

9. SZENNYEZETT TERÜLETEK SZANÁLÁSA

Készítette: Dr. Madarász Tamás

A felszí alatti szennyezések felszámolásával foglalkozó fejezetünkben célunk egy rövid áttekintést adni azokról a törvényi keretekről, korszerű méretezési elvekről, amelyek együttesen szolgálják a felszín alatti vízkészletek védelmét olyan területeken, ahol a múltból megörökölt szennyezések veszélyeztetik a földtani közeg és a felszín alatti víz jó minőségi állapotát. A fejezetben nem célunk részletesen kifejteni az egyes kármentesítési technológiák és eljárások műszaki és tervezési részleteit. Ezekkel kapcsolatban az olvasó részletes ismereteket találhat az elmúlt években megjelent több hazai szakkönyvben is: pl. Szennyezett területek kármentesítése (Szabó et al., 2002) vagy a Kármentesítési kézikönyv 4. - Kármentesítési technológiák kötete (Puzder, et al. 2001). Az Országos Környezeti Kármentesítési Program kiadványi között nagyon sok, a témához kapcsolódó információt találhat a tématerület iránt érdeklődő olvasó.

Az országos kármentesítési program és jogi környezete

A felszín alatti vizekre vonatkozó EU jogi szabályozás az 1970-es években kelt életre a felszín alatti vizek védelméről szóló 80/68/EGK irányelv elfogadásával. Ez az irányelv biztosította a felszín alatti víz védelmére vonatkozó keretet, megkövetelve a magas prioritású szennyezőanyagok felszín alatti vízbe jutásának megakadályozását, valamint korlátozta az egyéb szennyezőanyagok felszín alatti vízbe jutását is. Ezzel a 80-as évektől a felszín alatti vízkészletek védelmét illetően a mennyiségi védelem szempontjai mellett, egyre nagyobb szerepet kaptak a minőségi szempontok is. Ez a folyamat Európában és az Egyesült Államokban is megfigyelhető volt.

Az 1991. évi hágai felszín alatti vizekkel foglalkozó miniszteri szeminárium nyilatkozatban ismerte el az édesvíz készletek hosszú távú mennyiségi és minőségi állapotromlásának elkerülését célzó további intézkedések szükségességét. A felszín alatti víz integrált védelmére és kezelésére vonatkozó akcióprogramot 1996. november 25-én hagyta jóvá az Európai Parlament. Az Európai Parlament és a Tanács ezt követően felkérte a Bizottságot egy európai vízpolitika keretprogram létrehozására. Ez a felkérés vezetett a 2000. októberében elfogadott Víz keretirányelv (2000/60/EK) megszületéséhez, ami a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteit adja meg. A VKI határozta meg első ízben azt, hogy a felszín alatti vizet nemcsak mint többcélú használatot biztosító erőforrást, hanem mint környezeti értéket is védeni szükséges (EB, 2008) A keretirányelvvel és hazai végrehajtásával a 13. fejezetben foglalkozunk részletesen.

A szennyezett területek kármentesítésének témakörét érintik az Európai Unió körvonalazódó Talaj Keretirányelvének rendelkezései is, amelynek előzetes szövegét 2006-ban publikálta a Bizottság. 2007. decemberében nem sikerült a tagállamoknak közös álláspontra jutni a rendelet szövegét illetően, és az egyöntetű támogatást máig nem sikerült elérni. A javaslat rögzíti a fő talajfunkciókat, a talajvédelem szükséges intézkedéseit, és a fenntartható talaj használat feltételeit. A keretirányelv a talajokat veszélyeztető hatások (erózió, tömörödés, szikesedés, belvizesedés, stb.) egyikeként említi a talajok (földtani közeg) szennyeződését, jelentős terjedelemben foglalkozik a szennyezett területek általános kérdéseivel és a tagállamokat érintő előírásaival. A rendelet - jelenlegi formájában - a szennyezett területek számbavételére és kármentesítésére kötelezi a tagállamokat, és a szennyezett területeket olyan területekként definiálja, amelyeken emberi tevékenység eredményeként kockázatos anyagok igazoltan olyan koncentrációban vannak jelen, ami a környezet vagy humán egészség szempontjából elfogadhatatlan kockázatot jelent. Ugyancsak a nemzeti

kármentesítési stratégia kialakítását írja elő, amelynek tartalmaznia kell a kármentesítés célját, a prioritási listákat, a megvalósítás ütemtervét és a finanszírozás forrásait.

Magyarországon a szennyezett területek felszámolásának adminisztratív és jogi kereteit a 2205/1996. (VII. 24) kormányrendelet teremtette meg, elindítva az Országos Környezeti Kármentesítési Programot (OKKP), melynek felelősségi körébe becslések szerint mintegy 30-40 ezer szennyezett terület esik. A Program magába foglalja a földtani közegben és a felszín alatti vizekben hátramaradt, akkumulálódott szennyeződések felderítését, a szennyeződések mértékének feltárását, illetve újabb szennyeződések kialakulásának megakadályozását, a múltból visszamaradt környezeti károk mérséklését vagy felszámolását célzó, az ország egész területére kiterjedő programokat (Almássy, 2002)

A hazai jogi környezetben és módszertani kérdésekben lényeges változást jelentett a 33/2000. (III. 17.) kormányrendelet, valamint a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről szóló 10/2000.(VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes miniszteri rendelet megjelenése. A Kormányrendelet bevezette – akkori nevezéktan szerint – (D) kármentesítési szennyezettségi határérték fogalmát, amely „a komplex értékelésen, a kockázatos anyagnak a környezeti elemek közötti megoszlására, viselkedésére, terjedésére vonatkozó méréseken vagy modellszámításokon, mennyiségi kockázatfelmérésen alapuló, a területhasználat figyelembevételével, a kármentesítési eljárás keretében, hatósági határozatban előírt koncentráció, amelyet az emberi egészség és az ökoszisztémák károsodásának megelőzése érdekében a kármentesítés eredményeként el kell érni.” A kockázatfelmérés eszközének bevezetése fontos koncepcionális váltást jelez a kármentesítések méretezésének folyamatában.

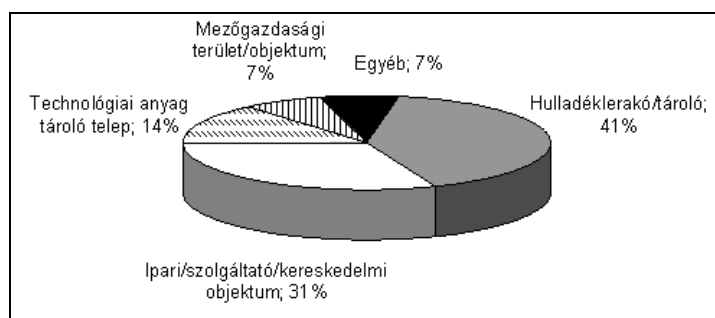
A 33/2000. (III. 17.) kormányrendeletet 2004-ben helyezte hatályon kívül az új felszín alatti vizek védelméről szóló 219/2004 (VII. 21.) Kormányrendelet, amely az EU víz keretirányelvvel, a környezeti felelősségről-, valamint a felszínalatti vizek védelméről szóló irányelvekkel (2000/60/EK; 2004/35/EK és 2006/118/EK irányelvek) összhangban született. A viszonylag gyors változtatást az EU-s jogharmonizáció folyamata mellett az is indokolta, hogy a 2000-2004 közötti időszakban a kockázatfelmérést tévesen értelmező és alkalmazó gyakorlatok alakultak ki, melyeket a törvényalkotó ezzel a rendelettel kívánt megakadályozni. Az új rendelet a kármentesítés célértékét (D) kármentesítési célállapot határértékként nevezi meg, amely „az a hatósági határozatban előírt koncentráció, amit a kármentesítés eredményeként kell elérni az emberi egészség és az ökoszisztéma, illetve a környezeti elemek károsodásának megelőzése érdekében; meghatározása a kármentesítési eljárás keretében végzett komplex értékelésen, a szennyező anyagnak a környezeti elemek közötti megoszlására, viselkedésére, terjedésére vonatkozó méréseken, modellszámításokon, mennyiségi kockázatfelmérésen alapul a területhasználat figyelembevételével” Néhány módosító rendelkezéssel kiegészítve jelenleg is ez a Kormányrendelet biztosítja a törvényi kereteket a szennyezett területek kármentesítésének kérdéseiben.

A 10/2000.(VI.2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes miniszteri rendeletet a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet megjelenése helyezte hatályon kívül. Az új határérték rendelet legszembetűnőbb eltérése a korábbihoz képest, hogy az időközben hatályon kívül helyezett Ci intézkedési határértékeket már nem tartalmazza és (A) háttér-koncentrációkat sem ad meg, csak (B) szennyezettségi határértéket határoz meg a korábbi rendelethez hasonló struktúrában. Néhány anyag tekintetében változás történt a határértékekben is. Felszín alatti vizek esetében ezt elsősorban a hazai ivóvíz szabvány értékeihez való igazodás indokolta. A határértékkel szabályozott kockázatos anyagok köre is bővült úgy a felszín alatti vizek, mint a földtani közeg esetében is. Az új rendelet bővíti az analitikai vizsgálati módszerek körét és a minták kezelésével kapcsolatos kérdéseket is pontosít.

A kármentesítésre vonatkozó jogi szabályozók közül említést érdemel még a 14/2005. (VI. 28.) KvVM rendelet a kármentesítési tényfeltárás során végzendő szűrővizsgálatokkal

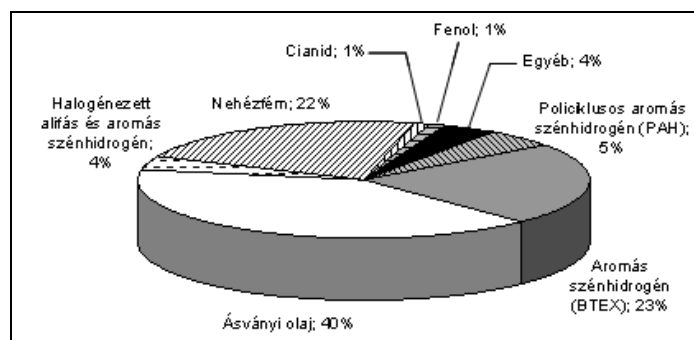
kapcsolatos szabályokról, és a 18/2007. (V. 10.) KvVM rendelet a FAVI adatszolgáltatásról, ami a KÁRINFO adatbázishoz kapcsolódó adatgyűjtés és szolgáltatás szabályait határozza meg.

Az Országos Környezeti Kármentesítési Program 1996-os beindítása óta összesen körülbelül 150 Mrd forintot fordított a program megvalósítására. A FAVI-KÁRINFO nyilvántartásában több mint 15.000 terület szerepel, amelyek a kármentesítés különböző fázisában tartanak. A szennyező források tevékenységek szerinti megoszlását az 9.1. ábra mutatja be. A szennyező források több mint 40%-a hulladéklerakás és tárolás helyszíneivel kapcsolható. Az esetek közel egyharmadában ipari és kereskedelmi objektumok, és a maradék kevesebb, mint 30%-ban mezőgazdasági és egyéb tevékenységek jelennek meg szennyező forrásként.

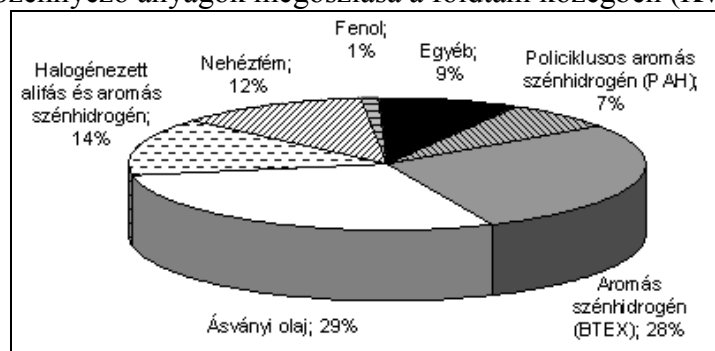


9.1. ábra Szennyező források tevékenységek szerinti megoszlása (KvVM, 2008)

Az 9.2. és az 9.3. ábrák a szennyező anyagok földtani közegben és felszín alatti vízben tapasztalt megoszlását mutatják az adatbázis adataira alapozva. Az ásványi olaj és BTEX szennyezők együttesen kb. az esetek 60%-ban jelennek meg (B) szennyezettségi határérték feletti koncentrációban. A földtani közegben a nehézfémek, felszín alatti vízben a halogénezett alifás, aromás szénhidrogének és a nehézfémek jellemzők még nagy százalékban. A további kockázatos anyag kategóriák az esetek kevesebb, mint 10%-ban jelennek meg szennyező koncentrációban.



9.2. ábra Szennyező anyagok megoszlása a földtani közegben (KvVM, 2008)

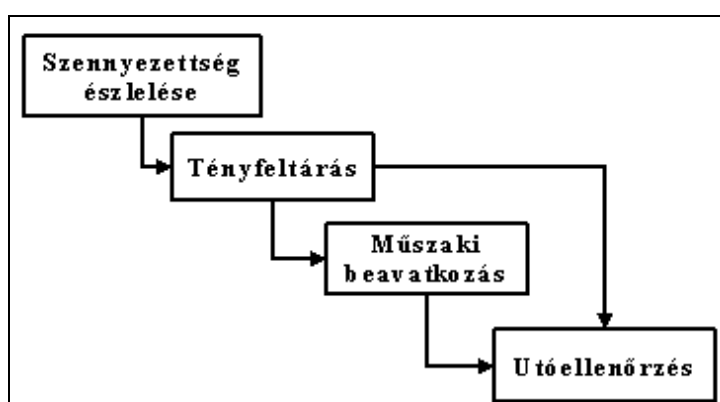


9.3. ábra A szennyező anyagok megoszlása a felszín alatti vízben (KvVM, 2008)

A szennyezett területek kármentesítésének folyamata

A felszínre kijutott/kibocsátott szennyeződés ritkán jár csak a talaj szennyeződésével, általában a szennyező anyagok eléri és szennyezik a talajvizet is, ezért elválaszthatatlan a két környezeti elem együttes vizsgálata, kezelése.

A talaj tulajdonságainak jelentősége abban foglalható össze, hogy azok közvetve vagy közvetlenül szerepet játszanak a talaj szilárdságának, hő – víz – levegő háztartásának, a mikroflórájának, az ásványi anyagcsere és a talaj öntisztulási folyamatainak kialakításában. Ezeket a természetes jelenségeket is hasznosítani és kihasználni kell a környezettechnológusnak a kárelhárítás során. A kármentesítés folyamata az 9.4. ábrán bemutatott négy, egymásra épülő feladatkörből áll. Az egyes feladatokhoz tartozó tevékenységeket az 9.1. táblázatban részletezzük.



9.4. ábra A kármentesítés folyamata

9.1. táblázat A kármentesítés egyes lépéseire tartozó jellemző tevékenységek

A tulajdonos, a tervező feladatai	A hatóság feladatai, engedélyek
A szennyeződés, a káresemény, rendkívüli környezetszennyeződés bejelentése.	- Helyszíni szemle - Határozat a tényfeltárási munkálatokról - Rendkívüli munkálatok elrendelése (szükség esetén)
1. A tényfeltárás megtervezése	- A tényfeltárási terv jóváhagyása
2. Előkészítő munkák, tényfeltárás: 2.1 Felderítés - előminősítés 2.2 Kárfelmérés (tényfeltárás), részletező felmérés 2.3. Kármentesítési célértékek meghatározása 2.4. Tényfeltárási zárójelentés	- Határozat a műszaki beavatkozás szükségességéről
3. Műszaki beavatkozás tervezése 3.1 A kármentesítés kiviteli terve	- A kiviteli terv engedélyezése
4. Kárelhárítási műtárgyépítés (kivitelezés) 4.1 Terület előkészítés 4.2 Műtárgyak építése, energiaellátás megoldása	- Építési engedély - Technológiai engedélyek - Veszélyes anyagkezelési engedély

4.3 Monitoring (ellenőrző) rendszer telepítése	
4.4 Próbauzem	
5. A mentesítő műtárgyak, berendezések üzemeltetése (vizsgálatok, adatszolgáltatások)	- Üzemeltetési engedélyek
6. Műszaki beavatkozás zárójelentésének elkészítése, az utóellenőrzés megtervezése	- A műszaki beavatkozás zárójelentésének jóváhagyása
7. Utóellenőrzés	- Az utóellenőrzés lezárása

Esetenként találkozunk olyan rendkívüli környezet szennyeződésekkel, amelyek azonnali beavatkozást és sürgős talaj- és vízvédelmi intézkedéseket kívánnak. Az azonnali beavatkozás legfontosabb művelete a szennyező forrás kiiktatása, a szennyeződés megszüntetése, majd a szennyezett talaj és talajvíz felmérése, ha szükséges a kellő műszaki beavatkozás megtervezése, végrehajtása. Ha nem havária esetről van szó a feltárás és a beavatkozások előkészítése, méretezése normál menetrend szerint folyhat, és a beavatkozás indítása nem sürgető. Ez azonban nem jelenti azt, hogy a szennyeződést erre az időre is „magára hagyhatjuk”, a szükséges monitorozást ez idő alatt is végeznünk kell.

A fenti folyamatban a következő szakemberek konstruktív együttműködése szükséges:

- megbízó (vagy ellenőre - a mérnök, műszaki ellenőr);
- mérnök, szakmérnök (a kármentesítés megtervezője) összefogásával építő, vízépítő, villamos, gépész, munkavédelmi, biztonságtechnikai szakemberek;
- kockázatelemző (team): a feladat nagyságától függően egy fő, vagy interdiszciplináris team;
- hatósági szakemberek (konzultációk, döntések, helyszínrajz, pontok bemérése, stb.);
- feltáró (talaj és talajvíz minták vétele, kút- és feltáró műtárgy építés);
- vegyész (a szennyező anyagok vizsgálata, javaslat a mentesítési technológiákra);
- geológus, hidrogeológus, geofizikus, bányamérnök: a talajok értékelése, közvetett feltárások, hidraulikai számítások.

A tervezési munkákat mindig az adott típusú (technológiájú) tevékenységre feljogosított szakember vezesse!

A kármentesítési célérték meghatározásának kérdése

A kármentesítő beavatkozások egyik kulcskérdése a kármentesítési célérték meghatározása, azaz annak a kockázatos anyag koncentrációnak megadása, amely alá a kockázatos anyag koncentrációt a kármentesítés során csökkenteni kell, és amit a kármentő beavatkozás után is tartósan biztosítani kell. A célérték meghatározása csak részben szakmai vagy műszaki kérdés, általában egy összetett, sok irányból elvárással terhelt feladat. A gyakorlatban az érdekeltségi rendszerek ütközőpontja, ahol a környezet lehető leghatékonyabb megtisztításának és a kármentesítés költséghatékonyságának szempontrendszer ütközik, és ezek kompromisszumaként születik meg a beavatkozás célját megjelölő koncentráció érték. Ez az érdekelletét minden kármentesítési projekt döntéshozatalát terheli.

Új létesítmények, beruházások vizsgálatakor a megelőzés elvének figyelembevételével célunk a felszín alatti közeg bármilyen szennyezésének kizárása és megakadályozása. A cél a meglévő „tisztá” állapot fenntartása. A múltból örökölt 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.

Határérték rendszerek szerepe

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 földtani közegre és/vagy felszín alatti vízre 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 idealizált célállapot elérése gyakran áthághatatlan műszaki és gazdasági korlátokba ütközik. Megállapítandó tehát egy olyan vállalható érték, amely a kármentesítés mértékét a környezet védelmének szem előtt tartásával és az érintettek által elfogadott módon szabályozza. A döntés terhért hagyományosan kormányzati szinten vállalták fel a határérték-rendszerek felállításával.

A nemzetközi határérték-rendszerek összevetésekor a határértékek felállításával kapcsolatban két fontos tényezőt kell megemlítenünk.

Az első a szabályozás elvéhez kapcsolódik. A legtöbb ország alapvető szabályozási elvként fektette le, hogy a szennyezett terület vizsgálatkor tetszőleges jövőbeni (multifunkcionális) területhasználatot, vagy korlátozott (suitable for use) területhasználatot vesz mértékadónak.

A terület multifunkcionalitásának, és a felszín alatti vízkészlet ivóvíz minőségű állapotának megtartása minden nemzetnek alapvető érdeke. Nyilvánvaló viszont 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.

Érdemes 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 élenjárta a multifunkcionalitást felváltó környezetpolitika adoptálásában.

Az Amerikai Egyesült Államokban a szennyezett területek számbavételekor kockázati alapon rangsorolták a feltárt több tízezer esetet. A Superfund program a költséghatékonyságot szem előtt tartva, humán kockázati alapon 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 a kockázatok elfogadható szintűre csökkentését. A napjainkban folyó barnamező revitalizációs programok a kockázat alapú kármentesítések logikus továbbvitelét jelentő komplex terület rehabilitációs projektek, amelyek nem csak a környezeti ártalmak kockázat alapú kezelését, hanem társadalmi, gazdasági, szociális és területfejlesztési kérdéseket is integrálnak.

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 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) hezitáltak ezt megtenni, és a szennyezett területek kármentesítése kapcsán legtovább ragaszkodtak a multifunkcionalitás elvéhez.

Ugyancsak fontos szem előtt tartani, hogy bár a felszín alatti vizek jó minőségének megőrzésére, sőt állapotának javítására irányuló 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 laikus közönség döntő része is tudatában van annak, hogy Magyarország ezen országok közé tartozik. Amikor tehát a hazai felszín alatti vizeink védelmét érintő kérdéseket tárgyalunk 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 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.

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

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. Ezesetben 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 érzékenységből) kiinduló rendszerek esetében a felszín alatti vízkészlet védelme érdekében a terület földtani és hidrogeológiai viszonyainak figyelembevétele a meghatározó. 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.

A hazai határértékeket tartalmazó 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet (B) szennyezettségi határértékei az ivóvíz szabvány értékein alapulnak, a földtani közeg esetében a terület multifunkcionalitását (tetszőleges felhasználhatóságát) biztosító koncentrációt képviselik. Értékei elsősorban nem célértékként értelmezendők, hanem szűrési kritériumként, azaz a szennyezettség tényének megállapítását szolgálják.

A remediációs stratégiák 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 területspecifikus kockázatfelmérés szerepe

A szennyezett területek kármentesítésének, illetve a kármentesítési célérték megadásának 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 scenárió esetén) megfelelő védelmet (elfogadható kockázati szintet) biztosítanak, s így szükségszerűen konzervatívak, addig a terület-specifikus kockázatfelmérésen alapuló célérték csak az adott földtani, hidrogeológiai viszonyok mellett, és a reálisan becsült területhasználatok (konkrét expozíciós scenáriók) esetére leszűkítve kerül kiszámításra. Ezért lehetséges az, hogy a kockázat alapú

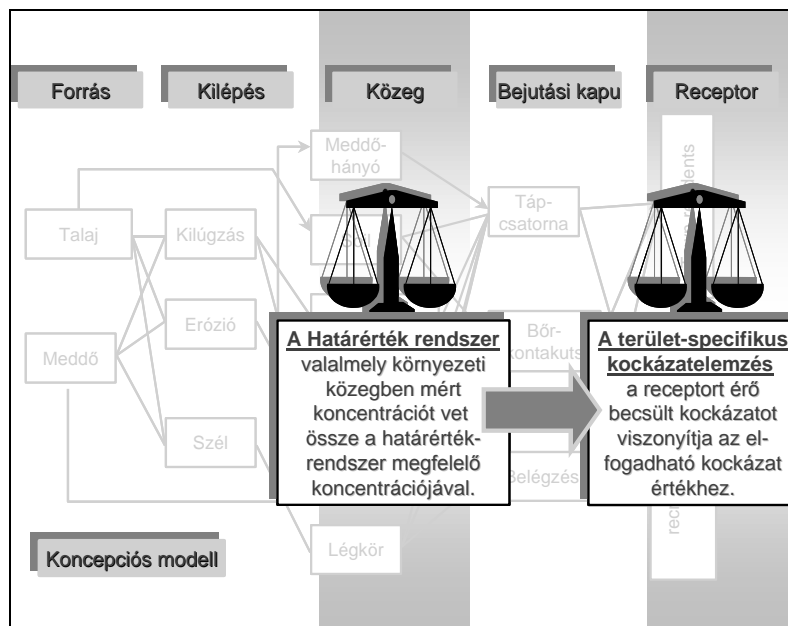
kármentesítési célérték gyakran megengedőbb, ezáltal kisebb költségvetésű kármentesítést eredményez, mint egy határérték rendszeren alapuló.

A humán egészségügyi kockázatelemzés módszertanának és a kármentesítésben játszott szerepének kiterjedt 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; Madarász 2005] ezért ezt csak vázlatosan ismertetjük. A kockázatbecslő eljárásokban a vizsgált probléma (pl. felszín alatti szennyezés) koncepciós modelljében meghatározott célegyed (hatásviselő) kitettségét és kockázatát számoljuk. Humán kockázatelemzés esetében a hatásviselő az ember, ökológiai kockázatelemzés esetében az ökoszisztéma egy vagy több kiválasztott szenzitív indikátora.

Kockázatelemzést általában élő szervezeteket érő egészségkárosító hatások számszerűsítésére végzünk, de az eljárás alkalmazható élettelen elemekre, létesítményekre is. Egyes európai országok a kockázatelemzés receptoraiként a felszín alatti vizeket is megjelölik (Ausztria, Dánia, Németország), máshol érintett műtárgyak is a vizsgálat tárgyát képezik. 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].

Az 9.5. ábra a hagyományos határérték-rendszeren alapuló kármentesítési eljárás és a kockázat alapú kármentesítés közötti fő különbségre világít rá. Segítségül hívva egy tipikus szennyezett terület koncepciós modelljét, az ábrán szemléltethető mindkét koncepció döntéshozatali sémája.

Az első esetben, a határértékekre alapozott kármentesítéskor „nem foglalkozunk” a hatásviselővel, azok kockázatával, hanem bízva abban, hogy az alkalmazandó határérték megfelelő védelmet biztosít minden lehetséges hatásviselőnek, a szennyezés helyén feltárt és megelemezett 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.

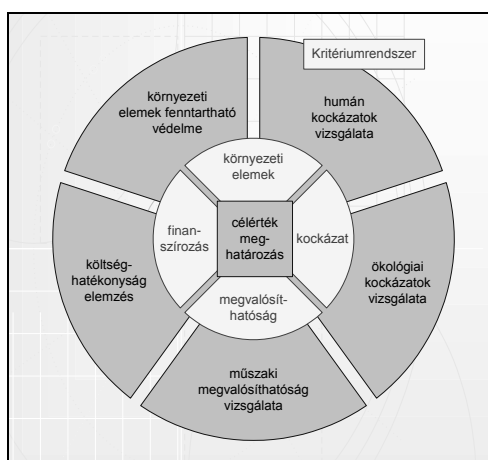


9.5. ábra A kármentesítési döntéshozatal módja határérték-rendszerek és terület-specifikus kockázatelemzés alkalmazása esetében, a szemléletváltozás hatása a döntéshozatalra [Madarász, 2000]

A humán kockázat alapú eljárásakor a környezeti közegben mért koncentráció elsősorban csak a szennyező kiszűrésére szolgál. A döntéshozatal kitolódik a hatásviselőhöz, és a döntés alapja a hatásviselőt érő expozíció és az általa képviselt kockázat.

Ennek számos következménye van a csak ilyen szemlélettel méretezett beavatkozásokra. Adott esetben, ha a szennyezett terület felhagyott, – ami a megörökölt talajszennyezéseknél gyakran előfordul – és valós hatásviselő a területhasználat jellegéből nem azonosítható, a kockázat alapú gondolkodásmód értelmében a kockázat nem definiálható, vagy elenyészően kicsinek adódik, aminek eredményeként a jelentős környezetszennyezések is elfogadható kockázatúnak minősülnek. Ezt az anomáliát felismerve, a hibás gyakorlatot hatásosan küszöbölte ki a hatályos kormányrendelet és tisztázta a 2004-ben a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium által megjelentetett Kármentesítési útmutató 7. füzeté.

A kármentesítési célérték meghatározásakor az alábbi öt kritériumnak kell megfelelnie (9.6. ábra):



9.6. ábra A kármentesítési célérték meghatározásakor figyelembe veendő kritériumok

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

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

3. Környezeti (ökológiai) kockázatok minimalizálása: A humán hatásviselővel párhuzamosan az érintett ökoszisztéma egészének, vagy 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 kockázattelbecsléstől is több bizonytalanságot hordoz magában. Leggyakrabban az ökológiai kockázatok elemzését szabványos ökotoxikológiai tesztek elvégzésével szokás „letudni”.

4. Műszaki megvalósíthatóság: 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 szennyezőanyag 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 a közet- és szemcseméret függő maradék olajtelítettség (Residual Oil Saturation) mennyiségét, ami a hézagterefogat 20-25%-át is elérheti.

5. Finanszírozhatóság: A finanszírozhatóság szoros kapcsolatban van a műszaki megvalósíthatóság kritériumával. 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 megghiúsul 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 kármentesítő beavatkozással védendő értékek

A hatályos hazai szabályozás - a 219/2004 (VII. 21.) Kormányrendelet – a kármentesítési célállapot meghatározásakor megköveteli (1) a humán egészség kockázat és (2) az ökológiai kockázatok elfogadható szinten tartását, valamint (3) a környezeti elemek károsodásának megakadályozását. A rendelet egyik fontos különbsége a korábbi, 33/2000. (III. 17.) kormányrendelethez képest az, hogy a környezeti elemek károsodásának megakadályozása, hangsúlyos elemként került be a célérték meghatározási szempontok közé. Enélkül a (D) érték meghatározásakor előfordulhatott, hogy a környezeti elemek védelme nem kapott kellő hangsúlyt és jellemzően csak humán kockázati szempontok alapján került meghatározásra a kármentesítési célérték, ami nem bizonyult elégségesnek. A három védelmi szempont együttes alkalmazása jelent garanciát a kármentő beavatkozás megfelelő minőségére (9.2. táblázat):

- Humán hatásviselők védelme
- Ökoszisztémák védelme
- Környezeti elemek védelme

9.2. táblázat

Védendő érték	Alkalmazandó eljárás
Humán hatásviselők	Humán kockázatfelmérés (HHRA – Human Health Risk Assessment)
Ökoszisztéma (ökológiai hatásviselők)	Ökológiai (környezeti) kockázatfelmérés (Ecological/Environmental Risk Assessment)

Környezeti elem(ek)	- Szennyezésterjedési „alapelvek” teljesülése - Koncentráció alapú megfelelési pontok - Csóvadinamika vizsgálat (Gondi et al, 2004)
---------------------	---

Humán hatásviselők védelme

A humán hatásviselők védelmét a kármentesítés méretezésekor a humán kockázatfelmérés eszközével biztosítjuk. A humán kockázatfelmérés a forrás – terjedési útvonal – hatásviselő elv (SPR koncepció) alapján számítja a kockázatokat. Az alapelv szerint a kockázat abban az esetben értelmezhető ha a szennyező forrásból kijutó kockázatos anyag valamilyen terjedési útvonalon konkrét receptorokhoz jut el. Ha a három tényező közül bármelyik hiányzik a humán kockázat nem értelmezhető.

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 humán kockázatfelmérés módszertanilag négy jól elkülöníthető lépésre osztható: probléma azonosítás, expozíció vizsgálat, toxicitás vizsgálat és kockázat jellemzés. Az egyes részfeladatok jól meghatározott kérdésekre adnak választ:

Probléma azonosítás: A szennyezőanyag 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 (konceptiós 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.

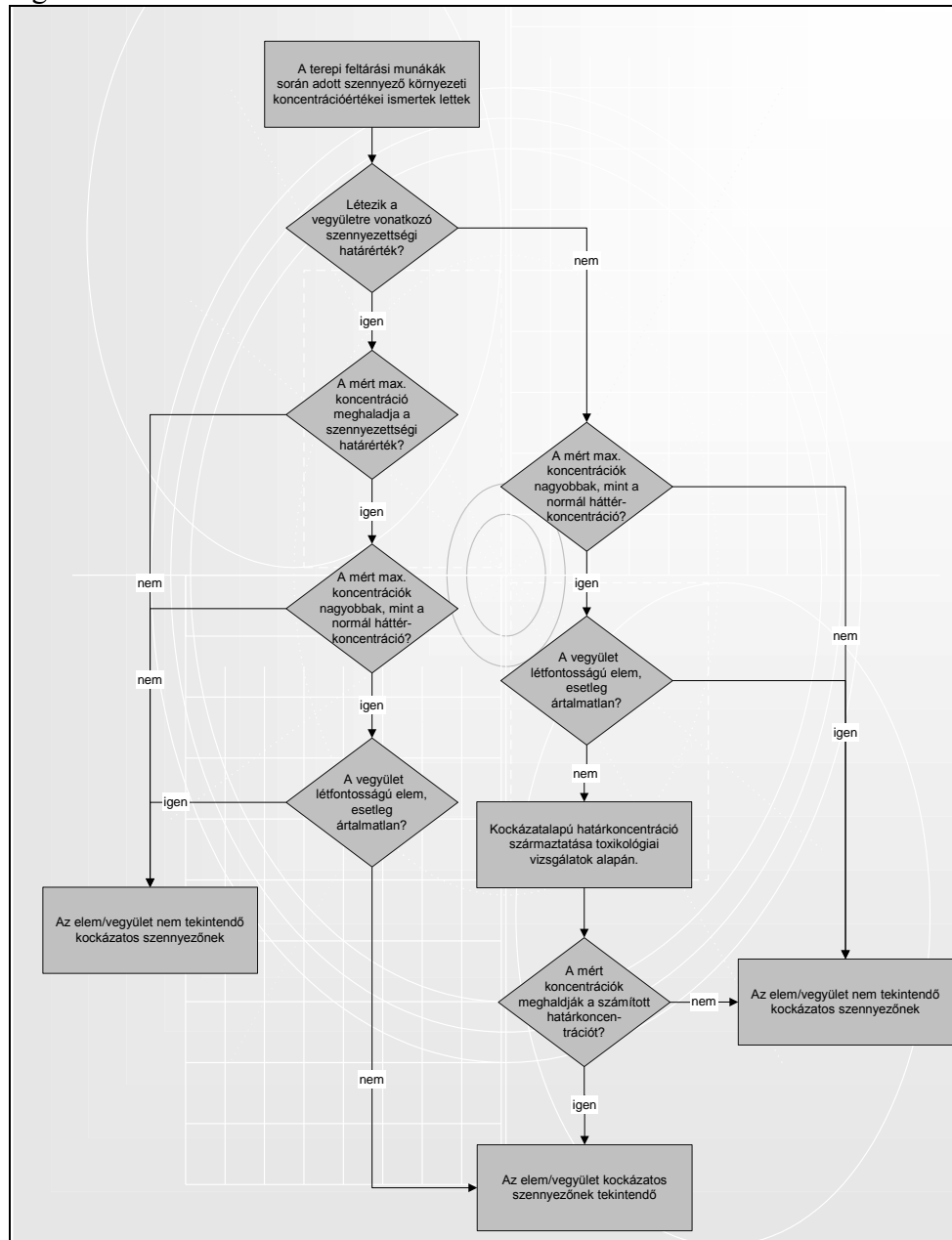
Toxicológiai elemzés: A feltárt szennyezőanyagról rendelkezésre álló toxicológiai információk begyűjtése, toxikus anyagok hatásmechanizmusának azonosítása, dózis-hatás kapcsolat megismerése és a jellemző toxicológiai paraméterek meghatározása.

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

A probléma azonosítás fázis leglényegesebb feladatai a szennyezőanyagok, a terjedési útvonalak és a hatásviselők szűrése. 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 scénáriókban 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 koncepció modell alkotó elemei.

A 9.7. ábra egy a szennyezők szűrését szolgáló eljárás folyamatábráját mutatja be. Az elgondolás lényege, hogy a közegben mért koncentrációt összevetjük a hatályos szennyezési határérték-rendszerrel. Abban az esetben, ha a szóban forgó szennyezőre határérték nem ismert, vagy a mért koncentrációk ezt meghaladják, további megfontolásokra van szükség.



9.7. ábra Szennyezők szűrésének logikai váza

Meg kell ismernünk a terület természetes vagy más, antropogén forrásokból származó háttérkoncentrációját, és azt összevetjük a határértékkal. 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.

A szennyező anyagok szűrését a hazai szabályozás 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletében rögzített (B) szennyezettségi határértékei alapján végezhetjük el külön földtani közegre és felszín alatti vizekre. A területen a szennyezettségi határérték feletti koncentrációban észlelt kockázatos anyagokat szennyezőnek kell tekintenünk és a részletes kockázatbecslésbe be kell vonnunk azokat.

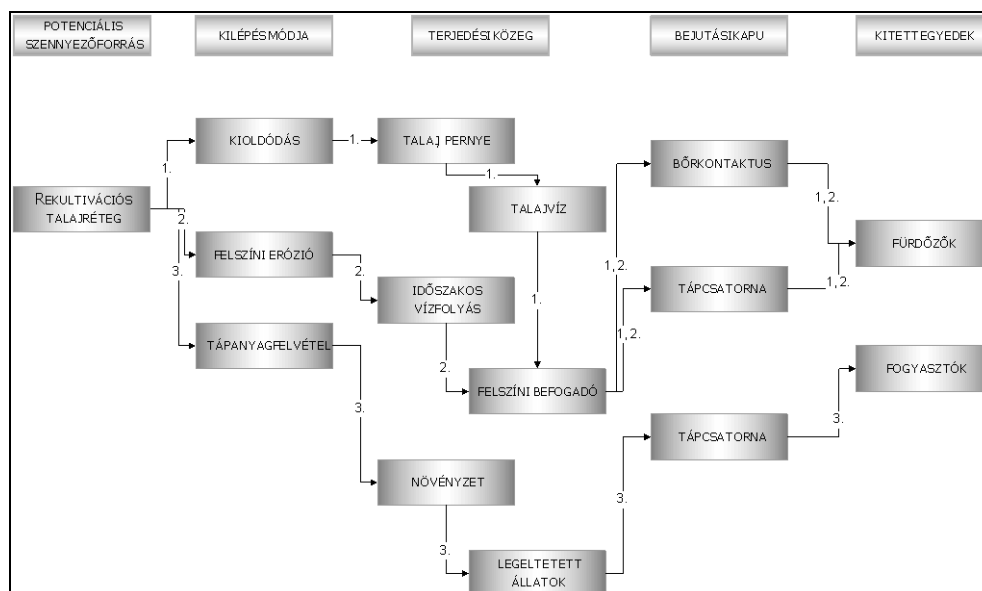
A terjedési útvonalak és érintett hatásviselők szűrése együtt végezendő el. A terület természeti, földtani, vízföldtani adottságai alapján és a szennyező anyagok fizikai-kémiai tulajdonságai alapján megadhatók és feltárással igazolhatók azok a környezeti elemek és terjedési irányok, amelyek hatásviselőket érnek el.

Minden egyes szennyező forrásra és szennyezőre az elemző végigköveti a kémiai anyag lehetséges sorsát a forrástól a receptorig és megadja a probléma koncepció modelljét.

Az 9.8. ábra egy pernyehányó alternatív lezárásának koncepció modelljét mutatja. A kiporzás elleni fedőréteg szennyezett 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 harmadik szcenárióként ezt a lehetőséget is feltüntettem.

Az expozíció elemzés feladata, hogy minden szennyezőre meghatározzuk a koncentráció térbeli és időbeli eloszlását az érintett környezeti közegekben. A feladat minden kármentesítés során eltérő, és az alkalmazott eljárások eszköztára nagyban függ az elemzés céljától. Meghatározandó a vegyületek koncentráció-eloszlása a légkörben, felszíni és felszín alatti vizekben, üledékekben, talajban, stb. A koncentráció-eloszlás meghatározására rutinszerűen két eszközt használunk: terepi méréseket és szennyezés-terjedési modellezést.

A területfeltárás közvetlen mérésekkel szolgáltat információt a szennyezés kiterjedéséről és a koncentráció megoszlásáról. A talajból, talajvízből vett minták laboratóriumi elemzése, és azok térbeli szemléltetése a szennyezés feltárás időpontjában releváns szennyezés-eloszlást, a „szennyezés lehatárolást” adja meg.



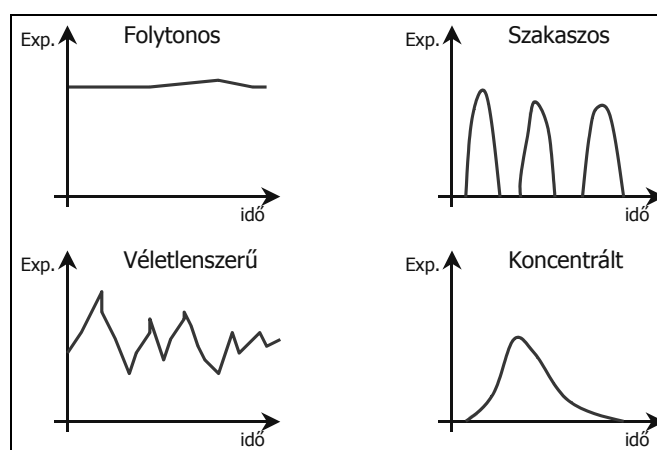
9.8. ábra Egy pernyehányó kiporzás elleni lezárásának koncepció modellje 1-3 jelű expozíciós forgatókönyvekkel

Jövőbeli koncentráció-változások meghatározásakor az egyetlen megoldás a szennyezés-terjedési modellezés alkalmazása. 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.

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. A 9.9. ábra néhány tipikus expozíciós mintát mutat be. Az átlagos expozíció vizsgálata során a változó expozíció-intenzitások átlagát képezzük a teljes időtartamra.



9.9. ábra Néhány tipikus környezeti expozíciós minta

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].

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

ahol

- ÁND Közegből a szervezetbe jutó szennyezés értéke mg-ban, naponta és egységnyi testtömegre vonatkoztatva [mg/(tkg·nap)]
- C a szennyező koncentrációja a közegben [mg/L]; [mg/kg]; [mg/m³]
- IR Adott közeggel való kapcsolat mértéke naponta (pl. napi vízfogyasztás, napi belélegzett levegő mennyisége, stb.) [L/nap]; [kg/nap]; [m³/nap]
- EF expozíciós tényező: az expozíció élettartamra vonatkoztatott gyakoriságát adja meg [-]
- BW testtömeg [tkg]

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

$$\text{ÁND} = \text{ÁND}_1 + \text{ÁND}_2,$$

ahol

- ÁND teljes dózis értéke [mg/(ttkg·nap)]
- ÁND1 pl. földtani közegből tápcsatornán át bejutó dózis becsült értéke mg-ban, naponta és egységnyi testtömegre vonatkoztatva [mg/(ttkg·nap)]
- ÁND2 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 bevitt 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 az említett paraméterek megadásával történik. A helyileg ható vegyületek esetében nem jellemző, hogy más-más bejutási kapukon át ugyanazt a szövet károsítaná, ezért az additívitásnak itt nincs jelentősége.

Míg az expozíció vizsgálat során meghatározzuk, hogy mekkora a receptor környezetébe eljutó szennyezőanyag koncentráció és a hatásviselő szervezet dózisterhelése, a toxikológiai vizsgálat alkalmával 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.

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.

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 dózissnak (RfD) vagy megengedhető napi bevitelnek (TDI) nevezzük. A megfelelő biztonsági tényező megadásának módjával a toxikológiai alapfeltételezések fejezetben foglalkozunk 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) [-]

Karcinogén (küszöbérték nélküli) vegyületek esetében a dózis-hatás görbe legfontosabb tulajdonsága az extrapolált lineáris szakasz meredeksége, a meghatározandó paraméter a meredekségi tényező, jele SF (Slope Factor), mértékegysége [(mg/(ttkg·nap))⁻¹]. Adott (elfogadott) kockázati szinthez ebben az esetben is megállapítható egy elfogadható dózis érték, amit kockázat alapú dózissal 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/m³) szennyezőanyagra eső kockázat kvantitatív meghatározása.

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. Mértékegység helyes hányados képzés után a kapott eredményt 1-hez viszonyítjuk. A számított HRQ egészségkockázati hányados értéke szerint a kockázatot a 9.3. táblázat szerint minősítjük.

Hiba! Nincs ilyen stílusú szöveg a dokumentumban..3. táblázat

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

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.

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.

$$NCR = \text{ÁND} \cdot SF$$

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 1·10⁻⁶ -os előre meghatározott határérték esetében, ha NCR < 1·10⁻⁶, a kockázat elfogadható mértékű; ha NCR ≥ 1·10⁻⁶, a kockázat nem elfogadható. A kármentesítési beavatkozások méretezésekor viszont általában

1·10-5 értéket használjuk, elsősorban költséghatékonysági megfontolás miatt. A becsült kockázatértékek önmagukban nem biztosítanak elegendő információt a döntések tényleges meghozatalához, ezért 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 a körültekintő kockázat alapú döntéshozatalhoz.

A fentebb vázlatosan ismertetett számítás a szennyező anyag által okozott kockázatok számszerűsítését szolgálja. Visszafelé haladva ugyanebben az expozíciós forgatókönyvben, úgy, hogy a számított tényleges kockázat helyére az elfogadható kockázati szintet helyettesítjük be, kiszámolható a forrásterületen hátrahagyható maximális szennyezőanyag koncentráció, ami még nem okoz az adott területhasználat és expozíciós forgatókönyv mellett egészségkárosodást. Ez a koncentráció érték a (D) kármentesítési célállapot határérték egyik meghatározó sarokszáma lesz.

Az ökoszisztéma védelme

Az ökoszisztéma védelmét szolgáló eljárást ökológiai vagy környezeti kockázatbecslésnek nevezzük. Míg a humán kockázatok értékelése nemzetközileg is elfogadott, egységesített elvek és módszerek keretei szerint történik, addig ez kevésbé igaz az ökológiai kockázatok módszertanára. Ha létezik is konszenzuson alapuló eljárás a vizsgálat bizonytalanságai jóval nagyobbak, mint a humán vizsgálatok esetében, pedig az utóbbi esetében is jelentős bizonytalanságok terhelik a számításainkat. Az első és legfontosabb dilemma az ökológiai kockázatok hatásviselőjének kiválasztása. Mely egyed, faj, fajok, folyamatok, egyensúly tekinthető a vizsgálat tárgyának? Mivel a környezeti kockázatbecslés nem régen kapott teret a szennyezett területek kármentesítésének eszköztárában még nem igazán tisztázott ez a kérdés. Az európai gyakorlat döntően abba az irányba halad, hogy az ökoszisztéma funkcionális életképessége felett őrkdjön, pl. a talaj mikrobiológiai folyamatai biztosítsák a növényzet és a talajlakó élőlények életkörülményeit. Az amerikai gyakorlat hajlamosabb a tápláléklánc magasabb szintjén álló fajokat (madarak, emlősök) hatásviselőként megjelölni. (T. Walden, 2005)

A bizonytalanságok és a hatásviselők kérdése mellett nem elhanyagolható kérdés, hogy - ha az ökológiai kockázatokot sikerül is számszerűsíteni - mit teszünk a kockázatelemzés megállapításaival, milyen módon avatkozhatunk be az ökológiai kockázatok kezelése céljából? Gyakran megállapítható, hogy az évtizedes ipari tevékenység jelentősen megbolygatta a környezet természetes folyamatait és remediációra, kiigazításra van szükség, de mi legyen a beavatkozás célállapota? Helyes döntés az erőforrásokat arra fordítani, hogy olyan ökológiai rendszereket építsünk fel újra iparterületeken, ahol már az alapfeltételek sem adóttak? A kérdések egy része visszacseng a humán kockázatkezelés témaköréből, de jóval nagyobb bizonytalanságok vannak a válaszokban. Esetenként olyan vélemény is megfogalmazódik, ami helyteleníti a természetes rendszerek művi beavatkozással történő helyreállítását.

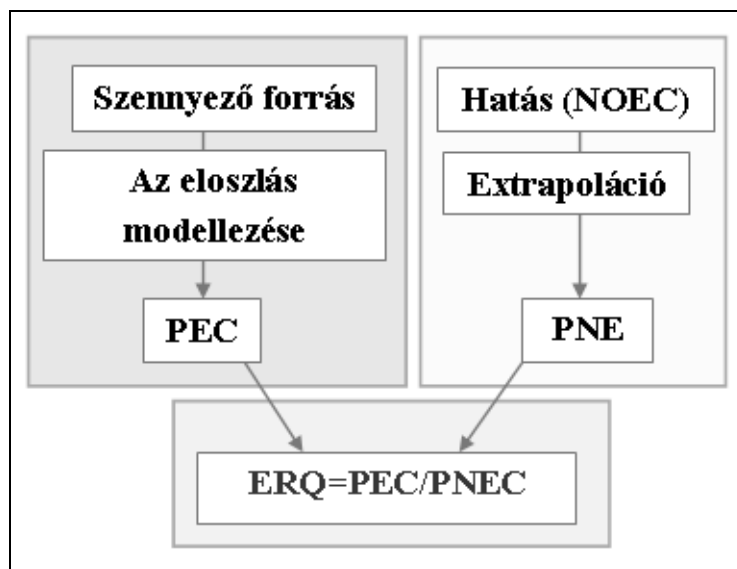
Egyre szélesebb körben kerül alkalmazásra a TRIAD módszer, ami a kémiai elemzések, az ökotoxikológiai vizsgálatok és a terepi vizsgálatok együttes alkalmazásával adja meg az ökológiai kockázat mértékét. Az eljárás alkalmas ökológiai kockázatok becslésére és talajok ökológiai funkcióinak minősítésére is. Az eltérő módszerek ellenére egyetértés van abban, hogy az ökológiai kockázatok vizsgálatára szükség van, és a humán kockázatfelméréshez hasonlóan a fokozatosság elve szerint, annak több szintje létezik. (9.10. ábra). A különböző

szintű elemzések az általános szűrés-típusú elemzésektől az ökotoxikológiai teszteken át az egyre részletesebb és terület-specifikus, terepi vizsgálatok irányába haladnak.



9.10. ábra Fokozatosság különböző szintjei a British Petrol környezeti kockázatbecslő metodikájában (5)

A Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium 2004-es útmutatójában a környezeti kockázat jellemzésére az ERQ környezeti kockázati hányados használatát vezette be. Értékét a PEC (Predicted Environmental Concentration), azaz a környezetben előre jelezhető koncentráció és a PNEC (Predicted No Effect Concentration), azaz az ökoszisztémára károsan nem ható koncentráció hányadosaként adja meg az 9.11. ábrán bemutatott módon.



9.11. ábra Ajánlás az ökológiai kockázatok számítására, az ERQ környezeti kockázati hányados számítása

A környezeti elemek védelme

Fentebb már kitértünk arra, hogy mennyiségi kockázatfelmérés módszere nem alkalmas a környezeti elem közvetlen védelmére, mivel az eljárás a felszín alatti vizet nem védendő

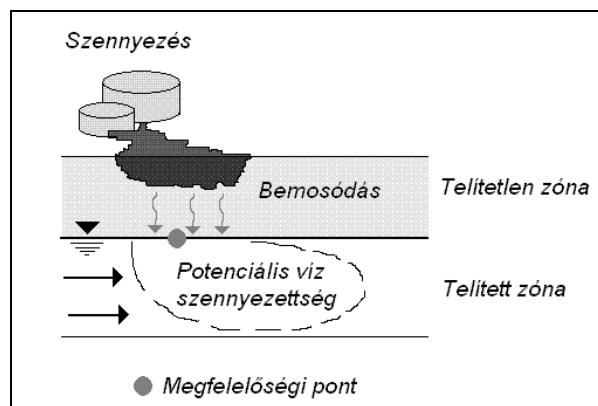
közegként kezeli, hanem csupán expozíciós útvonalnak tekinti. A humán kockázatfelmérés tehát önmagában nem elégséges eszköz a megfelelő szintű védelemre, ezért más megfontolásokra is szükség van.

A felszín alatti vizek megelőző védelmének egyik eszköze, ha a kockázatfelmérés során fiktív hatásviselőket szerepeltetünk megfelelőségi pontokként a számításokban. Amennyiben tényleges receptor nem, vagy csak a szennyező forrástól nagy távolságban lelhető fel, elvileg előállhatna az az eset, hogy csupán humán kockázati megközelítéssel élve a felszín alatti víz és földtani közeg jelentős volumenű elszennyeződése is tolerálhatóvá válna. Ha a fiktív receptor expozíciójához tartozó kockázat nem elfogadható, visszszámítható az elfogadható szinthez tartozó koncentráció érték az érintett környezeti elemre.

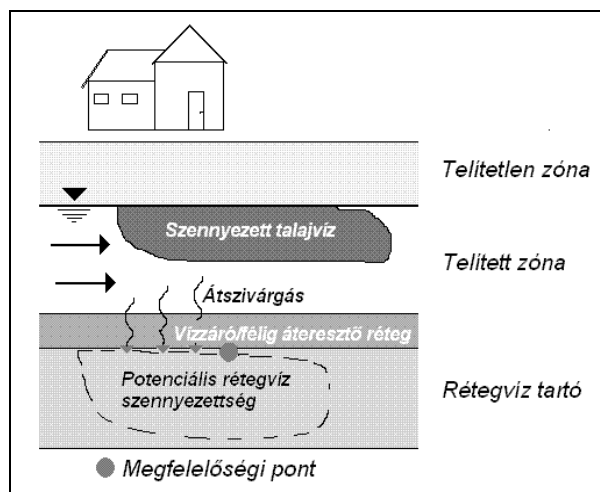
A másik lehetőség, hogy a fiktív receptorok kockázati alapon történő vizsgálata helyett visszatérünk a hagyományos koncentráció alapú megfelelési pontok használatához. A megfelelően felvett megfelelési pontban teljesíteni kell a „B” szennyezettségi határérték kritériumát. A megfelelési pont helyét úgy kell kiválasztani, hogy azzal az alábbi két alapelv teljesülését garantálhassuk:

a szennyeződés az állapotfelméréskor lehatárolt észlelt kiterjedéséhez képest sem horizontális, sem vertikális irányban nem terjedhet tovább az adott környezeti közegben;

a szennyeződés más (eddig a szennyezéssel nem érintett) környezeti közegre nem terjedhet át. Ha a szennyezés pl. csak a telítetlen zónában mozog, a fenti alapelvek érvényesítése azt jelenti, hogy a kármentő beavatkozást úgy kell méretezni, hogy a szennyezés nem érheti el a talajvíz szintjét (9.12. ábra). Ha a szennyezés a feltáráskor a talajvízben oldott csóvaként mozog, akkor a forrásterület koncentrációját úgy kell meghatározni, hogy a csóva a feltáráskor állapotához képest nem növekedhet, és a szennyezéssel még nem érintett rétegvíz elszennyeződését is meg kell akadályozni (9.13. ábra).

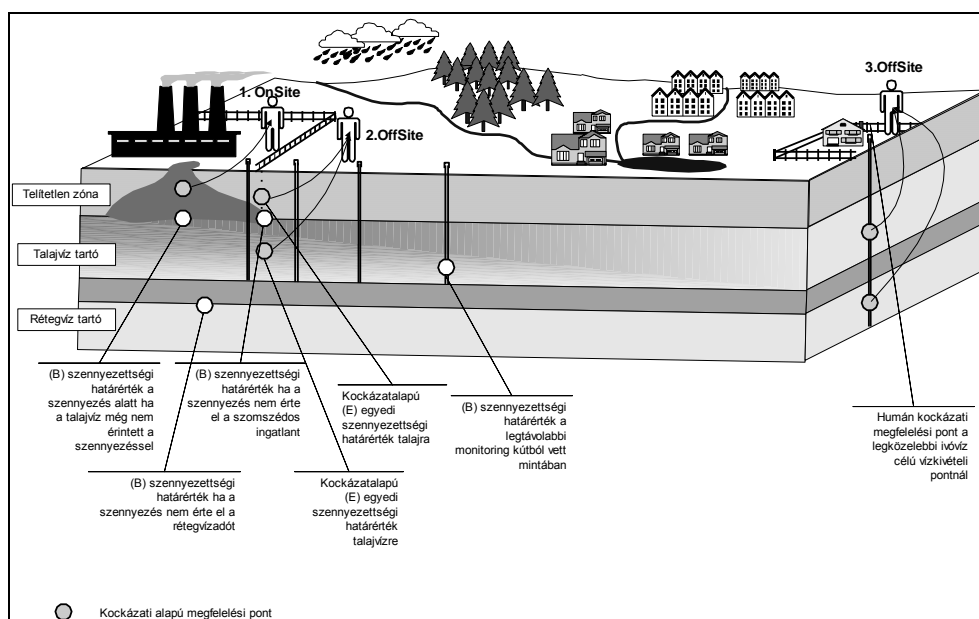


9.12. ábra Megfeleléségi pont helye csak talajszennyezés esetén (Gondi et al 2004)



9.13. ábra A megfelelőségi pont talajvíz szennyezés esetében (Gondi et al. 2004)

Az előzőekben részletesen bemutatásra került, 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. A kármentesítés célállapotának megadásakor a kockázat alapú elfogadhatósági kritériumok mellett tehát hagyományos (koncentráció alapú) megfelelési pontok megadása is szükséges. Ezeknek egy lehetséges kiosztását mutatja be az 9.14. ábra.



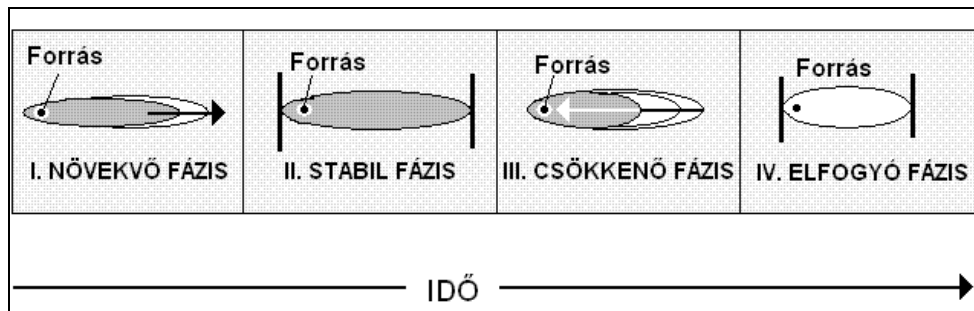
9.14. ábra Kockázat alapú és koncentráció alapú megfelelési pontok a kármentesítési célérték meghatározásához

A hazai eljárás egy további eleme a horizontális kiterjedés megakadályozását célzó csóvadinamika vizsgálat. Mivel a vizsgálat a hazai szemlélet egy nagyon fontos eleme ezért a minisztérium által megjelentetett útmutatóból átvett részlettel ismertetjük (Gondi et al, 2004). A fenti ismertetett alapelvek értelmében tehát a humán és ökológiai hatásviselők védelmén túlmenően a kockázatfelméréssel olyan (D) kármentesítési szennyezettségi határértéket kell meghatározni a forrásterületre, amely azt is biztosítja, hogy a szennyezett felszín alatti víz az

állapot felméréskori kiterjedési területénél-térfogatánál (a (B) szennyezettségi határértékkel lehatárolt térrésznél) nagyobb ne lehessen, ne terjedhessen tovább.

A felszín alatti környezetbe került szennyezőanyagok egyszeri állapotfelmérésének eredménye azonban csak “pillanatfelvétel”. Az állapot felmérési vizsgálatok egyszeri vizsgálati eredményei alapján legtöbb esetben nem lehet eldönteni azt, hogy a feltárt szennyezett felszín alatti víz, azaz a felszín alatti vízben oldott szennyezőanyag csóva terjedő (növekvő), stabil vagy pedig csökkenő stádiumban van-e. A szennyezett csóva dinamikája nagyon jelentős konzekvenciákat hordoz magában. A növekedési stádium vagy a stagnáló-csökkenő stádium más és más környezeti kockázatokat hordoz, ezért a szükséges intézkedések, és a szükséges anyagi ráfordítások szempontjából rendkívül nagy jelentőségű. A bizonyíthatóan stabil-csökkenő szennyezőanyag csóva esetében megfelelő és elegendő intézkedés lehet a rendszeres monitoring, míg a terjedő-növekvő stádiumban lévő szennyezőanyag csóva esetén az aktív műszaki beavatkozás szükséges. Tekintettel arra, hogy a fenti értékelés mind a környezeti állapotra, mind a rendelkezésre álló források felhasználására nézve nagy jelentőségű döntésekhez vezet, ezért minden esetben az elővigyázatosság és a biztonság szem előtt tartásával kell eljárni. (Gondi et al, 2004)

A vizsgálatnak ebben a szakaszában fontos szerepet kapnak az áramlási és transzport modellek és a monitoring hálózatok adatbázisai. Rendszeres monitoring eredmények hiányában a szennyezőanyag csóva múltbeli viselkedése, ezáltal pedig a jövőben várható terjedése sem becsülhető pontosan. Monitoring vizsgálatok nélkül nem lehet pontosan tudni, hogy a feltárt szennyezettség az “életciklusának” melyik fázisában jár, milyen hígulási-lebomlási folyamatok jellemzőek a vizsgált területre. Az oldott szennyezőanyag csóvák természetes “életciklusuk” során több fázissal jellemezhetők (9.15. ábra).



Hiba! Nincs ilyen stílusú szöveg a dokumentumban..15. ábra Szennyezőanyag csóvák életciklusa (Newell és Connor, 1998)

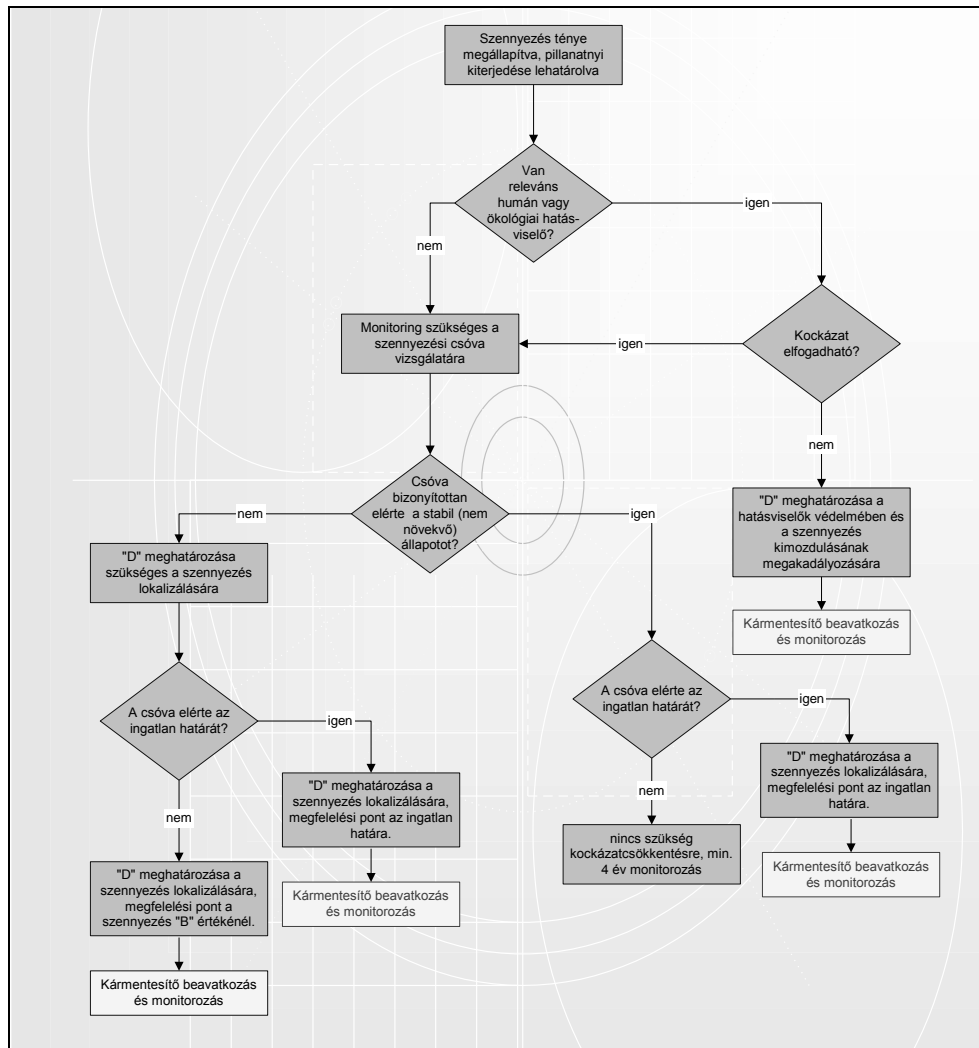
A növekvő csóva olyan jelenség, amelyben a szennyezettség határán (a felszín alatti víz áramlási irányában a forrásterületnél kisebb felszín alatti víz potenciálon lévő ponton), vagy egy csóván belüli ponton az idővel növekszik a kérdéses szennyezőanyag koncentrációja. Ez azt jelenti, hogy a természetes koncentrációcsökkenési folyamatok révén kisebb mennyiségű szennyezőanyag “fogy el”, bomlik le, mint amekkora anyagmennyiség (tömeg) a forrásterületen belép a felszín alatti víztérbe. A szennyezőanyag abszolút mennyisége azonban csak az olyan destruktív koncentrációcsökkentő folyamatok hatására csökken, mint a biodegradáció. A nem destruktív folyamatok (pl. hígulás, diszperzió) csak a koncentrációt csökkentik, a szennyezőanyag abszolút mennyisége hatásukra nem csökken, azaz az ugyanakkora tömeg csak egyre nagyobb térfogatban lesz jelen. Stabil – “steady-state” állapotú – csóva akkor áll elő, ha a víztérbe belépő szennyezőanyag mennyisége megegyezik a lebomlott anyagmennyiséggel, míg növekvő csóva esetén a biodegradációból adódó koncentrációcsökkenés mértéke kisebb, mint a belépő anyagmennyiség. Természetesen folyamatos utánpótlódás mellett, a csökkenő és az elfogyó fázis olyan vegyi anyagokra (pl.

klorid) nem értelmezhető, amelyek degradációra (biodegradáció, radioaktív bomlás, vagy kémiai bomlás) nem hajlamosak. (Gondi et al, 2004)

A tárgyalt alapelv szempontjából – mely szerint egy szennyezettség az állapot felméréskori kiterjedési területénél nagyobb nem lehet – a növekvő fázisban lévő szennyezettségek kritikusak.

A fentiek miatt az olyan szennyezett területeken, ahol a kockázatfelmérés készítésének időpontjában a csóváról nem áll rendelkezésre monitoring idősor, a kockázatfelmérés folyamatába egy megfelelő hosszúságú és gyakoriságú monitoring vizsgálat beiktatása szükséges. Ennek a monitoring vizsgálatnak a célja egyértelműen az, hogy a szennyezőanyag csóva stabilitása, életrajz-helyzete és a koncentrációcsökkentő folyamatok mértéke pontosan megadható legyen. A csóva stabilitásának meghatározásához – vagy legalábbis egy, a talajvíz áramlási irányában lévő ponton kialakult trend becsléséhez – olyan egységesített statisztikai eljárások használatára van szükség, (pl. lineáris regresszió vagy Mann-Kendall statisztika), amelyekkel trendanalízis készíthető. A statisztikai vizsgálatokhoz olyan értékelhető adatsor szükséges, amely legalább négy mintavételi eredményből áll, amelyekben kimutatható koncentrációban jelen van a vizsgált szennyezőanyag. Például, a kéthavi gyakorisággal egy évig végzett monitoringból nyert hat adat alapján, már becsülhető a csóva dinamikája. A megbízhatóság növelése érdekében a mintavételi gyakoriság sűríthető, de a konkrét esetre vonatkozó monitoring időtartamát és gyakoriságát – a terület vízáramlási körülményeinek figyelembe vételével – hatósági egyeztetést követően kell meghatározni.

A javasolt, egy éves monitoring vizsgálat miatt, a hatásviselők kijelölése érdekében a (B) értékkel lehatárolt szennyezettség területén kívül elegendő azon térrész vizsgálata, melyet a (B) izokoncentrációs vonaltól a felszín alatti víz egy éves terjedéséhez tartozó távolság (későbbiekben “(B)+1 év”) jelöl ki. Vizsgálandó komponensek a legnagyobb mobilitással rendelkező és/vagy a legnagyobb egészségkockázatot és daganatkockázatot okozó kockázatos anyagok. Ha a “(B)+1 év” kritérium által kijelölt területen veszik föl a “vizes” hatásviselőket, akkor konzervatívan járnak el, hiszen a szennyezőanyagok által egy év alatt megtett út – éppen a koncentrációcsökkentő folyamatok miatt – biztosan rövidebb a felszín alatti víz által megtett útnál.

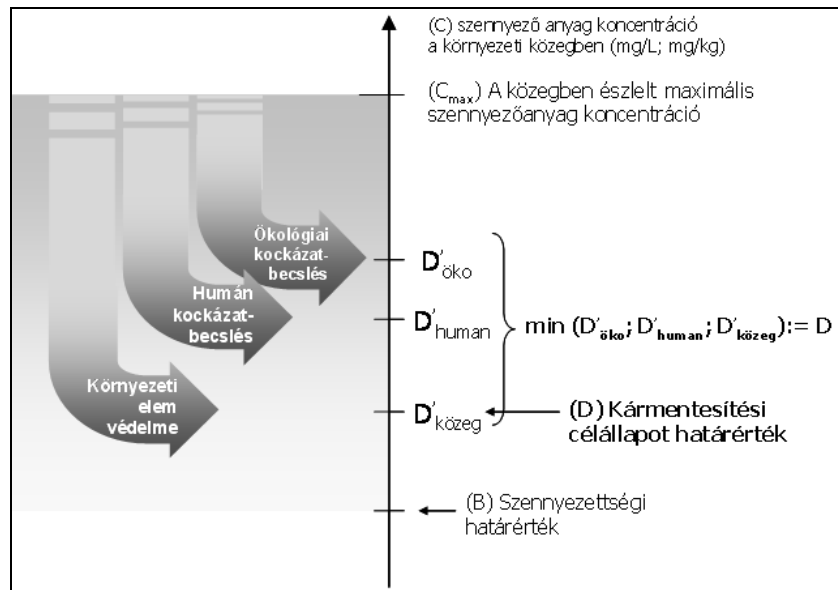


9.16. ábra A javasolt magyar eljárás vázlata

Olyan szennyezett területen (a “(B) +1 év” által kijelölt területen), ahol releváns ökológiai és humán hatásviselők nincsenek, vagy a kockáztfelmérés során ilyen hatásviselőkre nézve az elfogadhatónál nagyobb mértékű kockázatok kialakulása nem valószínű, a kockáztfelmérést monitoring vizsgálattal kell folytatni a csóvadinamika tisztázása érdekében (9.16 ábra). Ha a monitoring eredmények alapján végzett trendanalízis igazolja a szennyezettség továbbterjedését (növekvő vagy valószínűleg növekvő státuszú csóva), a szennyező forrásra olyan (D) értéket kell képezni, amely megakadályozza a további jövőbeli növekedést. Ilyenkor az eredeti (B) értékkel lehatárolt terület peremén kell fölvenni egy megfelelési pontot, és ebből a pontból visszafelé számolva – a forrás és a megfelelési pont közötti távolságot jellemző horizontális irányú koncentrációcsökkenést leíró mennyiség figyelembe vételével – kell a (D) értéket képezni. Ilyenkor a megfelelési pontban a (B) értéket kell elérendő koncentrációnak tekinteni. Amikor a vizsgált területen lévő hatásviselőre nézve a tolerálhatónál nagyobb kockázatok számíthatók, a mentesítést meg kell kezdeni a számított (D) értékre (9.16. ábra). Ebben az esetben olyan (D) értéket kell meghatározni, amely nem csak a hatásviselők védelmét szolgálja, hanem a szennyezettség továbbterjedését is megakadályozza (Gondi et al, 2004).

A három védelmi szempont (a humán egészség védelme, az ökológiai rendszerek védelme, a környezeti elemek védelme) érvényesítése a fent részletezett elemzések együttes elkészítésével érvényesíthető, aminek eredményeként a vizsgálatok egymástól „függetlenül”

állapítanak meg eltérő célértékeket. Az 9.17. ábra a vizsgálatok eredményeként megkapott célérték javaslatok (D') egy lehetséges viszonyát mutatja be.



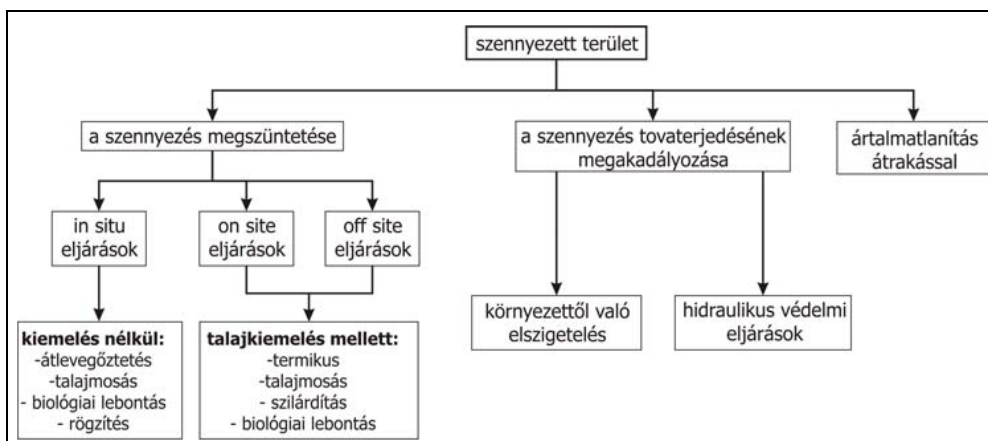
9.17. ábra A (D) kármentesítési célállapot határérték megadásának elve: a vizsgálati módszerek eredményeinek összegzése

A kockázatfelmérést végző/koordináló szakember feladata a három szempont által meghatározott célérték összevetése és érvényesítése egy javasolt (D) kármentesítési célállapot határértékben. A hatóság felé javasolt (D) érték - kézenfekvő módon - a három érték (D'öko; D'human; D'közeg) minimuma lehet, ami mindhárom elemzés által megfogalmazott védelmi kritériumot teljesíti. A gyakorlatban az érték megadása nem egyszerűen a legkisebb érték megjelöléseként történik, hiszen nem szabad elfeledkeznünk további kritériumokról, úgy mint finanszírozhatóság és műszaki megvalósíthatóság, amelyek esetenként jelentősen befolyásolják a kitűzött célérték megvalósíthatóságát. A döntés jó esetben az érdekelt felek és a hatóság bevonásával a kármentesítési technológia ismeretében történik meg, nem ritkán vállalható kompromisszumok mellett.

Kármentesítő beavatkozások, mint a kockázatcsökkentés eszközei

- A kockázat alapú szemlélet a forrás - terjedési útvonal – hatásviselő koncepciója értelmében a kockázat csökkentő beavatkozásoknak három helyszíne lehetséges:
- Kockázatcsökkentés a szennyező forrás felszámolásával;
- Kockázatcsökkentés az expozíciós útvonal blokkolásával;
- Kockázatcsökkentés a hatásviselő expozíciójának csökkentésével.

A három lehetőség közül az első kettő tartozik szorosan a kármentesítés témaköréhez. Ha ezt az elméleti megfontolást összevetjük a szennyezett területek kárelhárítási módszereinek klasszikus csoportosításával (9.18. ábra) ott is visszaköszön ugyanez a szemlélet.



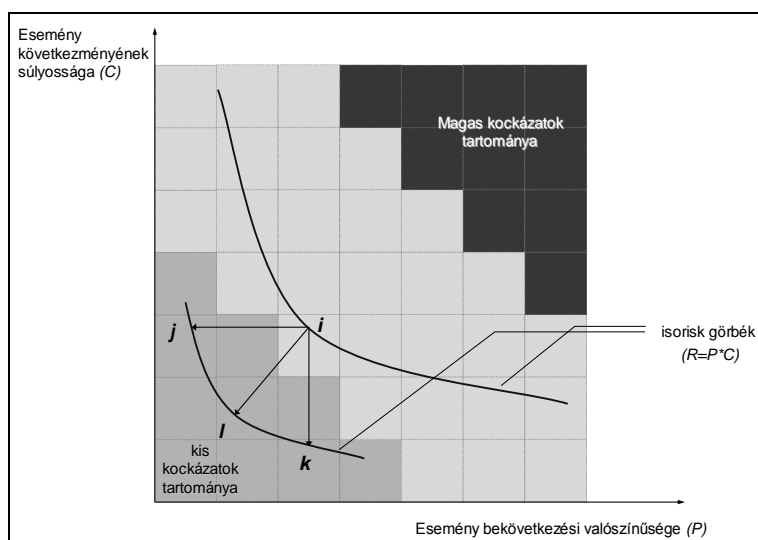
9.18. ábra A szennyezett területek kárelhárítási módszerei (Kun-Szabó T. 1999)

Hagyományos értelemben a kármentesítő beavatkozás a forrás megszüntetését és/vagy a terjedési útvonal blokkolását jelenti. A forrás felszámolása a szennyezett földtani közeg és/vagy víz kitermelése révén történhet. A terjedési útvonalak blokkolása általában a forrás és a hatásviselő közé helyezett gáttal (vízzáró résfal, reaktív fal, hidrodinamikai gát) történhet, amely a terjedést megakadályozza vagy annak útját eltéríti.

A kockázatcsökkentés harmadik módja a hatásviselő helyén történő beavatkozás, ami területhasználati vagy életvitelbeli korlátozást, kitelepítést, esetleg vízbeszerző létesítmény feladását jelentheti. Az ilyen típusú beavatkozások egyike sem tekintendő kívánatos megoldásnak, sokkal inkább havária helyzetek sürgősségi megoldásának eszköze, vagy helyreállíthatatlan környezeti katasztrófák kezelésének egyik eljárása lehet.

A kockázat definíció szerinti értelmezése alapján a kockázatcsökkentésre három lehetőségünk van (9.19. ábra):

- A típusú intézkedés ($i \rightarrow j$): az esemény bekövetkezési valószínűségének csökkentése;
- B típusú intézkedés ($i \rightarrow k$): az esemény által okozott kár mértékének csökkentése;
- C típusú intézkedés ($i \rightarrow l$): az esemény valószínűségének és a következmény súlyosságának együttes csökkentése.



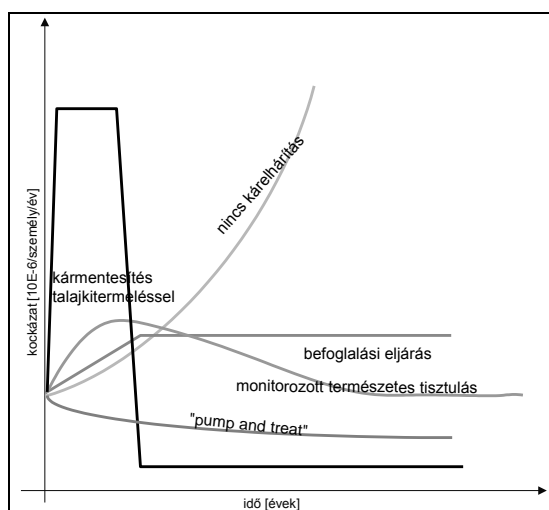
9.19. ábra A kockázat csökkentésének lehetséges módjai

A felszín alatti szennyezésekkel összefüggésben leggyakoribb nem kívánatos esemény lehet:

- a szennyezéshez köthető humán expozíció és az ahhoz kapcsolódó maradandó egészségkárosodás vagy haláleset;
- az ökológiai rendszerek károsodása;
- a környezeti közeg időszakos vagy maradandó minőségromlása;

Általánosan igaz, hogy a kármentesítő beavatkozások nem képesek az expozíciós esemény súlyosságát csökkenteni, hacsak nem biokémiai reakciókra épülő eljárásokra gondolunk, amelyek kémiai reakciók eredményeként a szennyező anyag átalakítását és egyben toxikus potenciáljának csökkenését eredményezhetik. A reaktív falak vagy a monitorozott természetes koncentráció csökkenés (MNA) eljárás alkalmazása a C típusú beavatkozások körébe sorolandó, ahol az expozíció valószínűségét és a toxikus potenciált egyszerre csökkentjük. Mindezek mellett a felszín alatti közeget érintő kármentesítések súlypontja az expozíció gátlása, azaz az „expozíciós ágon” történő beavatkozás, az A típusú beavatkozások körébe tartozik. Az esemény súlyosságát csökkentő beavatkozások döntően az orvostudomány területére vezetnek.

A kármentesítő beavatkozások az alkalmazott technológia függvényében eltérő dinamikával és eltérő időtartam alatt érik el a kívánt védelmet. Az egyes alternatívák ezért különböző kockázat lefutási görbékkel bírnak, amelyek a kockázat változását mutatják az idő függvényében (9.20. ábra).



9.20. ábra Néhány kármentesítő eljárás jellemző kockázatsökkentő jelleggörbéje

Látható, hogy az egyes kármentesítési alternatívák nemcsak más végállapot felé tartanak, de jelentősen eltérő közbenső kockázatokat is képviselnek. Előfordulhat, hogy egyes fázisokban a kockázat nemhogy csökkenne, de emelkedik, esetleg a kiindulási állapottól magasabb kockázati szintet is elérhet. Ezért fontos, hogy kockázatok vizsgálatakor ne csak a célállapothoz tartozó kockázatok legyenek meghatározók, hanem az oda vezető út kockázatai is ismertek legyenek.

Az 9.21. ábrán a kármentesítő beavatkozások időlépcsőit is figyelembe vevő, a beavatkozást minősítő mátrix látható (Madarász, 2005). A mátrix soraiban a környezeti elem állapotában elért változás, az oszlopokban a humán kockázatokban elért változás szerepel. A 4x4-es mátrixba foglalt kombinációkat négy minősítési csoportra osztottam:

1. Célját elért beavatkozás
2. Jó, elfogadható beavatkozás
3. Átmenetileg elfogadható beavatkozás, megvalósítható alternatíva hiányában
4. Semmilyen körülmények között nem elfogadható beavatkozás

		Humán kockázatokban elért változás			
		Az emberi egészség, élet megfelelő szintű védelme biztosítva van.	Emberi élet/egészség átmenetileg veszélyeztetve van, de a tartós kockázatok megszüntethetők.	Az emberi élet/egészség veszélyeztetése nem szűnik meg, csak csökkenthető.	Emberi élet/egészség veszélyeztetése fennáll, hatásviselek kockázata nem csökken.
Környezeti közeg állapotában elért változás	A környezeti közeg tiszta állapota biztosítható.	CÉLJÁT ELÉRT BEAVATKOZÁS			**
	A környezeti közeg átmenetileg károsodott, területhasználat átmenetileg korlátozni kell.		JÓ, ELFOGADHATÓ BEAVATKOZÁS		
	A környezeti közeg tartósan károsodott, tartós területhasználat korlátozás szükséges.			ÁTMENETILEG ELFOGADHATÓ, RÉÁLIS ALTERNATÍVA HIÁNYÁBAN	
	A közeg tartósan károsodott és más közeg, vagy más területet is károsít vagy veszélyeztet.		*		SEMMILYEN KÖRÜLMÉNYEK KÖZÖTT NEM ELFOGADHATÓ INTÉZKEDÉS

9.21. ábra Kármentesítő beavatkozások kvalitatív minősítő mátrixa

Célját elért minősítést kap az olyan kárelhárítás, amely mind a közeg minőségének helyreállítását, mind a kockázatok megfelelő szint alá csökkentését képes volt elérni.

Jó, elfogadható minősítést az olyan beavatkozások kaphatnak, amelyek bár átmeneti időre a közeg szennyeződését vagy a kockázatok mértékét nem tudják elfogadható szinten tartani, de kontrolált, tervezett és ütemezett módon belátható időn belül mindkét típusú elvárás megfelelését biztosítják (ellenőrzött természetes öntisztulás, fitoremediáció, stb.).

Bizonyos esetekben eleve olyan beavatkozások (pl. körbezárás, lefedés) alkalmazását tervezik, amelyek a tényleges környezeti probléma végleges felszámolására adott finanszírozási és/vagy műszaki feltételek mellett nem képesek, viszont a körülmények miatt azonnali beavatkozás szükséges. Az ilyen megoldások általában hosszabb időre (évtizedekre) megoldást jelentő, ám a veszélyt nem felszámoló eljárások. Végleges megoldást a technológiai innováció, vagy megfelelő finanszírozási konstrukció megjelenése hozhat. Ezek a megoldások a harmadik csoportba tartoznak. Az ilyen döntés felvállalásakor a tartós területkorlátozást és az ebből származó gazdasági károkat is mérlegelni kell. Amellett, hogy a megoldás a környezeti közeg védelmét megnyugtató módon rendezi, az ilyen területeken általában hosszútávon biztosítani kell a terület rendezett tulajdonviszonyát, őrzését.

Semmilyen körülmények között nem fogadható el az olyan beavatkozás, ami az emberi egészségkockázatok csökkenését vagy a környezeti közeg védelmét nem tervezi, vagy nem tudja biztosítani. Bár kézenfekvő a támasztott feltétel, teljesülése mégsem mindig egyértelmű. A nem-megfelelés leggyakoribb oka az, hogy a két szempont közül valamelyik nem lett bevonva a kármentesítési célállapot meghatározásának szempontjai közé.

Némi magyarázatra szorul a mátrix csillaggal jelölt cellája, ami a környezeti elemek védelmét ugyan biztosítja, de az emberi élet/egészség veszélyeztetésének kockázata fennáll. Bizonyos kármentesítési beavatkozások alkalmával (pl. fokozottan veszélyes anyagok, sugárzó anyagok esetén) a kármentesítés végrehajtása során realizálódó munkahelyi expozíció mértéke és a nagy biztonsággal becsülhető munkahelyi balesetek összes eseményeinek száma jelentősen meghaladja a kármentesítés alapjául választott környezeti scenáriók fiktív kockázatának értékét. Ilyen esetekben a környezeti közeg megtisztítása olyan áron érhető el, hogy a beavatkozással kialakult expozíciók kockázata esetleg nagyságrendekkel meghaladja a

feltételezett környezeti expozíciót. Ezt a jelenséget kockázat-áthárításnak nevezzük, ami a kármentesítési döntéshozatalban gyakran nem mértékadó tényező. A kockázat-áthárításnak ez a nem körültekintő módja semmiképpen nem megengedhető eljárás.

Felhasznált irodalom:

- Almássy Endre (2002): Országos Környezeti Kármentesítési Program Tájékoztató, Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Kármentesítési Program, 2002
- Asante-Duah, D.K. (1993): Hazardous Waste Risk Assessment, Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Asante-Duah, D.K (1996): Management of Contaminated Site Problems, Lewis Publisher, Boca Raton, FL.
- Bezegh, A. et al., (1996): Módszertani útmutató a kockázatelemzés alkalmazásához a vagyontulajdon nélküli környezeti károk elhárítási sorrendjének kialakításához, KGI Környezetvédelmi Intézete, Budapest
- CLARINET and NICOLE (2001): The Sustainable Management and Remediation of Contaminated Land, Special Edition of Land Contamination and Reclamation, Editors: Bardos, P. and Lewis, A., Richmond, UK
- Darmendrail, D. – Harris, B. (2001): Water Resource Protection Issues in Relation with Contaminated Land; in: Land Contamination and Reclamation, Vol. 9, No. 1, Richmond, UK
- DURA, Gy. et al., (2001): Kármentesítési kézikönyv 3: Szennyezett területek részletes mennyiségi kockázatelemzése, Elméleti és módszertani alapok; Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest
- Európai Bizottság (2008): Felszín alatti vizek védelme Európában – az új felszín alatti víz irányelv – az EU szabályozási keret stabilizálása, Európai Bizottság 2008
- Filep, Gy. – Kovács, B. – Lakatos, J. – Madarász, T. – Szabó, I. (2002): Szennyezett területek kármentesítése, egyetemi tankönyv (szerk. Szabó, I.), Miskolci Egyetemi Kiadó, Miskolc, pp. 176-226
- Gondi, F. – Halmóczki, Sz. – Dankó, Gy. – Dura, Gy. – Ligeti, Zs. – Szabó, I. (2004): Kármentesítési útmutató 7.: A mennyiségi kockázatelemzés módszertana (szerk. Németh, T.), Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest
- Gruiz K. Molnár M: A természetes szennyezőanyag-csökkenési folyamatok felhasználására és intenzifikálására alkalmas technológiák áttekintése BME oktatási segédlet.
- Health Canada (1993): Human Health Risk Assessment of Chemicals from Contaminated Sites, Volume 1 and 2.: Risk Assessment Guidance Manual; Ottawa, ON.
- Health Canada, (1994): Human Health Risk Assessment for Priority Substances, Canadian Environmental Protection Act, Cat No. EN40-215/41E
- Health Canada, (1995): Investigating Human Exposure to Contaminants in the Environment: A Handbook for Exposure Calculations, Cat. No. H49-96/1-1995
- Kun-Szabó T. (1999): A környezetvédelem minőség-menedzsmentje, Ed.: Kun-Szabó T, Műszaki Könyvkiadó, 1999.
- Madarász, T. (2000): Environmental Risk Assessment – History and Domestic Perspectives, Proceedings of MicroCAD'2000; Miskolc Hungary, February, 2000
- Madarász T. (2005): A kockázatelemzés alkalmazásának kritériumrendszere a szennyezett területek kármentesítése során, PhD Dolgozat, Miskolci Egyetem 2005
- National Research Council (1983): Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process, National Academy Press, Washington, D.C.

- Newell C. J. and Conner, J. A. (1998): Characteristics of dissolved Petroleum Hydrocarbon Plumes, American Petroleum Institute, Soil and Groundwater Technical Task Force, vers. 1.1 1998
- KvVM, (2008): Összefoglaló az Országos Környezeti Kármentesítési Program 2007. évi feladat teljesítéséről Budapest, 2008.
- Puzder T., Csáki F., Gruiz K. – Horváth Zs. – Márton T. – Sajgó Zs.: Kármentesítési kézikönyv 4. – Kármentesítési technológiák Környezetvédelmi Minisztérium, 2001
- Keuning, S (2005): The TRIAD approach – organic pollutants in soil, what are the risks and perspectives?, Report of the NICOLE Workshop on State of the art of Ecological Risk Assessment June 2005, Stockholm, edited by Paul Bardos, NICOLE information manager, 2005 [6]
- USEPA (1993): Remediation technologies for soil and groundwater,
- USEPA, (2001): Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III. Part A, Process for conducting probabilistic risk assessment, Office of Emergency and Remedial Response, Washington DC
- Walden, T (2005): Ecotoxicological Risk Assessment – the American way, Report of the NICOLE Workshop on State of the art of Ecological Risk Assessment June 2005, Stockholm, edited by Paul Bardos, NICOLE information manager, 2005