

HOMOLYA Dániel

# KÖRNYEZETI KOCKÁZATOK FELMÉRÉSE

## PARAMÉTEREK BIZONYTALANSÁGÁNAK HATÁSA A KOCKÁZATKEZELÉSI DÖNTÉSHOZATALRA

A környezeti kockázatok megfelelő felmérése és kezelése napjaink egyik legfontosabb kérdése, nemcsak a szakmai, hanem a széles értelemben vett közvélemény számára. A szerző cikkében azt vizsgálja, hogy a környezeti kockázatok felmérésének milyen megközelítései vannak. Kulcskérdésként pedig arra koncentrálna, hogy a kockázatkezelési döntéseket hogyan befolyásolja a becslések bizonytalansága. Először a környezeti kockázat definícióját adja meg, majd azt mutatja be, hogy a környezeti kockázatok kezelésére vonatkozó megközelítések milyen párhuzamban állnak a pénzügyi rendszerrel, mint komplex rendszerre vonatkozó megközelítésekkel. Végül a jelenleg legnagyobb kockázatoknak tartott környezeti kockázatok ismertetését röviden. A cikk második részében kockázatkezelési alternatívákat mutat be, és azt, hogy a kockázatkezelési lépések kiválasztását befolyásolja a bizonytalanság. Ezt illusztráló Brouwer-Blois (2008) modelljét használva a soklépéses szimulációt és alternatív döntési kritériumot – a kritikus (extrém) költség-hatás mutatót – alkalmazza.<sup>1</sup>

*Kulcsszavak:* környezeti kockázat, kockázatelemzés, szennyezés

Először két alapfogalmat, a kockázatoságot és bizonytalanságot célszerű definiálni, amelyek nagymértékben összefüggnek. A bizonytalan helyzet jelent tágabb kategóriát. Akkor beszélünk bizonytalanságról, ha a jövőbeni alakulás kimenetelei nem ismertek, illetve nem tudjuk bizonyossággal állítani, hogy milyen kimenetel fog bekövetkezni. Ehhez képest akkor nevezünk egy helyzetet kockázatosnak, ha ismertek a lehetséges kimenetek és statisztikai módszerekkel leírható a bekövetkezéshez kapcsolódó valószínűségi struktúra (lásd pl. Eichberger – Harper, 1997: 1. fejezet<sup>2</sup>). Ahhoz, hogy jó kockázatkezelési lépéseket tudjunk meghatározni, szükséges tudnunk nemcsak a kockázatok jellegét, hanem a kockázatkezelési lépések jellemzőit. Hiszen, ha rossz kockázatkezelési lépést határozunk el, akkor lehet, hogy nagyobb kárt okozunk, mint amit az eredeti kockázati kitettség okozhatott volna. A bizonytalanság ebben az esetben úgy merülhet fel, hogyha nem ismerjük a kimeneteket, a kockázatkezelési lépések költségeit, hatásait.

Kerekes (1998) 11. 1. alfejezetében található definíció alapján a környezeti kockázat valamely környezetet érintő „veszély bekövetkezési valószínűsége, illetve a bekövetkezés által kiváltott következmények súlyossága egyidejűleg”. A környezetet érintő veszély kategóri-

ájába tartozhatnak például a környezeti balesetek. Kerekes (1998) felhívja a figyelmet arra, hogy az előfordulás esélye nem önmagában álló dolog, hanem az előfordulás gyakoriságát és a bekövetkező hatás súlyosságát kell külön-külön elemezni, majd azt együttesen vizsgálni. Ezek alapján a környezeti kockázatok közül azok tekinthetők nagyobb hatásúnak, amikor mind a súlyossága, mind a gyakorisága rendkívül magas, és elhanyagolhatónak tekinthetők azok a kockázati tényezők, amikor a gyakoriság és súlyosság alacsony. Ez a megközelítés egybevág az általános kockázatkezelési nézőponttal<sup>3</sup>. Ezt a megállapítást érdemes azzal kiegészíteni, hogy a nagy gyakoriságú, jelentős súlyosságú kockázati profil vállalatok esetén csődhöz vezet, míg a környezetben teljes ökológiai katasztrófát eredményez. A 2. részben térek ki arra, hogy a súlyosság és gyakoriság alacsony-magas megbontása szerinti négyosztatú megközelítés milyen kockázatkezelési lépéseket implikál.

Shrader – Frechette (1998) cikkében öt különböző típusú környezeti kockázati megközelítést említ meg. Ezek a következők: „állatmérgezési megközelítés” („animal toxicity”), „ökológiai egészség megközelítés” („ecological-health”), „modelllezési megközelítés” („modelling approach”), „szakértői alapú megközelítés”

(„expert-judgement approach”) és „politikai folyamat alapú megközelítés” („political process”). Véleményem szerint ezek a megközelítések nem azonos súlyúak, hiszen az első kettő tekinthető paradigmáknak, míg az utóbbi három arra koncentrálna, hogy milyen módszert használunk, milyen adatok alapján. Az „állatmérgezési megközelítés” lényege az, hogy laboratóriumi körülmények között vizsgálunk egy-egy egyed, és az egyedi információkból következtetünk az általános kockázatokra. Ezzel szemben az „ökológiai egészség” alapú megközelítés viszont átfogóan koncentrálna az ökoszisztémára, egyedi tünetek helyett az átfogó egészségre. A két megközelítés rímél a pénzügyi stabilitás mikroprudenciális, illetve makroprudenciális megközelítésére. A mikroprudenciális megközelítés, hasonlóan az „állatmérgezési megközelítéshez”, a pénzügyi közvetítőrendszer stabilitásával kapcsolatban arra összpontosít, hogy minden egyes intézmény megfelelően működjön. A makroprudenciális megközelítés a rendszer egyedi elemeire való külön fókuszálás helyett a rendszer teljes egészére, mintegy egészre koncentrálna<sup>4</sup>. Általánosságban elmondhatjuk, hogy a makro szemlélet nehézségekbe ütközhet, hiszen nagyfokú rálátást igényel a komplex összefüggések miatt.

A kockázati események súlyossága és gyakorisága szorosan összefügg. Plauzibilisnek tekinthető a két kockázati paraméter (gyakoriság, súlyosság) összefüggése, ahol nagyobb gyakorisággal fordulnak elő kár események, ott a figyelem hiánya miatt nagyobb hatású események bekövetkezésére adódhat lehetőség. Természetesen a korreláció ilyen típusú figyelembevétel „bonyolultságot” visz a rendszerbe, amelytől általában

eltekintenek a modellezők. A kockázatok megítéléséhez nem elegendő egyszerűen a várható értékek szorzatát figyelni, hiszen a várható érték hosszú távú vagy éppen elegendő, sok megfigyelésen alapuló várakozást fejezhet ki, míg egy adott esetben, adott időpillanatban jóval nagyobb hatású események következhetnek be. A környezeti kockázatok esetében ezt különösen fontos figyelembe venni, mivel az emberiség, illetve az ökoszisztéma létét fenyegető tényezőkről van szó, és a várható értéknél súlyosabb bekövetkezés bizonyos esetekben akár visszafordíthatatlan katasztrófát is okozhat. Az úgynevezett konvolúciós módszerekkel<sup>5</sup> vizsgálható a teljes kockázati profil. A környezeti kockázati esetben az aggregált eloszlás (adott időszak alatt bekövetkező összveszteség figyelésére) motivációt az adja, hogy a potenciális sú-

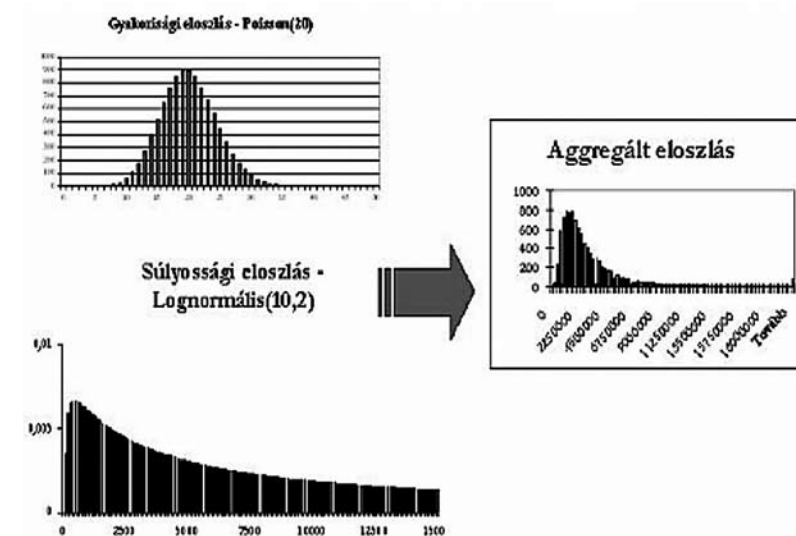
lyosság önmagában nem elég kifejező, hiszen sok esetben a kumulált környezeti terhelés is fontos lehet.

A konvolúciós módszert a működési kockázat felmérését tárgyaló szakirodalom aggregált veszteségeloszlás-alapú<sup>6</sup> módszernek nevezi. A módszer lényege az, hogy az aggregált eloszlás a gyakorisági, valamint súlyossági eloszlásból analitikus jellegű vagy Monte-Carlo-szimulációra alapozott konvolúció alapján vezethető le. Formális konvolúció kapcsán kétféle eljárást tudunk megkülönböztetni: diszkrét eloszlások esetén alkalmazhatóak rekurzív eljárások (pl. Panjer-algoritmus), illetve eloszlások diszkretizálásával alkalmazható az ún. gyors Fourier-transzformáció (FFT – Fast-Fourier-Transformation). A gyakorlatban gyakran alkalmaznak szimulációs eljárásokat, mert a szimuláció felépítése jobban strukturálható feladat, viszont egyúttal jóval időigényesebb eljárásról van szó. Továbbá szimulációs eredmények esetében, explicit formális eredmények hiányában, az alkalmazható kockázati mértékek érzékenysége jóval nehezebben vizsgálható. (A szimulációs módszerek kockázatelemzési alkalmazásai kapcsán jó áttekintést ad Klugman et al., 1997.) Az 1. ábra példát mutat a konvolúciós (összegző) eljárások kiindulópontjára és a végeredményre. Az ábra abból indul ki, hogy ismerjük az adott kockázat gyakoriságának adott időszakra vonatkozó előfordulási esélyét (jelen példában Poisson-eloszlás, 20 várhatóértékkel), továbbá az esemény bekövetkezése esetére vonatkozó súlyossági eloszlást (jelen példában lognormális eloszlás). A konvolúciós eljárások ebből a két eloszlásból viszont meghatározzák azt, hogy egy adott időszak (például egy év) alatt mennyit veszíthetünk összesen (1. ábra).

1. ábra

### Gyakorisági eloszlás és súlyossági eloszlás konvolúciója

(Forrás: Homolya – Benedek, 2007)



Ezen módszer alkalmazásának első lépése az, hogy megtörténjen az alkalmas eloszlások azonosítása mind a gyakorisági, mind a súlyossági eloszlásokra, majd következhet a realizált veszteségadatok alapján a paraméterbecslés, az illeszkedésvizsgálat és végül a modellválasztás. Aztán jöhet az alkalmas konfidenciaszintnek és időtávnak megfelelő kockázati mérték kiszámítása. Az empirikus tapasztalatok és a kockázattal kapcsolatos szakirodalom alapján általában a gyakorisági eloszlást szimmetrikus eloszlásokkal, legtöbbször Poisson-eloszlással, míg a súlyossági eloszlást aszimmetrikus, vastag szélű eloszlásokkal, például lognormális vagy extrém értékű (EVT – Extreme Value Theory) eloszlásokkal modellezi.

Feltehetjük a kérdést, a környezeti kockázatok modellezési szükségletei mennyiben térhetnek el a fentebb vázolt kerettől? Először is a környezeti kockázatok esetében gyakran zérus toleranciáról beszélhetünk. A gyakoriság minimális mértéke mellett is a hatások bizonyos szintje már problémát okozhat. (Például az atomerőmű felrobbanásának minimális esélye a környezeti döntéshozók számára azt sugallhatja, hogy le kell állítani a beruházást vagy a működő üzemet.) Ezért a súlyosság, a hatások különálló modellezése a környezeti kockázatok esetében is rendkívül fontos lehet, hasonlóan a pénzügyi intézményeket érintő működési kockázatokhoz (Homolya – Benedek 2007), ahol fontos szerepe van az asszimmetrikus, vastag szélű eloszlásoknak. Sok esetben nem állnak rendelkezésre realizált veszteségadatok, ezért gyakran alkalmaznak forgatókönyv-alapú adatokat. Ez különösen a ritka, de nagy hatású események bekövetkezése során fontos. A zérus kockázati toleranciához kapcsolódóan a környezeti kockázatok kapcsán fontos kiemelni a társadalmi kontextusba való mélyebb beágyazottságot. Míg például a pénzügyi közvetítőrendszerrel kapcsolatos kockázatok viszonylag kevesen értik pontosan, addig a környezeti veszélyeket szinte mindenki megérti. Ezért is fontos a környezeti kockázatok széles körű és világos kommunikációja, hiszen e nélkül egyszerű kockázatkezelési stratégiák kidolgozása után is a külső érintettek (például lakosság) a ténykedésünket (példá-

ul egy vállalat vagy egy felügyeleti hatóság) teljesen hatástalannak fogják ítélni.

A továbbiakban, környezeti kockázati veszteségadatok híján, először a jelenleg fennálló legnagyobb környezeti kockázati forrásokat mutatom be, majd pedig a kockázatkezelési lépésekre koncentrálok.

Napjainkban az emberi tevékenység egyre nagyobb tényeresével, egyre több, a teljes ökoszisztéma létét fenyegető kockázat jelentkezik. A Cornell University (2005) napjaink környezeti kockázatait tekintve két fontos kockázatot emel ki: az energia és más természeti erőforrások fenntarthatatlan felhasználása, valamint a háborúk és a szegénység kockázata. Ezeket a kockázatok több indikátor is jelzi: a népesség növekedése, a gazdasági növekedés visszaesése, az erdővel fedett területek csökkenése, a szén-dioxid-kibocsátás emelkedése, a globális hőmérséklet-növekedés stb. Ezek a fő kockázatok több alkockázatra bonthatók: túlfogyasztás, fosszilis energiahordozók felélése, globális felmelegedés, nukleáris kockázatok, népességrobbanás, vízhiány, veszélyes konfliktusok, éhínség. Ezek kihatással vannak a környezet kockázataira. Mindegyik fontos kockázati tényező, viszont egyszerre mindegyik kockázat nem kezelhető, mivel végesek a rendelkezésre álló erőforrások: így célszerű prioritásokat találni a kezelendő kockázatok között és a kockázatkezelési lépések között is. A következő fejezetben szempontokat adunk arra, hogy a kockázatkezelési lépéseket milyen szempontok alapján lehet meghatározni.

**Kockázatkezelési lépések – mi alapján dönthetünk?**

A pénzügyi és egyéb gazdasági szereplők saját kockázataikban, hasonlóan a környezeti kockázatok elemzéséhez, gyakran alkalmaznak kétdimenziós, 2x2-es táblázatot, mely tartalmazza azt, hogy melyek a súlyos kockázatok, és mely kockázatokot hogyan kell kezelni. Kerekes (1998) 11–3. ábrája nagyszerűen érzékelteti azt, hogy mely esetekben van szükség kockázatok elemzésére (lásd 1. táblázat).

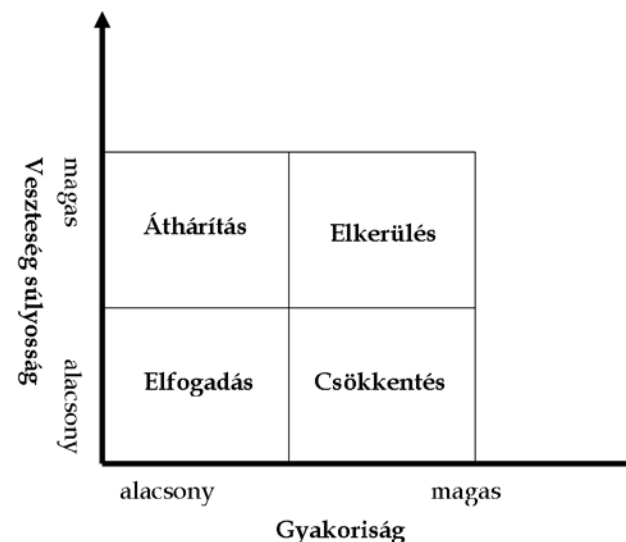
1. táblázat

**Milyen esetekben van szükség kockázatelemzésre**  
(Forrás: Kerekes, 1998: 11–3 ábrája)

Tevékenységek kategorizálása a kockázatok alapján			
		A környezeti hatás előfordulási gyakorisága	
		alacsony	magas
A környezeti hatás következménye	kicsi	A kockázat általában elfogadható	A környezeti kockázatelemzés ajánlott
	nagy	A környezeti kockázatelemzés kötelező	A projekt a javasolt formában nem elfogadható

Azonban érdemes azt is megvizsgálni, hogy milyen esetekben kell a kockázatokat kezelni. A 3., van den Brink (2008)-tól átvett ábra a kockázatok kezelésére koncentrál.

2. ábra  
**Kockázatkezelési menedzsment alternatívái**  
(van den Brink, 2008)



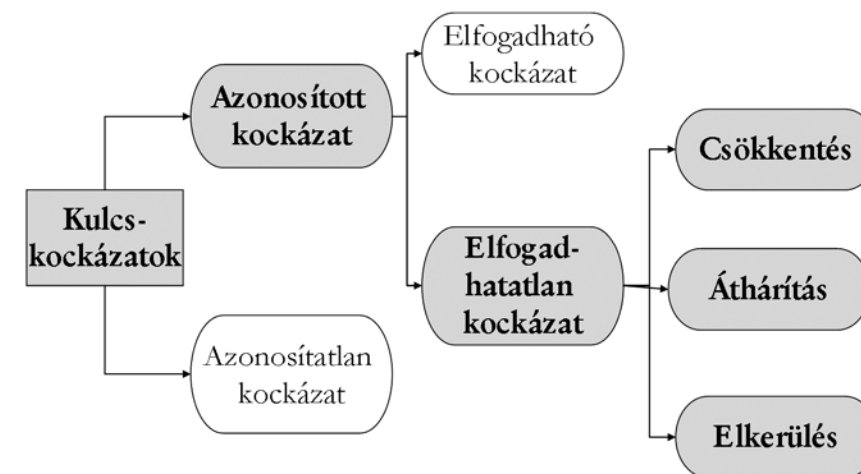
Feltehetjük a kérdést, hogy a vállalatok üzleti érdeken alapuló kockázati táblájához (2. ábra) képest miben más a környezeti kockázatok kezelése. Véleményem szerint az eltérést az jelenti, hogy gyakran zérus kockázati toleranciával rendelkezünk bizonyos kritikus környezeti kockázatokban, továbbá az áthárítás nem mindig lehetséges, illetve nem mindig etikus. Bár mindig akadnak olyan törekvések, hogy a fejlettebb, magasabb környezetvédelmi előírásokkal rendelkező országok szennyező vállalatai a fejletlenebb országokba exportálják környezetszennyező tevékenységüket. Ez történhet transzparens módon (pl. áram vásárlása nagy károsanyag-kibocsátással rendelkező, például kínai erőműtől), vagy illegális, átláthatatlan módon (pl. szemét exportálása, ahogy az elmúlt években előfordult olyan eset, hogy Németországból Magyarországra került illegálisan szemét). Továbbá, amennyiben makrojellegű szemlélettel vizsgáljuk a környezeti kockázatokot, felismerhetjük, hogy az ökoszisztéma zárt, így az esetleges áthárítással sem kerül a rendszeren kívülre a kockázat. Ezek a tényezők mind a kockázati toleranciával függenek össze, amelyet meghatároz a kockázat jel-

lege. Ennek kapcsán Kerekes (1998) az exogén és az endogén környezeti kockázati tényezők fontosságát emeli ki: a külső kockázatokkal kapcsolatban gyakran alacsonyabb a toleranciaszintünk, míg a rendszeren belülről származó, esetleg általunk okozott kockázatokot elhanyagolandónak tartjuk.

Mindenesetre elmondhatjuk, hogy ha elemeztük a kockázatokot és tisztáztuk az, hogy az egyes kockázatokhoz milyen módon viszonyul a vállalat, az adott hatóság, a szakpolitikai intézményrendszer, akkor a 3. ábra által bemutatott módon tudjuk meghatározni kockázatkezelési lépéseinket: először erőfeszítéseket teszünk a kockázatok azonosítására, majd az azonosított kockázatokot besoroljuk elfogadható és elfogadhatatlan kategóriákba. Az elfogadhatatlan kockázatokot a továbbiakban tudjuk kontrollálni (pl. szűrőt helyezünk a gyárkéményre), transzferálni (pl. a gyárkéményt úgy telepítjük, úgy irányítjuk, hogy a szomszéd falu, ország részesüljön a füstből és ne mi), a harmadik alternatíva a teljes elkerülés (pl. a gyár leállítása).

3. ábra

**Működési kockázatkezelés lehetséges folyamatát bemutató „döntési fa”**  
(szürkével jelölt mező jelöli azt a döntési tartományt, ahol szükség van beavatkozásra) (saját illusztráció)



Természetesen csak azokra a kockázatokra tudunk fókuszálni, amelyet azonosítottunk. Lehetnek olyan kockázatok, amelyeket elfogadunk, és lehetnek olyan kockázatok, amelyeket elfogadhatatlannak tartunk, és valamilyen döntést kell hoznunk róla. A legegyszerűbbnek tűnő lépés az elkerülés, azaz a kockázatos tevékenység kiiktatása (pl. nukleáris erőművek bezárása, ha egyáltalán nem toleráljuk az atomenergia okozta kockázatokot). Ez azonban gyakran nehézségekbe ütközhet. Az áthárítás, a valaki másra való átháríthatóságot, illetve a biztosítást jelenti, de mivel a környezet komplex egésznek alkot, így az esetek többségében az

áthárítás csak az egyéni, és nem az ökoszisztéma problémáit oldja meg, ahogy ezt már jeleztem. Véleményem szerint a környezeti kockázatoknál a kontroll jelenti a valódi kockázatkezelést, hiszen a kibocsátás csökkentése, limitek alkalmazása aktív monitoringot, figyelmet, követést igényel.

A következő részben azt elemzem, hogy a csökkenteni, kiküszöbölni kívánt kockázatokra vonatkozó lépésekre hogyan hat a bizonytalanság, azaz a kockázatkezelési döntések kiválasztásának is vannak-e kockázata?

**A kockázatkezelési lépések bizonytalansága**

Saját számításaim során Brouwer – Blois (2008) modellezési technikáját kiterjesztve azt vizsgálom, hogy a kockázatkezelési lépések hatékonysága körüli kockázatok hogyan befolyásolhatják azok kiválasztását. Az általam ismert kockázatelemzési szakirodalomban nagyon kevesen foglalkoznak a kockázati paraméterek inherens kockázatoságával<sup>8</sup>. A környezeti kockázat irodalomfeltárása során Brouwer – Blois (2008) cikkét találtam elég kompaktnak a paraméterek kockázatoságának elemzésére. Az általuk bemutatott esettanulmány jól illusztrálja a problémát, ugyanakkor elemzésemben átalakítom az ott bemutatott kockázatelemzési kritériumot, annak érdekében, hogy jobb döntési szabályt adhassak. Azért beszélek kockázatoságról, mert bizonytalan helyzetet az operacionalizálhatóság miatt nehéz modellezni, így célszerű mindenképpen valamilyen statisztikailag megragadható bizonytalanságot vizsgálni a kockázatkezelési lépésekkel kapcsolatban.

**Elméleti keret, alternatív mérési javaslatok**

Először bemutatom a situációt, amelyet Brouwer – Blois (2008) vizsgál. A környezeti jogi szabályozásában hangsúlyozottan szerepel a vízminőség biztosítása, az Európai Unióban ennek megtestesülése az úgynevezett WFD direktíva (Water Framework Directive) – azaz az Európa Parlament és a Tanács 2000/60/EK irányelve (2000. október 23.) a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról. A felszíni vízminőség biztosítása pl. fürdőhelyeken, nyílt vizeken, ivóvízforrásoknál igen fontos, mert emberek, állatok, növények lehetnek veszélyeztetve, melynek megfelelő kezelésére, határértékek megfelelő meghatározásának igényére kitér a szabályozás. A szerzőpáros cikkében olyan esetet vizsgál, amikor ismert különböző kockázatkezelési lépések hatásainak és költségeinek várható értéke, és tudjuk, hogy e paraméterek bizonytalansága normális eloszlást követ. Bemutatják, hogy ekkor nem elég azok pontbecslését figyelembe venni, azaz az

egységnyi kockázatsökkentés árát (várható költségper várható hatás) kiszámolni, hanem figyelembe kell venni a paraméterek bizonytalanságát, azaz azt, hogy nem tudjuk pontosan a paraméterek értékét, csak a várható értékét és a szórását ismerjük. Természetesen ez minden statisztikai becslés esetében releváns kérdés.

A sima várható költség/hatás kockázatkezelési lépések közötti választási kritérium helyett alternatív kritériumot mutatnak be, az úgynevezett a bizonytalansági tényezőt, amit a következő módon definiálnak:

$$\text{Bizonytalansági tényező (\%)} = 100 \cdot \frac{\mu_\alpha \cdot \text{STDEV}}{\bar{x}}$$

ahol  $\bar{x}$  az adott paraméter várható értéke, STDEV az adott paraméter szórása (standard hibája). A későbbi jelölésekhez kapcsolódóan relatív szórás alatt az adott változó szórásának és az adott változó várható értékének hányadosát értjük (STDEV/  $\bar{x}$ ) és  $\mu_\alpha$  azt mutatja meg, hogy legfeljebb valószínűséggel, milyen kétoldalú limit közé eshetnek a standard normális eloszlás értékei, formalizálva:  $P(-\mu_{1-\alpha} < X < \mu_{1-\alpha}) = \alpha$ . Például 90% valószínűség mellett ez az érték 1.64<sup>9</sup>. A költség/hatásmutatót a szerzők a költségre és a hatásra értelmezett bizonytalansági mutatók hányadosaként értelmezik.

Feltehető a kérdés, hogy miért jó ez a bizonytalansági tényező, és miért tekinthető döntési szempontnak? Erre a szerzőpáros nem ad választ, én azonban részletesebb vizsgálat alá vettem ezt a formulát. Ez egyfajta kockázati mérték, melynek normális eloszlások alkalmazása esetén az ún. kockázatotott érték, röviden VaR (value-at-risk) mutatóhoz van köze. A VaR-t a következőképpen definiálja a kockázatkezelési szakirodalom: „A VaR (kockázatotott érték) a várható maximális veszteség (vagy legnagyobb veszteség) adott időtávon, adott konfidenciaszinten (saját megjegyzés: valószínűség mellett) számított értékét adja meg.” (Jorion, 1999: 33. o.)<sup>10</sup>

Normális eloszlás feltételezése esetén a kockázatotott érték a következőképpen határozható meg:

$$\text{VAR}(\alpha, t) = \bar{x} + \mu_\alpha \cdot \text{STDEV} \cdot \sqrt{t}$$

ahol t az időtáv (Jorion, 1998: 100. o. alapján található képlet átalakítása)<sup>11</sup>. Ha feltételezzük, hogy t = 1, akkor egyszerűsödik a képlet, és a bizonytalansági tényező is egy VAR-típusú képletté alakítható, azaz:

$$\text{Bizonytalansági tényező (\%)} = 100 \cdot \frac{\text{VAR}(\alpha) - \bar{x}}{\bar{x}}$$

Ez a „bizonytalansági tényező” kezeli a paraméterek kockázatoságát. Ugyanakkor (az átalakított képlet alapján) látható, hogy a bizonytalansági tényezőnek nincs „jó” vagy éppen „rossz” mondható ab-

szolút értéke, az  $\bar{x}$  értékétől függően akár 0 közeli, vagy nagyon nagy abszolút értékű is lehet a formula. Tehát így a különböző paraméterbeállításokat csak összehasonlító módon tudjuk értelmezni és nem összehasonlító skálán. A költségre és hatásra külön-külön számított bizonytalansági tényezők hányadosainak összehasonlítása során ez a relatív hatás tovább növeli a páros összehasonlíthatóság bizonytalanságát. Ráadásul a költség és hatás ugyanolyan irányba történő „bizonytalanítása” pont azt „eredményezheti”, hogy mind a költség, mind a hatás növekszik, azaz az adott kockázatkezelési lépés költséghatékonysága változatlan szinten maradhat.

A robusztusabb eredmények elérése érdekében extrém szcenáriót érdemes nézni, amikor is a javasolt kockázatkezelési lépés a minimális valószínűségű hatást éri el, de a költségek extrém nagyra nőnek, azaz a következő hatékonysági mutatót javasolnám (további

$$\text{akban extrém költség/hatás:} = \frac{\text{percentilis (költség, 95\%)}}{\text{percentilis (hatás, 5\%)}}$$

így egy extrém értékre koncentráló mutatót készítünk, amely az extrém módon költséghatékonytalan helyzetet jellemzi. Például rossz „széljárás” esetén alacsony bizonyos kockázatkezelési lépések hatékonysága, illetve nagyon nagy költséggel járhatnak.

**Empirikus elemzés – szimulációs modellezés<sup>12</sup>**

Saját elemzésemben átvettem Brouwer és Blois modellezési keretét és módosítottam a paramétereket. Annak érdekében, hogy stresszszcenáriókat vizsgáljak, Monte-Carlo szimulációt végeztem, a hivatkozott cikk

által alkalmazott 2000-es szimuláció-lépésszám helyett – melyet kevésnek ítélttem – 50.000-es lépésszámmal. Modellezési eszközként az Excelt alkalmaztam, és feltételeztem, hogy költség- és hatásmegfigyelések normális eloszlást követnek. Véletlen számok generálásával az 2. táblázatban található különböző hatás- és költségscenáriók állíthatók elő (2. táblázat).

Fenti adatok alapján megvizsgáltam a költség/hatás-mutató alakulását először a számtani átlaggal kifejezett várható értékeket alapul véve, majd a szimulált adatok szórása alapján a bizonytalansági tényezőt bemutatva, majd pedig alkalmaztam a saját kockázati extrém költség/hatásmutatót. Ennek lényege, hogy szimmetrikus 90%-os konfidenciaszintű kockázatotott értékét (VaR) vettem a költségnek és a hatásnak úgy, hogy alsó 5%-ost néztem a hatásnál, felső 5%-ost a költségnél. És azok hányadosaként számítottam költség/hatás-mutatót. Továbbá megvizsgáltam a 90%-os szimmetrikus percentilist a szimuláció eredményeként számított költség/hatás mutatóra. Eredményeimet a 3. táblázat tartalmazza (3. táblázat).

A szimuláció eredményeként kapott adatok empirikus elemzése jól mutatja miért nem elegendő az egyszerű átlagok hányadosát venni. Mint az alábbi ábra mutatja, a költség- és hatásadatok szóródása maga is nagy szóródást eredményez a költség/hatás arányban, és ráadásul a feltételezett normális eloszlás helyett az empirikus eloszlás kissé csúcsosabb, extrémebb értékeket eredményez. Az illusztráció céljából kiválasztott 7-es sorszámot viselő kockázatkezelési lépésre például balra ferde empirikus eloszlás adódott.<sup>14</sup>

2. táblázat

**Véletlen számok generálásával előállított különböző hatás- és költségscenáriók**

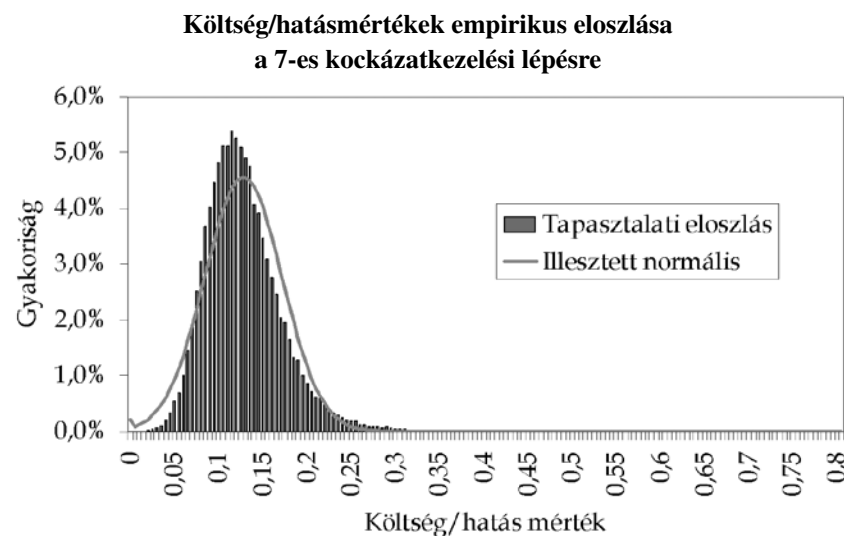
(Forrás: saját számítás)

	Káriküszöbölő intézkedés	Hatás (szennyezőanyag-csökkentés egysége)	Relatív szórás (STDEV)	Bizonytalansági tényező	Költség (euró)	Relatív szórás (STDEV)	Bizonytalansági tényező
1	Szennyvíz-eltávolító tankhajók	20 000	35%	57,57%	9 000	23%	37,83%
2	Egészségügyi helyek a fürdőhelyeken	50 000	25%	41,12%	6 050	12%	19,74%
3	Kórmentesítés szennyvízforrásoknál (vegyi anyagokkal)	22 500	18%	29,61%	70 000	9%	15,00%
4	Vízfrissítés	10 000	11%	18,09%	8 250	2%	3,50%
5	Kórmentesítés nyílt vizen (vegyi anyagokkal)	12 500	16%	26,32%	15 000	9%	15,00%
6	Védőgát építése	10 000	6%	9,87%	4 000	24%	39,00%
7	Tehenek víztől való távoltartása	5 000	20%	32,90%	600	25%	41,12%
8	Túlfolyógyűjtők áthelyezése	12 500	2%	3,29%	11 000	13%	21,50%
9	Állatok víztől való távoltartása	13 500	24%	39,48%	14 000	15%	25,40%

3. táblázat

**A szimuláció eredménye**  
(Forrás: saját számítás)

Költség/hatás arány (euró / csökkentett szennyezés) – várható érték (költség) / várható érték (hatás) (elméleti érték)	Relatív szórás (STDEV)	Bizonytalansági tényező	Extrém költség/ extrém hatás (elméleti) <sup>13</sup>	Extrém költség/ extrém hatás (empirikus)	Extrém (költség/ hatás) (empirikus) (összetett)	
1.	0,450	5,666	932,00%	1,46	1,47	1,10
2.	0,121	6,209	1021,25%	0,14	0,25	0,21
3.	3,111	0,232	38,17%	3,58	5,09	4,53
4.	0,825	0,118	19,42%	0,85	1,04	1,01
5.	1,200	0,204	33,49%	1,38	1,87	1,68
6.	0,400	0,245	40,35%	0,56	0,62	0,56
7.	0,120	0,364	59,94%	0,17	0,25	0,20
8.	0,880	0,132	21,73%	1,07	1,10	1,07
9.	1,037	0,391	64,35%	1,30	2,17	1,80

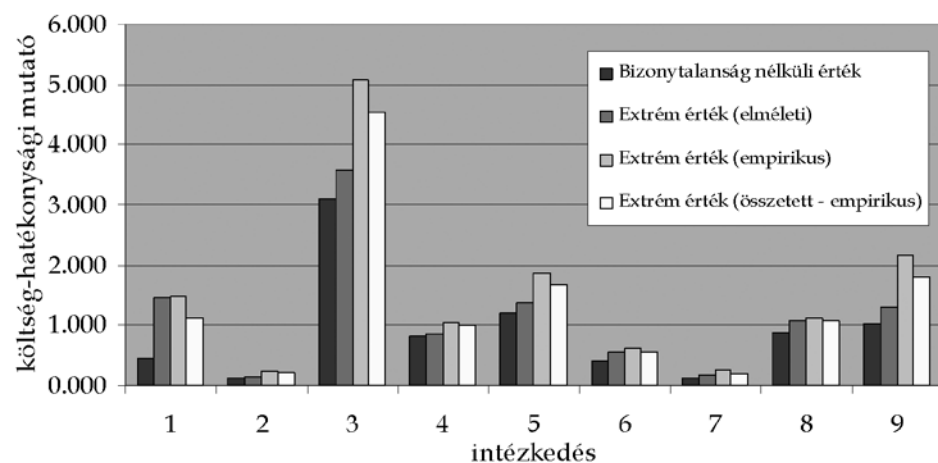


4. ábra a sima rangsor és a bizonytalanság melletti rangsor közötti korreláció<sup>15</sup> jelen paraméterbeállítás mellett közepes szintű, negatív előjelű (-0,46), ugyanakkor az extrém mérték melletti besorolásokkal igen jó a korreláció (0,8 felett) (4. táblázat).

A sorrendek közötti különbség azt mutatja, hogy nagyon nagy eltérések lehetnek aszerint, hogy mennyire szóródik az ismert paraméterek eloszlása, továbbá döntésünk nagymértékben függ a választott kritériumtól. Vizsgálatom alapján a sima rangsort és az empirikus extrém költség/extrém hatás értéket javaslom alkalmazni. A szimulációs

5. ábra

**Kockázatkezelési lépések bizonytalansága**



A 4. ábra bemutatja a hatékonysági mutató egyes kockázatkezelési lépésekre vonatkozó szóródását.

A szóródás mellett érdemes azt is megvizsgálni, hogyan döntenék az egyes mutatószámok alapján (5. ábra). Mindegyik mutató esetén belátható módon az alacsonyabb a kedvezőbb érték. Az alap várható költség/várható hatás alapján rangsorolva a 7-es intézkedés a legjobb, különböző kritériumok mellett azonban különböző a sorrend

4. táblázat

**A döntések**  
(Forrás: saját számítás)

Intézkedés sorszáma	Sima rangsor	Bizonytalansági tényezőt alapuló rangsor (Brouwer-Blois módszere)	Extrém költség/ extrém hatás érték melletti rangsor (elméleti) (saját módszer)	Extrém költség/ extrém hatás érték melletti rangsor (empirikus) (saját módszer)	Extrém költség/ hatás érték melletti rangsor (empirikus) (saját módszer)
1.	4	8	8	6	6
2.	2	9	1	1	2
3.	9	4	9	9	9
4.	5	1	4	4	4
5.	8	3	7	7	7
6.	3	5	3	3	3
7.	1	6	2	2	1
8.	6	2	5	5	5
9.	7	7	6	8	8

módszer alkalmazása úgy lenne teljes, ha nagyszámú (pl. 50 000 db) soklépéses (pl. 50 000 db) szimulációt alkalmazva a minták alapján az extrémek várható értékét tudnánk meghatározni.

**Összegzés**

A környezeti kockázat jellege és a kapcsolódó kockázati toleranciaszintek különbözősége miatt nagyfokú eltérést mutathat a vállalatok pénzügyi és működési kockázataitól. Az eltérések ellenére lehet azonos típusú kockázati mutatókat, így VaR-t is alkalmazni a környezeti kockázatokra is, hiszen a kockázatmérés mértéke helyett értelmezése kockázatkezelési szempontból a megfelelő értelmezése a fontos.

A cikkben azt vizsgáltam, hogy nem elég a kockázati tényezők bizonytalanságát tekinteni, a kockázatkezelési lépések meghatározásának is vannak bizonytalanságai. Brouwer – Blois (2008) által ismertett modellkeretet átparaméterezve újrafuttattam, és egy új hatékonysági mutatót, az extrém költség/hatás mutatót dolgoztam ki. Ez jobb eredményeket adhat, és biztosíthatja a robusztusabb módon történő kockázatkezelési lépés kiválasztását. A saját empirikus eredmények nagyfokú korrelációt mutatnak a sima pontbecslés alapon számított költség/hatás mutató alapján készített rangsorral. Ugyanakkor a kifejlesztett extrémításokra (alacsony hatás, nagy költség) a sima rangsorhoz képest plauzibilis stressztesztelést jelent.

**Lábjegyzet**

- 1 A dolgozat Kerekes Sándor által a Budapesti Corvinus Egyetem Doktori Iskolájában tartott „Környezet-gazdaságtan és -menedzsment” című kurzusra készült házi dolgozaton alapul. Ezúton is szeretném megköszönni Kerekes professzor publikálásra való biztatását, továbbá Kovács Erzsébet és Szántó Richárd értékes megjegyzéseit. Ugyanakkor az esetlegesen a cikkben maradt tévedésekért egyedül a szerzőt terheli a felelősség. A leírtak a szerző nézeteit tartalmazzák, és nem feltétlenül tükrözik a Magyar Nemzeti Bank hivatalos álláspontját.
- 2 Érdemes megjegyezni, hogy Frank H. Knight 1921-ben megjelent „Risk, Uncertainty, and Profit” (kiadó: Hart, Schaffner & Marx; Houghton Mifflin Co, Boston) című könyvében elsőként választotta szét a kockázatot és a bizonytalanságot. (Részletesebb információ olvasható a „The New Palgrave – A Dictionary of Economics” kockázat versus bizonytalanság szócikkében (Eatwell et al., 1987).
- 3 Lásd például Homolya – Benedek (2007) működési kockázatra vonatkozó illusztrációját (362–363. o.): amennyiben mind a gyakoriságot, mind a súlyosságot alacsony és magas kategóriákba soroljuk, akkor a keletkező kétszeres mátrix alapján annál nagyobb a várt kockázati hatás, minél tovább vagyunk a képzeletbeli origótól.
- 4 Párhuzamba állítható a hazai pénzügyi rendszer felügyeleti, szabályozói megközelítése: a Pénzügyi Szervezetek Állami Felügyelete felelős a mikroprudenciális típusú megközelítésért, a Magyar Nemzeti Bank pedig a makroprudenciális megközelítésért. Ehhez hasonló az az intézményi megközelítés, hogy általában a környezetvédelmi felügyelet az egyedi esetekre, míg bizonyos kutatási intézmények a teljes ökológiai egészségre koncentrálnak.
- 5 Konvolúció alatt a matematikai szakirodalomban azt a folyamatot értik, amikor egy függvény másik függvényen való átfuttatásá-

nak eredményeként egy harmadikat kapunk (forrás: Wolfram, 2008). A kockázatokhoz kapcsolódó konvolúciós művelet az, amikor az adott időszak előfordulására vonatkozó gyakorisági és súlyossági eloszlásból előállítjuk az adott időszakra vonatkozó összveszteség eloszlását.

- <sup>6</sup> Amennyiben realizált veszteségadatokon alapul a modellezés, azt veszteségeloszlás-alapú megközelítésnek, vagy LDA-nak, („Loss Distribution Approach”) nevezzük.
- <sup>7</sup> Részletesebben lásd Szilágyi László (2007).
- <sup>8</sup> A már emlegetett környezeti kockázati definíciónak megfelelően nagyon gyakran csupán az előfordulási valószínűséggel és a káresemény bekövetkeztekor fellépő veszteség hatás várható értékével, illetve azok szorzatával, az egy időszakra eső várható veszteséggel foglalkoznak.
- <sup>9</sup> A Microsoft Excel táblázatkezelő szoftverét használva az Inverz. Stnom([1-90%]/2) kifejezés abszolút értékét véve kapjuk meg az 1.64-es végeredményt.
- <sup>10</sup> Megjegyzendő, hogy a VaR jó értelmezhetősége miatt nagyon kedvelt kockázati mutatószám, ugyanakkor számos akadémiai és gyakorlati jellegű elemzésben kritika alá vették a VaR nem koherens kockázati mérték mivolta miatt. A VaR „jószágának” megítélése nem e cikk feladata, így nem is foglalkozom a kérdéssel részletesebben.
- <sup>11</sup> Azaz standard normális eloszlás esetén a szimmetrikus VaR értéke éppen  $\mu_a$ .
- <sup>12</sup> A számításokat tartalmazó Excel fájl nagy mérete okán a következő helyen érhető el: [http://www.uni-corvinus.hu/~dholmoly/kezeles\\_sorbarendezes\\_kivonat\\_FINAL.zip](http://www.uni-corvinus.hu/~dholmoly/kezeles_sorbarendezes_kivonat_FINAL.zip)
- <sup>13</sup> Normális eloszlást feltételezve. Az elméleti érték azt jelenti, hogy a normális eloszlás paraméterei alapján becsüljük a normális eloszlás megfelelő percentilisét, míg empirikus esetben a szimulált sokaság megfelelő percentilisét a szimuláció során realizált adatokból számítjuk.
- <sup>14</sup> Ez egybevág azzal a valószínűségelméleti eredménnyel, hogy két normális eloszlású változó hányadosa általában nem normális eloszlást követ.
- <sup>15</sup> A rangsorok közötti korreláció mérésére a Spearman-féle rangkorrelációs mértéket alkalmaztam.

## Felhasznált irodalom

- Van den Brink, Gerrit Jan* (2008): Operational risk management, Jacob Fleming Master class, előadás, 2008. június 26–27., Budapest
- Brouwer, Roy – de Blois, Chris* (2008): Integrated modelling of risk and uncertainty underlying the cost and effectiveness of water quality measures, *Environmental Modelling and Software* 23 (2008) p. 922–937.
- Cornell university* (2005): What are the Greatest Risks to the Environment?, internetes elérhetőség: <http://environmentalrisk.cornell.edu/GreatestRisks/> (2008. június 26.)
- Eatwell J. – Milgate M. – Newman P.* (1987): *The New Palgrave – A dictionary of economics*, Macmillan Press, London
- Eichberger – Harper* (1997): *Financial economics*, Oxford University Press, New York
- Homolya, D.: – Benedek, G.* (2007): A banki működési kockázat elemzése – katasztrófa-modellezés, *Hitelintézeti Szemle*, Budapest, 2007/4. sz., 2007, 358–385. o.
- Jorion, Philippe* (1999): *A kockázatosított érték*, Panem Kiadó, Budapest
- Kerekes, S.* (1998): *A környezetgazdaságtan alapjai*, Budapest, 1998, internetes elérhetőség: <http://mek.oszk.hu/01400/01452/html/> (2008. június 25.)
- Klugman et al.* (1999): *Loss models*, Wiley, Chichester
- Shrader-Frechette, Kristin S.* (1998): What risk management teaches us about ecosystem management, *Landscape and Urban Planning* 40 (1998) p. 141–150.
- Szilágyi, L.* (2007): *Szemét-ügyek Közép-Kelet-Európában*, Budapest, Humusz, internetes elérhetőség: [http://humusz.hu/download/azelemzo\\_szl.pdf](http://humusz.hu/download/azelemzo_szl.pdf) (2008. június 27.)
- Wolfram* (2008): Convolution, *Mathworld* internetes enciklopédia, internetes elérhetőség: <http://mathworld.wolfram.com/Convolution.html> (2008. november 29.)

A cikk beérkezett: 2008. 10. hó.

Lektori vélemény alapján javítva: 2009. 1. hó.