Mikoviny Sámuel
Földtudományi Doktori Iskola

A doktori iskola vezetője: Dr**. h. c. mult. Dr. Kovács Ferenc**
egyetemi tanár, akadémikus

KOCKÁZATFELMÉRÉS ALKALMAZÁSA ÉS KRITÉRIUMRENDSZERE SZENNYEZETT TERÜLETEK KÁRMENTESÍTÉSE SORÁN

DOKTORI (PHD) ÉRTEKEZÉS

Írta: **Madarász Tamás**
okl. geológusmérnök

Kutatóhely:
Miskolci Egyetem
Műszaki Földtudományi Kar
Környezetgazdálkodási Intézet
Hidrogelógiai-Mérnökgeológiai Tanszék

Tudományos vezető:
Dr. Juhász József
Professor Emeritus

2005.

TARTALOMJEGYZÉK

Tartalomjegyzék **2**

Bevezetés **4**

1. Kockázatfelmérés és kockázat alapú döntéshozatal **6**

1.1. Fogalom meghatározások *6*

1.2. A kockázatfelmérés célja *9*

1.3. Rövid történeti áttekintés *10*

1.4. A kockázatfelmérés módszertanának rövid bemutatása *12*

1.4.1. Veszélyazonosítás fázisa 13

1.4.1.1. Szűrési eljárások 15

1.4.1.2. A koncepciós modell megalkotása 19

1.4.2. Expozíció vizsgálat 20

1.4.3. Toxicitás vizsgálat 25

1.4.3.1. A szennyező anyagok csoportosítása dózis-hatás kapcsolat alapján 25

1.4.3.2. Expozíciós határ/meredekségi tényező meghatározása 27

1.4.3.3. A toxikológiai információk forrásai 28

1.4.4. Kockázat jellemzés 28

1.4.5. Nem karcinogén vegyületek kockázatfelmérése 29

1.4.6. Karcinogén vegyületek kockázatfelmérése 29

1.4.6.1. Az elfogadható kockázat koncepciója 29

1.4.6.2. Karcinogén kockázat számítása 30

1.4.7. A kockázat leírás 31

2. Bizonytalanságok a kockázat alapú kármentesítésben **33**

2.1. A bizonytalanságok kezelése a kockázatfelmérésben *35*

2.1.1. Konzervatív feltételezések 35

2.1.2. Toxikológiai alapfeltételezések a kockázatfelmérés folyamatában 36

2.1.3. Iterációs eljárás alkalmazása 40

2.1.4. Valószínűségi eljárás alkalmazása 40

2.2. Megállapítások *41*

3. A kármentesítési célérték meghatározásának lehetőségei **42**

3.1. Határérték-rendszeren alapuló kármentesítés *43*

3.2. Kockázat alapú kármentesítés *49*
3.2.1. A kockázat alapú kármentesítési célérték meghatározás módszerének kritikai elemzése 50
3.3. Megállapítások *52*

4. A kármentesítési célállapot és meghatározásának kritériumai **54**
4.1. A terület-specifikus és kockázat alapú kármentesítési célérték meghatározása *55*
4.2. A kritérium rendszer *57*
4.3. A kármentesítési célérték és megfelelési pontok *61*
4.3.1. Kockázat alapú megfelelési pontok 61
4.3.2. Koncentráció alapú megfelelési pontok 64
4.4. A kármentesítés kvalitatív minősítő mátrixa *67*
4.5. Megállapítások *69*

5. Kockázat alapú teljesítményértékelés **70**
5.1. Kockázatcsökkentő beavatkozások értékelése *72*
5.1.1. Indikátor 1: Eredő kockázatcsökkenés mértéke (elkerült események száma) 73
5.1.2. Indikátor 2: Hátrahagyott szennyezőanyag koncentráció 74
5.1.3. Indikátor 3: A kármentesítés összköltsége 74
5.2. Indikátorok kalibrálása és hasznosság függvények alkalmazása *74*
5.2.1. Hasznosságelmélet alkalmazása a kockázat alapú teljesítményértékelésben 75
5.3. Megállapítások *89*

6. Összefoglalás, ajánlások **91**

7. Summary and Recommendations **95**

Tárgymutató **98**

Irodalomjegyzék **101**

A szerző témához kapcsolódó publikációi **106**

1. Melléklet

Egy dunántúli katonai repülőtér talajszennyezésének kockázatfelmérése - kivonat - **111**

2. Melléklet

Kockázat alapú teljesítményértékelés – eredő kockázatok módszerének alkalmazása és kivonatos bemutatása az almásfüzitői vörösiszap zagykazetták vizsgálata kapcsán **117**

3. Melléklet

„Elkerült események száma” indikátor kiszámítása – Vinil-klorid esettanulmány **134**

4. Melléklet

Kockázat alapú Teljesítményértékelés a hasznosságelmélet alkalmazásával - Példa - **137**

BEVEZETÉS

2000. nyarán a 33/2000. (III.17) Kr. hatálybalépésével egyik hétről a másikra rohamosan megnövekedett a kármentesítési munkákhoz kapcsolódó kockázatelemző eljárások iránti igény. Mivel a doktori képzésem, kutató munkám és néhány tanulmányút adta kitekintés kapcsán akkorra a kockázatfelmérés alapvető módszerét megismertem módom volt bekapcsolódni néhány – elsősorban szénhidrogén szennyezés – kármenetesítését támogató kockázatelemző munkába.

A változó sikerű munkák során szembesültem az eljárással szemben megfogalmazott szakmai kritikákkal, a hazai szakemberek fenntartásaival. Ezzel párhuzamosan egyre szélesebb körű külföldi alkalmazásokat ismertem meg, sőt egyes országokban a kockázatfelmérés kármentesítések döntéshozatala során betöltött vezető szerepéről győződhettem meg.

Munkáim során felfigyeltem a kockázatfelmérés alkalmazásában rejlő egyedülálló lehetőségekre és megtapasztaltam a csupán kockázatfelmérésre alapozott következtetések támadhatóságát és felismertem az ilyen típusú elemzéseket végző fokozott felelőségét is.

Mára hazánkban is elterjedt, és a szakmai körökben ismert eljárássá vált a humán-egészségügyi és környezeti kockázatok becslése, megjelentek az első módszertani útmutatók is, amelyek kifejezetten a szennyezett területek kármentesítéséhez kapcsolódó alkalmazást tárgyalják. Az elmúlt öt év alapján a hazai alkalmazás jogi és szakmai konzekvenciái is levonhatók és azok érvényesítése is folyamatban van.

Jelen dolgozatomban ehhez a munkához kívánok hozzájárulni a kockázatfelmérés hazai kármentesítéshez kapcsolódó alkalmazása során kialakított véleményemet és a levonható tanulságokat összegezve egy, a kockázatfelmérést értékelő kritériumrendszert felállításával. A célom egy könnyen alkalmazható, a módszer korlátain túlmutató kritériumrendszer kidolgozása, amely a kockázatfelmérés módszerét kevéssé ismerő, de a földtani környezet védelmével foglalkozó szakemberek számára is érthető.

Dolgozatomban a rövid módszertani bemutatáson túl ismertetem azokat az alkalmazási lehetőségeket, amelyek a hagyományos - a környezeti közeg koncentrációjára alapozott - döntések esetében nem lehetségesek, viszont a kockázat alapú megközelítés bevonásával racionális döntéseket hozhatunk.

Célom igazolni azt is, hogy a hagyományos szennyező-terjedési útvonal-hatásviselő koncepciójú kockázatfelmérés nem minden esetben elégséges eszköz a környezet fenntartható védelmének szolgálatában, sőt hosszútávon hozzájárulhat a környezet elszennyezéséhez. Megállapítom melyek azok a kritikus pontok, ahol a kockázatfelmérés készítőjének és értékelőjének is résen kell lenni és mik azok a kiegészítő megfontolások, amelyek megfelelően pótolhatják az eljárás korlátait.

Bemutatok egy kvalitatív majd egy kvantatitatív értékelő eljárást, amellyel a kármentesítési döntések minősíthetők. A minősítésbe igyekeztem olyan fontos tényezőket is bevonni, amik a mindennapi kármentesítési gyakorlatban ritkán kapnak megfelelő szerepet. Dolgozatomban több ponton is kitérek a kármentesítő beavatkozásokat végző munkások kockázatának a kérdésére és felhívom a figyelmet a munkaegészségügyi szempontok érvényesítésére már a technológiák kiválasztása előtt.

Az elméleti meggondolások mellett néhol a szövegbe illesztve, vagy csatolt mellékletek formájában konkrét példákkal, esettanulmányokkal támasztom alá megállapításaimat.

1. KOCKÁZATFELMÉRÉS ÉS KOCKÁZAT ALAPÚ DÖNTÉSHOZATAL

1.1. Fogalom meghatározások

A szennyezett területek kármentesítésének kockázatfelmérésével kapcsolatos problémák és alkalmazási kritériumok tisztázása előtt fontosnak tartom, hogy röviden bemutassam a kockázatfelmérés módszertanát és annak helyét a kármentesítéssel kapcsolatos döntéshozatali folyamatban.

A **kockázat** fogalmát valamely nemkívánatos esemény bekövetkezésének valószínűségeként definiáljuk. A nemkívánatos esemény lehet műszaki tönkremenetel, rendszer meghibásodás, egészségkárosodás, emberi élet, környezet vagy érték veszélyeztetése. Általánosságban a kockázat értékét megadhatjuk valamely nemkívánatos esemény bekövetkezési valószínűségének és a következmény súlyosságának szorzataként.

$$R = P \cdot S$$

R – kockázat becsült értéke
P – a vizsgált nemkívánatos esemény bekövetkezési valószínűsége
S – a nemkívánatos esemény súlyossága

A kockázat fogalmát a humán egészségügy kapcsán valamely, az emberi egészséget károsító hatás (expozíció) bekövetkezési valószínűsége és kvantitatív módon megadott következménye szorzataként adjuk meg.

A **kockázatfelmérés** módszertanát számos szerző ismerteti, valamelyest eltérő kockázatbecslő eljárásokat határozva meg [Rowe, 1977; NRC, 1982 és 1983; OTA, 1983; USEPA, 1984; Bowels et al., 1987; Hallenbeck és Cummingham, 1988; Asante-Duah, 1990 és 1992]. Általánosan a kockázatfelmérés valamely veszélyes körülményhez vagy eseményhez köthető expozíciót

és/vagy tönkremenetelt befolyásoló kockázati tényezők becslésére alkalmazott szisztematikus eljárás.

Az eljárást – szennyezett földtani környezet vizsgálatára alkalmazva - szennyező anyagok környezetbe való kijutásából eredő expozíciós szcenáriókhoz kapcsolódó kockázati tényezők becsléseként definiáljuk [Asante-Duah, 1996]. A szennyezett területek vizsgálatakor alkalmazott kockázatfelmérés egy szisztematikus, szabványosított eljárás, amely során vizsgált forrásból származó expozíció minden lehetséges egészségkárosító hatásának következményét, gyakoriságát becsüljük, feltüntetve a becslés bizonytalanságát is.

Ha a kockázatfelmérés végpontjában ember áll, az expozíció emberre kifejtett kockázatát becsüljük és **humán-egészségügyi kockázatfelmérésről**, ha vizsgálatunk célja az ökoszisztémára vagy annak valamely fajára ható kockázat becslése, akkor **ökológiai kockázatfelmérésről** beszélünk.

Mint azt később részletesen kifejtem, a kockázatfelmérés egy hatékony eszköz eltérő típusú, például eltérő környezeti közeg útján ható, vagy különböző vegyületek által okozott környezeti ártalmak pragmatikus vizsgálatára és összehasonlítására. Az eljárás legfőbb jellemzői a szükségszerű bizonytalanságok és a multidiszciplinaritás, ami a feladatot végző csoport összetételében is megjelenik.

A kockázatfelmérés számos területen alkalmazott eljárás, kisebb-nagyobb módszertani eltérésekkel a feladat céljának megfelelően. A mérnöki létesítmények, rendszerek kockázatfelmérése elsősorban a rendszerben bekövetkező meghibásodások forrásait, azok valószínűségét és következményét elemzi. Az ilyen típusú - elsősorban az iparban használatos - eljárást nevezzük **létesítmény központú kockázatfelmérésnek**, melynek kidolgozásában úttörő szerepet a nukleáris ipar szakemberei játszottak. Azokat az eljárásokat, amelyek valamilyen esemény (pl. baleset), munkahelyi vagy környezeti expozíció emberre gyakorolt káros hatásait vizsgálják, **emberközpontú kockázatfelmérésnek** [Eremenko, 2000] is nevezik. Ide tartoznak a munkahelyi baleseteket, veszélyes anyagok transzportját és egészségkárosító expozíciókat elemző kockázatbecslő eljárások, vagy a szennyezett területek egészségkárosító hatásának vizsgálata is. A két eljárás számos esetben egymásra épül vagy egymást kiegészíti, de a megválaszolandó kérdés más-más jellegű. Dolgozatomban és eddigi tevékenységem során elsősorban az utóbbi tevékenységhez tartozó eljárásokkal, azok kármentesítéshez kapcsolódó kérdéseivel, ezen belül is a humán-egészségügyi kockázatfelméréssel foglalkoztam. A továbbiakban a kockázatfelmérés szó használatakor erre az eljárásra utalok.

Az egészségkárosító hatásokat széles körben értelmezve az **1.1. táblázat** szerinti csoportokba oszthatjuk. Nyilvánvaló, hogy a felsorolt változatos környezeti ártalmak mindegyike nem vizsgálható azonos módszerekkel, mégis egy-egy probléma vizsgálatakor egyre inkább előtérbe kerül az átfogó szemléletű, széleskörű kockázatfelmérés alkalmazása. Az elszennyezett és felhagyott iparterületek fejlesztési és újrahasznosítási terveihez (ún. brownfield vagy barna mező koncepció) készítendő kockázatfelmérések gyakran a környezetszennyezés okozta kockázatok számbavétele mellett a társadalmi hatások (pl. munkanélküliség, bűnözés, stb.) kockázatait, és gazdasági szempontokat is figyelembe veszik és mérlegelik a döntéshozatalkor.

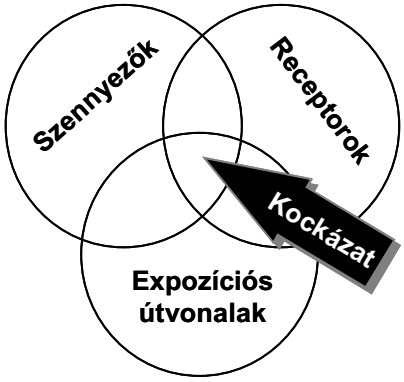
1.1. Táblázat

Környezeti ártalmak csoportosítása és jellemző előfordulásuk típusa	
Veszélyforrás	**Leggyakoribb típusai**
Kémiai hatások	Gázok, gőzök, ásványi anyagok, fémek, savak, lúgok, oldószerek, szénhidrogének, stb.
Biológiai hatások	Vírusok, baktériumok, gombák, állati termékek, növényi szövetek, nedvek, olajok, pollen, stb.
Fizikai hatások	Zaj, hőmérséklet, nyomás, mágneses mező, mikro-hullámú sugárzás, infravörös-látható- ultraviola sugárzás, lézer sugár, radioaktív sugárzás, stb.
Ergonómiai hatás	Testtartás, tehermozgatás, zárt térben tartózkodás, mozgástér, megvilágítás, stb.
Társadalmi, szociális és pszichológiai hatás	Stressz, félelem, szorongás, hajszoltság, stb.

Dolgozatomban a fenti hatások közül a szennyezett területek esetében leggyakrabban előforduló kémiai expozícióval foglalkozom, más tényezőket nem tárgyalok.

A kockázat fogalma nem azonos az általánosan használt **veszély** fogalmával. Veszélynek nevezünk minden olyan helyzetet, cselekvést vagy jelenséget, ami nemkívánatos következmény(eke)t hordoz magában. A veszély nem minden esetben jelenik meg kockázatként, a kockázatos események viszont mindig valamilyen veszélyforrás eredményei.

A kockázat definíció szerinti értelmezéséhez az **1.1. ábrán** vázolt három tényező: a szennyező, az expozíciós útvonal és a receptorok térbeli és időbeli egybeesése szükséges. Bármelyik hiánya esetében a kockázat fogalma nincs értelmezve.



1.1. ábra: A kockázat fogalmának három szükséges összetevője
[Health Canada, 1993]

Nem beszélhetünk humán-egészségügyi kockázatról abban az esetben például, ha egy ipari tevékenység következtében bekövetkezett talajvízszennyezés nem juthat el olyan közösségekig (receptor), akik a talajvizet felhasználnák. Amíg receptor nem azonosítható, az adott esetben kockázattal nem számolunk, bár a veszély létezik. Az ilyen **látens kockázati helyzetek** nem

elhanyagolhatók, mivel a peremfeltételek változásával reális kockázati helyzetek kialakulásához vezethetnek. Hasonló módon nem jelent kockázatot adott szennyező forrás a közvetlen környezetében élő település lakói számára, ha nem létezik olyan expozíciós útvonal, amely a szennyező anyagot továbbítaná. Látjuk tehát, hogy bár egyik említett példa sem kívánatos állapotot tükröz és mindkét esetben reális veszélyforrással van dolgunk, de azok nem jelentenek humán kockázatot mindaddig, amíg az említett feltételek teljesülnek.

1.2. A kockázatfelmérés célja

A kockázatfelmérés eljárásának hagyományos alkalmazási módja a **prediktív** (előretekintő) **kockázatfelmérés**, ami egy jól definiált jelenség vagy esemény várható nemkívánatos következményeivel foglalkozik. Emellett egyre nagyobb arányban kapnak teret a korábban bekövetkezett kockázatos események (pl. talajszennyezés) meglévő hatásának vizsgálatai, amikor a múltban bekövetkezett szennyezések lejátszódott vagy jelenleg is folyamatban lévő ártalmait számszerűsítjük. Az ilyen típusú kockázatfelmérés a **retrospektív** (visszatekintő) **kockázatfelmérések** körébe tartozik [Suter, 1993]. A retrospektív kockázatfelmérés elvégzését indokolttá teheti korábban nem ismert szennyező forrás feltárása, ún. **öröklött környezetszennyezések** (veszélyes hulladéklerakók, felhagyott raktárak, vegyi üzemek feltárása), valamilyen káros hatás észlelése (halpusztulás, betegségek ugrásszerű megjelenése), vagy bizonyított expozíció (pl. mérgezéses haláleset). A kockázatfelmérés alkalmazásával mindegyik esetben az a célunk, hogy a rendelkezésre álló legmegbízhatóbb adatok és korszerű ismeretek felhasználásával olyan intézkedéseket foganatosíthassunk, ami a környezet- és az egészség megfelelő szintű védelmet biztosítja. Megállapítható, hogy napjainkra a kockázatfelmérés a legdinamikusabban fejlődő eszközzé vált a szennyezett területek kármentesítési stratégiájának előkészítésére és értékelésére.

A szennyezett területek kapcsán a kockázatfelmérés lehetséges célkitűzései az alábbiak lehetnek:

- Szennyezett területek rangsorolása (prioritási lista összeállítása)
- Meglévő szennyezésekből származó kockázatok becslése
- Kármentesítési célérték meghatározása
- Beruházások potenciális környezeti hatásainak kockázat típusú megadása
- Kármentesítési technológia kiválasztásának támogatása
- Kármentesítés hatékonyságának meghatározása
- Szennyezett területnek tulajdonított egészségkárosodás igazolása/cáfolása

A **kockázatfelmérés** sosem öncélú vizsgálat, annak megállapításai mindig a kockázatkezelő döntéshozók számára biztosítanak szükséges információkat. A **kockázatkezelés** az egészséget vagy ökoszisztémát veszélyeztető kockázatok csökkentését szolgáló intézkedések azonosításának, értékelésének, kiválasztásának és kivitelezésének folyamata. Célja, hogy megalapozott, költséghatékony és koherens intézkedésekkel csökkentse a kockázatot, miközben esetenként társadalmi, etikai, politikai és jogi szempontokat is mérlegel [Congressial Commission, 1997].

A kockázatkezelés hat lépésből áll:

1. A probléma megfogalmazása és környezetbe illesztése
2. A vizsgált kockázat becslése
3. A kockázatok kezelését célzó alternatívák értékelése
4. Az alkalmazni kívánt alternatíva kiválasztása
5. Döntésvégrehajtás
6. A beavatkozás eredményességének értékelése

A kockázatbecslő eljárás a kockázatkezelés folyamatához az alábbi területeken tud hozzájárulni [Asante-Duah, 1996]:

- Valós és feltételezett veszélyek azonosítása és rangsorolása
- Minden ismert és feltételezett jövőbeli expozíciós szcenárió következetes vizsgálata
- Az összes veszélyhelyzethez és expozíciós szcenárióhoz tartozó kockázat kvalitatív és/vagy kvantitatív megadása
- A kritikus terjedési útvonalakat, expozíciós szcnenáriókat és az összkockázatot jelentősen befolyásoló tényezők számbavétele
- Költséghatékony kármentesítési alternatívák támogatása
- A kármentesítő beavatkozáshoz kapcsolódó bizonytalanságok forrásainak megadása

A kockázatelemző és kezelő folyamatnak nagyon fontos része a folyamatos **kommunikáció** a szakemberek, döntéshozók, a közvélemény és minden érintett fél között. Ennek jelentősége gyakran nem kap elég hangsúlyt egy-egy kármentesítési feladat során, annak ellenére, hogy a felek közötti kommunikáció az optimális megoldás megtalálásának egyik feltétele. Különösen igaz ez az érintett lakosság vonatkozásában, ugyanis a közvélemény „kockázatérzete" a legtöbb esetben jelentősen eltér a tényleges kockázattól, ezért előítéletei gyakran nem reálisak, döntésbefolyásoló szerepük viszont jelentős.

Sajnálatos az a hazai gyakorlat, hogy a kármentesítésre kötelezett és megbízott szakembergárdája, valamint a területileg illetékes hatóság szakemberei közötti kapcsolat hagyományosan feszültségekkel terhes. Az „ellenérdekeltség" eredményeként az illetékes környezetvédelmi hatóságok gyakran csak a kész kármentesítési tervekkel vagy kockázatfelmérésekkel találkoznak, mivel a szennyezett területek tulajdonosa (megbízó), a vizsgálatokat végző elemző, tervező szakember nem kívánja bevonni őket az előkészítő folyamatokba.

1.3. Rövid történeti áttekintés

A modern környezeti kockázatfelmérés előzményeinek megértéséhez vissza kell utalnunk a kockázat definíciójára ($R=P \cdot S$). Az egészségügyi kockázat fogalmának két nyilvánvaló pillére a **matematikai valószínűségelmélet**, és az emberi (élő szervezetek) egészséget károsító környezeti hatásokkal foglalkozó tudományág, mai nevén **toxikológia**. E két tudományág fejlődése előfeltétele volt a kockázatfelmérés módszertani alapjainak lefektetéséhez. Mindkét

szakterület viszonylag fiatalnak mondható a modern tudományok között, fejlődésük az elmúlt évszázadban is igen dinamikus volt.

A valószínűségelmélet kvantitatív koncepciója nem volt ismert Pascal kora előtt, aki 1567-ben publikálta valószínűségelméletét. Pascal, Cramer, Bernoulli munkássága után Laplace volt az, aki a kvantitatív kockázatfelmérés valódi prototípusát ismertette 1792-ben, amikor a halálozás valószínűségét vizsgálta himlő védőoltás esetében és anélkül. Dinamikus növekedésnek a matematika ezen ága csak a XVIII-XIX. században indult, feltehetően bizonyos gazdasági igények és azokhoz kapcsolódó biztosítási ügyletek következtében. Halley volt az, aki elsőnek közölt várható élettartamra vonatkozó adattáblázatot, és munkája az életbiztosítások elméleti hátterének egyik alappillérévé vált.

A környezeti hatások és egészségkárosodás kapcsolatára utaló megfigyelések időszámításunk előttre nyúlnak vissza. Az időszámítás előtti V. században ismert volt már pl. a mocsaras területek és a maláriás megbetegedések közötti kapcsolat, bár a konkrét ok-okozati összefüggést (szúnyog által terjesztett fertőzés) még nem ismerték. A zsidó nép ószövetségi törvényei számos közegészségügyi és higiénés vonatkozású rendelkezést tartalmaztak, és közismert a görögök és rómaiak ilyen irányú tájékozottsága is. A római kultúra hanyatlását követően ezeknek az ismereteknek jelentős része évszázadokon át "pihent" valódi alkalmazások nélkül. Látványos fejlődés csak később, a XVI-XVII. században történt. Agricola a XVI. században egyebek mellett a bányászati és kohászati tevékenységek egészségkárosító hatására hívta fel a figyelmet. 1661-ben Evelyn írta le a Londonban mindennapossá vált szmog és a légzőszervrendszeri megbetegedések közötti kapcsolatot. 1700-ban Rammazzini megállapította, hogy az apácák körében az emlőrák kialakulásának aránya magasabb az átlagosnál, 1855-ben Snow és Dubreuilh a vízvezetékrendszer fertőzéséhez kapcsolta a kolerajárvány kialakulását, 1887-ben Hutchinson felismerte az arzén rákkeltő hatását. Az 1800-as évek végén Unna ismerte fel, hogy a napsugárzás rákos bőrbetegségeket okoz. A példák száma ellenére a valódi fejlődés a történelem során igen lassú volt, sőt a XV. századig nem is volt számottevő fejlődés. A mai toxikológia tudományának gyermekkorát jelzi Pasteur munkássága, aki a XIX. század végén határozta meg a fertőzés fogalmát, azaz, hogy a környezetben jelenlévő mikroorganizmusok felelősek fertőző betegségek kialakulásáért [Covello-Mumpower, 1985].

Az 1930-as évekre veszélyes anyagok munkahelyi expozíciója következtében kialakuló egészségkárosodások típusai is kezdtek ismertté válni. A 60-as évekre a figyelem a radioaktív sugárzás és a rákkeltő vegyületek felé terelődött, és ez utóbbi új megközelítést hozott a toxikológiai hatásmechanizmusok értelmezésében (lásd később). A toxikológia dinamikus fejlődése miatt a kockázatfelmérés módszertana is folyamatos változásokon ment át. Az eljárás kifejlődésével munkájukban részletesen foglalkozik Eremenko (2000), valamint Covello és Mumpower, (1985).

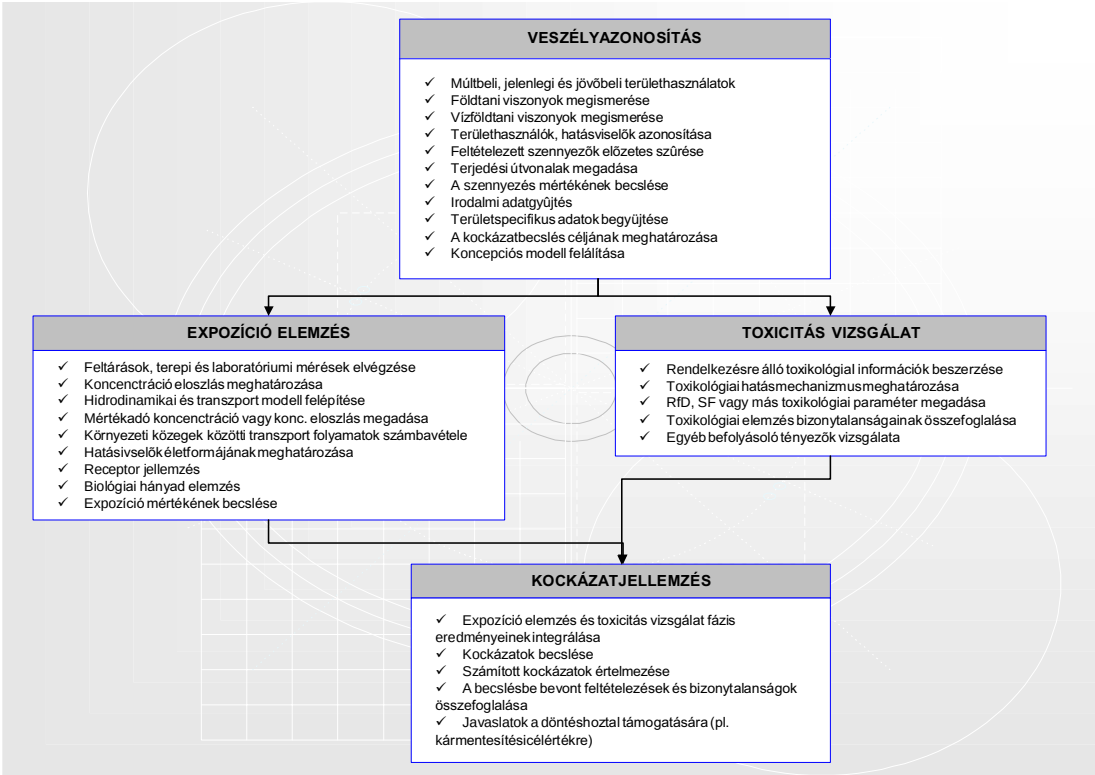
A környezet-egészségtan fejlődését nem csak a tudományos eredmények vitték előre. A történelmi visszatekintéskor említést kell tenni azokról az **ipari és környezeti katasztrófákról**, amelyek tragikus kimenetelükkel mind hozzájárultak a kockázat alapú döntéshozatal fejlődéséhez: Flixborough (Anglia, 1974), Love Canal (USA, 1975), Seveso (Olaszország, 1978), Three Mile Island (USA, 1979), Bhopal (India, 1984), Csernobil (Ukrajna, 1985).

1.4. A kockázatfelmérés módszertanának rövid bemutatása

A kockázatfelmérés területén igazi áttörést az amerikai National Research Council (NRC) által 1983-ban publikált módszertani irányelv hozott, ami minden mai eljárás alapja is. Az eljárás négy egymásra épülő eleme **(1.2. ábra)**:

- Veszélyazonosítás
- Expozíció elemzés
- Toxikológiai (dózis-hatás) elemzés
- Kockázatjellemzés

Az Egyesült Államok legfőbb környezetvédelmi szerve (USEPA) hamar reagált az 1983-as ajánlásra és 1986-ban elfogadott egy, a karcinogén vegyületek kockázatfelmérésére vonatkozó szabályozást [USEPA, 1986]. Ezután sorra jelentek meg a különböző kockázatelemző ajánlások az élelmiszeripar, ipari hulladékok, ivóvíz hálózatok kérdéseit illetően.



1.2. ábra: A kockázatfelmérés eljárás lépései és azok fő feladata

Hatásában legjelentősebb ezek között a veszélyes hulladéklerakók felszámolására irányuló CERCLA vagy „Superfund" program volt, amelyben a humán-egészségügyi kockázatfelmérés szerepe kiemelkedő volt mind az Amerika szerte feltárt szennyezett területek prioritási listájának összeállításában, mind a kármentesítési határértékek megállapítása során.

1983-óta a módszerek finomítása és a **legújabb tudományos eredmények bevonása** révén folyamatos módosítások teszik a kockázatelemző eljárásokat egyre megalapozottabbá és hitelesebbé. Napjainkban jelentős kutatások folynak többek között egyes karcinogén hatásmechanizmusok felülvizsgálata és a kémiai keverékek kockázatfelmérése területén.

A **kockázatfelmérés** fenti **alaplépései** minden módszertani leírásban [Rowe, 1977; NRC, 1982 és 1983; USEPA, 1984 és 1989; Bowels et al., 1987; Hallenbeck és Cummingham, 1988; Asante-Duah, 1990 és 1992, Newman és Strojan, 1998; Louvar és Louvar, 1988, Health Canada, 1993; Fergusson és Kasamas, 1999, Dura et al., 2001; Bezegh et al., 1996; AIHC, 1997; Gondi et al. 2004] gyakorlatilag azonosak.

Az egyes részfeladatok jól meghatározott kérdésekre adnak választ:

Veszélyazonosítás: A szennyező anyag kémiai összetételének megismerése, a szennyezés kiterjedésének előzetes becslése, a szennyezett környezeti elemek meghatározása, feltételezett terjedési útvonalak és hatásviselők azonosítása. A vizsgálat célkijelölése és a munkahipotézis (koncepciós modell) felállítása.

Expozíció elemzés: A környezetbe jutott szennyezőanyag térbeli és időbeli koncentráció-eloszlását határozza meg, és expozíciós modellek segítségével megadja a kiválasztott hatásviselők dózisterhelését. Elvégzendő emellett a hatásviselő csoportok részletes elemzése, szenzitív receptorok számbavétele is.

Toxikológiai elemzés: A feltárt szennyező anyagról rendelkezésre álló toxikológiai információk begyűjtése, toxikus anyagok hatásmechanizmusának azonosítása, dózis-hatás kapcsolat megismerése és a jellemző toxikológiai paraméterek meghatározása.

Kockázat jellemzés: A megelőző két fázis eredményeinek integrálása és a becsült kockázat megadása. A kockázatfelmérés eredményének értelmezése és a bizonytalanságok megadása.

1.4.1. Veszélyazonosítás fázisa

A veszélyazonosítás fázis lényege a kockázatfelmérés céljának meghatározása, a szennyezett terület kellő szintű megismerése, mivel az a kockázatfelmérés további fázisainak eredményességét és a megoldáshoz szükséges feladatokat is meghatározza. A fázis közvetlenül kapcsolódik a terepi mérésekhez, és eligazítást ad a terület kellő megismeréséhez elengedhetetlen további feladatokról. Ha a kockázatelemző elég korai fázisban kapcsolódik be a terepi kutatásokba, úgy biztosítható, hogy az adatgyűjtés során nyert adatok kielégítsék a kockázatfelmérés minden egyes fázisának adatigényét.

A fázis a **munkahipotézis** vagy **koncepciós modell felállításával** zárul, ami áttekintést nyújt az egyes expozíciós szcenáriók elemeiről és azok logikai kapcsolatáról.

A koncepciós modell felállításához egyszerű **szűrési eljárásokat** használunk. A szűrés lényege a lehetséges szennyező források, receptorok és expozíciós útvonalak számbavétele. Ahhoz, hogy

ezt kellő alapossággal végezzük, fontos, hogy a kockázatelemző a szennyezett terület feltárásában, annak korai szakaszától részt vegyen. Így érhető el az, hogy a kockázatfelmérés adatigényének megfelelő típusú és mennyiségű információ álljon rendelkezésre. Általában ebben a fázisban az alábbi típusú adatok beszerzése elengedhetetlen:

- Feltárt szennyezők beazonosítása
- Szennyező koncentráció a forrásban és a környezetben (környezeti elemenként)
- A forrás jellemzése, különös tekintettel annak kibocsátására vagy kibocsátási potenciáljára
- Fizikai és környezeti jellemzők, amelyek a szennyezőanyag terjedését, lebomlását befolyásolják

A szűrés előtt fontos meghatározni, hogy mi a vizsgálódásunk célja. Fontos átlátni, mekkora erőfeszítést igényel az elemzőtől a feladat elvégzése, ezért meg kell határozni, hogy mik az elemzés szükséges, kívánatos és elhagyható elemei [Zamuda, 1989].

A feladat összetettségét meghatározó tényezőket az **1.3. ábra** mutatja be.

1.3. ábra: A kockázatfelmérés összetettségét meghatározó tényezők [Health Canada, 1993]

A feladat nagysága és összetettsége az egyik fő tényező annak eldöntésében, hogy az elemzés során **determinisztikus** vagy **sztochasztikus eljárást** alkalmazunk. A hagyományos (determinisztikus) megközelítés során az elemzés input adatai pontszerű adatok, és annak eredménye is egy pontszerű kockázat érték lesz. Ebben az esetben nincs információnk arról az eloszlásfüggvényről, amelyre pontszerű értékünk a valóságban illeszkedne, és nem tudjuk, hogy a kapott érték a tényleges kockázat-eloszlás melyik pontját jelzi. A valószínűségi eljárás alkalmával

eloszlásfüggvényként adunk meg egy vagy több inputváltozót (pl. koncentráció az ivóvízben), és Monte-Carlo eljárás alkalmazásával a kockázatok értékét is valószínűségi eloszlással adjuk meg, ami a szükséges intézkedések meghatározásához több információt hordoz, mint a determinisztikus eljárás. Összetett problémák vizsgálatakor indokolt a sztochasztikus megközelítés, illetve olyan esetekben, amikor a determinisztikus eredmény az elfogadható kockázat értékhez közeli eredményt adott, és az elemzés finomítása szükséges **(1.2. táblázat)**.

1.2. Táblázat

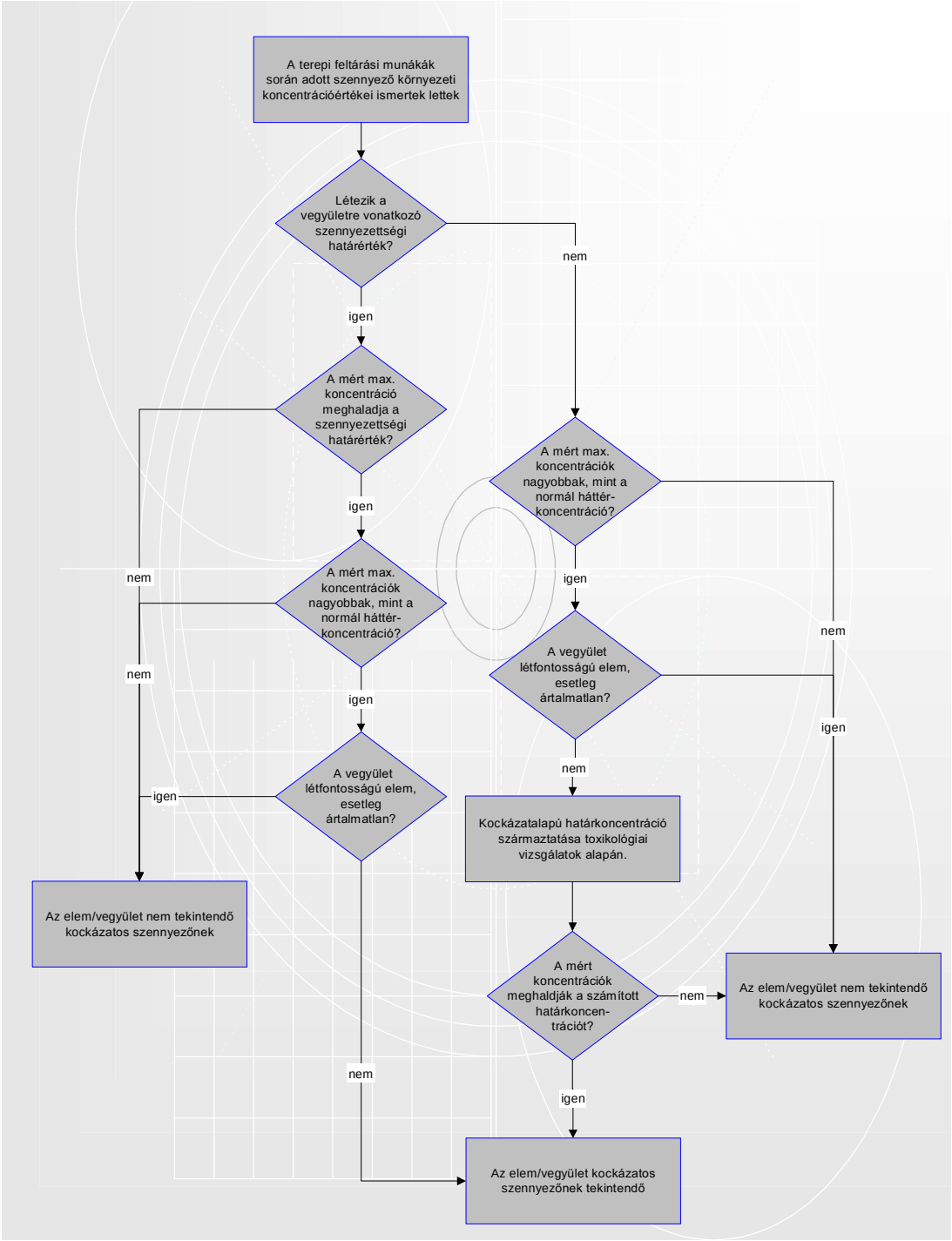
A determinisztikus/valószínűségi eljárás alkalmazásának kritériumai	
Determinisztikus eljárás	**Valószínűségi eljárás**
kis léptékű a projekt	nagy léptékű a projekt
elenyésző a közvélemény szerepe	jelentős a közvélemény szerepe
elfogadható értéktől távoli kockázat-érték várható	elfogadható értékhez közeli kockázat-érték várható
viszonylag kis bizonytalanság	viszonylag nagy bizonytalanság
rutin alkalmazás	nem rutin alkalmazás
nagy számú szennyező/terjedési útvonal	kis számú szennyező/terjedési útvonal
első iterációs lépés, modell építés fázisa	modell pontosítás, bizonytalanság számszerűsítése is cél

1.4.1.1. Szűrési eljárások

A szűrési eljárások ennek a fázisnak a leglényegesebb feladatai. Célunk, hogy valamilyen alapos, következetes és kellően konzervatív elgondolás alapján a további vizsgálatokból **kizárjunk** minden olyan szennyezőt, terjedési útvonalat és receptor csoportot, amik a vizsgált expozíciós szcenáriókban nem érintettek, és **megtartsuk** azokat, amelyekre feltehetően figyelmet kell szentelnünk a vizsgálataink során. Ezek a kiválasztott potenciális szennyezők, expozíciós útvonalak és receptor csoportok lesznek majd a **koncepciós modell alkotó elemei**.

A szennyező anyagok szűrésénél legkézenfekvőbb módszernek az látszik, ha az adott szennyező legmagasabb mért koncentrációját az adott közeg esetében általánosan alkalmazott szabvány határértékével vetjük össze. Magyarországon a szennyezett talaj és talajvíz esetében a **10/2000. (VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet jól alkalmazható ilyen típusú határérték-rendszer,** legalábbis az abban tárgyalt szennyezők esetében.

Az **1.4. ábra** egy a **szennyezők szűrését** szolgáló eljárás folyamatábráját mutatja be. Az elgondolás lényege, hogy a mért koncentrációt összevetjük a hatályos határérték-rendszerrel. Abban az esetben, ha a szóban forgó szennyezőre határérték nem ismert, vagy a mért koncentrációk ezt meghaladják, további meggondolásokra van szükség. Meg kell ismernünk a terület természetes vagy más, antropogén forrásokból származó háttér-koncentrációját, és azt összevetjük a határértékkel. Amennyiben a háttérkoncentráció magasabb az előírt határértéknél és a vizsgált szennyező toxikus anyagnak minősül, úgy a vizsgált anyagot potenciális szennyezőnek kell tekintenünk, és a későbbi fázisokban részletes vizsgálat alá kell vetni. Határérték hiányában kockázat alapú határérték származtatható a rendelkezésre álló toxikológiai adatok alapján.



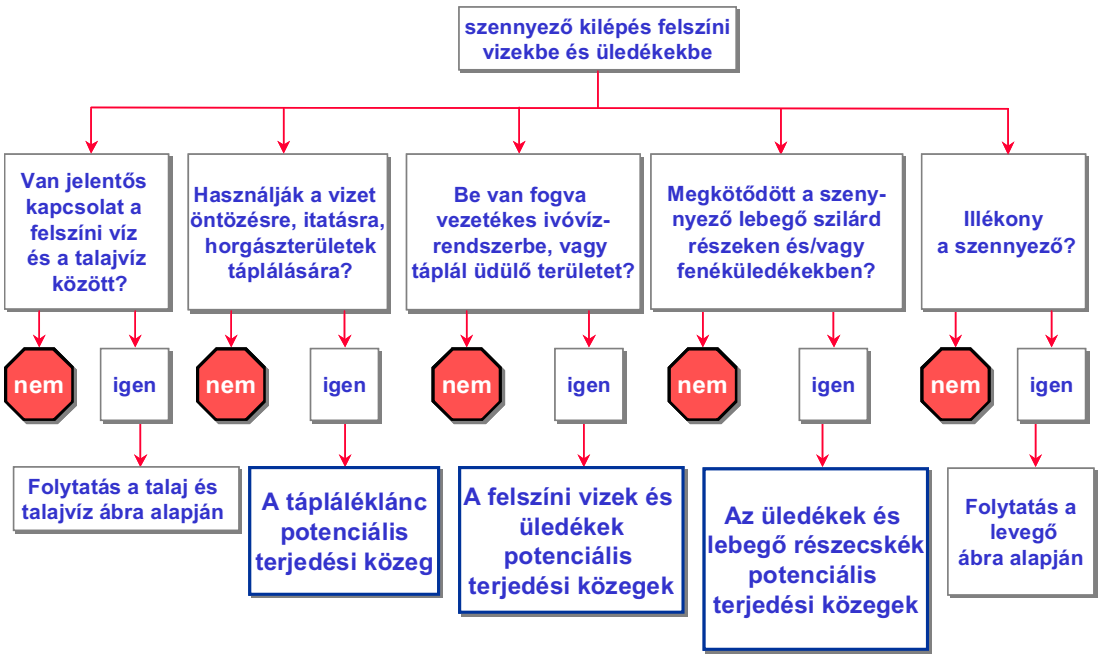
1.4. ábra: Szennyezők szűrésének logikai váza
[Health Canada (1993) alapján átdolgozva]

A **receptorok szűrése** alapján történik a szennyezésnek kitett közösségek listájának összeállítása. Az összeállításkor a területhasználatok típusai (lakókörnyezeti, rekreációs, munkahelyi, mezőgazdasági, ipari, stb.) és azok időbeni változása is számbaveendők, sőt - bizonyos retrospektív kockázatfelmérések esetében - a múltbeli területhasználat áttekintése is fontos lehet. A receptor-csoportok összeállításakor egyedi tulajdonságok (életkor, egészségügyi állapot, szokások, stb.) alapján egyes alcsoportok - pl. gyerekek, idősek, kismamák, betegek, stb. -

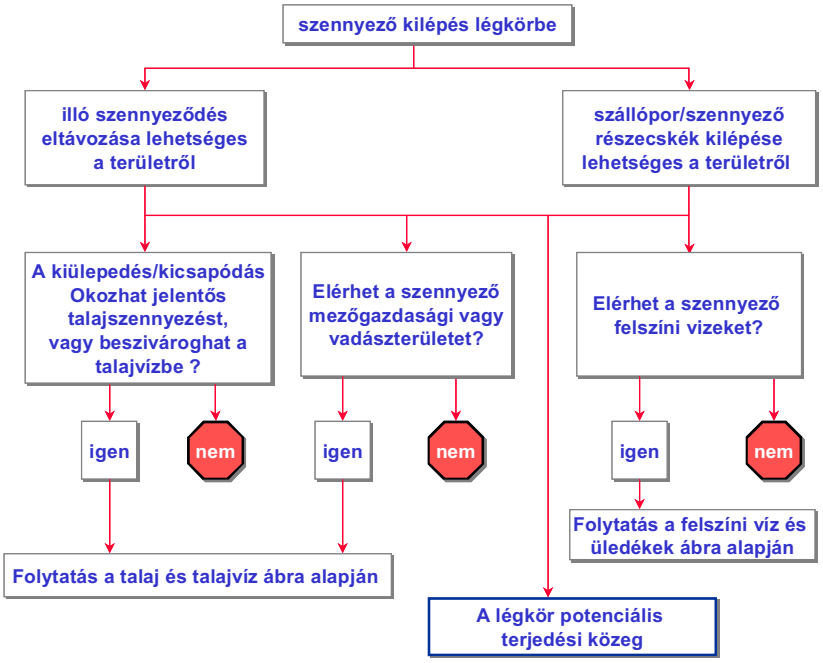
külön figyelmet igényelnek. Fontos látnunk, hogy a vizsgálatnak ebben a kezdeti szakaszában nem indokolt az egyes kitett csoportok elemzése, hanem csak a potenciális receptorként való számbavétel/kizárás indoklása.

Könnyen belátható, hogy a receptorok szűrése nem választható el az **expozíciós útvonalak szűrésétől,** mivel ez utóbbiak vezetnek el az érintett receptorokhoz. Ezért a két feladat egymással párhuzamosan végzendő. Az expozíciós utak szűrésekor a célunk, hogy számbavegyünk minden lehetséges expozíciós útvonalat, amely révén a vizsgált területről szennyező anyag a receptorokhoz eljuthat. Az expozíciós utak beazonosításához ismernünk kell a szennyező anyag kilépésének mechanizmusát(ait), a terjedés közegét(eit), a közegek kommunikációját és a receptor lehetséges bejutási kapuit. Az **1.5.-1.7. ábrák** a lehetséges expozíciós útvonalak szűrésének logikáját mutatják felszíni vizekben, üledékekben, levegőben, talajban és talajvízben. Látható, hogy a szennyezőanyag viselkedésének függvényében a terjedési útvonalak egyik közegből a másikba átléphetnek (pl. felszíni vízből talajvízbe, légkörből talajba, stb.). Ilyen esetekben ez a koncepciós modell felépítésében is szükségszerűen megjelenik.

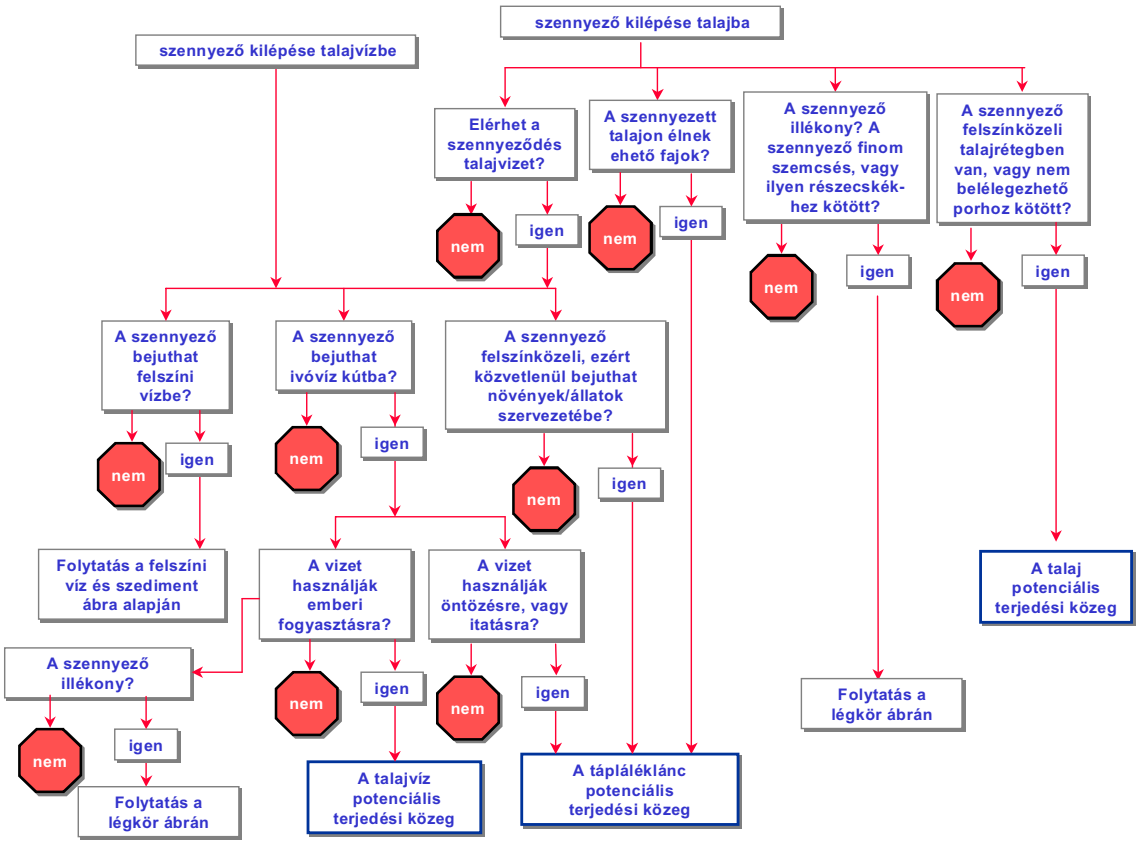
A szűrési eljárások eredményeként meghatározzuk azokat a szennyezőanyagokat, terjedési útvonalakat és receptorokat, amelyek az expozíciós szcenáriók és a koncepciós modell alkotóelemei lesznek.



1.5. ábra: Felszíni befogadók és mederüledékek vizsgálata terjedési útvonal meghatározása céljából [Health Canada, 1993]



1.6. ábra: A légkör mint lehetséges expozíciós útvonal szűrése [Health Canada, 1993]



1.7. ábra: A talaj és felszín alatti víz, mint lehetséges expozíciós útvonal szűrése [Health Canada, 1993]

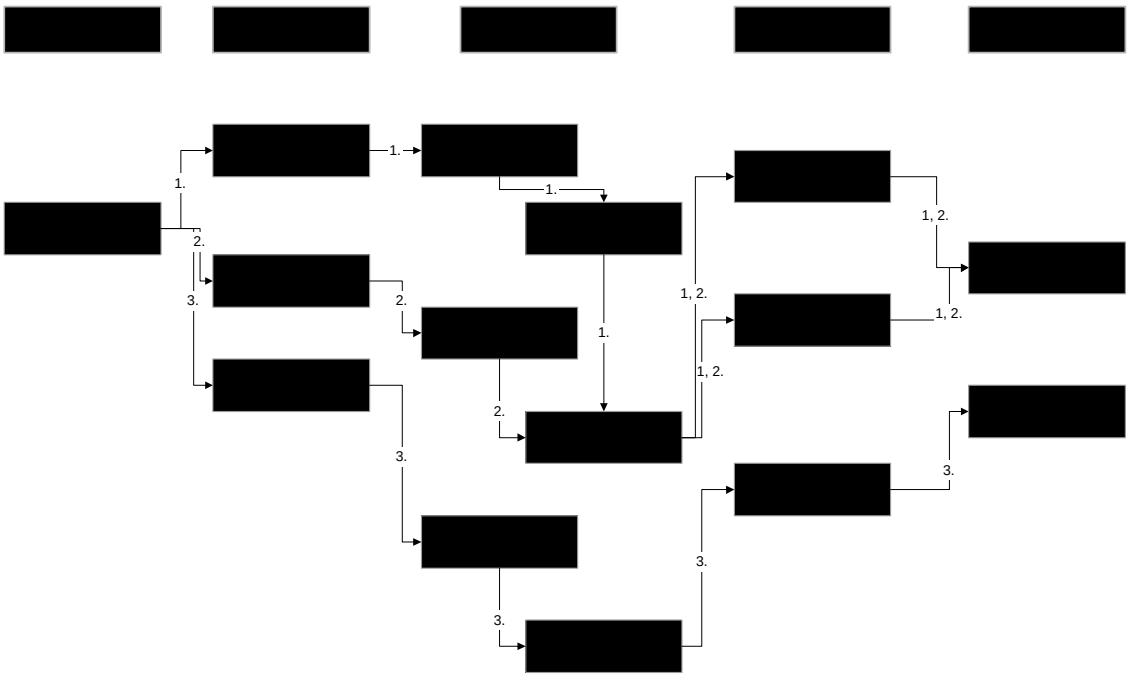
1.4.1.2. A koncepciós modell megalkotása

A koncepciós modell a kockázatelemző munkahipotézisének áttekintő, kvalitatív szemléltetése, amely az alábbi alkotóelemekből áll:

- Szennyező forrás
- Kilépés módja (kilépési mechanuzmus)
- Terjedési közeg
- Bejutási kapu
- Hatásviselők (receptorok, vagy kitett egyedek)

A modell lényege, hogy **minden egyes szennyező forrásra és szennyezőre** az elemző végigköveti a kémiai anyag lehetséges sorsát a forrástól a receptorig. Egy-egy ily módon vázolt különálló eseménysort nevezünk **expozíciós szcenáriónak** vagy **expozíciós forgatókönyvnek**.

Az **1.8. ábra** a dorogi pernyehányó felszíni takarásához használt anyag kockázatfelmérésének koncepciós modelljét mutatja. A kiporzás elleni fedőréteg gyógyszergyári iszapot tartalmazott, ami a pernyetározón keresztül a homokos vízadóba és a környező bányatóba szivároghatott. Emellett számottevő felszíni erózióval is számolni kellett, ami az időszakos felszíni vízfolyások útján juttathatott szennyezőanyagot a közeli rekreációs célra használt tóba. Nem lehetett kizárni azt sem, hogy a szennyezőanyag a környéken legeltetett állatok útján a táplálékláncba is bejut ezért ezt a lehetőséget is feltüntettem harmadik lehetséges szcenárióként.



1.8. ábra: A dorogi pernyehányó kiporzás elleni védelmére használt gyógyszergyári szennyvíziszap kockázatfelmérésének koncepciós modellje 1-3 jelű expozíciós forgatókönyvekkel [Madarász, 2000]

A kockázatfelmérés első fázisa tehát a koncepciós modell felállításával zárul, ami a vizsgálat további lépéseit egyértelműen meghatározza. A modell grafikus (esemény fa jellegű) ábrázolása mellett célszerű annak szöveges értelmezését is megadni.

1.4.2. Expozíció vizsgálat

Az expozíció elemzés a toxicitás vizsgálattal párhuzamosan végrehajtandó feladat. A kémiai expozíció kockázatfelmérésének leglényegesebb eleme (1) a receptorokhoz eljutó szennyező anyag minőségének és mennyiségének (bevitel vagy dózis) és (2) a szóban forgó vegyület toxikus potenciáljának elemzése. Ez előbbi becslésére **az expozíció elemzés**, az utóbbi megállapítására a toxicitás (dózis-hatás) elemzés lépés szolgál.

Az expozíció elemzés alapján adhatjuk meg az adott szennyezőnek különböző környezeti közegek útján a receptorokhoz eljutott mennyiségét, valamint a naponta felvett mennyiségét testtömegre vonatkoztatva.

Az expozíció elemzés legfontosabb feladata, hogy minden kiszűrt szennyezőre meghatározzuk a **koncentráció térbeli és időbeli eloszlását** az érintett környezeti közegekben. Ez a feladat minden kármentesítés során eltérő, és az alkalmazott eljárások eszköztára nagyban függ az elemzés céljától. Nyilvánvaló, hogy egy meglévő szennyezésnél a koncentráció időbeli változásának meghatározása módszerében eltér egy feltételezett havária okán végzett kockázatfelmérés expozíció elemzésétől, ezért más-más módszereket is kell alkalmaznunk. A koncentráció-eloszlás meghatározására alapvetően három módszer létezik:

- mérés
- szennyezés-terjedési modellezés
- biológiai expozíciós modellezés

Kockázatfelmérő munka során vegyületek koncentráció-eloszlását határozzuk meg a légkörben, felszíni és felszín alatti vizekben, üledékekben, talajban és élelmiszerekben. Szennyezett területek kármentesítésekor a területfeltárás közvetlen mérések végzése segítségével szolgáltat információt a szennyezés kiterjedéséről és a koncentráció megoszlásról. A talajból, talajvízből vett minták laboratóriumi elemzése, és azok térbeli szemléltetése az ún. „szennyezés lehatárolást", a szennyezés feltárás időpontjában releváns szennyezés-eloszlást adja meg.

Általában igaz, hogy a **közvetlen mérések** útján szerzett szennyezettségi adatok biztosítják a legmegbízhatóbb alapadatokat az expozíció becsléshez. Látnunk kell viszont, hogy a mérések a megbízhatósággal arányosan módon költségesek, illetve egyes esetekben mérések nem is kivitelezhetők.

Jövőbeli koncentráció-változások meghatározásakor az egyetlen megoldás a **szennyezés-terjedési modellezés** alkalmazása. Erre általában akkor van szükség, ha hosszú távú kockázati tendenciákat kell vizsgálnunk már megtörtént vagy jövőbeli potenciális környezetszennyezés kapcsán. Ilyenkor meglévő adatokból és feltételezésekből kiindulva modellezhetjük a szennyezőanyagok terjedését a légkörben, felszín alatti vagy felszíni vizekben. Nyilvánvaló, hogy

az ily módon számított koncentráció-eloszlások bizonytalansága a modellezett időszak időtartamával arányosan nő, ami a kockázatfelmérések megbízhatóságát is terheli, mivel a szennyezés-terjedési modellekből kapott koncentráció-eloszlások adatait vesszük alapul a hatásviselők kockázatának becsléséhez.

A szennyezett területek feltárásához kapcsolódó jellegzetes hazai hiányosság a terület nem megfelelő szintű ismertsége. Elsősorban gazdaságossági megfontolásokból gyakran tapasztalható, hogy kevés számú feltáró fúrás és mintavételi pont kijelölése mellett próbálják a szennyezés lehatárolását elvégezni. Az ilyen takarékosság többszörösen kedvezőtlen hatású a kockázatbecslő számításokra, mivel:

- Növeli a szennyezett terület lehatárolásának bizonytalanságát;
- Növeli a földtani közeg megismerésének bizonytalanságát;
- Növeli a hidrodinamikai paraméterek megismerésében – ezzel a szennyezés-terjedés modellezésében – rejlő bizonytalanságot;
- Megnehezíti a mértékadó környezeti koncentráció kiválasztását

A mértékadó környezeti koncentráció meghatározása (vagy a koncentráció-eloszlás megadása) a kockázatfelmérés teljes folyamatának kulcsfontosságú sarokszáma, ez a paraméter ugyanis a determinisztikus kockázati érték kiszámításának közvetlen input adata (lásd későbbi fejezet), nem megfelelő kiválasztása ezért az egész elemzés megbízhatóságát kétségessé teszi.

Viszonylag ritkán használt speciális módszer a biológiai expozíció modellezés (BEM) amikor az expozíció bekövetkezése után a receptor szervezetében mért bizonyos paraméterek alapján következtetünk vissza az expozíció tényére, mértékére és ezáltal kockázatra.

A toxikológia tudománynak egyik napjainkban fejlődő területe az expozíciós modellezésben is kulcsszerepet játszó biomarkerek vizsgálata. A biomarkerek mérhető molekuláris vagy sejtbeli fiziológiai eltérések a szervezetben, amelyek kóros jelenségek kialakulásához köthető elváltozásokat jeleznek. A biomarkerek lehetnek expozíciós, biológiai hatás és hajlamossági biomarkerek. A biomarkerek alkalmazása gyökeres változást hozhat a humán-egészségügyi kockázatfelmérés alkalmazásában és megbízhatóságban.

A szennyezőanyagok emberi szervezetbe kerülésének három természetes útja van (bejutási kapuk). A szennyezőanyag bejuthat:

- légutakon
- emésztőszervrendszeren keresztül
- bőrön, nyálkahártyán át.

A receptor közvetlen környezetébe eljutott szennyezőanyag koncentrációt a kockázatfelmérésben külső vagy potenciális dózisnak, míg a szervezetbe ténylegesen felszívódó mennyiséget belső dózisnak nevezzük. A kettő hányadosa a szennyező anyagra jellemző biohányad (biológiai hozzáférhetőség), ami megadja, hogy az adott szennyező az emberi szervezetbe jutva hány százalékban képes a szervezetbe beépülni és így egészségkárosító hatást kifejteni.

A legtöbb toxikus vegyület esetében a kockázat értéke függ a szervezetbe belépő és megkötődő anyag mennyiségétől. Előfordulhat, hogy ugyanazon szennyező több bejutási kapun át jut a szervezetbe, és az egyes bejutási kapuk esetében a biohányad értéke eltérő lehet. A biohányad értéke 0 és 1 között változik. Abban az esetben, ha a biohányad értékére vonatkozóan nincs információ, a kockázatelemző a biohányad értékét 1-nek választja (ezzel azt feltételezve, hogy a receptor szervezetébe bejutott vegyület teljes mennyiségében kifejti toxikus hatását), és a valóságostól kedvezőtlenebb kockázat-értéket becsül majd. Körültekintően kell eljárni abban az esetben, ha a vonatkozó referencia dózis vagy meredekségi tényező (lásd később) értéke a biohányaddal módosított érték. Az **1.3. táblázat** a biohányad értékét adja meg néhány vegyület esetében.

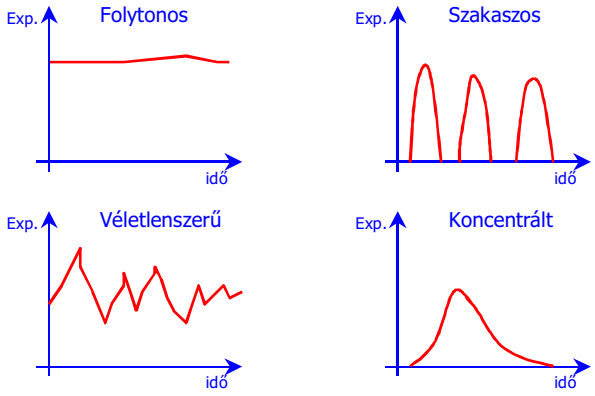
1.3. Táblázat

Biohányad értékek néhány vegyület talaj dermális expozíciója során (USEPA, 1990)

vegyület	**Biohányad érték [-]**
Benz(a)pirén	0,01
Benzol	0,47
DDT	0,03
TCDD (dioxin)	0,01
Toluol	0,55
m-Xilol	1,0

Az expozíció számítás fontos része az esemény időtartama és lecsengése (dinamikája). Az expozíció időtartama alapján megkülönböztetünk akut, szubkrónikus és krónikus expozíciót. Ember esetében akut expozíciónak a 14 napnál rövidebb expozíciót, szubkrónikusnak a 14-90 nap közötti expozíciót, krónikusnak pedig a 90 napnál hosszabb expozíciót nevezzük.

Az expozíció intenzitása gyakran nem állandó, az esetek többségében változó. Az **1.9. ábra** néhány tipikus expozíciós mintát mutat be. Folytonos expozíciónak tekinthető néhány típusú szennyezőanyag kilépés, pl. folyamatos kilúgozódás. Szakaszos kibocsátása lehet egy üzemnek, véletlenszerű expozíciót eredményezhet pl. egy változó összetételű csurgalékvíz kilépés, koncentrált kibocsátás pedig pl. üzemi balesetek esetén fordulhat elő. Az átlagos expozíció vizsgálata során a változó expozíció-intenzitások átlagát képezzük a teljes időtartamra.

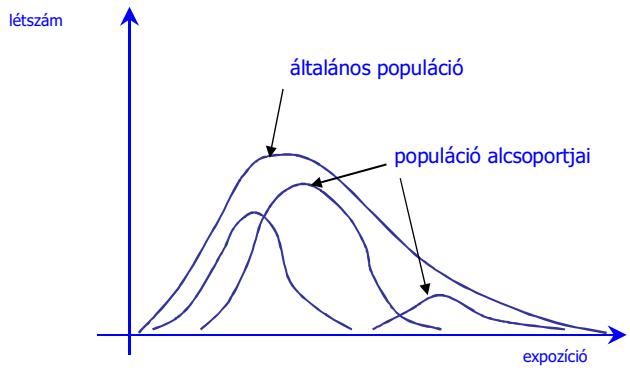


1.9. ábra: Néhány tipikus környezeti expozíciós minta

Megjegyzendő, hogy bizonyos akut expozíciós esetekben, ahol meghatározó szerepe nem az átlagos, hanem a maximális dózisnak van, az expozíció lecsengés koncepciója nem alkalmazható.

Az expozíció elemzés részeként a receptor jellemzése során a hatásviselő csoportok olyan sajátosságait vizsgáljuk, mint például: testtömeg, szabadban töltött idő, a szennyezett területen eltöltött idő, belélegzett por mennyisége, egyéb bőrkontaktus (pl. vízzel való érintkezés), stb.

Célunk, hogy megértsük azokat a folyamatokat és szokásokat, amelyek során a receptorok a vizsgált vegyülettel érintkezhetnek, illetve megismerjük azokat az alcsoportokat (gyermekek, csecsemők, idősek, betegek, stb.), amelyek valamilyen sajátosság folytán az átlagostól eltérő módon osztoznak a kockázatban. Az **1.10. ábra** a receptor populáció és alcsoportjainak lehetséges viszonyára kíván rámutatni.



1.10. ábra: A hatásviselő populáció és alcsoportjai

A hatásviselők expozíciójának becslésekor szabványosított alapértékeket alkalmazunk olyan mennyiségekre, mint pl. a belélegzett levegő térfogata, naponta fogyasztott ivóvíz mennyiség, testtömeg, bőrfelület, stb.. Ezekre a paraméterekre számos ajánlás található a szakirodalomban [Health Canada, 1994, 1995; USEPA 1989; Szabó et al., 2002; Gondi et al., 2004] a hazai alkalmazások során célszerű a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium által kiadott módszertani útmutatóban [Gondi et al., 2004] publikált expozíciós tényezők alkalmazása.

A kémiai vegyületeket az expozíciós hatásukat tekintve két csoportba oszthatjuk. Azokat a szennyezőket, melyek toxikus hatásának kifejtéséhez szükséges, hogy abszorbeálódjanak a testben **szisztémás vegyületeknek** nevezzük, míg a **helyileg ható vegyületek** hatásához a beépülés nem szükséges. A szisztémás expozíciót dózisértékben adjuk meg, a biohányad elhanyagolása vagy figyelembevétele függvényében potenciális vagy belső dózisértékként.

Az expozíció dimenziója mindkét esetben: $\left[\frac{\mu g}{ttkg \cdot nap}\right]$, ami testtömeg-egységre vonatkoztatott napi bevitt szennyezőanyag mennyiségét jelenti. Potenciális dózis esetében ez az érték azt a dózist fejezi ki, amivel a szervezet kapcsolatba kerül, belső dózis esetén a mennyiség az abszorbeált dózist jelenti.

Az expozíció számítása az **átlagos napi dózis** (ÁND) meghatározásával történik. A számítás logikája bármely expozíciós útvonalra megegyezik: a közegre vonatkozó koncentráció meghatározása után becsüljük a receptorok által adott időszak alatt felvett dózis mennyiségét. Az alkalmazandó számítások gyűjteménye a szakirodalomban több szerzőnél is megtalálható [Asante-Duah, 1993 és 1996; Bezegh et al., 1996; Dura et al., 2001; Health Canada, 1994 és 1995; USEPA, 1989; Gondi et al., 2004].

$$ÁND = \frac{C \cdot IR \cdot EF}{BW}$$, ahol

ÁND	Közegből a szervezetbe jutó szennyezés értéke mg-ban, naponta és egységnyi testtömegre vonatkoztatva	[mg/(ttkg·nap)]
C	a szennyező koncentrációja a közegben	[mg/L]; [mg/kg]; [mg/m^3]
IR	Adott közeggel való kapcsolat mértéke naponta (pl. napi vízfogyasztás, napi belélegzett levegő mennyisége, stb.)e	[L/nap]; [kg/nap]; [m^3/nap]
EF	expozíciós tényező: az expozíció élettartamra vonatkoztatott gyakoriságát adja meg	[-]
BW	testtömeg	[ttkg]

Abban az esetben, ha a szennyező több útvonalon, de ugyanazon a bejutási kapun juthat be a szervezetbe - és ugyanazt az egészségkárosító hatást fejti ki -, akkor a különböző utakon bejutott dózisok összegzése szükséges

$ÁND = ÁND_1 + ÁND_2$, ahol

ÁND	teljes dózis értéke	[mg/(ttkg·nap)]
$ÁND_1$	pl. földtani közegből tápcsatornán át bejutó dózis becsült értéke mg-ban, naponta és egységnyi testtömegre vonatkoztatva	[mg/(ttkg·nap)]
$ÁND_2$	pl. vízből szájon át bejutó dózis becsült értéke mg-ban, naponta és egységnyi testtömegre vonatkoztatva	[mg/(ttkg·nap)]

Szisztémásan ható vegyületek többszörös útvonalon történő expozíciója esetében tehát az egyes expozíciós útvonalakon történő bevitelt külön-külön értékeljük és azok összegzésével kaphatjuk meg az összes bevitt dózist. Nem helyes viszont eltérő szennyezők kellő körültekintés nélküli összegzése, sem ugyanazon szennyezőnek eltérő bejutási kapukon bejutott összegzése, mert előfordulhat, hogy az eltérő bejutási kapuk más-más hatásmechanizmust eredményeznek (pl. kadmium légző-, és emésztő-rendszerbe jutása).

Helyileg ható vegyületek esetében a káros hatás mértéke elsősorban a maximális koncentrációhoz, valamint az expozíció időtartamához és gyakoriságához köthető, ezért az expozíció kifejezésének módja ebben az említett paraméterek megadásával történik. A helyileg ható vegyületek esetében nem jellemző, hogy más-más bejutási kapukon át ugyanaz a szervet károsodna, ezért az additivitásnak itt nincs jelentősége.

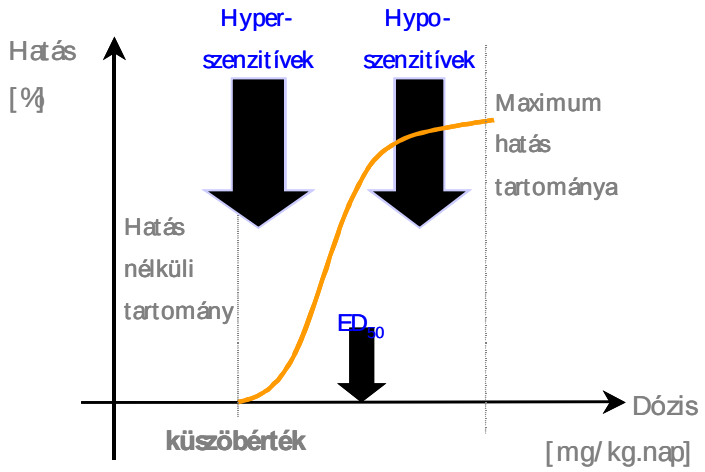
1.4.3. Toxicitás vizsgálat

„Minden anyag méreg, nincsen olyan anyag ami ne méreg lenne. A dózis az, ami megkülönbözteti a mérget az orvosságtól." Paracelsus (1493-1541) megállapítása a toxikológiai vizsgálódásunk lényegi kérdését érinti. Míg az expozíció vizsgálat során meghatározzuk, hogy mekkora a receptor környezetébe eljutó szennyezőanyag koncentráció és a hatásviselő szervezet dózisterhelése, a toxikológiai fejezetben azt kívánjuk meghatározni, hogy adott szennyező esetében mekkora az az érték, amit a szervezet még egészségkárosodás nélkül képes elviselni, illetve hogy létezik-e ilyen küszöbérték.

1.4.3.1. A szennyező anyagok csoportosítása dózis-hatás kapcsolat alapján

Dózis-hatás kapcsolatuk alapján a vegyületeket két összefoglaló csoportba osztjuk: karcinogén és nem karcinogén (toxikus) vegyületek. A különbség a két csoport eltérő dózis-hatás összefüggésében van. A dózis-hatás kapcsolat minden szennyező esetében meghatározza annak toxikológiai viselkedését, egyes kockázatelemző eljárások ezért is nevezik ezt a fázist dózis-hatás vizsgálatnak. A dózis-hatás görbe valamilyen meghatározott hatás (pl. kóros elváltozás, tumor kialakulása, halálozás, stb.) megjelenésének relatív gyakoriságát vizsgálja a dózis függvényében.

Nem karcinogén anyagok esetében a dózis-hatás görbe valamely pozitív dózis érték alatt zérus értékű, azaz a vizsgált hatás egyetlen egyednél sem következik be. Ezt az értéket a vegyületre jellemző **küszöbértéknek** nevezzük **(1.11. ábra)**.



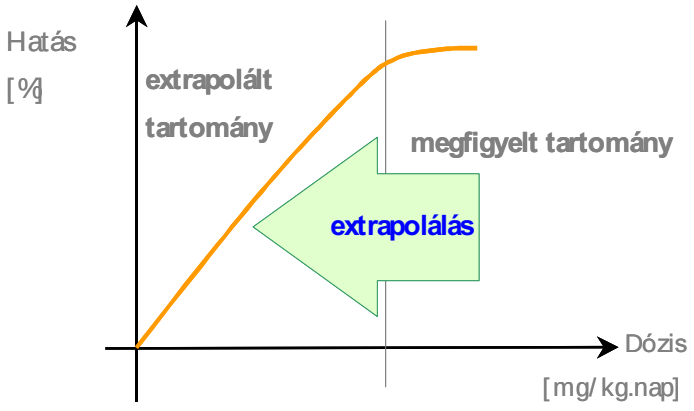
1.11. ábra: Nem karcinogén anyagok elvi dózis-hatás kapcsolata és jellemzői

Azt a tartományt, ahol a hatás 100%-os (azaz a hatás minden vizsgált egyednél megjelenik), a maximális hatás tartományának nevezzük. Az ED_{50} érték jelzi azt a dózist, ahol a vizsgált hatás a kitett egyedek pontosan felénél volt megfigyelhető. A szélesebb körben ismert LD_{50} érték ennek azon speciális esete, amikor a vizsgált hatás a halálozás. Azok az egyedek, amelyeknél az ED_{50} érték alatti dózisok esetében pozitív hatás jelenik meg, az adott anyaggal szemben az átlagostól

érzékenyebbek, ezért ezeket hiperszenzitíveknek, a magasabb dózishoz tartozó csoportot hiposzenzitíveknek nevezzük.

Karcinogén anyagok esetében a dózis-görbe lefutása az előzőtől eltérő **(1.12. ábra)**. A kockázatfelmérés során indokoltnak látszik azt feltételezni, hogy ebben az esetben a dózis-hatás kapcsolat küszöbérték nélküli, azaz nem létezik kockázatmentes tartomány, és már egy molekulányi expozíció is káros sejtelváltozásokat indít be. A másik fontos feltételezett tulajdonság a karcinogén dózis-hatás kapcsolatban a linearitás. Ennek megértéséhez látnunk kell, hogy a dózis-hatás görbék alapjául leggyakrabban állatkísérletek szolgáltatnak adatot. Az állatkísérletek során extrém dózisok alkalmazása szükséges a kísérlet eredményessége érdekében, azaz a magas dózis-tartományban tudjuk a dózis hatás kapcsolatot meghatározni. Ezt a tartományt ezért a **megfigyelt tartománynak** nevezzük. Nyilvánvaló, hogy az általunk vizsgált ún. környezeti expozíciós szcenáriók esetén ezek a magas dózis előfordulások a legritkábbak, szennyezett területek kapcsán viszonylag kismértékű expozíciókkal kell számolnunk. Dózis-hatás kapcsolatra vonatkozó adat erre a tartományra viszont nem áll rendelkezésünkre, ezért a megfigyelt tartomány egy megfelelően kiválasztott pontja (point of departure) és az origó között lineáris kapcsolatot feltételezve extrapoláljuk a görbét. Ezt az eljárást LMS (Linear Multi-Stage) modellnek, a tartományt pedig extrapolált tartománynak nevezzük.

A toxikológia fejlődése mára igazolta, hogy a vegyületek fenti típusú karcinogén és nem-karcinogén csoportosítása nem teljesen felel meg a valóságnak. A karcinogéneknek csak bizonyos csoportja (pl. mutagének) esetében helytálló a küszöbérték nélküli dózis-hatás koncepció. Más karcinogén (nem-mutagén) anyagok esetében kis dózisoknál a karcinogenitás kialakulásának valószínűsége nagyon kicsi. Helytállóbb a továbbiakban a karcinogén, nem-karcinogén csoportosítás helyett a **küszöbértékkel rendelkező** és **küszöbérték nélküli** kategorizálás alkalmazása.



1.12. ábra: Karcinogén anyagok dózis-hatás kapcsolata

A küszöbérték nélküli dózis-hatás kapcsolat problémáiról és következményeiről a toxikológiai alapfeltételezések fejezetben bővebben foglalkozom.

A toxicitás vizsgálat első lépésének, a toxikológiai hatásmechanizmus elemzésének célja, hogy meghatározzuk, a vizsgált szennyező vegyület karcinogén-e vagy sem (küszöbértékkel rendelkező-e vagy sem). Ez a megkülönböztetés azért indokolt, mert a fenti különbözőségek miatt a kockázatfelmérés menete ezen a ponton szétválik, és más-más toxikológiai paraméter meghatározása szükséges a két esetben.

1.4.3.2. Expozíciós határ/meredekségi tényező meghatározása

Nem karcinogén (küszöbértékkel rendelkező) vegyületek esetében a dózis-hatás görbe legjellegzetesebb pontja a küszöbérték. Ezt az értéket szokás NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) értéknek is nevezni, ami azt az expozíciós szintet jelöli, ahol a vizsgált egészségkárosító hatás még nem volt megfigyelhető. Ezt közelítő érték a LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level), ami azt a legalacsonyabb szintű expozíciót jelzi, amelynél káros hatások megfigyelhetők voltak. A kockázatfelmérés során alkalmazandó expozíciós határ az ajánlott maximális napi expozíció egy adott vegyületre vonatkozóan. Ezt az értéket úgy származtatjuk, hogy a NOAEL, vagy LOAEL értéket egy szabványos módon meghatározott biztonsági tényezővel módosítjuk úgy, hogy a tényleges küszöbértéktől legalább egy nagyságrenddel kisebb értéket adunk meg kockázati szempontból elfogadható határnak. Az értéket **referencia dózisnak** (RfD) vagy megengedhető napi bevitelnek (TDI) nevezzük. A megfelelő biztonsági tényező megadásának módjával a toxikológiai alapfeltételezések fejezetben foglalkozom bővebben.

$$RfD;TDI = \frac{NOAEL / LOAEL}{UF};$$

ahol:

RfD	Referencia dózis	[mg/(ttkg·nap)]
TDI	Megengedhető napi dózis	[mg/(ttkg·nap)]
UF	Biztonsági tényező, (értéke általában 10 és 10000 között változik)	[-]

Belégzés útján realizálódó expozíció esetén az RfD értéket az RfC (referencia koncentráció) váltja fel.

Toxikus vegyületek esetében a toxicitás vizsgálat fő célja a fenti mennyiség meghatározása. Amennyiben ennek meghatározása minden potenciális szennyezőre megtörtént, a toxicitás vizsgálat befejezettnek tekinthető.

Karcinogén (küszöbérték nélküli) vegyületek esetében a dózis-hatás görbe legfontosabb tulajdonsága a lineáris szakasz meredeksége, a meghatározandó paraméter a **meredekségi tényező**, jele SF (Slope Factor), mértékegysége [$(mg/(ttkg \cdot nap))^{-1}$].

Adott (elfogadott) kockázati szinthez ebben az esetben is megállapítható egy elfogadható dózis érték, amit kockázat alapú dózisnak nevezünk.

$RsD = \frac{R}{SF}$; ahol:

RsD	Kockázat alapú dózis	[mg/ttkg/nap]
SF	Meredekségi tényező	[(mg/ttkg/nap)$^{-1}$]
R	Elfogadható kockázati érték, általában $10^{-6} < R < 10^{-4}$	[-]

A rákkeltő potenciál jellemzésére használják még az úgynevezett egységnyi kockázatot (UR), amely az egységnyi, vízben oldott (µg/l) vagy levegőben mérhető (µg/m^3) szennyezőanyagra eső kockázat kvantitatív meghatározása.

1.4.3.3. A toxikológiai információk forrásai

A fenti toxikológiai jellemzők meghatározása nem mindig egyszerű feladat. Leggyakrabban egészségügyi és/vagy toxikológiai szervezetek által publikált adatbázisok adatait vesszük alapul. Használható toxikológiai források a WHO, USEPA, ATSDR, RIVM szervezetek adatbázisai.

Az esetek túlnyomó többségében az elemző online adatbázisokat használ a kívánt toxikológiai jellemzők beszerzésére.

Abban az esetben, ha a kockázatfelméréshez szükséges humán toxikológiai adatok nem állnak rendelkezésre, ún. **alapfeltételezéseket** alkalmazunk az egészségkárosító hatások becslésére. A toxikológiai adatok hiánya vagy bizonytalansága esetén módszertani és szabályozói garanciákkal biztosítható, hogy a beépített alapfeltételezések minden esetben konzervatív megközelítései legyenek a valós jelenségeknek, az ily módon számított kockázati érték ezért a valóságostól mindig nagyobb értéket fog eredményezni. Az alapfeltételezések tehát nem általánosan használandó paraméterek, hanem hiánypótló adatok, a szükséges adatok hiánya esetén. A kockázatfelmérés gyakori ismerethiánya miatt az elemzés „toxikológiai oldalán" ezek az alapfeltételezések szinte minden esetben halmozottan kerülnek alkalmazásra, jelentős túlbiztosítást okozva a becslésekben. A toxikológiai alapfeltételezésekkel a következő fejezetben részletesen foglalkozom.

A toxicitás elemzés fázis lezárható akkor, ha a koncepciós modellben kiszűrt összes szennyező toxikológiai hatásmechanizmusa és az ehhez kapcsolódó expozíciós határérték meghatározásra került. A toxicitás vizsgálat az expozíció vizsgálattal párhuzamosan kerül elvégzésre, és ezek eredményei az utolsó (kockázat jellemzés) fázisban kerülnek összegzésre.

1.4.4. Kockázat jellemzés

A kockázatelemző munka összegzése a kockázat jellemző fázis. Korábban az expozíció elemzés fázisban méréssel vagy modellezéssel meghatároztuk az expozíció mértékét. A toxicitás vizsgálat során meghatároztuk azt a dózis értéket, amitől nagyobb expozíció esetében egészségkárosodásra kell számítanunk. Ebben a fázisban a feladatunk az előző két lépés eredményeit összevetni és számszerűsíteni a kockázatot (kockázat becslés). Ezt követően

értelmezzük a becsült kockázat értékét és összefoglaljuk az elemzés megállapításait és bizonytalanságait.

1.4.5. Nem karcinogén vegyületek kockázatfelmérése

Nem karcinogén (küszöbértékkel rendelkező) vegyületek esetében a kockázatot úgy becsüljük, hogy a ténylegesen mért vagy modellezett koncentrációból számított dózist (átlagos napi dózis, ÁND) a toxikológiai fázisban meghatározott referencia dózissal (RfD; TDI) vetjük össze, és képezzük a (HQ, vagy HRQ) **kockázati hányadost**.

$$HQ = \frac{ÁND}{RfD}$$

Mértékegységhelyes hányados képzés után a kapott eredményt 1-hez viszonyítjuk. A számított HRQ egészségkockázati hányados értéke szerint a kockázatot az **1.4. táblázat** szerint minősítjük.

Amennyiben az egészségkockázati hányados értéke HRQ<1, azaz a becsült expozíció mértéke az elfogadható határ alatt van, a kockázat elfogadható mértékű. Ha HRQ>1, a vizsgált szcenárió nem elfogadható, egészségkárosító hatás valószínűsége fennáll, ezért kockázatkezelés szükséges.

1.4. Táblázat

HRQ	kockázat minősítése
<0,001	elhanyagolható
0,01-0,1	kicsi
0,1-1	mérsékelt
1-10	nagy
>10	igen nagy

1.4.6. Karcinogén vegyületek kockázatfelmérése

Míg a küszöbértékkel rendelkező szennyezők esetében a kérdés könnyen kezelhető, a karcinogén kockázatfelmérés valamivel összetettebb. Korábban láttuk, hogy ebben az esetben nincs kockázatmentes állapot, kivéve, ha az expozíció lehetősége teljesen kizárt, ami viszont a legtöbb esetben nem valósítható meg. Miközben tudomásul vesszük, hogy küszöbérték nélküli vegyületek esetében a kockázat mindig fennáll, célul tűzhetjük ki a koncentráció olyan alacsony szinten tartását, amennyire csak lehetséges. Ez esetben döntés kérdése, hogy mekkora az a felvállalható kockázat, ami alapján a kockázat alapú dózis már meghatározható. A döntésünket tehát egy előzetesen meghatározott, elfogadható kockázati értékre alapozzuk.

1.4.6.1. Az elfogadható kockázat koncepciója

Az elfogadható kockázat mértéke nem természettudományos alapokon meghatározott érték, hanem a társadalom és a döntéshozók által elfogadhatónak, felvállalhatónak tekintett valószínűsíthető kockázati értéket állapítunk meg, amire a döntéseinket alapozzuk.

A kockázat elfogadható („de minimis") értékű, ha az adott tevékenységhez köthető kockázatnövekmény megfelelően kicsi ahhoz, hogy a tevékenység módosítása ne legyen indokolt [Whipple, 1987]. Az elfogadható kockázat fogalma kémiai expozíció esetén az adott vegyületnek való kitettség következtében bekövetkező, tudatosan felvállalt többlet haláleset számaként értelmezhető. A mértékadó érték általában $1 \cdot 10^{-4}$ és 10^{-6} között változik, jelentése megfelelő létszámú populáció esetén a vizsgált tevékenységhez köthető, teljes élettartamra vonatkoztatott expozíció hatására várható halálesetek száma. Ha a társadalom illetve a döntéshozók adott problémakörre vonatkozóan az $1 \cdot 10^{-6}$ kockázatot tekintik elfogadhatónak, azt úgy értelmezhetjük, hogy az adott expozíciós szcenárió káros hatásának következményeként egymilliós populációból egy haláleset tekinthető elfogadhatónak, és ezt a kockázati szintet a társadalom tudatosan felvállalja.

1.5. Táblázat

Néhány esemény halálozási kockázata az Egyesült Államokban egy évre viszonyítva [Atallah, 1980]

Veszély	**Kockázati érték**
Szívinfarktus	$3{,}4 \cdot 10^{-3}$
Rákos megbetegedés	$1{,}6 \cdot 10^{-3}$
Autóbaleset	$2{,}1 \cdot 10^{-4}$
Munkahelyi baleset	$1{,}5 \cdot 10^{-4}$
Gyilkosság	$9{,}3 \cdot 10^{-5}$
Magasból való lezuhanás	$7{,}4 \cdot 10^{-5}$
Fulladás	$3{,}7 \cdot 10^{-5}$
Tűzeset, égés	$3{,}0 \cdot 10^{-5}$
Mérgezés (folyadék vagy szilárd anyagtól)	$1{,}7 \cdot 10^{-5}$
Fulladás (tárgy lenyelése)	$1{,}3 \cdot 10^{-5}$
Lőfegyver használat	$1{,}1 \cdot 10^{-5}$
Vasúti közlekedés	$0{,}9 \cdot 10^{-6}$
Polgári repülés	$0{,}8 \cdot 10^{-6}$
Vízi közlekedés	$0{,}7 \cdot 10^{-6}$
Gázmérgezés	$0{,}7 \cdot 10^{-6}$
Hajózás	$0{,}6 \cdot 10^{-6}$
Villámcsapás okozta halál	$0{,}5 \cdot 10^{-6}$
Hurrikán okozta halál	$0{,}4 \cdot 10^{-6}$
Tornádó okozta halál	$0{,}4 \cdot 10^{-6}$
Állat általi marás, csípés	$0{,}2 \cdot 10^{-6}$

A laikus számára első hallásra rémisztő megközelítés a mérnöki gondolkodás szükségszerű része, mivel a kockázatmentes állapot biztosítása elméleti lehetetlenség, bizonyos fokon túli megközelítése pedig gazdaságossági okok miatt általában nem kivitelezhető. Látnunk kell azt is, hogy a modern társadalmakban a kármentesítési projektekben elfogadhatónak tekinthető értéktől nagyságrendekkel nagyobb kockázatokat naponta vállalunk, gyakran önkéntesen. Erre mutat néhány statisztikai adatokra alapozott példát az **1.5 táblázat**.

Új beruházások méretezése esetében a környezeti ártalmak mértékadó kockázati szintje általában 10^{-6} nagyságrendű, kármentesítési beavatkozások méretezésekor viszont - a területhasználat mérlegelése mellett - általában $1 \cdot 10^{-5}$ értéket szabják meg a kármentesítési célérték meghatározásának alapjául elsősorban költséghatékonysági megfontolás miatt.

1.4.6.2. Karcinogén kockázat számítása

Karcinogének esetében a kockázatot a környezeti közeg koncentrációja alapján számított dózis és az anyagra jellemző meredekségi tényező szorzataként számítjuk, és numerikus karcinogén kockázatnak (NCR) nevezzük.

$$NCR = ÁND \cdot SF$$

ahol:

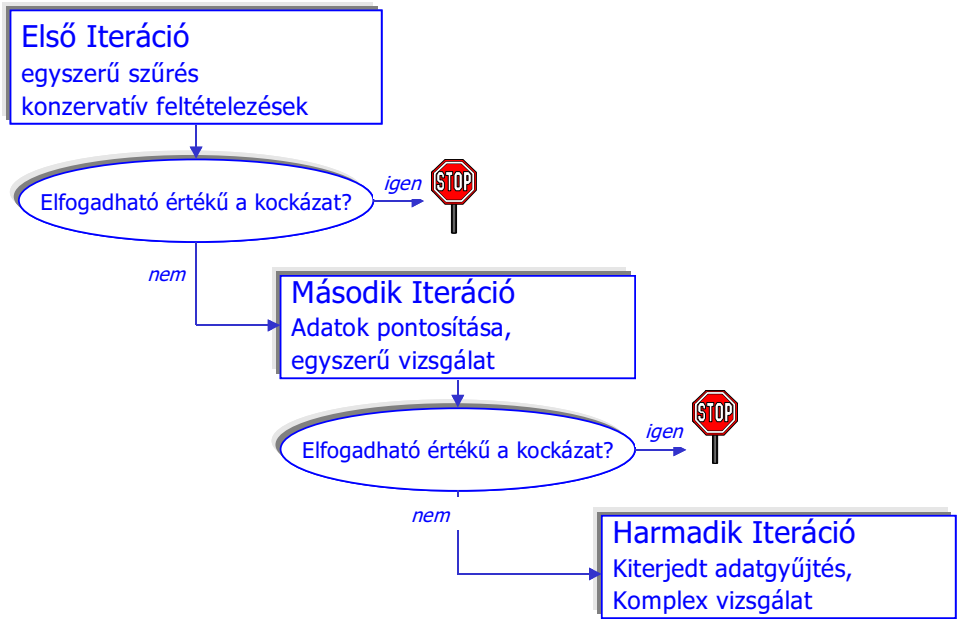
NCR	Numerikus karcinogén kockázat	[-]
ÁND	Becsült dózis érték	[mg/ttkg/nap]
SF	Meredekségi tényező	[(mg/ttkg/nap)$^{-1}$]

A kockázat elfogadhatóságáról az alapján döntünk, hogy összevetjük a számított NCR és a szabályozás szerint elfogadható kockázat értékét. Az $1 \cdot 10^{-6}$-os előre meghatározott határérték esetében, ha $NCR < 1 \cdot 10^{-6}$, a kockázat elfogadható mértékű; ha $NCR \geq 1 \cdot 10^{-6}$, a kockázat nem elfogadható.

1.4.7. A kockázat leírás

Abban az esetben, ha a kockázat elfogadható értékű, a kockázatkezelés kérdése általában egyszerű: nincs szükség beavatkozásra, bár bizonyos esetekben a kockázat csökkentése ilyenkor is indokolt lehet. Abban az esetben, ha a számított kockázat, - vagy összetett szcenáriók esetén a kockázatok valamelyike - nem elfogadható, két lehetőségünk van. Mivel az elemzésben általában elengedhetetlen az alapfeltételezések alkalmazása, vagy bizonytalanságot hordozó paraméterek bevonása, lehetőségünk van a vizsgálatunkat oly módon finomítani, hogy a túlméretező alapfeltételezéseket megpróbáljuk nagyobb megbízhatóságú adatokkal helyettesíteni. Erre a kockázatfelmérésben általánosan elfogadott **iterációs** (többlépcsős) **megközelítés** ad lehetőséget **(1.13. ábra)**. Az eljárás lényege az, hogy amennyiben a kockázat nem elfogadható, de esély van arra, hogy az alkalmazott közelítések valós értékekkel történő helyettesítésével elfogadható szint alá hozható a kockázat, az elemző új – de továbbra is konzervatív – megközelítéssel újraszámolja a kockázat értékét. Az iterációs lépések elvileg tetszőleges számban megismételhetők, valójában az ésszerű adatpótlások véges száma szab határt a pontosításoknak.

Az iterációs megközelítés előnye nem csak abban rejlik, hogy lehetőséget biztosít utólagos finomításra, hanem sokkal fontosabb szempont az, hogy a kockázatfelmérés kezdetekor az elemzőnek lehetősége van mindig a legegyszerűbb feltételezésekkel viszonylag egyszerű és gyors módon számolni adott probléma egészségügyi kockázatának felső korlátját. Amennyiben az első iterációs lépés már elfogadható eredményt biztosít, úgy nincs szükség részletesebb vizsgálatokra, hiszen a konzervatív becslések garantálják, hogy a részletesebb elemzés még tovább csökkentené a becsült kockázati értéket. Ezzel az elemzőnek lehetősége van a rendelkezésére álló pénzügyi és egyéb források optimális kihasználására, és nem kell feleslegesen túlméretezett elemzésekre időt, pénzt és energiát pazarolni. A megközelítés alkalmazásának hátránya, hogy az elemző gyakran elfelejtkezik arról, hogy a korai lépesekben számolt kockázat érték nem a tényleges kockázatot, hanem annak felső korlátját adja meg.



1.13. ábra: A kockázatfelmérés iterációs megközelítése
[Chemical Manufacturers Association, 1994]

A becsült kockázatértékek önmagukban nem biztosítanak elegendő információt döntések tényleges meghozatalához, azok értelmezése és jellemzése is szükséges. A becsült értékek értelmezése leíró jellegű és ismerteti mindazokat a megfontolásokat, amik az elemzés során a kockázatfelmérést érintették. Fontos, hogy az elemző közölje a vizsgálatba bevont közelítő eljárásokat és alapfeltételezéseket, és igazolja, hogy a valós adatokat helyettesítő feltételezések a valóságostól kedvezőtlenebb kockázati értéket eredményeztek. A szükséges információk közlése elengedhetetlen ahhoz, hogy a kockázat alapú döntéshozatal kellően körültekintő lehessen.

Az elemzésben rejlő bizonytalanságok közlése ugyancsak elengedhetetlen, mivel a döntéshozóknak jelentős problémát okoznak a vizsgált kérdés rendszer-jellemzőiben rejlő bizonytalanságok. Ezzel a kérdéssel részletesebben a következő fejezetekben foglalkozunk.

2. BIZONYTALANSÁGOK A KOCKÁZAT ALAPÚ KÁRMENTESÍTÉSBEN

A földtani közeg feltárásában járatos szakemberek számára a földtani, vízföldtani bizonytalanságok és azok kezelése nem ismeretlen feladat. A földtani környezet megismerésekor gyakran találkozunk a természet nehezen leírhatató komplexitásával, amit jelentős modell-egyszerűsítésekkel teszünk kezelhetővé.

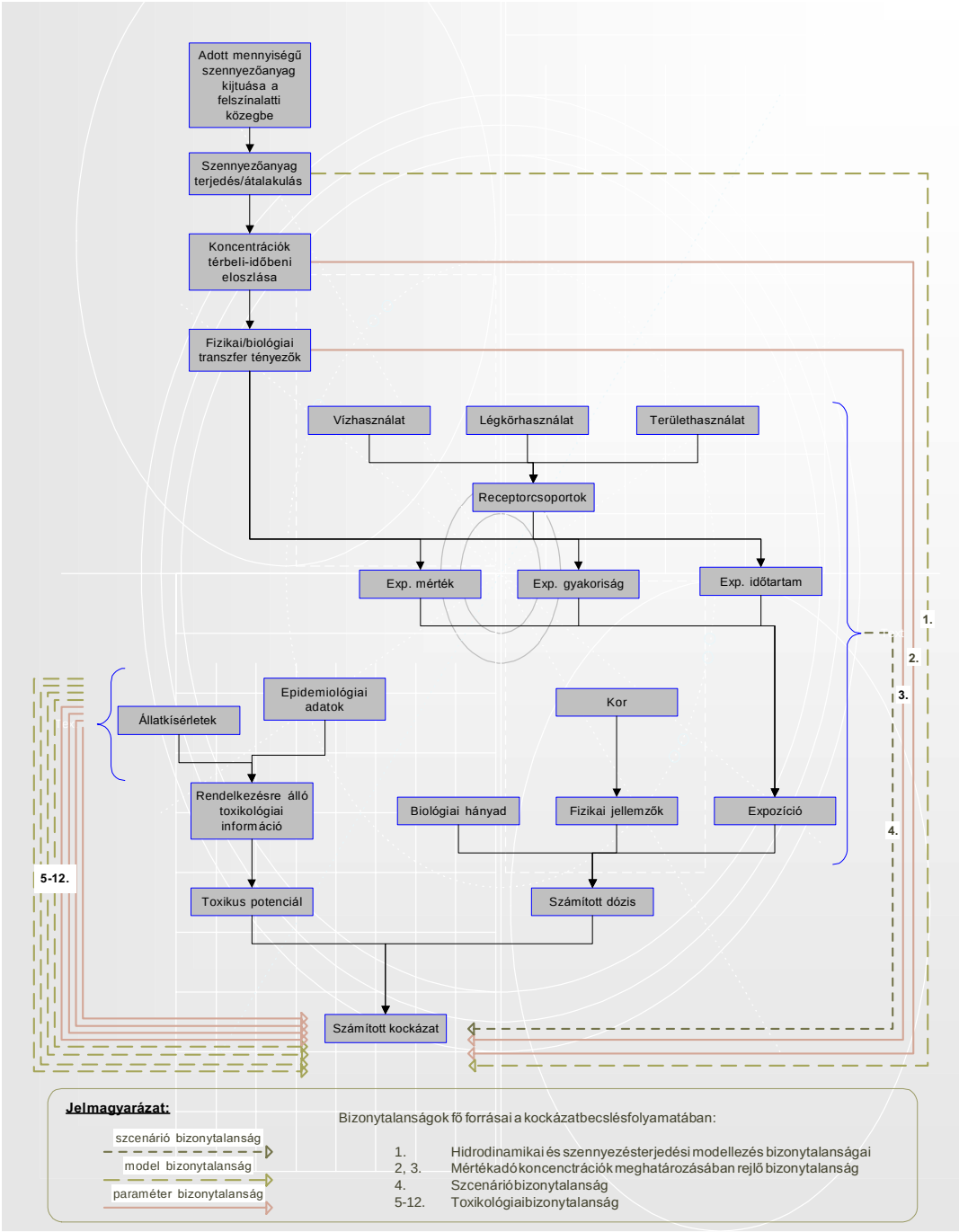
Ezt a komplexitást csak növeli a szennyezőanyagok jelenléte: azok paraméterei, kölcsönhatásai és viselkedése a földtani közegben, felszíni vizekben, a táplálékláncban és az emberi szervezetben. A szennyezett talajból, talajvízből származó expozíció és az általa képviselt kockázatok számítása nagyon összetett feladat. A folyamat számos elemét jellemzi **változékonyság** és **bizonytalanság**, amik nem béníthatják meg a döntéshozatalt, mivel a döntéseket a bizonytalanságok ellenére is meg kell hoznunk [Bean, 1988].

A környezetben előforduló szennyezőanyagok egészségkárosító hatása méréssel nem állapítható meg, azt minden esetben csak becsülni tudjuk. A valós kockázat pedig csak valamilyen káros hatás bekövetkezése után becsülhető, akkor is bizonytalanságokkal terhelten. A humán vagy ökológiai kockázatfelmérés során felmerülő bizonytalanságok három csoportba sorolhatók:

- Paraméter bizonytalanságok (hiányos vagy egyoldalú adatbázis használata)
  - Expozíció elemzésbe bevont paraméterek
  - Toxikológiai vizsgálatba bevont paraméterek
- Modellezési bizonytalanság (modell megfelelés/nem megfelelés kérdése)
  - Expozíciós modell
  - Szennyezés-terjedési modell
  - Toxikológiai paraméterek származtatásának modelljei
- Szcenárió bizonytalanság (munkahipotézisként alkalmazott szcenáriók reprezentatív volta)

A **2.1. ábrán** a humán kockázatfelmérés hatásdiagramját és az elemzésekbe bevont bizonytalanságokat foglalom össze.

A legmagasabb szintű bizonytalanság a szcenáriókban (munkahipotézisben) rejlik, amely elkerülhetetlen következménye a koncepcionális modell alapú munkának [DEFRA, 2002]. A becsült vagy mért koncentrációjú közeggel való érintkezés intenzitása, gyakorisága, időtartama, a célegyed vagy közösség tulajdonságainak megadása mind ide értendő.



2.1. ábra: A kockázatfelmérés hatásdiagramja és a számításokban rejlő bizonytalanságok [Health Canada (1993), átdolgozva és kiegészítve]

A modellezésben rejlő bizonytalanságok több szinten megjelennek a folyamatban. Ide sorolható elsősorban a humán expozíciós modell bizonytalansága, és - amennyiben azt alkalmazzuk - a

szennyezés-terjedési modellezésben rejlő modellbizonytalanságok [Madarász és Kovács, 2000], vagy a toxikológiai paraméterek meghatározásakor alkalmazott modellek bizonytalanságai, amit később részletesen tárgyalok.

A paraméter bizonytalanságok a mintavételek reprezentatív voltából, mérési hibákból, hatásviselők jellemzőinek megadásakor adódhatnak.

2.1. A bizonytalanságok kezelése a kockázatfelmérésben

A kockázatelemzőnek több eszköz is rendelkezésére áll a bizonytalanságok és változékonyságok kezelésére. Ezeknek egy része a bizonytalanságok csökkentését célozza, másik része megelégszik a bizonytalan paraméterek vagy feltételezések egyszerűsítésével, lehatárolásával. Míg az első a kockázatok reális értékhez való közelítését teszi lehetővé (pl. finomabb felbontású adatok beszerzése, kiegészítő vizsgálatok), a második csupán a lehetséges kockázatok felső határát adja meg, és a bizonytalanságok mértékét nem csökkenti.

Ez utóbbi megoldások közé tartoznak az ún. konzervatív feltételezések vagy kedvezőtlenebb esetre méretezés, és a toxikológiai alapfeltételezések alkalmazása. A kedvezőtlen esetre méretezés a mérnöki gyakorlat számos területén ismert megoldás, míg a toxikológiai alapfeltételezések alkalmazása a kockázatfelmérések jellemzője.

2.1.1. Konzervatív feltételezések

Nagyon sok, az elemzésbe bevont feltételezés jelentős bizonytalanságokkal terhelt, amelyek pontosítására nincs lehetőségünk. Ilyenkor a kockázatfelmérésekben rutinszerűen alkalmazzuk a döntéshozatalt támogató, számított **kockázati értékek túlbecslését**. Nincs lehetőségünk a változók értékének pontosítására pl. a szennyezésterjedési modellek előremodellezése során, vagy például humán toxikológiai adatok hiányában a toxikológiai paraméterek megadásakor. Az ilyenkor választott konzervatív feltételezések (máshol: biztonság javára történő elhanyagolások, vagy kedvezőtlenebb esetre méretezés) alkalmazása azon a feltételezésen alapszik, hogy az így számított – a valóságosnál magasabb – kockázati értékek alapján meghozott döntések biztosabb védelmet jelentenek a tartós egészségkárosodás vagy környezetkárosítással szemben.

A kockázatszámítás munkahipotézisekor a szcenáriók is gyakran úgy kerülnek megállapításra, hogy azok a lehető legkedvezőtlenebb expozíciós esetben is kellő védelmet nyújtsanak. A „legkedvezőtlenebb eset" (worst case scenario) a kockázatfelmérésben tehát arra az eseményre vagy eseménysorra utal, amelynek eredménye a legnagyobb kitettség, és nem az „életszerűbb" eseményekhez tartozó kockázatokat adja meg. Az aktuális kockázatok ilyen tipusú feltételezésekkel (gyakran feltételezések sorozatával) való felnagyítása igencsak gyenge döntéseket eredményezhet, mivel jelentéktelen bekövetkezési valószínűségű eseményekre méretezünk beavatkozásokat [Asante-Duah, 1993]. Éppen ezért szokás a legkedvezőtlenebb esetre számított kockázatok mellett reálisabb eseményekhez (eseménysorokhoz) kapcsolódó kockázatokat is számolni, és a kettőt összevetve a számított kockázatok értékeiről reálisabb képet kapni.

Az emberi egészség védelméről lévén szó, a bevonandó feltételezések megszabásakor minden esetben kötelező érvénnyel alkalmazandó, hogy az elemző olyan paramétereket válasszon, amelyek a biztonság javára „tévednek".

A kockázatbecslő eljárások legnagyobb gyengeségei a **halmozott bizonytalanságokkal** terhelt számítások. Emiatt a származtatott kockázati szintek sokkal inkább tekintendők döntéshozatali útmutatónak, semmint a ténylegesen várható egészségkárosodások számát becslő értéknek.

2.1.2. Toxikológiai alapfeltételezések a kockázatfelmérés folyamatában

Rutinszerű alkalmazás, hogy a feltárt szennyezők humán toxikológiai adatainak hiányában - vagy azok gyenge megbízhatósága esetén - állatkísérletek toxikológiai adatait vesszük alapul. Ez a - gyakran kikerülhetetlen - módszer a kockázatfelmérésekbe beépülő bizonytalanságok egyik súlyponti része. Egy-egy toxikológiai paraméter alkalmazásával több nagyságrendet átfogó bizonytalanságot viszünk a számításunkba. Ilyenkor szabványosított feltételezésekkel élünk a vegyület hatásmechanizmusát, metabolizmusát, szervek közötti megoszlását és káros hatását illetően. Ezeket a feltételezéseket „toxikológiai alapértékeknek vagy alapfeltételezéseknek" nevezzük, és a kockázatfelmérés során széles körben alkalmazzuk őket [AIHC, 1997]. A bizonytalanságok ilyen típusú kezelése jellegzetesen a kockázatfelmérés dózis-hatás elemzéséhez kapcsolódóan jelentkezik **(2.1. ábra)**.

Az alapfeltételezéseket a tudományosan megalapozott tényezők mellett - de gyakran azok hiányában - szabályozások adják meg (pl. USEPA, 1986). A toxikológiai alapfeltételezések tehát elkerülhetetlen adatpótlók, szükséges adatok hiányában. A National Research Council által a kockázatfelmérés módszertanát rögzítő, széles körben ismert ajánlások [NRC 1983 és 1994] a kockázatbecslő eljárás szükséges elemeként említik a toxikológiai alapfeltételezéseket olyan esetekben, amikor megfelelő minőségű és megbízható adat nem áll rendelkezésünkre.

Az alapfeltételezések a toxikológia tudományterületét érintik, amely az elmúlt két évtizedben rendkívül dinamikus fejlődésen ment keresztül. Az ugrásszerű fejlődés következtében már néhány éves alapfeltételezések is korszerűtlenné válhatnak, és időszerűvé válik alkalmazhatóságuk felülvizsgálata. A toxikológiai adatbázisaink (USEPA IRIS, TERA ITER, RIVM, Health Canada, WHO, ATSDR, stb.) vegyület-specifikus adatainak túlnyomó többsége változó bizonytalansággal terhelt állatkísérletek adatainak extrapolált értékei. Talaj- és talajvíz szennyezések humán kockázatának becslésekor sokszor az egyetlen tudományosan megalapozott kapaszkodónk a - környezeti expozíciótól lényegesen eltérő körülmények között - rágcsálón végzett állatkísérletből nyert NOAEL érték. Az ilyen extrapolált érték egyszerre több toxikológiai feltételezés bizonytalanságát is hordozza. A humán-egészségügyi kockázatfelmérések alkalmával megbízható humán toxikológiai adatok hiányában az alábbi nyolc toxikológiai alapfeltételezést alkalmazzuk rutinszerűen [AIHC, 1997].

1. Az **állatkísérletek alanyai alkalmazhatók humán toxikológiai hatások modellezésére**. Ez a feltételezés ad racionális alapot az állatkísérletek eredményeinek humán toxikológiai alkalmazhatóságára [Klaassen és Eaton, 1993].

Bár a tesztállatok modellként való alkalmazásának elve általában helytálló, vannak jelentős kivételek, például bizonyos állatkísérletek során kifejlődött daganatos elváltozások emberekben nem jelentkeznek, vagy más célszervekre hatnak.

2. Az állatkísérletek során alkalmazott magas dózisok alkalmasak az emberek kisebb dózisú expozíciója egészségkárosító hatásának előrejelzésére (**dózistartományok közti extrapolálás**). Az általunk vizsgált környezeti expozíciók jellemzően kis dózisúak, ezzel szemben az állatkísérleteket a gyorsabb eredmények érdekében magas dózistartományokban végzik. Bár az elvet évtizedeken át széles körben alkalmazták, a legújabb kutatási eredmények számottevő különbségeket mutatnak ki az eltérő dózistartományok metabolizmusában, fiziológiai és egyéb hatásaiban.

3. Az adott faj legérzékenyebb fajtájú és nemű egyede megfelelő alapot biztosít a kockázatfelméréshez (**fajon belüli extrapolálás**). Humán toxikológiai adatok hiányában a legérzékenyebb fajta legérzékenyebb nemű egyedén észlelt hatás tekintendő a toxikológiai elemzés mértékadó alapjául. A USEPA szabályozása [USEPA, 1986] óta már tudjuk, hogy ez a helyettesítés nem minden esetben helytálló. A legérzékenyebb egyed nem mindig alkalmas a humán egészségkárosodás becslésére, vagy alkalmazása nem mindig szerencsés.

4. A **legkedvezőtlenebb hatás** alkalmazandó a kockázatfelmérés alapjául. Az állatkísérlet során észlelt hatások relevánsak és alkalmasak a humán expozíció során várható hatások előrejelzésére. Ennek értelmében - a humán hatásviselő megfelelő védelme érdekében - a kockázatfelmérés során a legérzékenyebb célszerv hatását tekintjük mértékadónak.

5. Az állatkísérletek mértékadó dózisértékei **megfeleltethetők** egyenértékű **humán dózisoknak** a testtömeg különbség figyelembevételével. Mivel a legtöbb állatkísérletet laboratóriumi kisállatokon végzik, szükséges egy olyan eljárás alkalmazása, amely alkalmas az állatkísérletek dózisértékeit egyenértékű humán dózisokra váltani. Az ún. „állat-ember extrapoláció" döntően a testtömeg különbséggel van összefüggésben, ugyanakkor a humán hatásviselőt tekinti érzékenyebb receptornak.

6. **Hosszútávú (krónikus) expozíciók kockázata meghatározható rövid távú expozíciók hatásából**, feltételezve, hogy a krónikus hatás a dózis és az időtartam szorzata (C·T). A feltételezés szerint a hatásviselőben kialakuló válasz mértéke egyenes arányban áll az expozíció mértékével és időtartamával. A feltételezés figyelmen kívül hagyja a küszöbértékkel rendelkező dózis-hatás kapcsolat tulajdonságait, és sok esetben túlzott védelmet biztosít a feltételezett kockázatviselőnek.

7. Az elemzésbe bevont bizonytalanságok ellensúlyozására egyenként 10-es **biztonsági tényezők** alkalmazandók. A megengedhető napi dózisok (TDI, ADI, RfD) értéke tehát - a karcinogén hatások kivételével - az állatkísérlet során megállapított NOAEL érték tizede. Abban az esetben, ha a megengedhető humán

dózis meghatározásához több bizonytalansági tényezővel is számolnunk kell, a "halmozott" biztonsági tényező értéke elérheti a 10.000-et is. Az ilyen fokú biztonsággal terhelt toxikológiai paraméter igen gyakori, és azt jelenti, hogy az állatkísérletben meghatározott küszöbdózistól három nagyságrenddel kisebb értékben adjuk meg a megengedhető napi bevitelt humán hatásviselők esetében. Az egyenként 10-es biztonsági tényező alkalmazandó állatról emberre történő extrapoláció esetén, szenzitív humán hatásviselők csoportjának figyelembevételekor, vagy rövid távú kísérletek alapján krónikus hatásokra történő extrapoláláskor, illetve amennyiben az RfD meghatározásának alapja nem a NOAEL hanem LOAEL érték. Emellett egy maximum 10 értékű MF módosító tényező alkalmazandó egyéb bizonytalanságok kezelésére.

$$RfD = \frac{NOAEL}{UF \cdot MF};$$ ahol:

RfD - számított humán referencia dózis
NOAEL - állatkísérlet során még egészségkárosodást egy egyednél sem okozott dózis
UF - halmozott biztonsági (bizonytalansági) tényező; 10<UF<10000
MF - módosító tényező; MF<10

A **2.1. táblázat** néhány véletlenszerűen kiválasztott, küszöbértékkel nem rendelkező vegyület humán toxikológiai adatának származtatásához használt biztonsági tényező értékét ismerteti.

2.1. Táblázat

RfD értékek származtatásakor figyelembe vett biztonsági tényező értékek

Vegyület/elem neve	Tox. paraméter	Szervezet	UF értéke
Bróm	RfD	US EPA	300
Klórbenzol	TDI	RIVM	100
	RfD	EPA	1000
Króm (III)	RfD	EPA	1000
Cián	RfD	EPA	500
Etilbenzol	TDI	RIVM	1000
Metanol	RfD	EPA	1000
Fenol	TDI	RIVM	1000
Toluol	TDI	RIVM	1000

A mérnöki gyakorlatban 1 és 2 közötti biztonsági tényezőkhöz szokott szakember számára az ilyen túlzó becslés elfogadhatatlan és pazarló. Dourson et al. (1996) javaslata alapján a bizonytalanságok ilyen túlzó mértékű kezelése helyett, a több valószínűségi változó kezelését is lehetővé tevő modern valószínűségi technikák alkalmazása lenne célravezető.

8. Rákkeltő anyagok dózis-hatás kapcsolata alacsony dózisok tartományában lineárisan tart az origóba. A kockázatelemző eljárások nagytöbbsége mind máig alkalmazza az EPA által meghatározott **LMS (Linear Multistage) modellt** [USEPA, 1986], mint a karcinogén hatásmechanizmusok alapfeltételezését. Az eljárás a magas - állatkísérletekben alkalmazott - dózistartományból a kisebb, - jellemzően a

környezeti - dózistartományokra extrapolálja a hatásgörbét. A modell alkalmazásának hátterét az 1.4.3. fejezetben ismertettem.

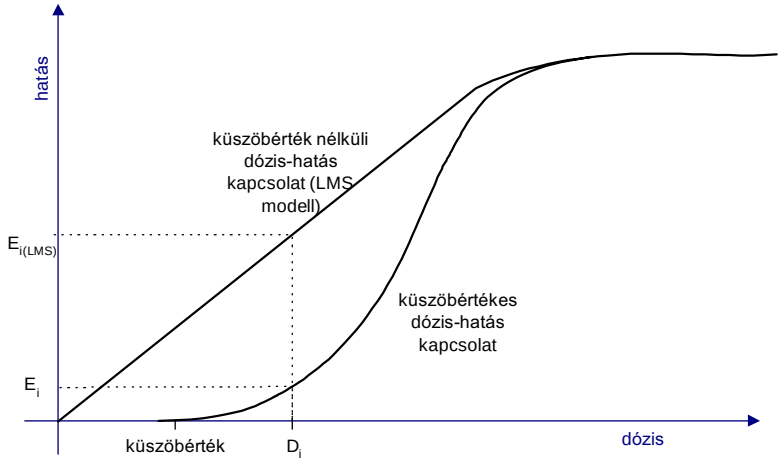
A rákkutatás ma ismert eredményei alapján biztosan tudható, hogy a feltételezés bizonyos karcinogén mechanizmusokra igaz, más esetekben túlzó, mivel a dózis-hatás kapcsolat bizonyítottan küszöbértékkel rendelkezik. Ugyancsak bizonyítható olyan mechanizmusok léte, amelyek nem a DNS-sel való közvetlen kapcsolat útján hatnak [Clayson és Iverson, 1996]. Jelenlegi ismeretek szerint a küszöbérték nélküli dózis-válasz kapcsolat a genotoxikus mutagén mechanizusok esetén helytálló [CARACAS, 1996], más karcinogén, de nem mutagén anyagok esetében kis dózisoknál a karcinogenitás kialakulásának valószínűsége nagyon kicsi, ezért a küszöbértékek vagy biológiailag megalapozott esetmodellek alkalmazása lenne kívánatos.

A toxikológiai alapfeltételezések alkalmazása a kockázatelemző számára „kényelmes" megoldás. A kockázatelemző protokollok által preferált (vagy kötelezően előírt) toxikológiai alapfeltételezések garantáltan a biztonság javára történő egyszerűsítés alkalmazását jelentik, a kármentesítési döntéshozatal során viszont az ilyen alapfeltételezésekkel számított kockázatértékekre alapozott döntések többszörösére emelhetik a kármentesítés költségeit. A toxikológiai alapfeltételezések alkalmazása a kockázatbecslőnek semmibe nem kerül, nem úgy a kármentesítést végzőnek.

Tegyük fel, hogy a kockázatelemző az LMS modellt alkalmazza egy olyan karcinogén vegyület környezeti expozíciója esetében, amelyre küszöbérték már meghatározásra került, vagyis a szóbanforgó vegyület nem genotoxikus karcinogén anyag.

Mivel a vegyület küszöbérték nélkülinek feltételezett (azaz feltételezés szerint nincsen kockázatmentes tartománya), a kockázatfelmérés végkövetkeztetése szükségszerűen kellően kis koncentrációban fogja megszabni a kármentesítési célértéket, mivel annak egyetlen molekulája is kockázatot képvisel. Az ismertetett toxikológiai alapfeltételezés alkalmazásának nem elhanyagolható következménye lesz a kármentesítés döntéshozatali folyamatára. Ezzel szemben, ha a megállapított küszöbérték a kockázatfelmérésbe bevonható lett volna, a kockázat alapú kármentesítési eljárásban magasabb koncentrációt engedhettünk volna meg a környezeti közegben, és így reálisabb kockázatokat kaptunk volna eredményül **(2.2. ábra)**.

Az LMS feltételezésnek tehát komoly következményei vannak akkor, amikor humán-egészségügyi kockázatfelmérés segítségével kívánunk terület-specifikus kármentesítési határértéket meghatározni. Abban az esetben, ha a területen a szennyezők között karcinogén (küszöbérték nélküli) és nem karcinogén (küszöbértékkel rendelkező) anyag is került a környezetbe, és a humán expozíció lehetősége adott, szinte minden esetben a **karcinogén (küszöbérték nélküli) szennyező anyag** lesz az, ami meghatározza a kockázatkezelés megállapításait és a legszigorúbb kármentesítési határértéket. Nyilvánvaló, hogy az a szennyezőanyag fogja az egész terület kármentesítésének módszerét és költségeit meghatározni, amelyiknek elemi jelenléte is kockázatot jelent [Madarász, Szabó et al., 2002]. Abban az esetben, ha a küszöbérték nélküliség helytálló feltételezés, és ezért szigorú kármentesítési célérték meghatározás történik, a döntés helyes. Ellenkező esetben a döntés a rendelkezésre álló anyagi források helytelen felhasználást eredményezheti.



2.2. ábra: Az LMS modell alkalmazásának hatása az elfogadható dózis értékre és kockázati szintre

A környezetvédelmi hivatalok és felügyeleti szervek feladata a megfelelő biztonságot nyújtó rendeletek előírása és betartatása. A 90-es évek végére azonban - a toxikológia fejlődésére hivatkozva és a legújabb tudományos ismeretek felhasználását sürgetve - bizonyos érdekcsoportok támadták a USEPA-t az időszerűtlen és túlzó biztonságot megkövetelő karcinogén kockázatelemző irányelvek miatt. Az új ismeretek birtokában indokolatlannak tűnt a szigorú kármentesítési határértékek alkalmazása és az ezzel együtt járó magas kármentesítési költség. 1997-ben készült el az első tervezet a hatályos karcinogén kockázatelemző irányelvek módosítására, és bár a kérdés napjainkig napirenden van, a korábbi gyakorlat alkalmazása a legtöbb országban máig nem változott.

2.1.3. Iterációs eljárás alkalmazása

A bizonytalanságok kezelésének meglehetősen egyedi módja a kockázatbecslő folyamatok során az 1. fejezetben érintett iterációs (lépcsőzetes) eljárás. Mint azt fentebb említettük, az elemzésben általában elengedhetetlen alapfeltételezések alkalmazása, viszont lehetőségünk van a vizsgálatunkat oly módon finomítani, hogy az alapfeltételezéseket megpróbáljuk újabb adatok beszerzésével helyettesíteni. Ilyenkor a kockázat meghatározásának pontosságát növeljük, miközben a tényleges kockázati értéket felülről közelítjük. Az iterációs lépések tetszőleges számban megismételhetők, mindaddig, amíg igazolható, hogy az újonnan bevont adatok nem becsülik alul a tényleges kockázatot.

2.1.4. Valószínűségi eljárás alkalmazása

A humán kockázatelemző eljárások hagyományos eszköze a determinisztikus eljárás, amikor egy pontszerű értéket rendelünk minden változóhoz. Az érték kiválasztása vagy átlagképzés alapján vagy konzervatív feltételezések figyelembevételével történik. A bizonytalanságok csökkentése érdekében - vagy megkövetelt magasabb szintű precizitás miatt - a determinisztikus eljárás valószínűségi modellel váltható fel. A sztocasztikus modell bizonyos paramétereket eloszlásfügvényekkel helyettesít és pl. Monte Carlo eljárás segítségével állítja elő a modell

inputadatokat. Ennek eredményeként az expozíció megadása sem pontszerű értékként történik, hanem eloszlás megadásával, ami a becslésünk bizonytalanságára és érzékenységére vonatkozóan pontosabb információt ad, mint egyetlen érték. Az eloszlásfüggvénnyel megadott expozíció információt ad a lehetséges expozíciók (s így a kockázatok) értékskálájáról és az azokhoz tartozó előfordulási gyakoriságról.

2.2. Megállapítások

A szennyezett területek kapcsán alkalmazott kockázatfelmérések bizonytalansága a felszín alatti közeg összetettségéből, feltárásának és modellezésének korlátaiból, a szennyezés feltárásának és terjedés-modellezésének bizonytalanságaiból, a toxikológiai paraméterekben rejlő szükségszerű bizonytalanságokból és a feltételezett munkahipotézisek általánosításából adódik.

A bizonytalanságok a kockázatbecslő eljárások során összeadódhatnak, hatványozódhatnak. Ezek a hatások a számított kockázatokat növelik, és bár a környezet és a humán egészség fokozott védelme irányába hatnak, mégis a rájuk alapozott kockázatkezelő döntések minőségét gyengítik.

A bizonytalanságok a kockázatfelmérésben elkerülhetetlenek, de eljárások ismertek azok kezelésére. Egyes eljárások a bizonytalanságokat az elemzésbe bevont paraméterek pontosításával csökkentik, mások a bizonytalanságokat kedvezőtlen szélsőértékekkel helyettesítik (konzervatív feltételezések, legrosszabb eset feltételezés, toxikológiai alapfeltételezések). Az előbbi módszerek a becsült kockázatok értékét pontosítják, ezért a kármentesítési célérték meghatározásakor segítségünkre vannak. Az utóbbiak viszont csak a várható maximális kockázatokat adják meg, ami a valóságos kockázatok értékét több nagyságrenddel is meghaladhatja, ezért a kármentesítési célérték meghatározásakor nem szolgálják a költséghatékony megoldás kiválasztását. Minél több toxikológiai alapfeltételezés került a vizsgált vegyület toxikológiai paraméterébe beépítésre, annál kisebb az esély a reális kockázatok megadására, egyben annál alkalmatlanabbá válik az eljárás a költséghatékony kármentesítés meghatározására. Hasonló igaz a konzervatív feltételezésekre is.

Az iterációs megközelítés és a valószínűségi eljárás alkalmazása elősegíti a költséghatékony kármentesítési célérték kiválasztását, mivel a kockázat értékét pontosítja.

A küszöbérték nélküli vegyületek jelenléte összetett szennyezések esetében meghatározó szerephez jut a kármentesítések méretezésében, és az ilyen anyagok általában jelentősebb beavatkozásokat igényelnek a toxikológiai alapfeltételezések miatt. Az LMS modell nem körültekintő alkalmazása ésszerűtlen kármentesítési beavatkozásokat támaszt alá, amik nem a szükséges szintű védelmet biztosítják, és pazarló beavatkozást eredményezhetnek.

A kockázatbecslő eljárások értékelésekor minden esetben fel kell tüntetni a vizsgálatba bevont bizonytalanságokat és azok indoklását. A bizonytalanságok mértéke nagyban befolyásolja a becsült eredmények alkalmazhatóságát, így például a kármentesítési célértékként való alkalmazhatóságot is.

3. A KÁRMENTESÍTÉSI CÉLÉRTÉK MEGHATÁROZÁSÁNAK LEHETŐSÉGEI

A kármentesítő feladatok legmeghatározóbb kérdése gyakran nem a szennyező anyag toxicitásának vizsgálata, térbeli kiterjedésének lehatárolása, vagy az alkalmazandó műszaki eljárás kiválasztása, hanem a **kármentesítési célérték meghatározása**. A kármentesítés célértéke az az előírt maximális szennyezőanyag koncentráció a környezeti közegben, amely szint alá a szennyezettséget a kármentesítés során csökkenteni kell, és amit a kármentő beavatkozás után is tartósan biztosítani kell.

A koncentráció meghatározása csak részben szakmai vagy műszaki kérdés, nem elhanyagolható társadalmi és környezetetikai elemei is vannak.

Új létesítmények, beruházások vizsgálatakor a megelőzés elvének figyelembevételével célunk a felszín alatti közeg bármilyen szennyezésének kizárása és megakadályozása. A cél a meglévő „tiszta" állapot vagy bizonyított háttérkoncentráció fenntartása. A múltból örökölt tartós környezeti károk más megítélés alá esnek, és a megoldandó probléma lényegesen összetettebb. Ilyenkor minden esetben felmerül a „mennyire tiszta a tiszta?" kérdés, azaz mi az a kívánatos célkoncentráció, amelyre a szennyezett környezeti elemet tisztítani szükséges.

A legtöbb európai országban a szennyezett területek kezelésének jogi szabályozása is megkülönbözteti és eltérő módon kezeli az új környezetszennyezések és az örökölt környezeti problémák kérdését. Az Egyesült Királyságban, Hollandiában és Németországban a felelőtlen vagy nem körültekintő tevékenység miatt bekövetkezett új, földtani közeget és felszín alatti vizet érintő szennyezéseket kockázati szempontok mérlegelése nélkül fel kell számolni, mivel az megelőzhető lett volna. A terület-specifikus kockázat alapú kármentesítés kizárólag az örökölt környezeti problémák esetében alkalmazandó. Az újonnan bekövetkezett szennyezések és a megörökölt környezeti problémák eltérő szabályozásának hátterében tisztán politikai, szakmai megfontolás áll, és nem a kockázatfelmérés alkalmazhatósági korlátja [Vegter, 2001].

3.1. Határérték-rendszeren alapuló kármentesítés

A szennyezett kőzetek és felszín alatti vizek megtisztításának hagyományos módja a határérték-rendszerhez kötött kármentesítés. A határérték-rendszer egy szennyező-specifikus koncentrációérték táblázat, amely valamilyen jól definiált céllal, központi környezetpolitikán alapuló értékeket ír elő talajra és/vagy talajvízre vonatkozóan. Az ezen alapuló kármentesítés során az alkalmazás helyén (pl. ország, vagy tartomány) hatályban lévő határérték-rendszer kötelező érvénnyel alkalmazandó a tisztítás beavatkozási vagy célértékeként.

A kármentesítés céljaként kézenfekvőnek tűnik a természetes háttérkoncentráció, azaz a szennyezés bekövetkezése előtti állapot visszaállítása, ám ezen ideális célállapot elérése gyakran áthághatatlan műszaki és gazdasági korlátokba ütközik. Megállapítandó tehát egy vállalható kompromisszumot tartalmazó értékrendszer, amely a kármentesítés mértékét a környezet védelmének szem előtt tartásával és az érintettek által elfogadható módon szabályozza.

A döntés terhét hagyományosan kormányzati szinten vállalják fel hatályos határérték-rendszerek felállításával. A határértékek alkalmazása nem abszolút megtisztítást jelent, hanem egy társadalmi konszenzuson alapuló, általános érvényű kockázati szinthez tartozó koncentráció alkalmazását.

A nemzetközi határérték-rendszerek összevetésekor Visser (1995) a határértékek felállításával kapcsolatban két fontos tényezőt említ.

Az első a szabályozás elvéhez kapcsolódik. A legtöbb ország alapvető szabályozási döntést hozott azt illetően, hogy a szennyezett terület vizsgálatakor tetszőleges jövőbeni **(multifunkcionális) területhasználatot**, vagy korlátozott (suitable for use) területhasználatot vesz mértékadónak.

A második tényező a határérték által támasztott kritériumhoz kapcsolódik, nevezetesen, hogy a határérték

- a beavatkozás szükségességének kritériuma, vagy
- a beavatkozás során kitűzött kármentesítési célt határozza meg.

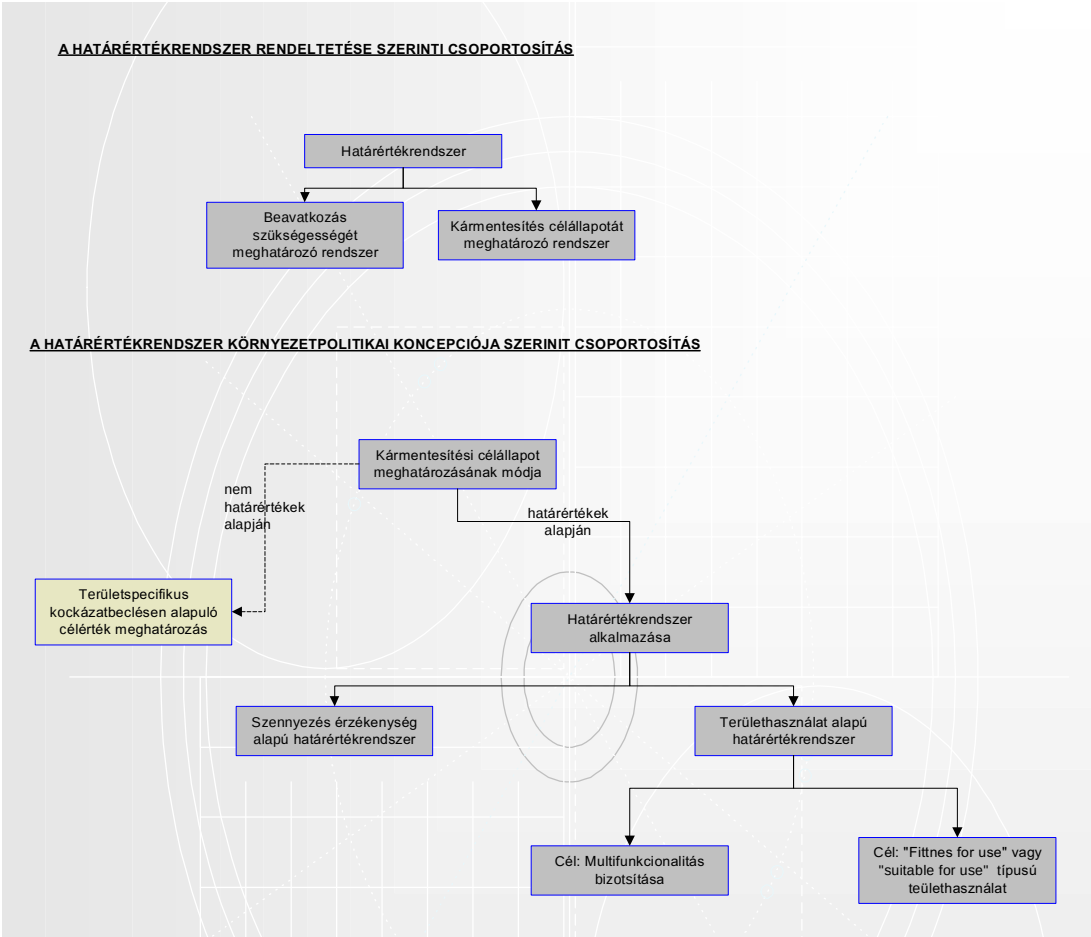
Az ismert határérték-rendszerek alapvetően két csoportra oszthatók. Az értékek meghatározásakor vagy területhasználati szempontok, vagy a földtani közeg sérülékenységének szem előtt tartása volt meghatározó.

A területhasználat alapú határérték-rendszer abból indul ki, hogy az egyes területhasználatok eltérő kívánalmakat képviselnek a felszín alatti közeg tisztaságát illetően. Érzékelhető, hogy a háttérben húzódó cél nem a szennyezett terület multifunkcionalitásának fenntartása, hanem a reálisan elérhető tisztaság és a területhasználat összehangolása. A kármentesítés során az aktuális/tervezett területhasználat függvényében szigorúbb vagy enyhébb követelményt támasztanak a tisztítás célértékeként, vagy a műszakilag gazdaságosan megvalósítható kármentesítéshez igazítják (korlátozzák) a területhasználatot.

A természeti adottságokból (a terület érzékenységéből) kiinduló rendszerek esetében a felszín alatti vízkészlet védelme érdekében a terület földtani és hidrogeológai viszonyainak figyelembevétele a meghatározó. Az érzékenység a magyar szabályozás szerint „a felszín alatti víz, a földtani közeg kockázatos anyagokkal szembeni ellenállóképességét, illetve tűrőképességét jellemző természeti adottság" (33/2000. Kr 3.§ 24. pont).

A természeti adottságokból kiinduló rendszerek például a berlini lista, vagy a jelenleg hazánkban hatályos 10/2000.(VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes miniszteri rendelet, területhasználatokból kiinduló rendszerekre példa az Eikmann-Kloke lista vagy az osztrák szabályozás. A két rendszer közötti különbség valójában az adottságok, körülmények (környezet) egyes elemei figyelembevételének sorrendiségében van.

A fenti szempontok alapján a határérték rendszerek csoportosítását a **3.1. ábrán** mutatom be.



3.1. ábra: Határérték-rendszerek lehetséges szerepe a kármentesítés folyamatában

A területhasználatból kiinduló rendszerek esetében a konkrét értékek nem helyspecifikus célállapotot jelentenek, hanem orientáló szerepük van. A különböző határérték-rendszereknek - függetlenül attól, hogy a rendszer elemei milyen prioritást (természeti adottságok vagy területhasználatokat) vesznek figyelembe - alapvető problémája, hogy általános (pl. országos)

érvényességre kell törekedni, holott a szennyeződés mindig anyag és helyspecifikus [NATURAQUA, 2000].

A szabályozások megalkotásakor a leglényegesebb dilemma a szennyezettségi határérték feletti szennyezőanyag tartalom átmeneti vagy tartós megengedése. Ez nem csak környezetvédelmi, hanem társadalmi és etikai kérdés is.

A felszín alatti vizekre vonatkozó határértékeket tartalmazó hazai 10/2000.(VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet „B" szennyezettségi határértéke az ivóvíz szabvány értékein alapszik. Ahol a „B" határérték szigorúbb az ivóvíz szabványnál ott már a WHO/EU szigorúbb értékeit vették figyelembe a rendeletkészítők [NATURAQUA, 2000]. Talajok esetében a „B" érték a terület multifunkcionalitását (tetszőleges felhasználhatóságát) biztosító koncentrációt képviseli.

A terület multifunkcionalitásának és a felszín alatti vízkészlet ivóvíz minőségű állapotának megtartása minden nemzet jól felfogott érdeke. Kézenfekvő viszont mára az is, hogy ez a kívánatos, de bizonyos múltbeli szennyezések esetében idealista állapot a rendelkezésre álló anyagi erőforrások és műszaki megoldások mellett gyakran nem kivitelezhető.

Érdekes megfigyelni, hogy azok az államok, ahol bár a feltárt szennyezett területek száma jelentős, de természeti adottságaik nem kényszerítik a felszín alatti vizek általános és szigorú védelmére élenjártak a multifunkcionalitást felváltó környezetpolitika adoptálásában.

Az Amerikai Egyesült Államokban a szennyezett területek számbavételekor kockázati alapon rangsorolták a feltárt több ezer esetet. A Superfund program költséghatékonysági alapon a fontossági sorrendbe rendezett területeken a megengedhető kockázatra alapozott kármentesítési beavatkozásokat engedélyezett. Ez a legtöbb esetben kiterjedt iparterületek, hulladéklerakók és volt katonai létesítmények korlátozott területhasználata mellett valósulhatott meg, garantálva a szennyezés lokalizálását és megfelelő kockázatcsökkentését. Mára a barnamezők ún. revitalizációs (Brownfield redevelopment) programja, - amely a kockázat alapú kármentesítések logikus továbbvitele - nem csak környezeti ártalmak kockázat alapú kezelését, hanem komplex társadalmi, gazdasági, szociális és területfejlesztési projektekké nőtte ki magát.

Nem véletlen, hogy a kockázat alapú (terület-specifikus) kármentesítés az Egyesült Államokban olyan hamar elfogadottá vált. A nagy területű, viszonylag kis népsűrűségű államok, ahol hatalmas kihasználatlan földterületek álltak és állnak rendelkezésre hamarabb hajlandóak „feláldozni" elszennyezett területeket, és korlátozott területhasználatúvá minősíteni. Az sem meglepő – ezzel szemben -, hogy a viszonylag kis területű és nagy népsűrűségű országok (pl. Hollandia) ezt nem tehetik meg és a szennyezett területek kármentesítése során mindenáron a multifunkcionalitás biztosítása felett őrködnek.

Ugyancsak fontos szem előtt tartani, hogy bár a felszín alatti vizek minőségének megőrzése, sőt állapotának javítása célkitűzés mögé minden európai ország felsorakozik, mégis azok az államok, ahol az ivóvízellátás döntően a felszín alatti vízkészletekre épül stratégiai szempontból is kényszerítve vannak a vízkészleteik ivóvíz minőségű szinten tartására. Mára nem csak a hazai szakmai társadalom, de a hazai lakosság döntő része is tudatában van annak, hogy Magyarország

ezen országok közé tartozik. Amikor tehát a hazai felszín alatti vizeink védelmét érintő kérdéseket tárgyalunk, – legyen szó éppen a történelmi szennyezések felszámolásáról és a kockázat alapú kármentesítésről -, jól tesszük, ha nem csupán az Európai Unió jogi követelményeinek való megfelelés tükrében gondolkodunk, hanem elsősorban saját, jól felfogott érdekünk védelmében cselekszünk, ivóvízkészleteink felett felelőséggel döntve.

A **3.2.** és **3.3 ábra** a hatályos hazai határérték-rendszer kiválasztott szennyezők esetében adja meg B szennyezettségi határérték és a – mára már hatályát vesztett - C_1 és C_3 intézkedési határértékek által képviselt szabványosított expozíciók és a toxikológiai vizsgálatok alapján megállapított TDI (Tolerable Daily Intake) megengedhető napi dózis kapcsolatát. A feltüntetett értékek felszín alatti vízre vonatkoznak. A toxikológiai adatokat a holland RIVM adatbázis alapján vettem figyelembe.

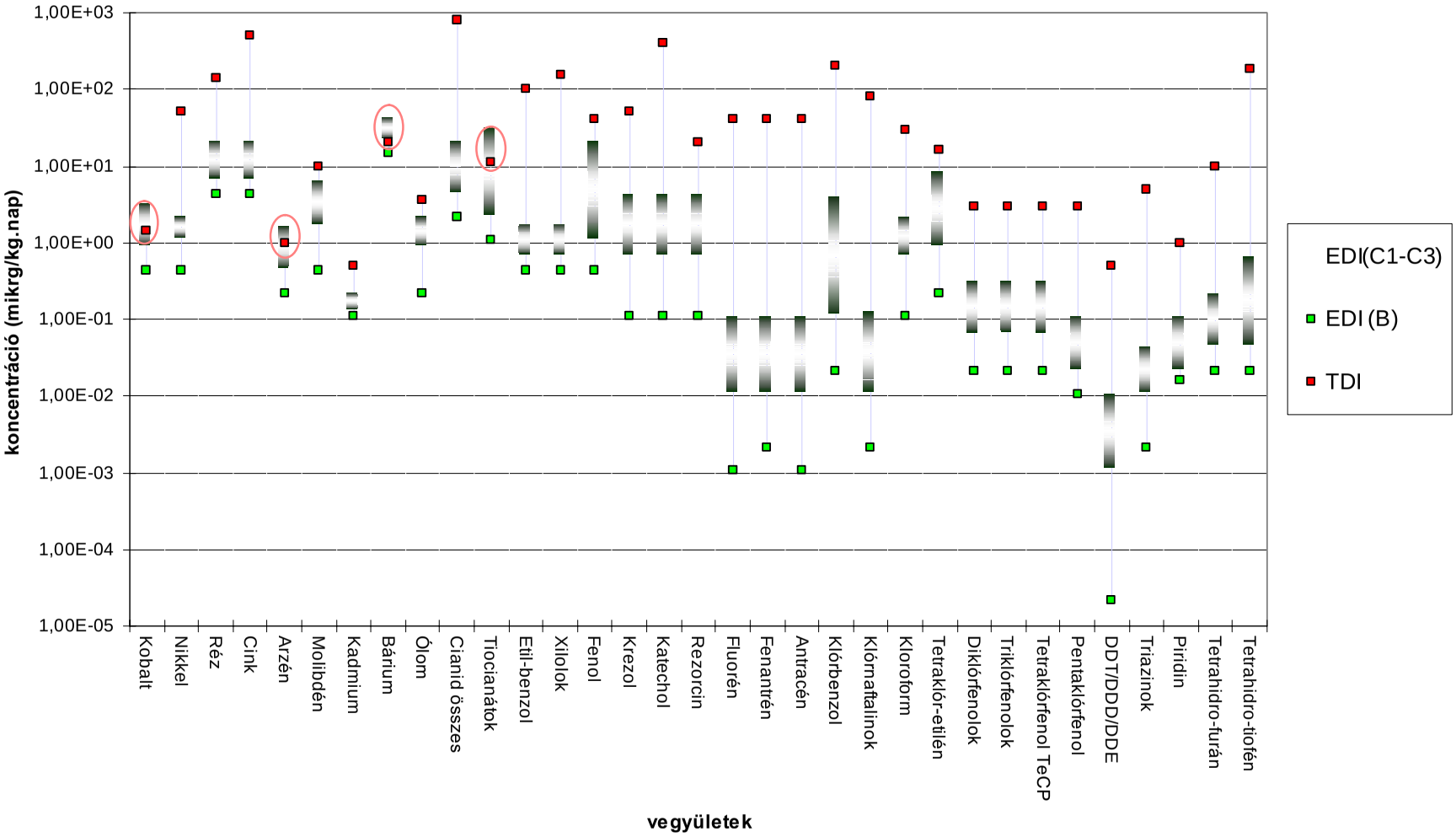
Küszöbérték nélküli szennyezőanyagok esetében a mértékadónak vett $1 \cdot 10^{-5}$ kockázati szinthez tartozó expozíció értékét vettem alapul **(3.3. ábra)**.

Számításom során a feltételezett expozíció szerint egy 70 kg tömegű férfi napi 1,5 l vizet fogyaszt az adott koncentrációjú vízből.

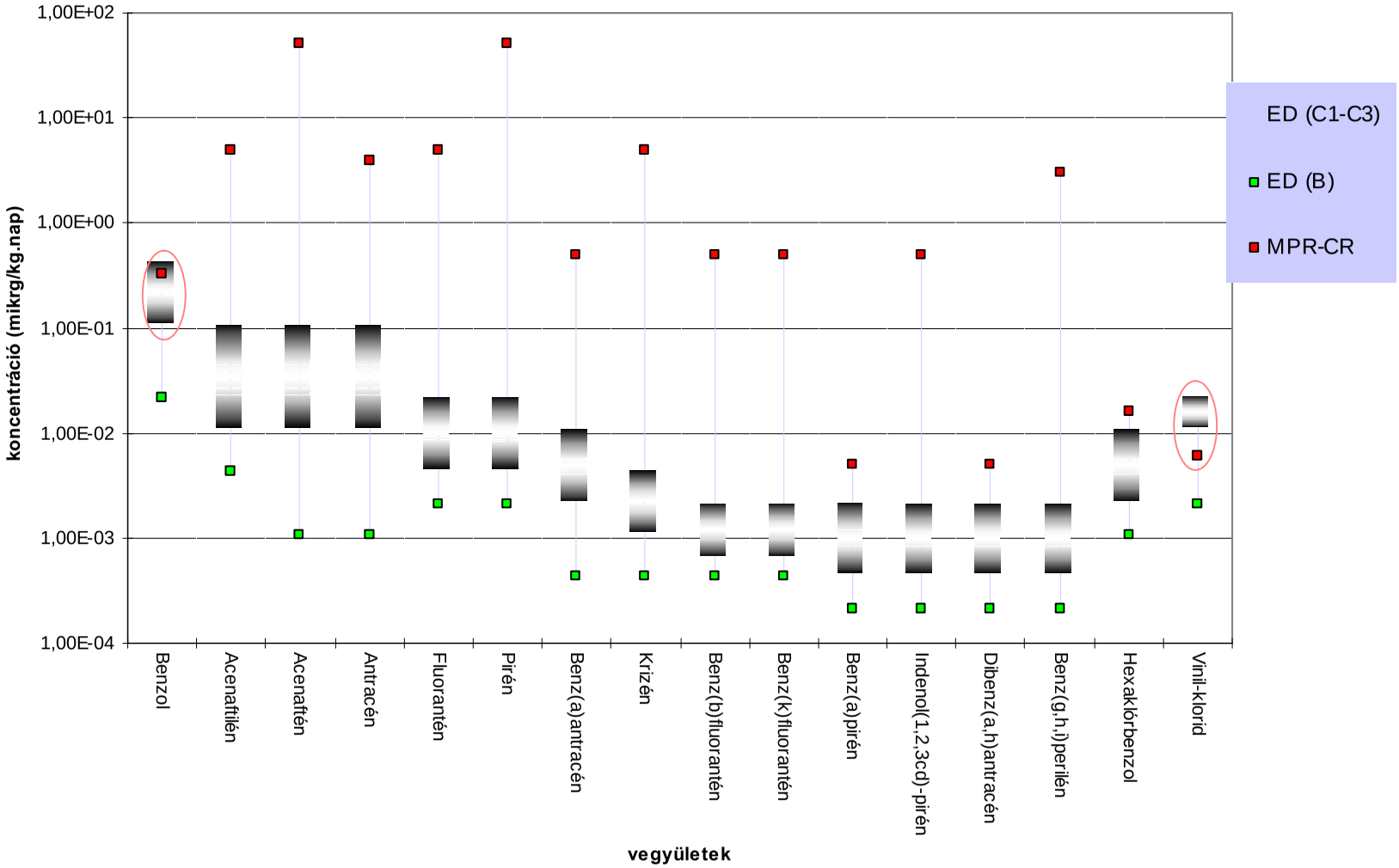
Nem meglepő, hogy mind a B, mint a fehér oszloppal jelzett C_i (C_1 az oszlop alsó, C_3 az oszlop felső végpontjának felel meg) intézkedési határértékekhez rendelt expozíció értékek is elmaradnak a megengedhető napi bevitel értékétől. A különbség egyes szennyezőknél (pl. fluorén, fenantrén, antracén) több nagyságrendet is átfog, míg másoknál (arzén, ólom) egy nagyságrenden belüli. Látható, hogy ezekben az esetekben a megadott határétkek kockázati alapon megfelelő, sőt bizonyos esetekben jóval túlméretezett védelmet biztosítanak még a szennyezett talajvizet fogyasztó potenciális receptornak is.

Más szennyezők esetében (pl. vinil-klorid) nem kis meglepetésre a TDI érték alulmarad a C_i, bizonyos esetekben még a B értékhez kapcsolódó expozícióhoz képest is. Ezekben az esetekben (a feltételezésem értelmében a fogyasztó közvetlenül C_i vagy B koncentrációjú vizet fogyasztja) a B vagy C_i értékek nem nyújtanak megfelelő szintű védelmet a hatásviselők számára, azaz az ilyen szintig történő kármentesítés is még kockázatot jelenthet. Ezek az értékek sürgős felülvizsgálatra szorulnak a magyar szabályozásban.

A fenti esetek nem egyedülállók. Okuk az lehet, hogy a rendkívül gyorsan fejlődő toxikológia rendszeresen publikál új eredményeket, jelennek meg újabb és újabb toxikológiai tanulmányok, amelyek szennyező anyagok toxikológiai paramétereit illetően adnak új információt, finomításokat. Az új toxikológiai eredményeknek a szabályozásba való folyamatos és mihamarabbi átültetése nagyon fontos cél.



3.2. ábra: A hazai szabályozás (10/2000.(VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet). B, és C_i értéktartományából számított elvi napi bevitel (ivóvíz) és a TDI megengedhető napi bevitel kapcsolata néhány szennyezőre



3.3. ábra: A hazai szabályozás (10/2000.(VI.2.) rendelet)B, és C_i értéktartományából számított elvi napi bevitel (ivóvíz) és a CR értékek összevetése

Láthatjuk tehát, hogy a szabályozásokban megjelenő határértékeket toxikológiai érvek támasztják alá, azonban általános érvényű alkalmazásukból adódóan értékük sok esetben „túlzott" védelmet biztosít nemcsak konkrét szennyezett területek esetére, de gyakran még a kísérleti dózis-hatás karakterisztikához képest is.

3.2. Kockázat alapú kármentesítés

A szennyezett területek kármentesítésének, illetve a kármentesítési célérték magadásának másik módja a terület-specifikus kockázatfelmérés alkalmazása. Fontos tisztán látnunk, hogy az eltérés a határérték-rendszertől elsősorban nem a kockázatfelmérés eljárásának alkalmazásában van, hanem annak terület-specifikus jellegében. Minden kellően megalapozott határérték-rendszer ugyanis toxikológiai kísérletekből kapott információkon alapszik, és értékeik kockázati alapon kerülnek meghatározásra. A lényeges különbség az, hogy míg a határérték-rendszerben rögzített értékek általános érvényűek, azaz minden körülmények között (minden elképzelhető expozíciós szcenárió esetén) megfelelő védelmet (elfogadható kockázati szintet) biztosítanak, addig a terület-specifikus kockázatfelmérésen alapuló koncentráció érték – a hazai szabályozásban pl. a „D" kármentesítési célérték – csak az adott földtani, hidrogeológiai viszonyok mellett és a reálisan becsült területhasználatok esetére leszűkítve kerül kiszámításra. Ezért figyelhető meg az a jelenség, hogy az ilyen, kockázat alapú kármentesítési célérték általában megengedőbb, ezáltal kisebb költségvetésű kármentesítést eredményez, mint a területen hatályos határérték rendszer.

A kockázat alapú határértékek meghatározásának lényegi eszköze a terület-specifikus kockázatfelmérés, aminek kiterjedt módszertani irodalma van világszerte és mára már magyar nyelven is [NRC, 1989; Health Canada, 1993; USEPA, 2001; Dura et al., 2001; Szabó et al., 2001; Gondi et al., 2004]. A kockázatbecslő eljárásokban a vizsgált probléma (pl. felszín alatti szennyezés) koncepciós modelljében meghatározott célegyed (hatásviselő) kitettségét és kockázatát számoljuk. Humán-egészségügyi kockázatfelmérés esetében a hatásviselő az ember, ökológiai kockázatfelmérés esetében az ökoszisztéma egy vagy több kiválasztott szenzitív indikátora.

Kockázatfelmérést általában élő szervezeteket érő egészségkárosító hatások számszerűsítésére végzünk, de az eljárás alkalmazható élettelen elemekre, létesítményekre is. Egyes európai országok a kockázatfelmérés receptoraiként a felszín alatti vizeket is megjelölik (Ausztria, Dánia, Németország), máshol érintett műtárgyak is a vizsgálat tárgyát képezik (lásd 4. fejezet). Azon országok számára, amelyek ivóvízellátás céljából stratégiai jelentőséggel támaszkodnak a felszín alatti vízkészletekre, a felszín alatti vizek elsődleges receptorok a szennyezett területek kármentesítésekor [Darmendrail és Harris, 2001; Clarinet és NICOLE, 2001].

A vonatkozó hazai szabályozás egyik pillére - a 219/2004 (VII. 21.) Kormányrendelet – a kockázat alapú kármentesítési célállapot meghatározásakor megköveteli a

- mérésen vagy modellezésen alapuló koncentráció eloszlás megadását,
- részletes mennyiségi humán kockázatfelmérést, és az
- élettelen környezeti elemek védelmének garanciáját is.

Az élettelen környezeti elemek, nevezetesen a felszín alatti közeg kockázat alapú védelme a létesítmény központú kockázatfelmérések köré sorolható, ugyanis a környezeti elem tönkremenetele, károsodásának vizsgálata az elsődleges cél, a fogyasztó egészségvédelme csak másodlagos igény. Mégis ritkán találkozunk a felszín alatti közeg tönkrementekét sztochasztikus módon (kockázati alapokon) elemző próbálkozásokkal. Ennek oka az, hogy a talaj/kőzet és talaj-/rétegvíz kockázat alapú vizsgálatát célszerű a kézenfekvő és egyszerű határérték-rendszer alkalmazásával helyettesíteni, hiszen a talajra, illetve talajvízre vonatkozó határérték-rendszerek mindegyike annak „tönkremeneteli" kritériumait foglalja valamilyen módon össze – például felhasználható-e ivóvíz bázisként vagy multifunkcionális talajhasználatra.

Kockázatelemző munkáim során fontos felismerés volt, hogy a ma hazánkban is rutinszerűen alkalmazott humán vagy ökológiai kockázatfelmérések elsősorban nem vagy csak közvetve szolgálják ezt a célt: nevezetesen a felszín alatti közeg védelmét. A humán kockázatfelméréssel gyakran a humán receptor védelmét igen, de a felszín alatti vizek védelmét nem vagy csak közvetve garantáljuk.

3.2.1. A kockázat alapú kármentesítési célérték meghatározás módszerének kritikai elemzése

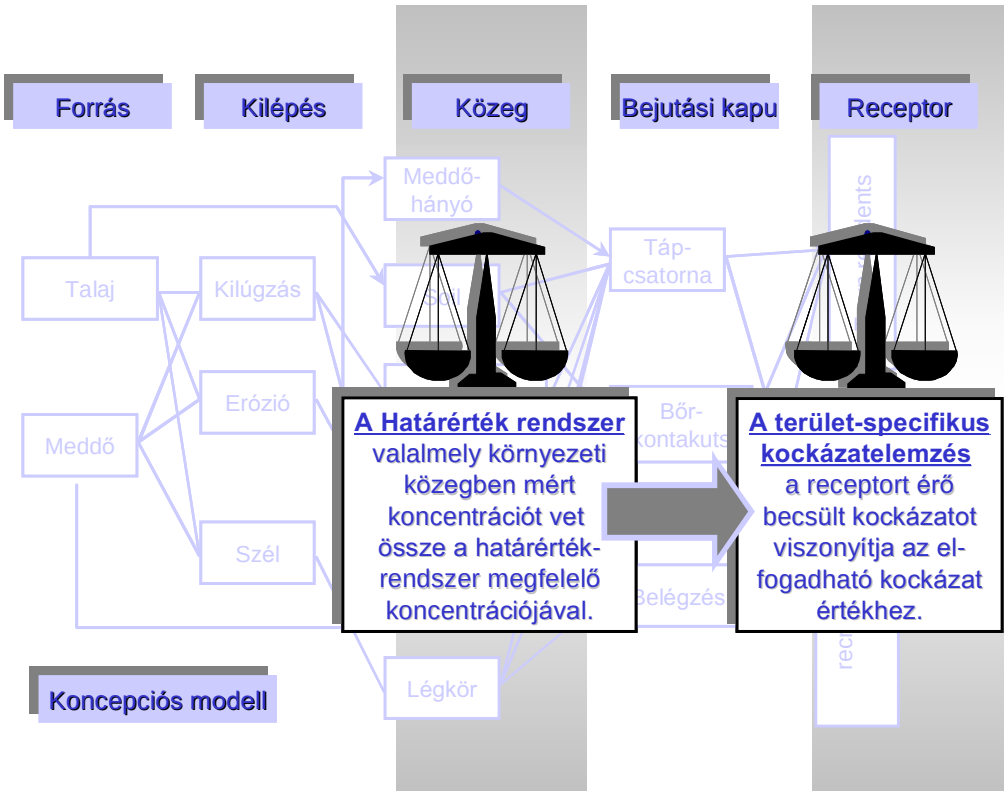
A kockázatbecslő eljárások sokrétű alkalmazási területeinek csak egyike a kármentesítési célérték meghatározás. A kockázatfelmérés lépései ilyenkor is megegyeznek bármilyen más alkalmazásnál használt kockázatfelmérésével. A kockázatok számszerűsítésének forgatókönyvét az elemző által felállított koncepciós modell szabja meg.

A kockázatelemző a kiszűrt szennyezőre és a feltételezett expozíciós útvonalakra kockázati értéket számít, mért vagy becsült (pl. modellezett) expozíció alapján. A számított kockázatot összeveti a vonatkozó szabályozásban rögzített elfogadható kockázati szinttel. Amennyiben a kockázat elfogadható, kármentesítő beavatkozásra nincs szükség. Amennyiben a kockázat meghaladja az elfogadható szintet, a környezetszennyezés hatására egészségkárosodás valószínűsíthető a vizsgált hatásviselők körében, ezért beavatkozásra van szükség, azaz az **expozíció mértékét csökkenteni** kell. Az expozíció csökkentésének módja az expozíció gyakoriságának, időtartamának korlátozása, ami elérhető a hatásviselő életmódjába való beavatkozással, vagy - munkahelyi expozíció esetében – pl. személyes védőfelszerelés előírásával, de legkézenfekvőbb a szennyezőanyag koncentrációjának csökkentése a környezeti közegben. Ez a beavatkozás a **kármentesítés**. Az elemző ilyenkor a kockázatfelmérésben használt feltételezéseket alkalmazva a környezeti közegre visszaszámítja az elfogadható kockázati szinthez tartozó maximális szennyezőanyag koncentrációt, és azt kármentesítési célértékként adja meg.

Ebben az eljárásban a valós vagy feltételezett hatásviselő tolerálható expozíciója hat vissza a környezeti elemben megengedhető koncentrációra. Az eljárás tehát **elsősorban** a hatásviselőt érő kockázattal foglalkozik, és csak másodsorban a földtani közeg vagy a felszín alatti vízkészlet védelmével.

A **3.4. ábra** a hagyományos határérték-rendszeren alapuló kármentesítési eljárás és a kockázat alapú kármentesítés közötti fő különbségre világít rá. Segítségül hívva a fentebb ismertetett

koncepciós modell sémáját, az ábrán elhelyezhető mindkét eset döntéshozatali helye (megfelelési pontja).



3.4. ábra: A döntéshozatal alapja a kármentesítés során határérték-rendszerek és terület-specifikus kockázatfelmérés alkalmazása esetében [Madarász, 2000]

Az első esetben, a határérték alapú kármentesítéskor nem foglalkozunk a hatásviselőkkel, azok kockázatával, hanem bízva abban, hogy az alkalmazandó határérték megfelelő védelmet biztosít minden lehetséges receptornak, a szennyezés helyén feltárt és megelemzett szennyezőanyag koncentrációt vetjük össze a határérték-rendszerben rögzítettel. Amennyiben a mért koncentráció meghaladja a vonatkozó határértéket, beavatkozásra van szükség. A döntéshozatal helye ebben az esetben a környezeti közeg, alapja a környezeti közegben mért koncentráció.

A második esetben, a kockázat alapú kármentesítési eljáráskor a környezeti közegben mért koncentráció legfeljebb csak a szennyező kiszűrésére szolgál. A döntéshozatal kitolódik a hatásviselőhöz, és a döntés alapja a hatásviselőt ért expozíció és annak a kockázata. A döntést nem a mért és megengedett koncentrációk viszonya alapján hozzuk, mivel az ún. **megfelelési pont** a hatásviselőt érő dózis, nem a közegben mért koncentráció. Így a számított és megengedhető kockázat viszonya lesz döntő jelentőségű a kármentesítési koncentráció értékének meghatározásakor.

Ennek számos következménye van az ilyen módon méretezett beavatkozásoknál, amit a döntéshozatalkor tisztán kell látnunk. Adott esetben, ha a szennyezett terület felhagyott, – ami a múltbeli kiterjedt talajszennyezéseknél gyakran előfordul – és valós hatásviselő a területhasználat

jellegéből adódóan nem azonosítható, a kockázat alapú gondolkodásmód értelmében a kockázat nincs definiálva. (A kockázat megvalósulásának feltétele a szennyező, terjedési útvonal és hatásviselő térbeli és időbeni együttléte.) Amennyiben a hatásviselő a vizsgált területtől távol helyezkedik el, az őt érő kockázat kicsinek adódik, következésképpen a megengedhető kockázati szinthez tartozó visszaszámított közegkoncentráció magasra (gyakran irreálisan magasra) adódik, aminek eredményeként a nagyobb koncentráció is megengedhető marad a környezeti közegben.

Az **1. mellékletben** egy dunántúli katonai repülőtér összetett szénhidrogén szennyezésének felszámolásához 2002-ben készített kockázatfelmérést mutatok be kivonatosan. Az esettanulmány igazolja, hogy felhagyott (pl. katonai) területeken, ahol valós hatásviselők nem élnek a terület környezetében, a kizárólag terület-specifikus és humán kockázat alapú célérték meghatározás nem szolgálja a környezeti elemek védelmét.

Amikor tehát kizárólag a terület-specifikus mennyiségi kockázatfelmérésre alapozzuk a kármentesítési célérték meghatározását, számolnunk kell azzal, hogy ez az eljárás a felszín alatti vizet nem védendő közegként kezeli, hanem **csupán expozíciós útvonalnak tekinti**, és a beavatkozás mértékét a lehetséges hatásviselőkhöz igazítja. Ez az elgondolás a kármentesítés kivitelezését elérhetőbb közelségbe hozza, viszont a felszín alatti víz minőségi védelmét csak korlátozott mértékben szolgálja.

3.3. Megállapítások

Jelen fejezetben és mellékletében igazolom, hogy a humán mennyiségi kockázatfelmérés szükséges, de önmagában nem elégséges eljárás a kármentesítési célérték meghatározásához, mivel az a védendő felszín alatti közeget csak közvetve képes megóvni. A minden esetben megnyugtató védelem eléréséhez a döntéshozatalkor más típusú kontroll pontokat is be kell építeni, amire részletesen a 4. fejezetben térek ki.

A fenti kritikai észrevétel mellett fel kell ismernünk a kockázat alapú kármentesítés hasznát és előnyeit is.

1. Körültekintő alkalmazása esetén, a kockázati alapon meghatározott kármentesítési célérték lehetővé tesz olyan kármentesítő beavatkozásokat, amelyek a határérték rendszer alkalmazása mellett anyagi vagy műszaki korlátok miatt nem történtek volna meg.

2. Azzal, hogy a kockázat alapú döntéshozatal során szakítunk a környezeti közegben mért koncentráció alapú döntésekkel, lehetővé válik **eltérő környezeti közegekben** bekövetkezett szennyezések összevetése. A kockázatfelmérésnek ezt a képességét használjuk ki a szennyezett területek rangsorolásánál (priority setting), például a nemzeti kármentesítési programokban.

   Tételezzük fel, hogy egy a múltból megörökölt környezeti probléma nem egy, hanem több környezeti közeg útján veszélyezteti a környezetében élőket: a levegő, felszíni víz és felszín alatti víz is bizonyított expozíciós útvonal. A beavatkozásra

korlátozott lehetőségünk van, és rangsorolnunk kell a szükséges eljárások között. Ha csupán a környezeti médiában mért koncentráció értékek alapján próbálok rangsorolni, nincs megfelelő eszköz a kezemben a döntéshez. Felmerül a kérdés, hogy a levegőben vagy a vízben mért koncentráció csökkentése sürgetőbb?

3. Hasonló kérdést vet fel, ha ugyanabban a környezeti közegben, de **két eltérő** toxicitású **szennyező anyag** megítélése között kell rangsort (a beavatkozásban időbeli sorrendet) felállítani.

   A környezeti közegben mért koncentráció egyik esetben sem alkalmas a döntéshozatalra. A humán kockázatfelmérés, még ha sok feltételezés és bizonytalanság bevonásával is, de alkalmas arra, hogy:
   - különböző környezeti közegek útján megjelenő környezeti kockázatokat
   - vagy ugyanazon környezeti közegben, de eltérő szennyező anyagok okozta kockázatokat

   összehasonlítson, azokat kockázati alapon rangsorolja, a beavatkozás sürgősségét illetően sorba állítsa, és a beavatkozás mértékét megadja.

4. A **2. mellékletben** ismertetetem az **eredő kockázatok módszere** eljárást az almásfüzitői vörösiszap zagykazetta rekultivációs munkájának kockázatalapú értékelésének példáján. A példában különböző szennyezők eltérő expozíciós útvonalakon realizálódó kockázatát kellett értékelnem és összevetnem. Az értékeléshez az **eredő kockázatok módszerét** alkalmaztam, ami a kármentesítés előtti és utáni kockázatok viszonya, az eredő kockázat mértéke alapján támogatja a szükséges döntések meghozatalát.

4. A KÁRMENTESÍTÉSI CÉLÁLLAPOT ÉS MEGHATÁROZÁSÁNAK KRITÉRIUMAI

A kármentesítési célérték meghatározás egy összetett, sok irányból elvárással terhelt feladat. A célérték meghatározás a kármentesítés ellentett érdekeltségi rendszerének ütközőpontja, ahol a környezet lehető leghatékonyabb megtisztításának és a kármentesítés költséghatékonyságának szempontrendszere ütközik, és ezek kompromisszumaként születik meg a beavatkozás célját megjelölő koncentráció érték. Ez az érdekellentét minden kármentesítési projekt döntéshozatalát terheli.

Korábbi fejezetekben röviden említettem azokat az – elsősorban költséghatékonysági - megfontolásokat, melyek a kármentesítés környezetpolitikai, stratégiai eszközeként a kockázat alapú döntéshozatalt jelölték meg. A célkitűzéseiben koherens, ám a megvalósítás szintjén szerteágazó nemzetközi szabályozások közös vonása, hogy a kockázatfelmérést végző szakértőgárda felelőssége figyelemreméltó módon megnövekszik, mivel az általános, konzervatív határérték-rendszertől elszakadva a helyi adottságokra alapozó – általában megengedőbb – koncentráció-szinten szabja meg a környezet tisztasági kritériumait. Ezzel együtt szükségszerűen megnő az engedélyező hatóság szakmai rátermettsége, éleslátása és felelősségteljes döntése iránti igény is, mivel a hazai eljárási rend szerint a területileg illetékes felügyelőségek feladata a kármentesítéssel kapcsolatos dokumentációk értékelése és az intézkedések meghatározása.

A felelősségteljes döntéshozatal támogatása érdekében célszerűnek látszik egy olyan kritérium-rendszer kidolgozása, ami a kockázatbecslő eljárások, s azok részeként a kármentesítési célértéket meghatározó elemzések megbízhatóságát minősíti, lehetőséget adva egyrészt a kockázatbecslőnek vizsgálata önértékelésére, másrészt a bíráló hatóságoknak a kockázatbecslő tanulmányok gyors szűrésére. Jelen fejezetben egy ilyen kritérium-rendszert állítok fel és a kármentesítési célállapot **kvalitatív minősítésének** eljárását mutatom be. A következő fejezet egy kvantitatív teljesítmény-értékelő eljárás metodikáját ismerteti.

A kármentesítési célérték a kármentő beavatkozás legfontosabb kérdése. Ez szabja meg a beavatkozás léptékét térben és időben, és a pénzügyi ráfordításokat illetően is. Nem ritkán hatással van a vizsgálatba bevonandó szakterületekre, vagy a műszaki megoldás kiválasztására is.

Nem vitatható, hogy a célérték körültekintő meghatározása kulcsfontosságú a sikeres és kivitelezhető kármentesítések elvégzéséhez.

A jelenlegi hazai gyakorlatban a 219/2004. (VII.21.) Kormányrendelet értelmében a „D" **kármentesítési célállapot határérték** a törvény által szabályozott esetekben részletes mennyiségi kockázatfelmérés és más komplex elemzések eredményeként állapítandó meg, ami alapján az elemző szennyező- és közeg-specifikus „D" érték(ek)re tesz javaslatot. A rendelet lehetőséget ad „részterületenként és mélység szerint eltérő kármentesítési szennyezettségi határérték meghatározására." (21§; (1)). A terület szerint illetékes Felügyelőség a javasolt „D" kármentesítési szennyezettségi határértéket elfogadva azt előírhatja, vagy indokolt esetben a javasolt értéket felülbírálhatja.

A hatályos törvény alkalmazásában elmúlt négy évnek a tapasztalata azt mutatta, hogy a „D" szennyezettségi kármentesítési határérték változó alaposságú, gyakran megkérdőjelezhető színvonalú kockázatbecslő eljárások eredményeként került megadásra. A mennyiségi kockázatfelmérést elbíráló hatóság a kellő alaposságúnak tűnő kockázatfelmérés eredményeit esetenkét elfogadta, máskor pedig a bizonytalanság miatt annak eredményét figyelmen kívül hagyva, a vonatkozó „B" vagy „C_i" értéket „kapaszkodóként" használva határozta meg a „D" értékét.

4.1. A terület-specifikus és kockázat alapú kármentesítési célérték meghatározása

Minden kármentesítési beavatkozás méretezésekor fontos és ellentmondásos kérdés a felszín alatti közeg célállapotának meghatározása, a „mennyire tiszta a tiszta?" dilemma. A 3. fejezetben kifejtettem, hogy a hagyományos kármentesítési protokollok esetében a kérdés okafogyott, mivel rögzített határérték-táblázatok jelölték ki a közeg- és szennyezőanyag-specifikus célállapotot. Ezzel szemben bemutattam azt is, hogy a kockázat alapú célérték-meghatározás gyakorlata bizonyos esetekben a környezeti elemek fenntartható védelmét illetően nem elég hatékony.

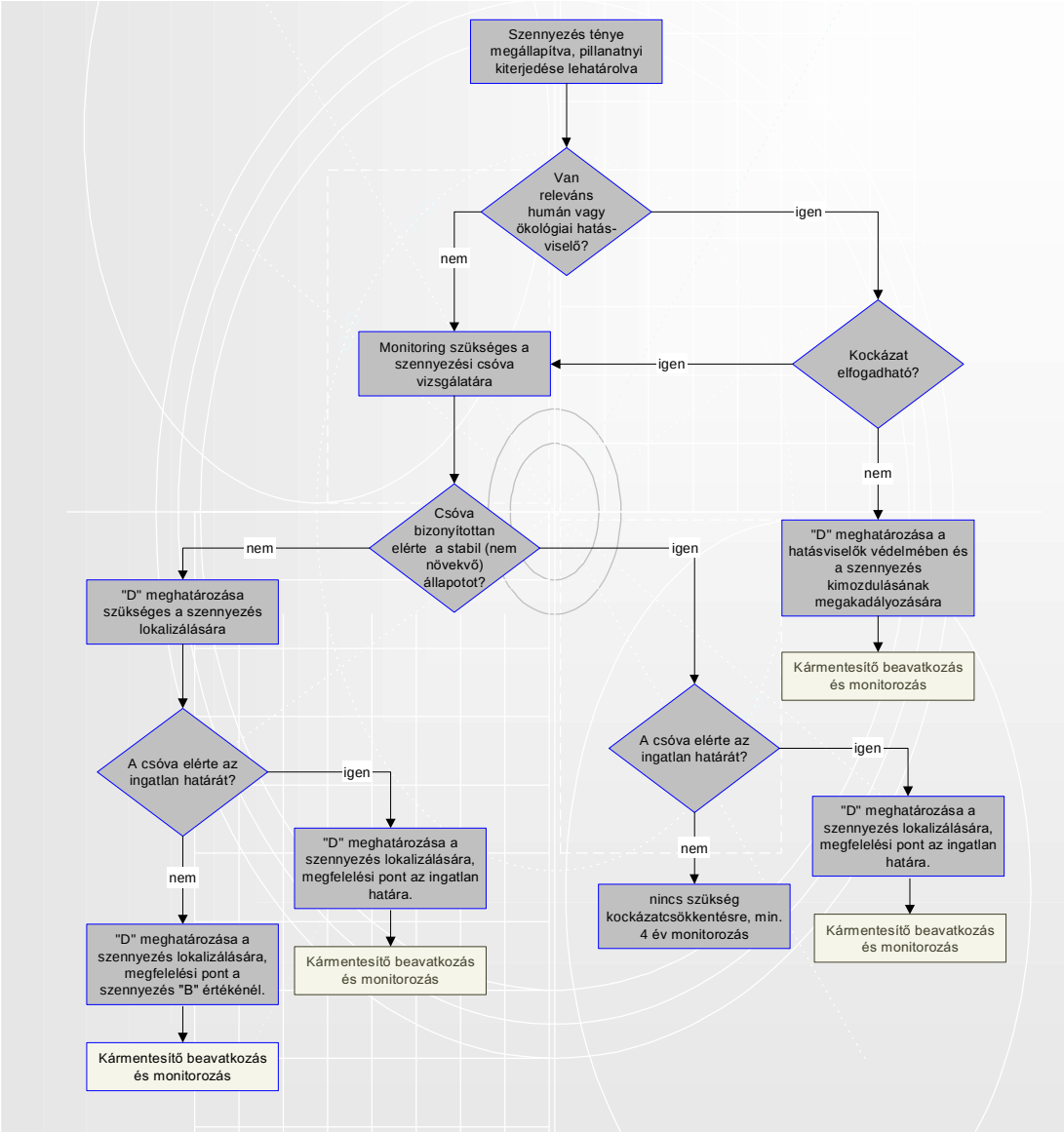
A **4.1. ábrán** a probléma kiküszöbölésére javasolt hazai eljárást (Gondi et al., 2004) foglalom össze.

Az eljárás három tényező vizsgálatára épül:

1. Humán hatásviselők jelenlétének és kockázatának a vizsgálata
2. Szennyező csóva dinamikájának vizsgálata
3. A szennyezés kiterjedésének kérdése

Valós hatásviselő hiányában a környezeti elemek hatékony védelmét az **oldott szennyezés csóvájának** elemzése garantálja. A csóva életciklusa alapján növekvő, stabil és csökkenő fázist különböztetünk meg, amit a megfigyelő kutak idősora alapján azonosíthatunk. Az igazoltan stabil, vagy csökkenő fázisban lévő csóva garantálja a szennyezés helyben maradását, egyúttal a kiterjedt felszín alatti közeg megfelelő védelmét.

Nem megengedhető kockázatok és/vagy növekvő ciklusban lévő csóva esetében a szennyezés-terjedési modellezésre és részletes kockázatfelmérésre alapozott kármentesítési határérték hivatott a környezeti elem és a hatásviselők védelmét biztosítani.



4.1. ábra: A javasolt magyar eljárás elvi vázlata [Gondi et al., 2004]

Kiemelt szempont emellett a szomszédos területek elszennyeződésének megakadályozása, ezért az ingatlan határán a feltárt szennyezőnek „B” határérték alatt kell lennie a talajvízben.

A javasolt eljárás koncepciójában összhangban van az európai kockázatelemző intézmények átfogó kockázatbecslő programjának megállapításával, miszerint: „a legmegfelelőbb megközelítést a két eljárás (t.i: határérték-rendszerek és terület-specifikus kockázatfelmérés) együttes alkalmazás adja, amikor a határérték-rendszerek mellett a terület-specifikus kockázatfelmérés későbbi döntéshozatali fázisban, a döntések finomításához kerül alkalmazásra” [CARACAS, 1998].

4.2. A kritérium rendszer

A kármentesítési célérték meghatározása az esetek túlnyomó többségében környezeti és kockázati szempontok alapján kerül meghatározásra. A „D" meghatározásának és előírásának folyamatába más, - az előzőekkel megegyező fontosságú - szempontok ritkán kerülnek beépítésre, pedig azok is korlátot szabhatnak a célérték lehetséges tartományának. A környezetvédelmi és humán-egészségügyi szempontok mellett műszaki, finanszírozási, jogi és társadalmi tényezők figyelembevétele is szükséges.

A kármentesítési célértéknek az alábbi öt kritériumnak kell megfelelnie **(4.2. ábra)**:

1. Környezeti elemek fenntartható védelme: A környezeti elem védelme nem minden esetben esik egybe a hagyományos kockázati szempontú védelemmel, amikor a kiválasztott hatásviselő egészségvédelmét garantáljuk. A szennyező forrás - terjedési útvonal - hatásviselő logikán alapuló eljárás sok esetben nem elég alapos a komplex rendszer részét képező földtani közeg védelme érdekében. A fenntartható és felelős döntések biztosítása érdekében fontos a felszín alatti elemek, nevezetesen a felszín alatti vizek és a talaj/kőzet védelem sajátos szempontrendszerének figyelembevétele.

2. Humán kockázatok minimalizálása: A kármentetési célérték az aktuális és tervezett területhasználatok alapján kiválasztott hatásviselőket terhelő kockázatok elfogadható szinten tartását kell garantálja, úgy, hogy rögzített expozíciós feltételezések mellett a megengedhető kockázathoz tartozó szennyezőanyag koncentrációt adja meg a kármentesítés célértékeként.

3. Környezeti (ökológiai) kockázatok minimalizálása: A humán hatásviselőkkel párhuzamosan az érintett ökoszisztéma kiválasztott szenzitív receptorainak elfogadható kockázatát is biztosítani kell. Az ökológiai kockázatok becslése a kármentesítési projektek gyakran elhanyagolt eleme, köszönhetően annak, hogy a rendelkezésre álló időkeret legtöbbször nem teszi lehetővé az érintett ökoszisztéma alapos megismerését, a cönológiai felvételezést vagy az indikátor fajok kiválasztását. Az is igaz ugyanakkor, hogy az ökológiai kockázatok alapos vizsgálata a humán kockázatfelméréstől is több bizonytalanságot hordoz magában.

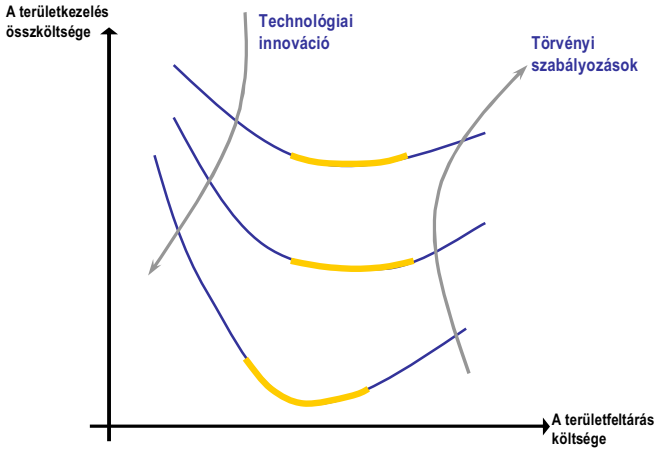
Leggyakrabban az ökológiai kockázatok elemzését szabványos ökotoxikológiai tesztek elvégzésével szokás „letudni". Tapasztalatom szerint – ha csak nem kiemelt természeti értékek, vagy különösen értékes ökoszisztémák védelméről van szó –, a részletes ökológiai kockázatfelmérés nem szükségszerű eleme a kármentesítési célérték meghatározásának, mivel általában az 1. és 2. kritérium teljesülése biztosítja az ökológiai elemek és a talajfunkciók védelmét is.

4.2. ábra: A kármentesítési célérték meghatározásakor figyelembe veendő kritériumok

4. Műszaki megvalósíthatóság: A finanszírozhatósággal szoros kapcsolatban van a műszaki kivitelezhetőség kritériuma. A kármentesítési célérték nem ritkán a műszaki megvalósíthatóság szempontját figyelmen kívül hagyva kerül meghatározásra, ugyanis bizonyos szennyező vegyületek nem minden határon túl nyerhetők vissza a környezeti közegből. Különösen igaz ez kötött vagy korlátozott technológiák alkalmazása, vagy kedvezőtlen beépítettségi körülmények esetén. A földtani közeg tulajdonságai és a szennyező anyaggal való kapcsolata megszabja azt a maximális mennyiséget, ami adott műszaki beavatkozással kinyerhető. A technológiai váltás gyakran finanszírozási vagy kivitelezhetőségi korlátokba ütközik. A feltárt szennyező anyag adott földtani környezetben elérhető minimális – kármentesítés utáni – koncentrációjának meghatározása részben irodalmi adatok, részben laboratóriumi és terepi mérések alapján határozható meg. Magyarországon jelentős számban feltárt szénhidrogén szennyezések esetében például – a talajcserétől eltekintve – a kármentesítési célérték meghatározásakor szigorú kritériumként kellene figyelembe venni kőzet- és szemcseméret függő maradék olajtelítettség (Residual Oil Saturation) mennyiségét, ami a hézagtérfogat 20-25%-át is elérheti.

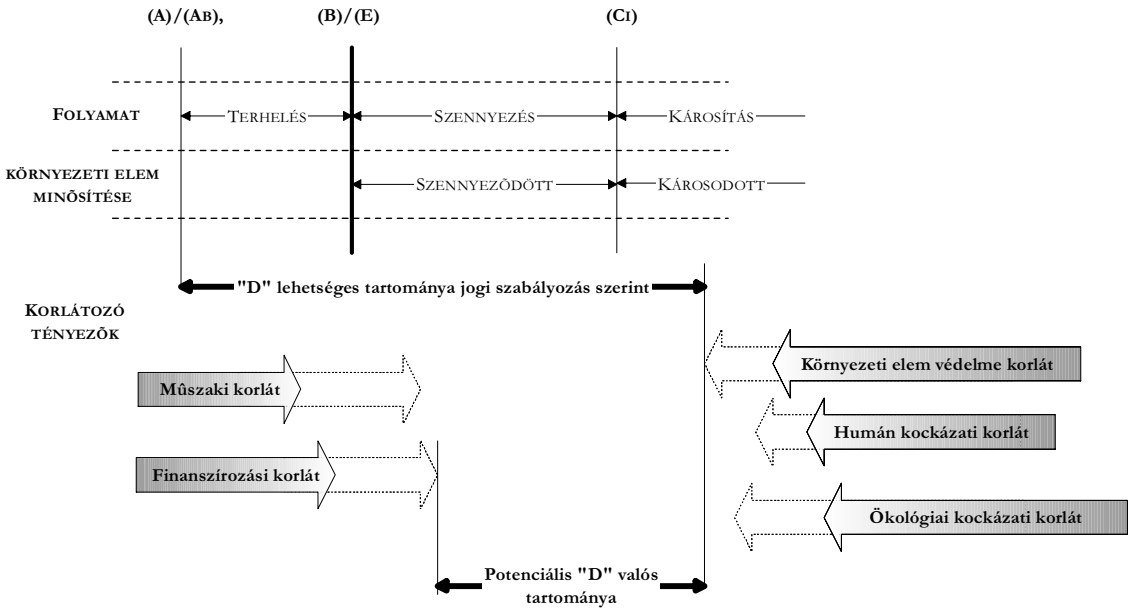
5. Finanszírozhatóság: A kockázatfelméréssel meghatározott kármentesítési célérték és az általa kijelölt műszaki megoldás finanszírozható kereteken belül kell maradjon. Bármilyen kívánatos legyen is környezetvédelmi szempontból, pénzügyi okokból mégis meghiúsul az irreálisan magas kármentesítési költségeket képviselő beavatkozás és a mögötte rejlő célállapot terve. A finanszírozhatóságot támogató két legfontosabb alapelv:
   - a költséghatékony megoldás kiválasztása, és
   - a megfelelően ütemezett beavatkozás.

A technológiai innováció bizonyítottan jelentős költségkímélő hatású a kármentesítési eljárásokra, míg a szabályozások által támasztott megkötések általában ellentett irányban hatnak a költségekre **(4.3. ábra)**.

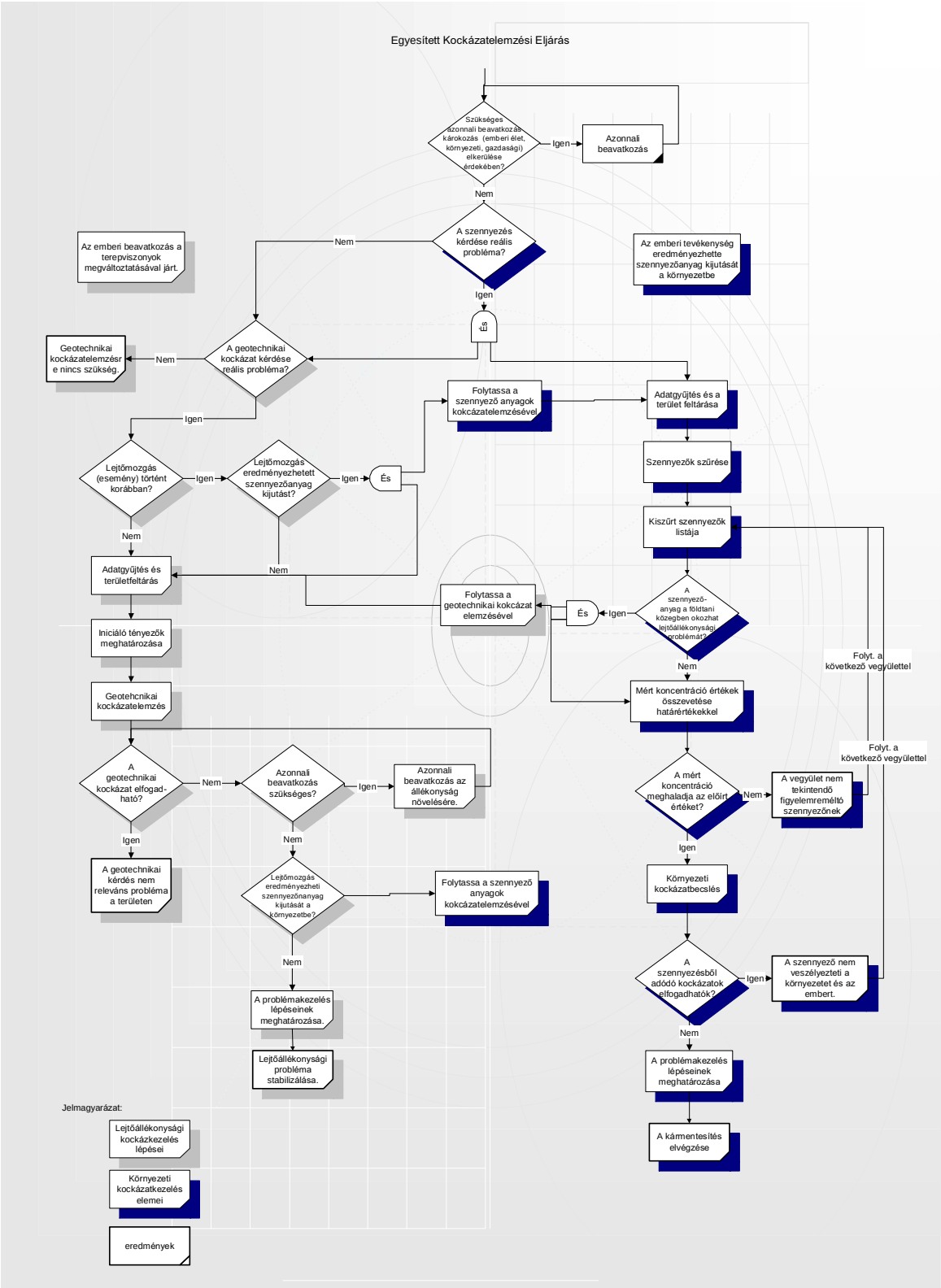


4.3. ábra: A technológiai innováció hatása a kármentesítés költségeire, (a feltárás és kármentesítés összköltségeinek kapcsolata) [NICOLE, 2002]

A felsorolt korlátok mind határokat szabnak a „D" érték törvényben meghatározott lehetséges tartományán belül is, az 1., 2. és 3. kritérium felülről, a 4. és 5. kritérium pedig alulról. A **4.4. ábrán** a fenti 5 kritérium „D" értéktartományát korlátozó hatását mutatom be. (Az ábra a korlátok hatását csak kvalitatív módon szemlélteti, azok viszonya a feltüntetett határértékekhez nem mértékadó.)



4.4. ábra: A kármentesítési célérték szabályozott és valós tartományának viszonya [Naturaqua, (2000), továbbgondolva]



4.5. ábra: Integrált kockázatfelmérés folyamatábrája szennyezett területek és mérnökgeológiai kockázatok együttes vizsgálatához [Madarász, 2002]

Az általános kritériumok között nem teszek említést egyes műszaki kockázati kérdések és a kármentesítés kapcsolatáról, bár a kármentesítési célértéket esetenként mérnökgeológiai szempontok is befolyásolhatják. Speciális esetekben, ahol a szennyezett területekhez állékonysági problémák is kapcsolódhatnak (zagytározók, hulladéklerakók, meddőhányók), a kármentesítéshez kapcsolódó kockázatfelmérésnek a felszínmozgásokat, műtárgyak tönkremenetelét érintő kérdésekre külön ki kell terjedni. A hatás két irányú lehet:

- A szennyező anyag jelenléte a kőzetfizikai paraméterek megváltoztatásával a lejtős térszín, vagy gátak állékonyságát befolyásolhatja.
- Lejtőállékonysági probléma szennyezőanyag koncentrált környezetbe jutását eredményezheti.

A **4.5. ábrán** egy egyesített kockázatelemző eljárás folyamatábráját mutatom be, amely a fenti egymásrahatásokat érvényesíti a kockázatfelmérés folyamatában. Állékonysági problémák kockázatbecslésének irodalmi áttekintésével a „Lejtőmozgások kockázatelemzése" című munkámban [Madarász, 2000] foglalkoztam.

4.3. A kármentesítési célérték és megfelelési pontok

Az előzőekben részletesen bemutattam, hogy a szennyezett területek védelmében humán kockázati alapokon hozott intézkedések nem minden esetben biztosítják a környezeti elem fenntartható védelmét, ezért a kármentesítési célérték minősítésekor a környezeti elemek, különösen a felszín alatti vizek minőségének védelmét külön figyelemmel kell kísérnünk. Ehhez a kármentesítési célállapot megfelelőségét szerteágazó szempontokat kielégítő kritériumrendszerrel kell biztosítani.

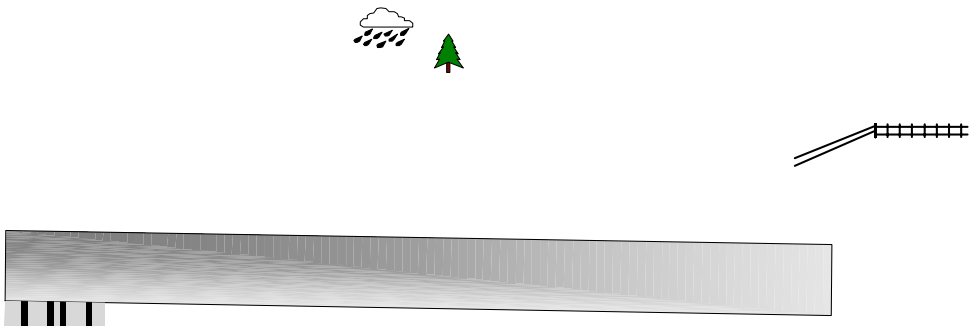
A kármentesítés célállapotának megadásakor a **kockázat alapú** elfogadhatósági kritériumok mellett hagyományos **(koncentráció alapú) megfelelési pontok** megadása is szükséges.

4.3.1. Kockázat alapú megfelelési pontok

A kockázat alapú célérték meghatározásakor a terület-specifikus szcenáriókat - a vizsgálat időpontjában aktuális és a jövőbeni területhasználatot - alapul véve a meghatározandó célérték(ek)nek három hatásviselőre kell kötelezően elfogadható kockázati szintet biztosítani **(4.6.ábra)**.

1. On-site hatásviselő védelme: A szennyezett terület bármely pontján garantálni kell az aktuális és tervezett (esetleg korlátozott) területhasználat mellett lehetséges receptorok elfogadható kockázati szintű terhelését a szennyezett talajjal/kőzet anyaggal való bármilyen érintkezés és illó szennyezők belégzése kapcsán. Tartósan szennyezett területen nem feltételezzük a talajvíz használatát, ezért a talajvíz kockázat alapú célértékét nem az ilyen hatásviselő csoportra méretezzük. A kockázatfelmérés során vizsgálandó expozíciós forgatókönyvek az alábbiak:
   - Talaj közvetlen lenyelése

- Talaj, por kiporzás-belégzés
- Talaj bőrkontaktus
- Kipárolgás szabadtérbe és/vagy alagsori helységekbe
- Növények szennyezőanyag felvétele

Olyan esetekben, amikor a talajvízhasználat a kármentesítés után a szennyezett terület közvetlen környezetében is lehetséges, azt is be kell vonni a kockázat alapú vizsgálatba. Elsősorban munkahelyi forgatókönyvet, vagy terület-rehabilitáció után korlátozott idejű (például rekreációs) területhasználatot valószínűsíthetünk, mint leggyakoribb lehetőséget.

Említést érdemel, hogy az on-site hatásviselők egy speciális csoportjaként értelmezhető a kármentesítést végző munkások köre. Kiterjedt szennyezések esetében a több hónapon, esetleg éven át tartó kármentesítő munkák során a kármentesítő munkások expozíciójának mértéke a környezeti expozíciót nagyságrenddel meghaladó mértékű lehet. Az ő kockázat alapú védelmük is a fenti expozíciós utak vizsgálata után biztosítható.