$$

α: kiürülési "valószínűség" időegység alatt f₁: átviteli hányad a "2b" rekeszbe
Terjedés biológiai közegekben

Legegyszerűbb emberi modell – az általános differenciálegyenlet megoldása 1 rekeszre

$$A_{i} = \frac{c_{W,i}}{\lambda_{i} + \alpha_{bio}} \cdot W \cdot (1 - \exp[-(\lambda_{i} + \alpha_{bio}) \cdot t])$$
$$A_{i} = A_{BE,i} \cdot \exp[-(\lambda_{i} + \alpha_{bio}) \cdot t]$$

Felső egyenlet: a felvétel alatt érvényes, az így kialakuló végső aktivitás = A_{BE} az alsó egyenletben. (A felvétel pillanatszerű is lehet!)

Alsó egyenlet: a felvétel véget ért, a kiürülés folytatódik.

i: radioizotóp fajtája; adott szövetre a bevitt anyag <u>kémiai</u> formája határozza meg a biológiai (bio) kiürülést.

IAEA GSR Part 3: Beépülési hányadok, különböző felvételi típusokra

TABLE III.2A. WORKERS: COMMITTED EFFECTIVE DOSE PER UNIT INTAKE e(g) VIA INHALATION AND INGESTION (Sv/Bq) (cont.)

Dediamolidað	Physical		Inhalation			Ingestion	
Radionuciide	half-life	Туре	f_1	e(g) _{1 µт}	e(g) _{5 µm}	f_1	<i>e</i> (g)
Fe-60	1.00 × 10 ⁵ a	F	0.100	2.8×10^{-7}	3.3 × 10 ⁻⁷	0.100	1.1×10^{-7}
		М	0.100	1.3×10^{-7}	1.2 × 10 ⁻⁷		
Cobalt							
Co-55	17.5 h	М	0.100	5.1 × 10 ⁻¹⁰	7.8 × 10 ⁻¹⁰	0.100	1.0×10^{-9}
		S	0.050	5.5 × 10 ⁻¹⁰	8.3×10^{-10}	0.050	1.1×10^{-9}
Co-56	78.7 d	M	0.100	4.6×10^{-9}	4.0×10^{-9}	0.100	2.5×10^{-9}
		S	0.050	6.3 × 10 ⁻⁹	4.9 × 10 ⁻⁹	0.050	2.3×10^{-9}
Co-57	271 d	M	0.100	5.2 × 10 ⁻¹⁰	3.9×10^{-10}	0.100	2.1×10^{-10}
		S	0.050	9.4 × 10 ⁻¹⁰	6.0×10^{-10}	0.050	1.9×10^{-10}
Co-58	70.8 d	M	0.100	1.5×10^{-9}	1.4×10^{-9}	0.100	7.4 × 10 ⁻¹⁰
		S	0.050	2.0×10^{-9}	1.7 × 10 ⁻⁹	0.050	7.0 × 10 ⁻¹⁰
Co-58m	9.15 h	М	0.100	1.3 × 10 ⁻¹¹	1.5 × 10 ⁻¹¹	0.100	2.4×10^{-11}
		S	0.050	1.6×10^{-11}	1.7×10^{-11}	0.050	2.4×10^{-11}
Co-60	5.27 a	M	0.100	9.6 × 10 ⁻⁹	7.1 × 10 ⁻⁹	0.100	3.4×10^{-9}
		S	0.050	2.9×10^{-8}	1.7 × 10 ⁻⁸	0.050	2.5×10^{-9}
Co-60m	0.174 h	M	0.100	1.1×10^{-12}	1.2×10^{-12}	0.100	1.7×10^{-12}
		S	0.050	1.3×10^{-12}	1.2×10^{-12}	0.050	1.7×10^{-12}
Co-61	1.65 h	М	0.100	4.8×10^{-11}	7.1 × 10 ⁻¹¹	0.100	7.4×10^{-11}
		S	0.050	5.1 × 10 ⁻¹¹	7.5 × 10 ⁻¹¹	0.050	7.4 × 10 ⁻¹¹
Co-62m	0.232 h	М	0.100	2.1×10^{-11}	3.6 × 10 ⁻¹¹	0.100	4.7×10^{-11}
		S	0.050	2.2×10^{-11}	3.7 × 10 ⁻¹¹	0.050	4.7×10^{-11}

Terjedés biológiai közegekben

Példa: ³H a szervezetben

"Effektív" felezési idő":

 λ_{ph} : fizikai bomlási állandó (T_{1/2}=12,3 év) α_{bio}: biológiai kiürülési tényező

$$T_{eff} = \frac{\ln 2}{\lambda_i + \alpha_{bio}}$$

2006 – 2009: "Helycsinálás-projekt" - Négy, 25-30 éve megtelt püspökszilágyi "A" típusú medence megnyitása, a hulladék osztályozása, feldolgozása és a továbbra is radioaktív hulladéknak kezelendő anyagok visszahelyezése. A végrehajtás egyik előre ismert sugárvédelmi kockázatát a csomagokból a medencék légterébe jutott ³H jelentette.

Példa: munkavégzés során felvett radioaktivitás dózisa (trícium levegőben)

- A leltár szerint 10¹³ Bq nagyságrendű tríciumot temettek el a püspökszilágyi RHFT-telep A11-es medencéjébe 1976 – 1979 között.
- A medence levegőjében a vízpárához tartozó trícium aktivitáskoncentrációja 400–900 MBq/m³ volt (mintavétel 2006-ban).
- A munkát végző szakemberek 40-50 munkanapot töltöttek ott (jelentős krónikus inkorporáció történhetett volna elégtelen légzésvédelem esetén).



A vizsgálatok menete

- Vizeletminták gyűjtése a helyszínen dolgozóktól
- A vizeletminták tríciumaktivitáskoncentrációjának meghatározása: azeotróp desztilláció és folyadékszcintillációs (LSC) mérés
- Dózisbecslés krónikus-akut konverzióval és "egykompartmentes" anyagcseremodell segítségével

Egykompartmentes modell (1)

- Kiindulási feltételezések
- A trícium HTO, azaz gőz vagy víz formájában van jelen
- Minden munkanapon ugyanannyi trícium inkorporálódik, a kiürüléshez képest pillanatszerűen
- A trícium biológiai (≈effektív) felezési ideje 9,7 nap (D. M. Hamby, *Health Physics*, **77** (1999) 291-297.)
- A vizelettel átlagosan napi 1500 ml víz ürül ki, ez a teljes vízleadás kb. 40%-a (izzadtsággal egy kicsit kevesebb, kilégzéssel és széklettel a többi)
- A természetes eredetű tríciumot elhanyagoljuk.

Egykompartmentes modell (2)

$$A_{\ddot{u}} = A_0 \cdot \left(e^{-\alpha t} - e^{-\alpha(t+1)} \right)$$

- A_ü: a vizsgálat napján <u>egy adott korábbi felvételből</u> kiürülő aktivitás = az aznapi és a következő napi, még bentlévő aktivitás különbsége
- A₀: a vizsgálat előtt t nappal felvett aktivitás
- Kihasználjuk, hogy a fizikai bomlási állandó (λ) nagyságrendekkel kisebb a kiürülési tényezőnél (α)

$$\alpha = \frac{\ln 2}{T_B}$$

Egykompartmentes modell (3)

$$A_{\ddot{o}} = \sum_{i=0}^{n} A_{\ddot{u}} = A_0 \cdot \sum_{i=0}^{n} (e^{-\alpha i} - e^{-\alpha (i+1)}) = A_0 \cdot s_n$$

- A_ö: a vizsgálat napján kiürülő összes aktivitás
- A₀: a naponta felvett (<u>azonos mennyiségűnek feltételezett</u>) aktivitás
- n: a tríciumfelvétel napjainak száma

$$0,40\cdot A_{\ddot{o}}=c\cdot Q$$

- c: a trícium aktivitáskoncentrációja a vizeletben [ezt megtudtuk a kalibrált mérőrendszerrel végzett mérésből]
- Q: a vizelet napi mennyisége

munkanap	eltelt idő[nap]	lebomlás	lebomlás +1 nap	összes mért hányad			
2007. okt. 24.	54	0,0237	0,0221	0,0016			
2007. okt. 25.	53	0,0254	0,0237	0,0017		· · ·	
2007. okt. 26.	52	0,0272	0,0254	0,0018			1
2007. okt. 29.	49	0,0335	0,0313	0,0022			/
2007. okt. 30.	48	0,0359	0,0335	0,0024		57	
2007. okt. 31.	47	0,0385	0,0359	0,0026		konk	~~+
2007. nov. 5.	42	0,0544	0,0508	0,0036		KONKI	el
2007. nov. 6.	41	0,0583	0,0544	0,0039			•••
2007. nov. 7.	40	0,0625	0,0583	0,0042			1 4
2007. nov. 8.	39	0,0670	0,0625	0,0045		szami	IAS
2007. nov. 9.	38	0,0718	0,0670	0,0048			
2007. nov. 13.	34	0,0948	0,0884	0,0063			
2007. nov. 14.	33	0,1016	0,0948	0,0068			
2007. nov. 15.	32	0,1089	0,1016	0,0073			
2007. nov. 16.	31	0,1167	0,1089	0,0078			
2007. nov. 19.	28	0,1436	0,1340	0,0096			
2007. nov. 20.	27	0,1540	0,1436	0,0103			
2007. nov. 21.	26	0,1650	0,1540	0,0110			
2007. nov. 22.	25	0,1768	0,1650	0,0118			
2007. nov. 23.	24	0,1895	0,1768	0,0127			
2007. nov. 28.	19	0,2680	0,2501	0,0179			
2007. nov. 29.	18	0,2873	0,2680	0,0192			
2007. nov. 30.	17	0,3079	0,2873	0,0206			
2007. dec. 3.	14	0,3790	0,3536	0,0254			
2007. dec. 4.	13	0,4062	0,3790	0,0272			
2007. dec. 5.	12	0,4354	0,4062	0,0291			
2007. dec. 6.	11	0,4666	0,4354	0,0312			
2007. dec. 10.	7	0,6156	0,5744	0,0412			
2007. dec. 11.	6	0,6598	0,6156	0,0442			
2007. dec. 12.	5	0,7072	0,6598	0,0473			
2007. dec. 13.	4	0,7579	0,7072	0,0507			
2007. dec. 17.							
		7,0401	6,5688	0,4714	0,4714		46
	c[Bq/L]	Q[L/nap]	napok száma	bevitt Bq/nap	DCF[S√Bq]	Összes dózis[Sv]	
	89	1.5	31	283,2	2.20E-11	4.83E-07	

Eredmények (2007)

Vizsgált személy	H _E [μSv] 1. mérés	H _E [μSv] 2. mérés	H _E [μSv] összesen
KK	5,2	1,3	6,5
LL	n.a.	0,83	0,83
MM	0,3	n.a	0,3
NN	0,6	0,66	1,3
00	n.a	1,8	1,8
PP	n.a.	1,2	1,2
QQ	17	0,45	17
RR	7,1	1,4	8,5
TT	n. a.	0,23	0,23

Dózisbecslés a kiviteli tervben:

az A11 medence ürítésére 364 µSv,

az A12 medence ürítésére 22,6 µSv.

A modell érzékenységének vizsgálata

3 forgatókönyv a tríciumfelvétel időtartamára:

(a): 1 hétig a mérés előtt

(b): 13 héten át

(c): 1 hétig, 12 héttel a mérés előtt

Vizsgált	³ H konc.	Szórás	He [µSv]	He [µSv]	He [µSv]
személy	$[Bq/dm^3]$	[%]	(a) eset	(b) eset	(c) eset
KK	253	6,7	0,44	2,09	148
LL	164	9,9	0,23	1,1	78
MM	127	n. a.	0,22	1,05	74
NN	352	6,2	0,61	2,91	206
00	241	n. a.	0,42	1,99	141
PP	89	n. a.	0,15	0,735	52
QQ	280	7,9	0,49	2,31	164
RR	45	22	0,063	0,299	21

A többi paraméterrel (Q, DCF, c) egyenesen arányos a becsült dózis.

Terjedés biológiai közegekben

Összetett élővilág-modellek: az emberi szervezetben alkalmazottakhoz hasonló terjedési függvények növényi részek, illetve állati szervek között.

SA és CF modellek is használatosak.

SA modell összetett természeti közegekben – DYNACON program: Hwang et al. Journal of Nuclear Science and Technology 35 (1998) 454-461

Baleseti kibocsátások terjedésének számítására készült, dózisbecslést végző programmal (FADAS) összekapcsoltan. Elsőrendű diff. egyenletek a kiülepedett hányadra (forrástag) és a rekeszek közötti anyagátvitelre (növekvés és fogyás = átviteli tényezők)

Összehasonlító elemzéshez használták az US NRC Regulatory Guide 1.109 hivatalos amerikai modellprogrammal.

Rekeszek:

Talaj: felszín, gyökerek zónája, kötött talaj, mély talaj; Növények: felszín, belső szövetek; Állati táplálék növényekből; Emberi táplálék növényekből és állatokból;

50



Eredmények: a DYNACON program a forrástagban szereplő radionuklidokra (Bq/kg) _{élelmiszer} / (Bq/m²) _{felületi szennyezettség} időfüggő értékeket ad meg.

Az emberhez eljutó radioaktivitás számításában figyelembe vett táplálékok a DYNACON programban

Foodstuff category	Typical foodstuff	Relevant foodstuffs
Rice	Rice	Rice
Cereals	Barley	Barley, wheat, corn, sorghum
Legumes	Soybean	Soybean, red bean, green bean
Leafy vegetables	Chinese cabbage	Chinese cabbage, lettuce, spinach
Root vegetables	Radish	Radish, garlic, onion, green onion, carrot
Fruit-type vegetables	Cucumber	Cucumber, pumpkin, watermelon, tomato
Potatoes	White potato	White potato, sweet potato
Fruits	Apple	Apple, pears, persimmon, orange, grape
Milk	Milk (cow)	Milk
Beef	Beef (bull)	Beef
Eggs	Egg	$\mathbf{E}\mathbf{g}\mathbf{g}$
Poultry	Chicken	Chicken
Pork	Pork	Pork

 Table 1
 Foodstuffs considered in DYNACON

DYNACON eredmények: ¹³¹I tejben és marhahúsban



g. 4 Variation of ¹³¹I concentrations in milk and beef as a function of time following an acute deposition (date of deposition: Aug. 15th)

Terjedés biológiai közegekben

CF-modell: ökológiai rendszerek között egyszerű, a termő időszakra érvényes koncentráció-arányosságok

$$c_{tissue} = \sum_{j} F_{j} \cdot Q_{j} \cdot c_{j} \approx \stackrel{\wedge}{F} \sum_{j} Q_{j} \cdot c_{j}$$

c_{tissue}: koncentráció az állati vagy emberi szövetben [Bq/kg] j: takarmány fajtája c_i: koncentráció a takarmányban [Bq/kg vagy Bq/m²]

Q: fogyasztás az adott takarmányból [kg/nap]

F: átviteli (transzfer) tényező [nap/kg vagy nap/m²] "egyensúlyban"

Terjedés biológiai rendszerekben - CF módszer – a DYNACON programmal számított, nem időfüggő átviteli arányok

F transzfe	F transzfer együttható tej, hús és tojás esetén [Bq/kg]/[Bq/nap]							
radioizotóp (vízoldható		Élelmiszer fajtája						
vegyületként)	Tej (tehén)	Hús (tehén)	Hús (sertés)	Hús (tyúk)	Tojás (tyúk)			
⁶⁰ Co	0,00007 *	0,0001*	0,002	2	0,1			
⁹⁰ Sr	0,0028	0,008	0,02	0,08	0,2			
¹³¹	0,01	0,04	0,003	0,01	3			
¹³⁷ Cs	0,0079	0,05	0,24	10	0,4			

*: szervetlen vegyületek

A vegyületek szerepe a felvételben: az emberi szervezetbe juttatott diagnosztikai célú radioaktív anyagok (idézetek Köteles Gy.: Sugáregészségtan c. tankönyvéből)

Nuklid	Radio- farmakon	Vizsgálat	Applikáció módja	Aktivitás (MBq)	Effektív dózis (mSv)
""Tc	Pertechnetát	agy- szcintigráfia	iv.	500	6
***Tc	HSA	vérpool- szcintigráfia	iv.	800	7
Tc	DTPA .	vese- szcintigráfia	iv.	300	2
**Tc	DMSA (III)	vese- szcintigráfia	iv.	80	0,7
***Tc	Kolloid	nyirokcsomó- , szcintigráfia	im.	40	0,4
Tc	Kolloid	könny	szemcsepp	4 csepp (10 MBq)	0,4

Az emberi szervezetbe juttatott diagnosztikai célú radioaktív anyagok

**Tc	MIBI	szívizom- szcintigráfia	iv.	300	4,0
""Tc	НМ-РАО	agyi véráramlás	iv.	500	5,0
^{sym} Tc	Techgáz	tūdőventiláció	inhaláció	400	0,07
¹¹¹ In	Anti-miozin monoklonális ellenanyag	sziv- szcintigráfia	iv.	80	19
"In	Anti-CEA monoklonális ellenanyag	gasztrointeszti- nális tumor szcintigráfia		150 (1997) 1998 - Maria (1997)	37
129I	Jodide	pajzsmirigy-	per os/iv.	20	4,0

Az emberi szervezetbe juttatott diagnosztikai célú radioaktív anyagok

I ^{rs}	o-Iodo-hippu- rate	vese- szcintigráfia renográfia	iv.	20	0,2
^m l	HSA	plazmatérfogat	iv.	0,2	0,06
¥"TI	Tk-klorid	szív- szcintigráfia	ív.	80	18 1
. ^{mt} Tl	Tl-klorid	tumor- szcintigráfia	iv.	150	37

Az emberi szervezetbe juttatott diagnosztikai célú radioaktív anyagok

Nuklid	Radiofarmakon	Vizsgálat	Applikáció módja	Alkalmazott aktivitás (MBq)	Effektív dózis (mSv)
"C	metionin	agytumor	iv.	400	
"N	ammónia	szív- véráramlás	iv.	550	2
"O	víz	agyi véráramlás	ív.	2000	1970 2
"F	FDG	tumor- szcintigráfia	iv.	400	10
"F	fluorid	csont- szcintigráfia	iv,	250	17

iv.: intravénás; im.: intramuszkuláris

A környezeti közegekben (levegő, víz) végbemenő terjedés általános egyenlete

A migráció (*terjedés*) során a szennyező radioaktív anyagok koncentrációja időben és térben változik

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} = Ad + Df + Re + Pr + S(t) - \lambda_i \cdot c_i$$
 Minden radioaktív
komponensre külön
alkalmazandó – kémiai
forma szerint is!

Részfolyamatok:

Ad – <u>advekció</u>, Df – <u>diffúzió</u>, Re – <u>reakció</u>, Pr – <u>ülepedés</u> S(t): időben változó forrástag , radioaktív bomlás

A környezeti terjedés hajtóereje potenciálok

Gravitációs és termodinamikai potenciál

$$\phi_{gr.} = z = \frac{E_z}{m \cdot g} = \frac{m \cdot g \cdot h}{m \cdot g} \qquad \qquad \phi_{td.} = \frac{p \cdot V}{m \cdot g} = \frac{p}{\rho \cdot g}$$

Gravitációs potenciálTermodinamikai potenciál $\phi_{gr.+td.} = h = z + \frac{p}{\rho \cdot g} [m]$

Közös "környezeti" potenciál – ennek változásai határozzák meg a természeti közegek kényszermozgását = **advekcióját**.

A környezeti terjedés hajtóereje - potenciálok

Kémiai változások potenciálja:

kémiai potenciál	
,	R=N _A .k _B =6,02×10 ²³ mól ⁻¹ .1,381×10 ⁻²³ J/K=8,314J/(mól.K)
	μ _i az i-edik komponens kémiai potenciálja,
$\iota_i = RT \cdot \ln(a_i)$	T: hőmérséklet
	a _i : az i-edik komponens aktivitása
	R: egyetemes gázállandó, az Avogadro-szám
	(N _A) és a Boltzmann-állandó szorzata (k _B : a
$\lim(a_i) = c_i$	gázok kinetikus energiájának változása a
$c_i \rightarrow 0$	hőmérséklettel)

híg elegyeknél az aktivitás egyenlő a molaritással [mól/dm³].

A "szabad" rendszerekben (gáz, folyadék) az anyag véletlenszerűen szétterül a kisebb kémiai potenciál irányába. (≈ rendezetlenségre törekvés) A kémiai potenciál különbsége heterogén rendszereknél is lehet a **diffúzió** hajtóereje, ha a fázisok között lehetséges anyagátmenet.

Advekció

- Hajtóereje a gravitációs és (ha változhat) a termodinamikai (= "vegyes környezeti") potenciál gradiense
- A mozgás iránya a gradiensvektor irányával nem feltétlenül azonos (domborzat; folyóágy)
- A közeg részecskéinek sebességével kb. azonos a szennyezés részecskéinek advekciós sebessége is.

$$grad(h) = \nabla h = \left[\frac{\partial h}{\partial x}, \frac{\partial h}{\partial y}, \frac{\partial h}{\partial z}\right] \Rightarrow u_x, u_y, u_z$$

és

 $\frac{dc_A}{dt} = \vec{u} \cdot \nabla c_A$

u: a közeg sebességvektora, c_A: az "A" komponens koncentrációja

Egy oldott (a mozgó közeg által szállított) komponens egyirányú advekciós egyenlete:

$$\frac{dc_A}{dt} = u_x \cdot \frac{\partial c_A}{\partial x}$$

Itt feltételeztük, hogy

- az advekciós gradiens kizárólag x irányú, vagy
- csak x irányú mozgás (áramlás) lehetséges.

Az x irányban fennálló koncentráció-gradiens u_x sebességgel halad előre együtt az áramló közeggel (= szél, folyó).

Diffúzió

- hajtóereje a kémiai potenciál gradiense (Fick-törvények: részecskék, molekulák, ionok "véletlen" irányú rendezetlen mozgása)
- a diffúzió következtében előálló lineáris sebesség térben és időben csak változó lehet
- a diffúzió "közvetlenül" csak az egyes (i) komponensekre értelmezhető, a mátrix koncentrációja nem (alig) változik.

$$u_{i,j} \sim \frac{\partial \mu_i}{\partial j}, j = x, y, z$$

u_i: az i-edik komponenshez rendelhető diffúziós sebesség [m/s] μ_i: a komponens kémiai potenciálja

Diffúzió

$$J_{i,x} = -D_{M,i} \cdot \frac{\partial c_i}{\partial x}$$

J_{i,x} az i-edik radioaktív komponens <u>áramsűrűsége</u> "x" irányban (részecskeáram/felületi vetület)



Fick I. törvénye

 $D_{M,i}$ a mátrixra (M) és az i-edik komponensre egyaránt jellemző <u>*diffúziós*</u> együttható. $D_{M,i}$ állapotfüggő, értékét emellett a komponens és a mátrix molekulái közötti kölcsönhatás határozza meg.

Homogén, stacionárius rendszerben D [m²/s] helytől és időtől függetlenül állandó.

 $J_{i,x}$: áramsűrűség = <u>fluxus</u>

Diffúzió

$$\begin{array}{ccc} J_{i,x} \rightarrow & & \\ Diffúziós & \\ térfogat & \\ V & \\ \end{array} \end{array} \rightarrow \begin{array}{c} ki \\ J_{i,x+\Delta x} & \\ \end{array}$$

A tömegmegmaradás törvénye értelmében a V térfogatú "dobozból" be- és kiáramló <u>anyagáramok</u> különbsége, azaz koncentrációváltozás a "dobozban" kiszámítható:

$$V \cdot \left(\frac{dc}{dt}\right) = (J_{i,x} - J_{i,x+\Delta x}) \cdot S$$



mivel $V = S \cdot \Delta x$

S: a ,,doboz"-nak az áramlás irányára (x) merőleges felületi vetülete

$$\left(\frac{dc}{dt}\right)_{V}\approx\frac{J_{i,x}-J_{i,x+\Delta x}}{\Delta x}$$

Diffúzió – behelyettesítjük az áramsűrűségeket

$$\left(\frac{\partial c}{\partial t}\right)_{V} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_{x} \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_{y} \frac{\partial c}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{z} \frac{\partial c}{\partial z} \right)$$

Ha a rendszer homogén, D nagy térfogatban konstans, és így kiemelhető:

$$\frac{dc}{dt} = D \cdot div(grad(c)) = D \cdot \nabla^2 c = D \cdot \Delta c$$

A differenciákra felírt egyenletet mindhárom térirányba kiterjesztve Fick II. törvényét kapjuk. Homogén rendszer esetén a "D" diffúziós együtthatók konstansok és egymással egyenlők a 3 térirányban. "Hordozós" radioaktivitás: radioaktív koncentrációt határozunk meg, de az inaktív anyagra vonatkozó diffúziós együtthatót érvényesnek tekintjük a radionuklidokra is.

Diffúzió két nem elegyedő közeg határfelületén

$$J_{i,x|x=\delta} = -D \cdot \frac{c_{\delta} - c_0}{\delta} = \frac{D}{\delta} \cdot (c_0 - c_{\delta})$$

Fick I. törvényét felírva egy mátrix (elegy, oldat) belsejében és határfelületén (vagy a vele érintkező másik fázisban) fennálló c_0 és c_{δ} koncentrációkra a lineáris (x irányú) "Darcysebességet" (D/ δ [m/s]) kapjuk, ami a *megtett úttal arányosan csökken*.

A terjedési függvény további részei

- Reakció: egy komponens mennyisége egy fizikai vagy kémiai kölcsönhatás (szorpció, csapadékképzés stb.) miatt változik;
- Ülepedés: a gravitációs potenciál hatására a nagyobb sűrűségű részecskék az advekció sebességétől általában eltérő, függőleges irányban haladnak;
- Radioaktív bomlás, anya- és leányelemek időbeli változásai

Terjedés levegőben

Levegő - A Föld légkörét alkotó gázelegy.

A száraz levegő sűrűsége 1,293 kg/m³ 1,013.10⁵ Pa nyomáson és 0°C hőmérsékleten; fajhője állandó térfogaton: 0,720 J/(kg K), állandó nyomáson pedig 1,007 J/(kg K);

A száraz levegő fő komponensei (százalékos összetétel):

0,0018

0,0002

0,000524

0,000114

0,00005

- Nitrogén N₂
 78,084
- Oxigén O_2^- 20,946
- Argon Ar 0,934
- Széndioxid CO₂ 0,033
- Neon Ne
- Hélium He
- Metán CH₄
- Kripton Kr
- Hidrogén H₂

A <u>vízgőz</u> térfogataránya 0-4% között változhat. Az összetétel a földfelszíntől 20-25 km magasságig nem változik.

Levegő = homogén közeg?

Rétegek (szférák)

Kémiai rétegek:

homoszféra <90 km magasságig</p>

heteroszféra ~3000 km magasságig (legfelül: H, He) Hőmérsékleti rétegek:

- troposzféra (12 15 km-ig; -60 °C)
- sztratoszféra (50 km-ig, +10 °C)
- mezoszféra (-90 °C, 90 km-ig)
- termoszféra (ionoszféra) (2000 °C, 500 km-ig)
- > exoszféra (átmegy az űrbe)
Migráció levegőben – hőmérsékleti rétegződés

- Az adiabatikus hőmérsékletcsökkenés -0,5...-1,0 °C/100 m
- Hajnalban a talaj hideg, a levegő melegebb a talaj gyorsabban lehűl.
- A levegőt a napsütötte talaj melegíti, a talajhoz közeli levegő felmelegszik.
- Ha a talajhoz közeli hőmérsékleti rétegeződés az adiabatikusnál kisebb hőmérsékletcsökkenésű, akkor a talaj közelében keveredési réteg alakul ki.
- A fel- és leszálló légáramlatok intenzív turbulenciát okoznak.
- A keveredési réteg egyre nagyobb, majd este a keveredési réteg "befagy".
- A talajkisugárzás megváltozása révén kialakul az inverzió.
- Erősen stabil légrétegeződéshez derült éjszaka kell, gyenge széllel.
- Erősen instabil légrétegeződéshez erős napsugárzás és legfeljebb gyenge szél kell.
- A szél hatására semleges (neutrális) hőmérsékleti rétegeződés alakul ki. 73

Migráció levegőben – szétterülés a függőleges hőmérséklet-gradiens függvényében – lásd később: "stabilitási osztályok"



A környezetszennyezés folyamatai – összetett migráció levegőben

Homogén rendszer, "x" irányú állandó szélsebesség.

- A kémiai potenciálhoz rendelhető (diffúziós) Darcy-sebesség azonos nagyságrendű is lehet az advekciós (gravitációs és termodinamikai) potenciál által definiált szélsebességgel.
- Ülepedés számottevő lesz, ha a szennyezés nehéz gáz vagy aeroszolhoz kötött

$$\frac{\partial c}{\partial t} = (\dot{q}) - u_x \frac{\partial c}{\partial x} + \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial c}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_z \frac{\partial c}{\partial z} \right) \right] - \alpha c - \lambda c$$

időben változó advekció forrástag

diffúzió

ülepedés és ra. bomlás

Migráció levegőben - "csóva" (plume) modell

Integrálás és átrendezés után - rövid ideig tartó, homogén (állandó áramú) kibocsátás terjedése mindvégig "x" irányba fújó, "u" sebességű széllel

$$c = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left[-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\} \cdot \exp\left(-\frac{(\alpha+\lambda)x}{u}\right)$$

központi "doboz" homogén koncentrációval, ez Gauss-függvények szerint csökken a csóvatengelyektől távolodva

Q állandó (átlagos) kibocsátott anyagáram [Bq/s]

 $\sigma_{y,} \sigma_{z}$:a diffúziót (diszperziót) jellemző csóvaszélesedés [m] a diffúziós együtthatóból származtatva – <u>diszperzió</u>: a szélirány ingadozását a diffúzió részeként értelmezzük

h : effektív kéménymagasság [m] – ahol a szennyezés csóvája "befordul" az x irányba – kémény + <u>csóvaemelkedés;</u> összeg: visszapattanás a talajról Ülepedés: "véletlenszerű" fogyás 76

Migráció levegőben - "csóva" modell

Energetikai (kinetikai/termikus) jellemzők – a csóvaemelkedést → az effektív kéménymagasságot meghatározó tényezők

- Kinetikus és termikus energiával nem rendelkező kibocsátás (hideg szivárgás)
- Kinetikus energiával rendelkező kibocsátás (szellőzőrendszer kéménye)
- Termikus energiával rendelkező kibocsátás ("rezsó")
- Termikus és kinetikus energiával rendelkező kibocsátás (hőerőmű kéménye)



Migráció levegőben - "pöff" (puff) modell

Pillanatszerűen kibocsátott "szennyezésadag" szétterülése szélirány- és szélsebesség-változásokkal az előző és következő adagoktól függetlenül



Q: a pöffbe került szennyezés [Bq] x- és y-irányban azonos, távolságfüggő diszperziós paraméter

 $c = \frac{Q}{(2\pi)^{3/2} \sigma_y^2 \sigma_z^2} \exp\left(-\frac{x^2}{2\sigma_y^2}\right) \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left[-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\} \cdot \exp(-(\alpha+\lambda)t)$

A pöff pillanatnyi helyzetét a fentitől <u>független</u> "útfüggvény" határozza meg. A fiktív "központi doboz" koncentrációja itt is a diszperziós paraméterektől függ. 78

Migráció levegőben – diszperziós együtthatók



<u>Pasquill-kategóriák:</u> a szélsebességre merőleges irányú kiterjedés = diszperzió típusai

A hőmérséklet-gradiens és a szélsebesség függvényei

F: a "legstabilabb" légköri állapot

Közép-európai átlag: D 79

Csóva- és pöff modell Pasquill-kategóriák a diszperzió mértékére

A diszperziós állandók értékei (Hanna, 1982) 100 m < x < 10 km

Stabilitási osztály	σ _y (m)	σ _z (m)
A B C D E F	a szabadban $0,22x (1 + 0,0001x)^{-1/2}$ $0,16x (1 + 0,0001x)^{-1/2}$ $0,11x (1 + 0,0001x)^{-1/2}$ $0,08x (1 + 0,0001x)^{-1/2}$ $0,06x (1 + 0,0001x)^{-1/2}$ $0,04x (1 + 0,0001x)^{-1/2}$	0,20x 0,12x 0,08x $(1 + 0,0002x)^{-1/2}$ 0,06x $(1 + 0,0015x)^{-1/2}$ 0,03x $(1 + 0,0003)^{-1/2}$ 0,016x $(1 + 0,0003)^{-1/2}$
A-B C D E-F	$városi környezett0,32x (1 + 0,0004x)^{-1/2}0,22x (1 + 0,0004x)^{-1/2}0,16x (1 + 0,0004x)^{-1/2}0,11x (1 + 0,0004x)^{-1/2}$	$\begin{array}{l} \text{Pen} \\ 0,24x(1 + 0,001x)^{-1/2} \\ 0,20x \\ 0,14x & (1 + 0,0003x)^{-1/2} \\ 0,08x & (1 + 0,0015x)^{-1/2} \end{array}$

A stabilitási tényező meghatározása:

- Besugárzás (nap szöge + felhőzöttség) + szél
- Függőleges hőm. gradiens + szél
- Sugárzásegyenleg + szél
- Szélirányfluktuáció

Sztochasztikus modellek a levegőben történő terjedés leírására

Migration of airborne particles are calculated by setting probabilities for their movements segmented in time and/or space; movements are defined by vectors = potential gradients (random displacement method).

- HYSPLIT: Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory model developed by NOAA's Air Resources Laboratory (USA), is one of the most widely used models for atmospheric trajectory and dispersion calculations. (Applied for radionuclides, wildfire smoke, allergens, volcanic ash)
- Lagrangian Stochastic Particle Dispersion Model (LSPDM) also capable of back projection = receptor-oriented inverse mode

$$\begin{aligned} x(t + \Delta t) &= x(t) + [u(t) + u_{r}(t)]\Delta t \\ y(t + \Delta t) &= y(t) + [v(t) + v_{r}(t)]\Delta t \\ z(t + \Delta t) &= z(t) + [w(t) + w_{r}(t)]\Delta t \end{aligned} (1)$$

x,y,z: particle positions; u's: predicted mean components of velocity (advection, diffusion = Darcy velocity, precipitation; t: time; probabilistic approach ⁸¹



Dózisszámítás a levegőben végbemenő terjedést követően

A belélegzési dózis arányos a levegőben fennálló koncentráció integráljával

Q_{be}(x): a kibocsátási forrástól való távolságtól függő, a talajszinten tartózkodó személy által belélegzett (és a légutakon megkötött) aktivitás [Bq]

W: állandó légzési sebesség [m³/h]

e(g): belső sugárterhelés dózistényezője (korábbi jelöléssel DCF = dose conversion factor)

j: életkori csoport jelzése

$$H_E(x) = \int c(x,t)dt \cdot W \cdot e(g)_{l \in g,j}$$
$$H_E(x) = Q_{be}(x) \cdot e(g)_{l \in g,j}$$

A levegőben fennálló koncentrációhoz az arra haladó felhőn kívül a kihullás, a felületeken történő megkötődés és a reszuszpenzió is hozzájárulhat. A fenti számítást minden radionuklidra és korcsoportra külön-külön el kell végezni.

Példa: BME OR kibocsátási határértékei

- A 15/2001. KöM rendelet származtatott kibocsátási határértékek meghatározására kötelezte az engedélyeseket, ezekhez a hatóság (OAH) által elfogadott dózismegszorításból (= 50 μSv/év) kell kiindulni.
- A kibocsátási határértéket minden kibocsátási módra és minden radionuklidra származtatni kell.

BME OR - kibocsátási határértékek



BME OR - kibocsátási határértékek

Kibocsátási adatok

A kibocsátási pont a T épület tetején levő kémény. A kémény magassága az épület tetejétől 5 m, így az effektív kibocsátási magasság 35 m. A szellőztető levegőben csak ⁴¹Ar nemesgáz mérhető, a keletkező aktivitás arányos a reaktor teljesítményével. A reaktor évente nem több, mint 1000 órát üzemel, amelyből a 100 kW-os üzem nem több, mint 50 óra. Az előírt átlagos légforgalom 11000 m³/h.

Receptorpontok

A kibocsátási ponttal közel azonos magasságú épületek perturbáló hatása miatt az épületek közötti térrészben tartózkodók dózisbecslésére <u>a nagyobb</u> távolságokra kidolgozott terjedési modellek nem alkalmazhatók. Konzervatív forgatókönyv: a Budapesten leggyakoribb ÉNy szél a csóvát befújja a reaktor körüli térrészbe. A kibocsátási pont 50 méteres környezetében tartózkodók képezik az egyik kritikus csoportot.

Mivel az egyetem telephelyét sűrűn lakott területek veszik körül, így a dózisokat a kibocsátási ponttól 300 m-re tartózkodókra vonatkozólag is kiszámolták = másik kritikus csoport.

BME OR - kibocsátási határértékek

Meteorológiai adatok

Az OMSZ 100 éves szélirány-gyakoriság eloszlási adataiból – maximális gyakoriság: ÉNY 32 %

A szélsebesség átlaga : 2,3 m/s.

Közeli receptorpont

A csóva- és pöff modellek nem alkalmazhatók, mert "túl rövid" a távolság a Gauss-profilok kialakulásához. Empirikus modellt és/vagy szélcsatorna-kísérletek eredményeit lehet felhasználni.

BME OR - kibocsátási határértékek
– közeli receptor pont

$$c_i = \frac{\dot{Q}_i}{A \cdot u_d} \cdot B \cdot \frac{\tau_r}{\kappa_r}$$

H – a kibocsátási magasság a talajszint felett [m]

c – radioaktív koncentráció [Bq/m³]

- u_d a receptorpont felé mutató szélsebesség [m/s]
- A az épület térhatároló felülete [m²] = L.W
- Q kibocsátási sebesség [Bq/s]

A kifejezés első tagja: "keverődoboz", a második tag: "korrekciós tényező" B – alakfaktor, általában 0,5

- τ_r normált tartózkodási idő a leáramlási tartományban [-] (lásd tovább)
- κ_r normált áramlási hossz [-] (lásd tovább)

c_i = aktivitáskoncentráció a receptorpontban [Bq/m³]

BME OR - kibocsátási határértékek – közeli receptor pont

$$\kappa_r = \frac{L_f}{H} \approx \frac{1.8 \frac{W}{H}}{\left(\frac{L}{H}\right)^{0.3} \cdot (1 + 0.24 \frac{W}{H})}$$

$$\tau_r = \frac{u_d \cdot T_r}{H} \approx \frac{11 \left(\frac{W}{H}\right)^{1,5}}{1 + 0.6 \left(\frac{W}{H}\right)^{1,5}}$$

T_r – tényleges tartózkodási idő a leáramlási tartományban [s] L_f – a tényleges áramlási hossz [m] W – az épület szélessége [m] L – az épület magassága [m]

 κ, τ : dimenzió nélküli paraméterek

BME OR - kibocsátási határértékek – távoli receptor pont

- Az egyetem körüli lakosság dózisterhelésének becsléséhez a terjedési számításokat a kibocsátási ponttól 300 méterre felvett pontban, Gauss-csóvamodellel (plume) oldották meg, folyamatos kibocsátást feltételezve.
- Az átlagos levegőaktivitás-koncentrációból mindkét receptorpontra számítógépes programmal <u>külső gamma dózist</u> (⁴¹Ar) számoltak.

BME OR - kibocsátási határértékek – közeli receptor pont - eredmények

- Q kibocsátási sebesség : 1 Bq/s
- κ_r normált áramlási hossz számolt : 0,952.
- τ_r normált tartózkodási idő a leáramlási tartományban: 4,51. L_r a tényleges áramlási hossz: 28,5 m.
- T_r a tényleges tartózkodási idő : 58,8 s.
- c a számított aktivitáskoncentráció 1,7.10-3 Bq/m3
- A ⁴¹Ar-ra vonatkozó származtatott külső dózistényező nagy kiterjedésű sugárforrásra **1,3.10**⁻¹⁴ (Gy/s) / (Bq/m³)

Így 1 Bq/s névleges kibocsátási sebességnél a becsült dózisteljesítmény 2,2.10⁻¹⁷ Sv/s, az évi 50 μSv-es dózismegszorításhoz 50 óra maximális teljesítménnyel számított évi ⁴¹Ar-kibocsátás : 2,3.10¹² Bq. BME OR - kibocsátási határértékek – távoli receptor pont - eredmények

A kibocsátási ponttól 300 m-re (Egry József utcában) tanuló általános iskolás gyermekek dózisát az évi 50 μSv-es dózismegszorításnak tekintve a számított évi ⁴¹Ar-kibocsátás 1,5.10¹⁵ Bq.

<u>Összegzés:</u> A két bemutatott számításból kapott érték minimuma = <u>2,3.10¹² Bq</u> a kibocsátási határérték alapja. (Hatósági határérték: ezt még elosztották 3mal: "biztonsági tényező")

Környezeti monitorozási tapasztalat 2017 szeptember végén Közép-Európában

¹⁰⁶Ru/¹⁰⁶Rh-t detektáltak környezeti mintákban a természetes radioaktivitás mellett, annál nagyságrendekkel kisebb mennyiségben



Valószínű ok: brachyterápiás sugárforrásokat előállító radiokémiai laboratórium kibocsátása és terjedése a légkörben; "…could be generated from southern regions of Ural or located close to those" (IRSN)

A dóziskövetkezmény Magyarországon <100 nSv

¹⁰⁶Ru detektálása Európában 2017 szeptember végén



10/01

Job ID: 184985 Job Start: Sun Oct 8 22:32:23 UTC 2017 Source 1 lat.: 47.151900 Ion.: 18.867300 hgts: 50, 75, 100 m AGL

Model Vertical Velocity

Trajectory Direction: Backward Duration: 120 hrs Vertical Motion Calculation Method: Model Vertic

Meteorology: 0000Z 1 Oct 2017 - GDAS1

"Back projection" az európai (itt: magyarországi) mérési eredményekből: a kibocsátás helyének becslése az inverz terjedési függvényből, különböző kibocsátási magasságokat feltételezve.

1500

6 00 18 12

Terjedés homogén vizes közegben

Homogén vizes közegek = Felszíni- és karsztvizek

- Csoportosításuk terjedési sajátosságaik = modellezési típusaik szerint:
- Folyók [rivers] jellemzők: hőmérséklet, folyóágy geometriája, esés, térfogatáram, kapcsolat a talajvízzel [intrusion = behatolás], lebegő szennyezések
- 2) Torkolatok [estuaries] jellemzők: folyók jellemzői és sókoncentráció (szalinitás), üledékképződés
- Nyílt víz/nyílt part (tó, tenger, óceán) [open shores] jellemzők: szalinitás, ár-apály mozgások, stagnálás, hőmérsékleti rétegződés
- 4) Tározók [ponds] = kis, főként mesterséges tavak jellemzők: ki- és befolyás mértéke, mesterséges vízhasználat

Terjedés homogén vizes közegben

Az advekció hajtóereje:

- 1) Folyók "egyszerű" gravitációs potenciálgradiens
- 2) Torkolatok 1) + árapály
- 3) Nyílt parti vizek árapály + hőmérsékleti rétegződés
- 4) Tározók termodinamikai potenciálgradiens + hőmérsékleti rétegződés
- A diffúzió hajtóereje: kémiai potenciál gradiense a diffúziós együtthatók főként inaktív vegyületekre érhetők el, nem pedig hordozómentes radioaktív anyagokra!

Terjedés homogén vizes közegben

Szennyezés terjedése folyókban – felosztás modellezési szakaszokra:
1. fázis: kezdeti keveredési tartomány = a beömlési sebességvektor iránya különbözik a folyási sebesség vektorának irányától, az <u>effluens</u> és a befogadó közeg hőmérséklete eltérő lehet. Érvényesség: beömléstől ≤ 100 ágymélységnyi távolságra [near-field], modellezés igen nehéz

• 2. fázis: teljes keveredés tartománya = a szennyezés már együtt halad a folyóval, de még nem volt elég idő reakciók végbemenetelére Érvényesség: 1. fázistól $\leq 10 - 20$ km-ig [full mixing] ("teljes" keveredés = függőleges szelvényekben, nem keresztirányban) – modellszámítás lehetséges

 3. fázis: hosszú távú keveredés tartománya = reakció (adszorpció stb.) és ülepedés jelentősen megváltoztathatja a szennyezés eloszlását [far-field] Érvényesség: 20 km-en túl, modellszámítás lehetséges

Folyók általános áramlási viszonyai: lamináris (réteges) vagy turbulens (örvénylő) áramlási profil.

Terjedés homogén vizes közegben Szennyezés terjedése folyókban – 2. fázis



x: folyási irány, y: keresztirány, z: függőleges irány u (y): x irányú folyási sebesség, függ y-tól

$\frac{\partial c}{\partial t} = A + D(+S(t)) - \lambda c$

A lamináris és a turbulens áramlás közötti különbséget a diffúziós együttható számértékén át jelzik.

Terjedés folyókban

2. terjedési fázis: Az advekció és a diffúzió okoz (valamint a változó forrástag) koncentrációváltozást.
Térben inhomogén, időben stacionárius eset: állandó forrástag, a koncentráció adott helyen az időben változatlan.

Turbulencia: az advekció "felerősíti" a diffúziós hatást – indikátor: Reynolds-szám

≈0 ≈ 0

$$\frac{\partial c}{\partial t} = 0 = -u_x \cdot \frac{\partial c}{\partial x} + D_L \cdot \left(\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial z^2}\right) - \lambda c$$

z irányban már kialakult a teljes keveredés, x irányban a folyási sebességhez képest elhanyagolható a diffúzió (Darcy-sebesség << u_x)

Terjedési egyenlet átírása térfogatáramra: Bevezetjük h(y)-t, a keresztirányú koordináta függvényében változó ágymélységet.

Egyszer (keresztirányban) differenciális térfogatáramelem (a "sodrásban"): dw

 $dw = u_x \cdot h(y) \cdot dy$ és $w(y) = \int_0^y u_x \cdot h \cdot dy$

w(y): rész-térfogatáram 0 és y között

dy helyére dw-t helyettesítünk, és kifejezzük

$$\frac{\partial c}{\partial x} \quad -\text{et:} \quad \frac{\partial c}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial w} \cdot \left(D_L \cdot u \cdot h^2 \cdot \frac{\partial c}{\partial w} \right) - \frac{\lambda}{u} c$$

Lamináris (örvénymentes) áramlást mutató folyóknál képezhető a térfogatáramra átlagolt, a folyó teljes térfogatára érvényes diffúziós együttható

$$\widetilde{D} \approx \frac{1}{W} \cdot \int_{0}^{W} D_L u h^2 dw$$
 innen $\frac{\partial c}{\partial x} = \widetilde{D} \cdot \frac{\partial^2 c}{\partial w^2} - \frac{\lambda}{u} dv$

A differenciálegyenlet megoldása az alábbi alakra vezet:

$$c(x,w) = \frac{\dot{Q}}{W} \left[1 + 2 \cdot \sum_{n=1}^{\infty} \exp\left(\frac{-n^2 \pi^2 \tilde{D} x}{W^2}\right) \cdot \cos\frac{n\pi w_s}{W} \cdot \cos\frac{n\pi w}{W} \right] \cdot \exp\left(-\lambda \frac{x}{\bar{u}}\right)$$

 $\frac{\dot{Q}}{W} = c_0$

Q(pont): a szennyezés (effluens) befolyási sebessége [Bq/s]
W: a folyó térfogatárama [m³/s]
A szennyezés "pontszerűen" jut a folyóba x=0 és y=y_s koordinátáknál
A befolyási ponthoz w_s rész-térfogatáram tartozik
n a természetes számok sorozata
Nincs "kilépés" a partokon és a talajvízbe

"tartály" állandó ki- és beömléssel c₀ az átlagos aktivitáskoncentráció

$$w_s = \int_{0}^{y_s} u \cdot h \cdot dy$$



Az előző számítási modell grafikus képe – a szennyezés befolyási pontja x=0 y=y_s

"Vonalmenti" (kiterjedt) szennyezésforrás: a szennyeződés nem pontszerűen, hanem az y_{s1} és y_{s2} koordináták között érkezik a beömlésnél – a folyó ezekhez tartozó rész-térfogatáramai: w_{s1} és w_{s2}

$$c(x,w) = \frac{\dot{Q}}{W} \left[1 + 2 \cdot \sum_{n=1}^{\infty} \exp\left(\frac{-n^2 \pi^2 \tilde{D} x}{W^2}\right) \cdot \frac{\sin(n\delta)}{n\delta} \cdot \cos\left(\frac{n\pi}{2}\right) \cdot \frac{w_{s1} + w_{s2}}{W} \cdot \cos\left(\frac{n\pi w}{W}\right) \right] \cdot \exp\left(-\lambda \frac{x}{\bar{u}}\right)$$

ahol

$$\delta = \frac{\pi}{2} \cdot \left(\frac{w_{s2} - w_{s1}}{W}\right)$$

Terjedés folyókban – reakció és ülepedés a 3. terjedési fázisban

Megoszlás a folyadékfázisban oldott és a lebegő szennyezésből lassan keletkező üledékhez (s = sediment) kötött szennyezés között Stacionárius esetben: C/C_s állandó

Megoszlás két homogénnek tekintett kompartment ("víz" és "üledék") között



Az advekciós-diffúziós modell bővítése a 3. fázisban: Felületi reakció (adszorpció) lebegő anyagon

$$\left[\frac{\partial c_i}{\partial t}\right]_s = K_s \cdot p_s \cdot \alpha \cdot c_i \qquad \qquad K_s = \left(\frac{c_{i,s}}{c_{i,L}}\right)_{eq.}$$

 K_s : a szennyező komponens egyensúlyi megoszlási hányadosa a szilárd (S) és a víz (L) közegek között – [(Bq/kg)/(Bq/m³)] p_s : a szilárd (lebegő) szorpcióra képes anyag koncentrációja a vízben [kg/m³] α : a szorpció hőmérsékletfüggő sebességi állandója (időegység alatt bekövetkező szorpció valószínűsége) [s⁻¹]

Ezt az összefüggést használva feltételezzük, hogy az ülepedő szilárd anyag felületén az aktív helyek egyenrangúak, betöltésük véletlenszerű. A szorpció lehetséges mechanizmusainak részletes tárgyalása a talajvíznél következik.

Néhány, a folyókra jellemző terjedési adat:

Folyási (advekciós) sebességek : 0,1 – 2 m/s

Térfogatáramok: Duna (magyar szakasz): 2400 [800 – 9000 m³/s között]

Tisza: 820 [100 – 4700] m³/s

Diffúziós együtthatók ionos oldott anyagokra a folyóvizekben: 0,5 – 5.10⁻⁹ m²/s

Lamináris vagy turbulens áramlás \rightarrow Reynolds-szám

$$\operatorname{Re} = \frac{d_{eq.} \cdot v_{\cdot} \rho}{\eta} \qquad \qquad d_{eq.} = 4 \cdot \frac{A}{P_w}$$

A kinetikai és a súrlódási energia aránya; η: dinamikus viszkozitás, P_w: nedvesített kerület A: áramlási keresztmetszet v: lineáris áramlási sebesség

Kritikus érték csőben 2300, síklapon 10⁵.

Lamináris és turbulens áramlás (advekció) jellemzése a Reynolds-számmal



$$Re = \frac{d_e \cdot v^2 \cdot \rho}{\eta \cdot v} = \frac{d_e \cdot v \cdot \rho}{\eta}$$

=a mozgási és a súrlódási energia hányadosa

http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/ tamop412A/2011_0059_SCORM_ MFKGT5051/sco_02_01.scorm

107

Terjedés folyókban – egyszerű áttörési (breakthrough) modell a terjedési paraméterek vizsgálatára



igure 2: Field experiment of Pickens et al. [1981] (a) and related breakthrough urve (b)

Áttörési profil: folyóba juttatott szennyezés megjelenése a megfigyelési ponton Áramlás forrása = betáplálás (A [Bq] \rightarrow Q.c₀) Advekció és diffúzió együttes hatása – a látens diffúzió itt sem azonos a "tiszta" folyamattal

108
Terjedés tározókban (kis tavakban)

Egyszerű "tartály" modell átfolyással és beömléssel:

$$c_{i,L} = c_{i,effl.} \cdot \frac{W_{effl.}}{W_{flow}} \cdot e^{-\lambda t}$$

A szennyezett effluens térfogatárama összemérhető a tó teljes átfolyásával. Teljes elkeveredést feltételezünk. c_i,_L: a tározóban kialakuló aktivitáskoncentráció

"Tartály" modell "közvetett" átfolyási jellemzőkkel, valamint adszorpcióval:

$$c_{i,L}^* = c_{i,L} \cdot F_R$$

$$F_R = \frac{1}{\frac{1}{1 + K_s \cdot p_s}}$$

$$c_{i,L} = \frac{Q}{k_e \cdot V}$$

$$K_s = \frac{c_{i,s}}{c_{i,L}}$$

 k_e : effektív cserélődési sebesség [1/óra] F_R : adszorpció utáni "maradék" hányad K_s : egyensúlyi megoszlási hányados (szilárd üledéken, lebegő anyagon) p_s : az ülepedő szilárd anyag (szorbens) koncentrációja a vízben [kg/m³]

$$n \approx \frac{V_L}{V_L + V_S} = \frac{V_L}{V}$$

<u>Porozitás</u>: n = átjárható pórustérfogat és összes térfogat aránya ("zsákutcák" nélkül) – talajokban sokkal nagyobb, mint kőzetekben.

- Telítettség: kétfázisú rendszer (nincs levegő a pórusokban) a levegő jelenléte lassítaná a folyadék áramlását, ez tehát konzervatív közelítés.
- A vízáramlás iránya nem határozható meg egységesen a teljes talajtérfogatra.
- A vízáramlás hajtóereje a környezeti (= hidraulikus: gravitációs + termodinamikus) potenciál helyről helyre változó gradiense – advekciót (a potenciálgradiens irányában) és szétterülést (további irányokban) egyaránt okoz.

$$h = z + \frac{p}{\rho \cdot g} \tag{110}$$



Diszperzió = Diffúzió és szétterülés (az áramlás útjába eső akadályok miatt)

Két összekapcsolható terjedési egyenlet: víz terjedése a talajban és szennyezés terjedése a talajvízben

Víz terjedési differenciálegyenlete egy talajrészletre (kompartmentre):

$$S \cdot \frac{\partial h}{\partial t} = q + \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z}\right)\right]$$

advekció diffúzió → diszperzió

q: a <u>talaj</u> térfogategységére jutó <u>víz</u> térfogatárama [(m³/h)/m³] = *cserélődési hányad* [h⁻¹] – advekciós tag

S: térfogategységre jutó áramlási felület $[m^2/m^3] = kompresszibilitási együttható [m⁻¹] a$ **porozitás**lineáris függvénye;

 K_i : diszperziós együttható = **diszperzivitás** (gyakran α-val is jelölik)

A víz Darcy-sebessége:

$$w_j = K_j \cdot \frac{\partial h}{\partial j}$$
 K: hidraulikus vezetőképesség =
diszperzivitás [m/s] j=x,y,z

Kompresszibilitási együttható S [m⁻¹]:

 $S = \rho g(\alpha + n \cdot \beta)$ $\rho: a talaj (szilárd anyag) sűrűsége$ $\beta: térfogati kompresszibilitás$ $\alpha: lineáris kompresszibilitás$

Diszperzivitás (hidraulikus vezetőképesség) [m/s] függ a talajvíz viszkozitásától:

$\mu \mu \mu \rho g$	η: dinamikus viszkozitás – a folyadékban az áramlás
$K_j = K^+ \cdot \frac{1}{\eta}$	során ébredő nyíróerő [Ns/m²]
,	K*: belső permeabilitási tenzor [m²]; j=x,y,z

A porózus rendszerben nem alakulhat ki állandó, az egész rendszerre jellemző advekciós sebesség. Az állandó áramlás esete: q_i ≈ q konstans cserélődési hányad

- Egyszerűsítő feltételek a talajvízbe jutó radioaktív szennyezés terjedésének leírásához:
- A víz és az oldott anyag tökéletesen keveredik
- A porózus közeg rugalmas (az egyes pórusok térfogata változik, de az összes pórustérfogat nem) – ez a kőzetek pórusaira nem érvényes
- Híg oldat = a víz állapotát (áramlási képességeit) nem befolyásolja az oldott szennyezés jelenléte
- A diffúzió nem különböztethető meg a kényszerdiszperziótól = szilárd szemcséket ki kell kerülni → diszperzió

Figyelembe vehető további hatások: szorpció, reakció, telítetlen pórusok, kapillaritás, hőmérsékletgradiens stb.

Az oldott anyagra térfogatelemenként inhomogén terjedési egyenlet írható fel – egyszerű változat: csak advekció és diszperzió; kapcsolat a "vizes" egyenlettel: porozitás és cserélődési sebesség.

$$n \cdot \frac{\partial c}{\partial t} = qc_1 + \left[\frac{\partial}{\partial x}\left(\widetilde{D}_x\frac{\partial c}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\widetilde{D}_y\frac{\partial c}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(\widetilde{D}_z\frac{\partial c}{\partial z}\right)\right] - n\lambda c$$

advekció

diszperzió

\widetilde{D}_j

Diszperziós együtthatók: a homogén vizes oldatban érvényes diffúziós együtthatókból származtathatók

- Advekciós tag: "makroszkópikus" be-vagy kifolyás az adott térfogatelemnél
- c₁: a térfogatelembe beáramló koncentráció elemenként eltérő lehet

- A terjedés modellezésében számításba vehető fizikai és kémiai reakciók, folyamatok:
- Ionok, komplexek képződése a folyadékban
- Csapadékképzés és oldhatóság
- Szorpció/deszorpció a szemcsék felületén oldott anyag átlépése a szilárd fázisba és ennek inverze
- A differenciálegyenleteket egy-egy kompartmentre lehet csak közvetlenül megoldani.

<u>kompartmentek</u> ↔ <u>nódusok</u> – véges méretű térfogatelemek, melyek terjedési paraméterei ismertek és állandók (nódus: a középpontokban "koncentrálódnak" a terjedést jellemző tulajdonságok)

Szorpciós modellek (izotermák)

 $c_S = b \cdot c_L$ • Henry: lineáris modell

$$\Theta = \frac{b \cdot c_L}{1 + b \cdot c_L}$$

• Langmuir:



$$\Theta = \frac{(b \cdot c_L)^m}{(1 + b \cdot c_L)^m}_{S,\text{max}}$$

C_{smax}

• Freundlich:

Θ: Relatív borítottság (≤1)

$$\frac{(b \cdot c_L)^m}{(1 + b \cdot c_L)^m}_{S,\max}$$



Linear sorption isotherm (Springer, 1994) 1.20 1.00 0.80 0.60 0.40 Y = 1.60 * X R²= 0.99 0.20 0.00 0 0.40 0.60 ilibrium concentration (mg/L)

c: koncentráció S: szilárd (solid) L: folyadék (liquid) b: egyensúlyi együttható max.: maximális borítottság

> m≤1 (kötőhelyek heterogenitására jellemző)

Terjedés talajvízben – 1. példa



Differenciál-egyenletrendszer megoldása az egyik kompartmentre

Két megoldási változat eredménye inaktív hordozóval együtt alkalmazott ⁹⁰Sr-ra egy adott (x,y,z) pozíciójú kompartmentben – eltérés csak az adszorpciós modellrészben volt. (Linear = Henry-modell)

Terjedés talajban – 2. példa – Erdei talaj ¹³⁷Csaktivitása Csernobil közelében



Fig. 3. Dynamics of ¹³⁷Cs content in the forest litter (A₀) percentage of total amount of ¹³⁷Cs in the soil. —— Field data; --- computed results.

Csernobili eredetű ¹³⁷Cs migrációja erdei talajban Modell: kompartmentek (felszíni hulladék = forest litter, talaj: "X" (mozgó) és "Y" (rögzült) típusú rétegek 1-1 cm vastagsággal, "szétosztó tartály" = gyökerek, gombafonalak) között az átvitelt 1. rendű differenciálegyenletek írják le Forrás: S. Mamikhin, J. Environ. Radioactivity, **28** (1995) p. 161-170.

Terjedés heterogén mátrixban

- A heterogenitás kezelésének egyik módszere a terjedés tér- és időbeli jellegének elkülönítése, hasonlóan az élő szervezetekben alkalmazott megoldáshoz.
- Térbeli (x,y,z) koordináták "kijelölése", majd a kiválasztott területen belül kompartmentek elkülönítése az időbeli változások leírására.

Terjedés talajban – 2. példa



X rétegek: mobilis komponens (talajvíz) Y rétegek: rögzült komponens (talajszemcse) R: gyökérzet S: felszíni szerves anyagtörmelék 1. r. diff. egyenletek

Fig. 1. Flow diagram of the vertical radionuclide migration in the soil.

Terjedés talajban – 2. példa

¹³⁷Cs megoszlása erdei podzol talajban Csernobil után – mérési és modellszámítással kapott adatok

Layer (cm)	Field data			Ca	Computing results	
	1990	1991	1992	1990	1991	1992
A_0	87.26	83.1	81-4	87-19	84-22	81-35
0-1	5-0	8.5	12.04	8.44	10-39	12-28
1-2	2.08	3.5	4.09	2.62	3.23	3-82
2-3	0.84	1.8	1.35	0.84	1.04	1-23
3-4	0.57	1.3	0.52	0.30	0.38	0.45
4-5	0.47	0.8	0.26	0.14	0.17	0-20
5-6	0.4	—)	0.08	0.09	0.11	0-13
67	0.41	0.4 ∫		0.07	0.08	0-10
7-8	0.3	1	0.00	0.06	0.08	0-09
8-9	0.23	0.3 }	0.09	0.05	0.06	0.08
9-10	0.15)	0.14	0.05	0.06	0-07
10-11	0.15	0.3 }	0.14	0.04	0.05	0-06
11-12	0.07			0.04	0.05	0-06
12-13	_	_	_	0.03	0.03	0-04
13-14		_	_	0.02	0.03	0-03
14-15		10007017	-	0.01	0.02	0-02

TABLE 2

Dynamics of ¹³⁷Cs Distribution in the Soddy Podzolic Sandy Soil Profile Percentage of Total Content

Terjedés geológiai rendszerben – 3. példa

Izotópmigrációs vizsgálatok a Bodai Agyagkő Formáció kőzetmintáin

LÁZÁR Károly,^{a,*} MÁTHÉ Zoltán,^b MEGYERI János,^a MELL Péter^{a,c} és SZARVAS Tibor^a

^a Izotópkutató Intézet, Konkoly Thege M. út 29 – 33, 1121, Budapest, Magyarország
^bMecsekérc Zrt, Esztergár L. út 19, 7633, Pécs, Magyarország
^eSzakértői Szolgáltató Intézet, Nemzetbiztonsági Hivatal, Budapest 62 Pf. 710/3, 1399, Magyarország

A közlemény a Magyar Kémiai Folyóirat 2009-es, 115. évfolyamában jelent meg.

BAF: a nagyaktivitású radioaktív hulladék elhelyezésére kiválasztott geológiai formáció A vizsgálatok célja: diffúziós együtthatók meghatározása Agyagásványok:

- 20 40 % agyag, elsősorban kationcserélő képesség
- csak 2 3 % porozitás (kétféle: "teljes" és "hozzáférhető" = átjárható)

Terjedés geológiai rendszerben – BAF (3. példa)

$$\frac{v_i}{v_w} = \frac{1}{1 + K_s \rho\left(\frac{1-n}{n}\right)}$$

A radioizotóp lineáris áramlási sebessége: Mérhető koncentráció megjelenése adott helyen, az idő függvényében Dinamikus folyamatot jellemző paraméter; a koncentráció folyamatosan változik <u>Relatív "lineáris" áramlási sebesség</u> – radioizotópokra (i) és vízre (w). A hányados <1 szorpció/ioncsere miatt.

K_s: megoszlási hányados ρ: sűrűség

Lineáris áramlási sebesség = az advekciós- és Darcy-sebesség azonos irányú vetületeinek összege

Terjedés geológiai rendszerekben – BAF kőzetminták vizsgálata





- A: kőzetminta migrációs keresztmetszete
- L: minta vastagsága
- V: cellatérfogat
- α: kőzetkapacitás-tényező (a szorpció megoszlási hányadosával arányos)
- D_{eff}: effektív diffúziós együttható

Áttöréses vizsgálatok

- A: c₀ koncentrációjú radioaktív oldat
- B: Kőzetmag
- C: Eredetileg inaktív oldat

Advekciós gradiens nincs (Δp=0), tisztán diffúziós áramlás és szorpció/deszorpció.

A fenti <u>félempirikus</u> egyenlet csak addig érvényes, amíg c(t) << c₀ (lineáris közelítés, a telítődéstől távol, a szorpció kezdeti szakaszában = Henry-modell) ¹²⁵

Terjedés geológiai rendszerekben BAF kőzetminták vizsgálata

Fúrómagok átmérője: 47 - 64 mm, szeletek vastagsága: 8 mm Mintavétel helye: 540 és 1040 m mélyről

BAF: 260 millió éves kőzet

Kőzetvíz inaktív sótartalma: NaHCO₃, Na₂SO₄, pH=8

Nyomjelzés: ⁹⁹TcO₄⁻, H¹⁴CO₃⁻, HTO

Eredmények:

D_{eff}(TcO⁻₄): 4.10⁻¹² m²/s, α≈0 D_{eff} (HCO⁻₃): 1.10⁻¹² m²/s, α : 1,1 (pH=12-nél α sokkal nagyobb) D_{eff} (HTO): 1,5.10⁻¹¹ m²/s x: diffúziós hossz t=100000 évre x≈1,8 m az anionokra t_{diff:} diffúziós időtartam $x \approx \sqrt{Dt}$ $t_{diff} \approx \frac{x^2}{D}$ (közelítő összefüggések a

Terjedés geológiai rendszerben – 4. példa

RADIOAKTÍV HULLADÉKOKBAN ELŐFORDULÓ HOSSZÚ FELEZÉSI IDEJŰ NUKLIDOK FELSZÍN ALATTI MIGRÁCIÓJÁNAK ÉS KÖRNYEZETI HATÁSAINAK MEGHATÁROZÁSA (Püspökszilágy)

Doktori értekezés, készítette Pollner László (2001.)

Radioaktív Hulladékokat Feldolgozó Telep (RHFT) - Püspökszilágy



1976 – vasbetonmedencék az agyaglencse felszínébe ágyazva



2000 – két lefedett és két még fedetlen, de gyakorlatilag megtelt medence

Terjedés geológiai rendszerben (Püspökszilágy) - egy 1999/2001-es PhD dolgozat céljai

- Felszínalatti transzport becslése a püspökszilágyi RHFT környezetére
- A Némedi- és Szilágyi-patak vizének közvetlen fogyasztásából származó belső sugárterhelés kiszámítása
- Paraméterek bizonytalanságának becslése
- A vizsgálat szerint legérzékenyebb diszperzió vizsgálata
- A radioaktív hulladék elhelyezéséből származó összes lekötött effektív dózis becslése

Diszperzivitás értelmezése

- A homogén rendszerben mérhető "molekuláris" diffúziós együttható (D_m) és a heterogén rendszerben fennálló "sebességszóródás" miatt szétterülés (kinematikai diszperzió, D_k) összegzése
- α = diszperzivitás [m] egységnyi cserélődési hányadra [s⁻¹] vonatkozó keresztirányú szétterülési sebesség [m/s]
- v = a talajvíz áramlási (advekciós) sebessége [m/s]
- n = porozitás [-]

$$D = D_m + D_k \quad \text{[m^2/s]}$$

$$D_k = \frac{\alpha \cdot \nu}{n}$$



- A tárolótól a talajvíztükörig a telítetlen zónában nagyságrendi becslés
- A telített zónában 2D véges elemes modellezés a SUTRA programmal

A telített zónában 2D véges elemes modellezés a SUTRA programmal Megoldandó egyenletek:

-div(K grad h)=Q/p

$$\frac{\partial(n\rho C)}{\partial t} = -f - div(n\rho \underline{v}C) + div(n\rho \underline{D} \cdot gradC) - \lambda n\rho C + QC^*$$
$$\frac{\partial((1-n)\rho_s C_s)}{\partial t} = +f - (1-n)\rho_s C_s \lambda$$

 $f = (1 - n)\rho_{s}\rho K_{d} \frac{\partial C}{\partial t}$ ahol t [s] $\rho [kg/m^{3}]$ $\rho_{s} [kg/m^{3}]$ n [-] idő folyadék (talajvíz) sűrűsége szilárd fázis (kőzet mátrix) sűrűsége porozitás víztelítettség <u>v</u> [m/s] talajvíz áramlási sebessége $Q [kg/m^3s]$ "forrás" (bejutó szennyezett folyadék tömegáram) C [Bq/kg] talajvíz koncentráció (oldott anyag mennyiség (Bq/folyadéktömeg) $C^* [Bq/kg]$ forrás koncentráció (oldott anyag mennyiség (Bq/folyadéktömeg) C_s [Bq/kg] koncentráció a szilárd fázisban (kőzetmátrix) (Bq/tömeg) \mathbf{D} [m²/s] diffúziós/diszperziós együttható tenzor térfogati adszorpciós forrás/nyelő (adszorbeált anyagmennyiség (Bq) $[Bq/m^{3}s]$ egységnyi időre és térfogatra)

Numerikus háló, amelyen az egyenleteket meg kell oldani



A forrás időbeli megjelenése



A modellezés fontosabb bemenő paraméterei

	¹²⁹ I ⁻	$^{99}\text{TcO}_4^-$	226 Ra ²⁺
bomlási állandó (λ; 1/s)	1,3.10 ⁻¹⁵	1,0.10 ⁻¹³	1,3.10 ⁻¹¹
szorpciós modell	nincs	lineáris	lineáris
lineáris szorpciós együttható (K _d ; m ³ /kg)	-	0,0005	0,02
időlépés (év)	5	50	500
forrás koncentráció (A eset) (C*; Bq/kg)	1000	1000	1000
kezdeti talajvízbeli koncentráció a forrás	1000	1000	1000
helyén (B eset) (C(t=0); Bq/kg)			
háttér koncentráció (0 szint) (Bq/kg)	10-4	10 ⁻⁴	10 ⁻⁴
diszperzivitás (a)	10 m	10 m	10 m
molekuláris diffúziós együttható (D _m ; m ² /s)	10^{-11}	10 ⁻¹²	10 ⁻¹²
porozitás (n)	0,03	0,03	0,03
vízsűrűség	$1000 \text{ kg/m}^{\circ}$	1000 kg/m^{3}	1000 kg/m^{3}
szilárd fázis (nettó talaj) sűrűség (ρ_s)	2000 kg/m^3	2000 kg/m^3	2000 kg/m ³
számított retardációs faktor	1	33,3	1292
$(R=1+(1-n)\rho_{s}K_{d}/n)$			



Kifolyó szennyezés mennyisége a Szilágyi-patakba ⁹⁹Tc és ¹²⁹I A és B esetére (1kBq/dm³ kezdeti forrás koncentrációhoz képest)



Kifolyási görbék a patakokba: ¹²⁹I és ⁹⁹Tc

Kifolyó szennyezés mennyisége a Némedi-patakba ⁹⁹Tc és ¹²⁹I A esetére (1kBq/dm³ kezdeti forrás koncentrációhoz képest)



Kifolyó szennyezés mennyisége a Némedi-patakba ⁹⁹Tc és ¹²⁹I B esetére (1kBq/dm³ kezdeti forrás koncentrációhoz képest)



Kifolyási görbék a patakokba: ²²⁶Ra

Kifolyó szennyezés mennyisége a patakokba ²²⁶Ra A esetére (1kBq/dm³ kezdeti forrás koncentrációhoz képest)



Kifolyó szennyezés mennyisége a patakokba ²²⁶Ra B esetére (1kBq/dm³ kezdeti forrás koncentrációhoz képest)

Kiegészítő információk

 A dolgozat készítésének idején hatályban volt MSZ 62/1-1989 szabvány szerint a származtatott aktivitáskoncentrációt (SZAK) a dóziskorlátból (DL) és az éves felvételi korlátból (ÉFEK) határozták meg.

i: radionuklid
j: beviteli útvonal (lenyelés vagy belégzés)
Q: éves fogyasztás (levegőből, vízből, élelmiszerből)
e(g)_{i,i}: belső dózistényező (dóziskonverziós tényező, DCF)

Felszínalatti transzport becslése a püspökszilágyi RHFT környezetére - patakvíz közvetlen emberi fogyasztásából származó belső sugárterhelés

koncentráció a patakban							
izotóp	¹²⁹ I	⁹⁹ Tc	²²⁶ Ra				
konzervatív eset (Bq/dm ³)	6,5E-07 78		0,064				
realisztikus eset (Bq/dm ³)	2,7E-08 3,5		0,0034				
SZAK (Bq/dm ³)	125	17500	49				
dózisterhelés (µSv/év)							
konzervatív eset	1,04E-04	89	26				
realisztikus eset	4,35E-06	3,9	1, 4				

Felszínalatti transzport becslése -Paraméterbizonytalanság és diszperzió

- A bizonytalan bemenő paraméterek Monte Carlo analízise és a transzport részecskekövetéses modellezése összekapcsolható volt egy hibrid modellben.
- Megvizsgáltuk e hibrid modell lehetséges előnyeit és hátrányait.
- A hibrid modellt megoldó számítógépes programmal igazolható volt, hogy a bizonytalan bemenő paraméterek hatása a rendszerben tapasztalható transzport átlagos (várható) viselkedésére analóg az ugyanazon rendszerben átlagos bemenő paraméterek melletti, de megnövelt diszperziós állandójú transzporttal.

Felszínalatti transzport becslése - Érzékenységvizsgálat



A legérzékenyebb paraméter a diszperzivitás!

RHFT Püspökszilágy



Felülvizsgálat: az elhelyezés változatlan, a mérnöki gátak bővítendők, a tárolt hulladék egy része felszabadítandó, a maradék kisebb térfogatban helyezhető el. (2006 – 2008: "4 medencés" projekt) 5. Összetett számítógépes programok a környezetben fellépő dózis számítására és a következmények elemzésére – radiológiai döntéstámogató rendszer általános szerkezete



F2.1. ábra: egy általános következményelemzési modell

Összetett környezeti modellezés

- Légkör Folyó/Tó/Tenger Talaj/talajvíz Elővilág – Emberhez kötődő ökorendszer
- IAEA BIOMASS: Irányított kutatási program "Biosphere Modelling and Assessment Methods" (RUVFRU – magyar modell ennek keretében)
- Korábbi, IAEA-támogatással készült környezeti transzport vizsgálatok: BIOMOVS (Biospheric Model Validation Study), VAMP (Validation of Environmental Model Predictions)
- Jelenlegi programok: EMRAS és EMRAS-II. (Environmental Modelling for Radiation Safety)
Összetett környezeti terjedési modellezési módszerek

IAEA kompilációk



IAEA SAFETY GUIDES

Hydrological Dispersion of Radioactive Material in Relation to Nuclear Power Plant Siting

A Safety Guide



Dispersion of Radioactive Material in Air and Water and Consideration of Population Distribution in Site Evaluation for Nuclear Power Plants

SAFETY GUIDE

No. NS-G-3.2



INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY VIENNA



1963 szeptember 2.-án véletlen kibocsátás miatt ¹³¹I jutott a levegőbe egy 60 m magas kéményből, az 1450 km² területű Hanford (USA) katonai nukleáris központban működő kémiai elválasztó üzemből. Pihentetés nélküli reaktor-fűtőelemek anyagát töltötték a PUREX elválasztó technológia feloldó egységébe. A műveleteket a kibocsátás észlelésekor leállították. Megpróbálkoztak a még ki nem bocsátott ¹³¹I visszatartásával. Mintákat vettek és elemeztek a kémény kibocsátásából, valamint megnövelték a környezeti ellenőrzés mintavételi számát és gyakoriságát. A telep meteorológiai tornya rutinszerűen szolgáltatott szélsebesség- és hőmérséklet adatokat. Ilyen adatokat szereztek néhány 100 km-es körzetben lévő más meteorológiai állomásokról is, a terjedés modellezéséhez.

A vizsgálati területen és időben nem volt csapadék. Nem alkalmaztak védelmi intézkedéseket a kibocsátást követően. Az eseményt megelőző hónapokban nem volt légköri atomfegyver-kísérlet. A telep rendszeres ¹³¹I-kibocsátása az esemény előtt és után 4 GBq/hónapnál nem volt több.

TABLE I. SUMMARY OF PARTICIPANTS AND ENDPOINTS MODELLED

Participant	Napier	Filistovic	Homma	Krajewski	Kryshev	Kanyán/	Tveten
						Nényei	
Country	USA	Lithuania	Japan	Poland	Russia	Hungary	Norway
Deposition	х	x	x	x	х	x	х
Vegetation concentrations	х	х	х	x	х	x	х
Milk concentrations	π	х	x	x	х	x	
Daily averages at dairies					х	х	
Human intake			х	x	х	х	
Thyroid burdens			х	x	х	X	
Dose Estimates:							
External (cloud)	х	x	x	x	х	x	
External (ground)	x	х	х	x	х	x	
Inhalation	х	x	х	x	х	х	
Ingestion	х	x	x	x	х	х	
Total	x	х	х	x	х	X	
Dispersion contours	π	х	х			(x)*	

⁸ Dispension contours were developed, but not submitted.

TABLE III. SUMMARY OF VALUES USED FOR SELECTED MODEL PARAMETERS

Parameter	Napier (HEDR)	Filistovic	Homma
iodine speciation (%)			
reactive gas (I_2)	40-60	40	40
particulate	5-45	25	25
organic	remainder ^b	35	35
dry deposition velocity (m·s ⁻¹)			
all (weighted average)			0.0043
reactive gas (I ₂)	0.002-0.07	0.01	0.01
particulate	0.0015-0.0095	0.001	0.001
organic		0.0005	0.0001
pasture yield (kg m²)	0.3 (dry)	0.519 (wet)	_e
biomass growth rate (kg·m ⁻² ·d ⁻¹)	by crop type	_°	_e
weathering rate constant (d ⁻¹)	0.0495	0.074	0.0495
interception fraction (pasture)	function of		_e
	biomass		
absorption coefficient or mass interception	1.0-4.0	1.0	2.0
factor (pasture; m² kg⁻¹)			
milk transfer coefficient for ¹³¹ I (d L ⁻¹)	0.0092	0.00117	0.01
			(model equivalent)
transfer in cow (d ⁻¹)		C	_a
GI tract-to-blood			
blood-to-milk			
milk production (L d ⁻¹)		_0	_e
fraction of daily intake of ¹³¹ I secreted per liter	<u> </u>	c	0.0091 e ^(0.0216) *
of milk (L ⁻¹)			[1-e ^(-0.292t)]



FIG. 42. Schematic representation of the OSCAAR code system.

TAM DYNAMIC program (Veszprémi Egyetem, Kanyár B., Nényei Á.)



FIG. 51. Compartmental system used to modelling the I-131 kinetics in the pasture-cow-milk pathway.

BIOMASS – Hanford összehasonlító modellvizsgálatok 2003. Számított dózisok a "célterületeken"

	TABLE 11-4. V. 50	UNINARIO	r CALCUL	ALED ELL	
X (mSv)		Adult man (Test person)			
2-5 September 1963:			Effective Doses [mSv]		
0.0019		Average	95% confide	ence interval	
0.0056	F		Lower Bound	Upper Boun	
0.000043	Farm A	5.81E-04	1.94E-04	1.74E-03	
0.000074 0.000086	Farm B	8.08E-04	2.70E-04	2.42E-03	
0.00011	Mesa	1.70E-04	5.65E-05	5.09E-04	
	Eltopia	1.08E-04	3.61E-05	3.25E-04	
0.012 0.033	Pasco	2.16E-04	7.22E-05	6.47E-04	
	Location	Bo	y (4 years old)		
0.00049		Average	erage 95% confidence interval		
0.0014			Lower Bound	Upper Boun	
0.0095	Farm B	2.06E-02	6.86E-03	6.21E-02	
	X (mSv) 0.0019 0.0056 0.000043 0.000074 0.000086 0.00011 0.012 0.033 0.00049 0.00099 0.0014 0.0095	X Location 0.0019 Location 0.000043 Farm A 0.000074 Farm B 0.000011 Mesa 0.00011 Mesa 0.00043 Location 0.00011 Mesa 0.00011 Location 0.00043 Farm B 0.00011 Mesa 0.00011 Mesa 0.00049 Location 0.00049 Location 0.0014 Farm B	X Adult (mSv) Location Effect 0.0019 Average 0.000043 0.000043 Farm A 5.81E-04 0.000074 Farm B 8.08E-04 0.00011 Mesa 1.70E-04 0.012 Pasco 2.16E-04 0.00049 Location Bo 0.00095 Farm B 2.06E-02	X Adult man (Test personal definition of the contract on the contrecontract of the contract on the contract on the con	

TABLE II-4.V. SUMMARY OF CALCULATED EFFE(

Magyarországon alkalmazott összetett környezeti dózisszámító programok - A paksi fűtőelem-tisztítási üzemzavar (2003) környezeti hatásainak modellvizsgálata

Az összehasonlításba bevont programok:

- RODOS (EU nemzetközi program OKF Országos Katasztrófavédelmi Főigazgatóság)
- SINAC (AEKI Atomenergiakutató Intézet (most EK) + OAH – Országos Atomenergia Hivatal)
- BALDOS, NORMDOS (PAE Paksi Atomerőmű + AEKI)
- SS57 (OSSKI Országos Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Intézet)
- Input: radioizotóp-leltár, kikerülési hányad = forrástag [PAE + OAH], meteorológiai adatok [OMSZ – Országos Meteorológiai Szolgálat]

Párhuzamos eredmények a környezeti radiojódkoncentrációra – 4 program, 7 alkalmazó

Eredmény	BALDOS (Paks)	BALDOS (AEKI)	SINAC (OAH)	SINAC (OAH- OMSZ)	SINAC (AEKI- OMSZ)	RODOS (OKF)	SS57 (OSSKI)
"A4" állomás ¹³¹ I konc. időintegrál [Bq/m ³ .h]	28	28	166	227	250	15	13
"A4" ¹³¹ I felületi konc. [Bq/m²]	772	772	5100	6050	6700	253	1600
Külső dózis [µSv]	0,059	0,059	0,203	0,048	0,035	0,011	0,025
Belélegzés dózisa [µSv]	0,092	0,092	0,083	0,043	0,045	0,022	0,015

SS57 program (OSSKI) A kibocsátás összegzett hatása



Nemesgáz dózis: külső dózis a felhőtől Radiojód dózis: belélegzés a felhőből

<u>4.1. ábra</u> A radiojód és nemesgáz izotópoktól származó teljes sugárterhelés szektoronkénti megoszlása

Figure 4.1. The total dose from radioiodine and noble gases in different sectors around the NPP

SINAC – Magyar fejlesztésű program

OAH CERTA baleseti elemző központ alkalmazza a SINAC-ot következmény elemzésre (forrástag: helyi adatokból, 36 órás előrejelzés az OMSZ-tól)

_			Environme	ntal simulator		
Qonlinue	Cognierme	saarilea Ajem I	Qalpul Window		1	leip <u>M</u> ain menu
- hales -			Map Del 1	1	* *	
E and	TY.			Introduct	ion of early counternies	taru ez.
to	1	X AV	Ring:	6	Wind sector:	13
18 8	Contraction of the second			+	•	
1 2000	C C GC 3H		8	-New simulation		Cold simulatio
inh		6	Shellering:	Performed	M	No ne
117	Dszg	örgy	lodine proph.	Required	٦	No ne
mana szu	ACT IN CASE	1-1-1	Evacuation:	No need	2	No ne
System date Date and tim Elepted time Time of sinu	and time: 1 le of start 13 le 1 hours(s distion: 1996	996, April 1, 19:40 996, April 1, 19:00 9 1, April 1, 10:00	OK	Cancel She	itering Iod	no E
	ew simulation	on: 1			on:	
Sheltering:		Recommended	Required	Performed		- Fer
lodine proph	tylaxia: 🌍	Recommended	equired	Parformed		
Evacuation:	0	Recommended	O Required	Performed		
hand see here				leady I		

SINAC – TRAJMET (OMSZ)



A programmal meghatározható a csóvatengely – ehhez pöff és csóva modell is kapcsolható.

Trajektória: egy légrészecske útja = a pozíció időintegrálja

RODOS – Döntéstámogató rendszer

- A RODOS (Real-time, On-line, Decision Support System) fejlesztése 1992-ben kezdődött, 10 laboratórium működött közre az FZK Karlsruhe vezetésével – Most 20 európai országban 55 intézmény használja, tapasztalataikat visszacsatolják a fejlesztőknek.
- Magyarországon 2001-ben installálták, 2003 óta a BM Országos Katasztrófavédelmi Főigazgatóságon (OKF) működik
- Az országhatárokon is átnyúló radioaktív kibocsátások terjedését modellezi.
- Az EU gondoskodik a RODOS folyamatos fejlesztéséről, az új verziókat a nemzeti RODOS központokban telepítik.
- Korábbi verzió: UNIX RODOS 6.0
- Tervezett kiterjesztések: kémiai és biológiai szennyezések kibocsátása és terjedése, "piszkos bombák" hatása, folyók és tavak szennyeződése (a Dunával kezdik) - RIVTOX
- RODOS LINUX: új verzió készült
- RODOS "light" Windows-os változat a baleseti kibocsátások korai szakaszára RODOS Hungary HP 9000L Enterprise 1000 (UNIX dual server) gépen
- ISDN2-n át elérhető az alábbi felhasználóknak: Paksi Atomerőmű, OAH és OSSKI (most Országos Közegészségügyi Központ Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Igazgatóság)

A RODOS forrásai: COSYMA program

COSYMA: Code System for MARIA – Sugárbalesetek következményeinek becslésére (FzK Karlsruhe/Németo. + NRPB Oxford/Egyesült Királyság)

Atomerőművek által használt kereskedelmi szoftver

MUSEMET szegmentált csóvamodell

Gauss-csóvamodell 1 órás intervallumokra osztva

A RODOS forrásai: RIMPUFF program

http://www.risoe.dk/da/business_relations/Products_Services/Software/ VEA_dispersion_models/RIMPUFF.aspx?sc_lang=en

RIMPUFF - Risø Mesoscale PUFF model

→ Print



Model Description

RIMPUFF is a fast and operational puff diffusion code that is suitable for real-time simulation of puff and plume dispersion during time and space changing meteorology. Also optimized for fast response on a PC this model is provided with a puff splitting feature to deal with plume bifurcation and flow divergence due to channelling, slope flow and inversion effects in non-uniform terrain.

A RODOS forrásai: RIMPUFF program



Guardo-kísérlet: SF₆ kibocsátása különböző magasságokon egy folyóvölgyben, a mérési eredményekkel terjedési modelleket validáltak.

Model evaluation

A series of 15 full-scale dispersion experiments from the 1990 Guardo trials, carried out over complex terrain in Northern Spain are being analyzed. Actual wind and turbulence measurements taken during the experiment are used as input data for a series of simulations made with Risø's combined flow and diffusion model (LINCOM/RIMPUFF). Considerable effort is devoted to the testing of the improved features for taking into account wind shear and plume rise in RIMPUFF. A wind field "fitting" procedure for LINCOM has been tested in simulations of 2 of the Guardo experiments.

RODOS alkalmazása – Diplomamunka 2008ból



Tue Jun 17 12:00:00 2003,

Összefoglalás: néhány általánosság a terjedésről

- Homogén közegek: levegő és felszíni vizek; heterogén rendszerek: élő szervezetek, talaj- és kőzetvíz
- Fizikai-kémiai alapfolyamatok: advekció, diffúzió, reakció, ülepedés
- Tér- és időbeli terjedés számítása együtt és elválasztva is lehetséges
- SA és CF módszerek alkalmazhatók
- Végeredmény: a létrejött radioaktív koncentrációval jellemzett anyagok inkorporációjától származó lekötött egyenérték és effektív dózis
- Előnyös, ha a számításokhoz érzékenység-analízis is kapcsolódik; valamint lehetséges a "back-projection"

Radioaktív anyagok terjedése környezeti közegekben

Köszönöm a figyelmet!