

A tudományos bizonytalanság forrásai és szerepe a természet- és környezetvédelmi döntések ökológiai megalapozhatóságában¹

Sulyok Katalin^{1,2}

¹ELTE Állam- és Jogtudományi Kar, Nemzetközi Jogi Tanszék
1053 Budapest, Egyetem tér 1-3.

²ELTE ÁJK jogász szak (2012), ELTE TTK biológia BSc szak (2013)
e-mail: sulyok.katalin@gmail.com

Összefoglaló: A környezetvédelmi döntések meghozatalakor az ökológusok szakvéleményei gyakran háttérbe szorulnak. A természettudományos szempontok e torzulásának fő okát a szakirodalmi álláspontok a tudományos bizonytalanságban látják. A *scientific uncertainty* forrásainak jobb megértése éppen ezért elengedhetetlen az ökológiai szempontok hatékonyabb érvényesítésében a döntéshozatali folyamatok során. A tudományos bizonytalanság forrásainak átfogó rendszerezése mindaddig nem történt meg, ezért a jelen tanulmány kísérletet tesz a szakirodalomban fellelhető ágazati példák egységesítésével, újragondolásával a tudományos bizonytalanság forrásainak átfogó csoportosítására.

Kulcsszavak: tudományos bizonytalanság, döntéshozatali folyamat, ökológusok, jogászok

Bevezetés

A természet- és környezetvédelemmel kapcsolatos döntések meghozatalakor az ökológusok tudományos szakvéleményei gyakran háttérbe szorulnak. A tudományos szempontok nem kellő érvényesülésének okai több szinten keresendők a döntéshozatali folyamatában. A jelen írás célja áttekinteni az ökológia tudományának azon jellegzetességeit, amelyek a tudományos bizonytalanság (*scientific uncertainty*) meghatározó jelenlétét eredményezik. Ez a jelenség említhető ugyanis a döntéshozatali folyamatok során az ökológiai szempontok háttérbe szorulásának meghatározó okaként. Végül számba veszem azokat a tényezőket, amelyek nem az ökológia tudományának sajátosságaiából fakadnak, e szintén hozzájárulnak az ökológiai szempontok torzulásához.

Környezeti döntésként hivatkozom azokra a jogalkotási folyamatokra és politikai, illetve gazdasági döntéshozatali eljárásokra, amelyekben a megszülető új

1 A tanulmány a szerző 2013 májusában védett szakdolgozatának kivonatolt része, amelyet az ELTE Természettudományi Kar biológia BSc szakán készített (konzulens: Dr. Pásztor Erzsébet).

szabályozás környezeti erőforrásokat érint (pl.: hatósági engedélyezési eljárások, a jogalkotás és a bírósági ítékezés folyamata).

A fenti értelemben vett környezeti *policy making* folyamatokban ökológus szakemberek is részt vesznek, feladatuk a döntést megalapozó, legitimáló szakvélemények és egyéb tudományos inputok, elemzések elkészítése. A folyamat további résztvevői jellemzően jogászok, közgazdászok, politológusok, szociológusok. A nagyobb beruházások kivitelezése esetén pedig egyre gyakoribbá válik a fedezetet biztosító pénzüintézetek által megbízott, külső ellenőrzést végző auditáló szakemberek részvétele is (Sands 2012).

A környezetvédelmi döntések meghozatalához egyre sokasodó szempontokat kell a döntésre jogosultaknak mérlegelni, amelyek közül az ökológiai megfontolások csak az egyik, és gyakran nem is a leghangsúlyosabb szempont. A környezeti döntéshozatal mindkét „oldala” igen bonyolult, sajátos szakértelmet igénylő kihívást jelent művelői számára. A hatékony együttműködés kulcsa a kölcsönös hozzá- és megértés a másik tudomány eszköz- és értéktára iránt, illetve az ezekre való aktív és tudatos törekvés.

A tudományos bizonytalanság a tudomány elválaszthatatlan, alapvető része. A tudományos eredmények mindig tartalmazni fognak bizonytalansági tényezőket, mindez különösen igaz a komplex rendszereket vizsgáló területekre, mint amilyen az ökológia is. A bizonytalanság áthatja az ökológia egészét, ezért a bizonytalanság formáinak és hatásának jobb megértése, pontosabb leírása elengedhetetlen, hogy megérthessük az emberi beavatkozásoknak a természetre gyakorolt hatását (Harwood & Stokes 2003). A *scientific uncertainty* forrásainak feltérképezése a környezeti döntésben rejlő kockázat megbecslésének első lépése, ezért is kiemelt jelentőségű a kérdés. A jelen tanulmány célja a tudományos bizonytalanság eddig leírt forrásainak összegzése, hogy a korábban egymás eredményeire csak kevésbé reflektáló tudományos munkák eredményeit összevetve a tudományos bizonytalanság átfogó rendszerezését mutassa be, ezzel segítve a *scientific uncertainty* minél jobb megértését és kezelését. Az alábbiakban egy olyan osztályozást mutatok be, amely a döntéshozatali eljárásokra fókuszálva csoportosítja a tudományos bizonytalanság megjelenési formáit a szakirodalomból ismert klasszifikációkra építve, azokat újra-gondolva és a közös pontok alapján egyesítve.

Módszerek

A tudományos bizonytalanság fogalma gyakran használt, ám kevészer definiált fogalom (Sigel 2010). Sigel (2010) és Brown (2010) megfogalmazása szerint a

bizonytalanság egy állapot, amely az által jellemezhető, hogy az egyén saját ismeretének megbízhatóságát hogyan értékeli.

A bizonytalanság minőségét illetően alapvetően két felfogás létezik. Az egyik álláspont szerint a bizonytalanság a dolgok természetéhez inherens módon hozzátartozik, ezt vallja többek között Koch Sándor (1989), aki ekként fogalmaz: „*Így nyilvánvaló, hogy egyetlen objektumnak sem vagyunk képesek az összes (végtelen sok) tulajdonságát megvizsgálni, még kevésbé egzakt módon leírni. Ezért bevallva (bevallatlanul) bármit bárhogy vizsgálunk, közvetlen célunk sohasem lehet a vizsgált tárgy (objektum) teljes megismerése.*”

A másik felfogás szerint a bizonytalanság nem a tudásunk végességéből, hanem pusztán tudásunk tökéletlenségéből adódik. (Ez a bizonytalanság-felfogás az előbbi értelemben vett bizonytalanságnak csupán egy részét fedi le.) A továbbiakban a bizonytalanságot ez utóbbi, szűkebb értelemben fogom használni.

A tudományos bizonytalanság sokféle elhatárolása, forrása, oka és csoportosítása ismeretes. A szakirodalom széles körben foglalkozik e kérdéssel, a szerzők e problémát azonban javarészt csak ágazati példákon keresztül vizsgálják, más területek tapasztalataira nem reflektálva. Az egyes publikációk általában nem tárják fel az összes lehetséges bizonytalansági forrást, rendszerezésük nem is törekszik teljességre. Az eltérő területeken született publikációk nomenklatúrája nem is egységes, így a szinonimák és a részben átfedő fogalmak széles tárházával találkozhatunk a vizsgálódás közben.

A tanulmány végül listázza azokat a járulékos tényezőket is, amelyek a tudományos bizonytalanságon túl szintén az ökológiai szempontok háttérbe szorulását eredményezik a döntéshozatali folyamatokban.

Eredmények

I. A tudományos bizonytalanság forrásainak átfogó rendszere

A szakirodalmi áttekintés eredményeképpen a *scientific uncertainty* forrásait az alábbi csoportosításban fogom bemutatni:

1. a természeti jelenségek sztochaszticitása;
2. a modellezés hibái;
3. a megfigyelésből eredő hibák okozta bizonytalanság, azaz a nyert adatok bizonytalansága;
4. az ökológiai következtetés sajátja;

5. a komplexitásból eredő megjósolhatatlanság;
6. a gyakorlati alkalmazás hibái;
7. a nyert adatok kétértelmősége, félreérthetősége;
8. a bizonytalanság nyelvi szinten megjelenő formái.

1. A természeti jelenségek sztochaszticitása, előrejelezhetetlensége

Az ökológia sztochasztikus tömegjelenségeket vizsgál, míg a döntéshozók determinisztikus – az adott feltételek által egyértelműen meghatározott – előrejelzéseket várnak el a szakértőktől (Ludwig *et al.* 2001). Az ökológiai kérdésekre azonban sokszor lehetetlen határozott választ adni, lévén a vizsgált jellemzők értéke fajspecifikusan, időről-időre kiszámíthatatlanul változik. Mivel a megfigyelések véletlenszerű tömegjelenségekre vonatkoznak, megjósolhatatlan, hogy a többféle lehetséges esemény közül melyik fog bekövetkezni. A környezetvédelem tömegével szembeül pontosan kiszámíthatatlan tényezőkkel (Ludwig *et al.* 2001).

Az ökológiai rendszerek bizonyos körülmények között kaotikus viselkedést mutathatnak (Scheuring 2007), amely az erős visszacsatolásos szabályozással rendelkező rendszerek sajátja. Egy rendszer viselkedése akkor jelezhető előre, ha a kezdeti mérési hibából származó bizonytalanság hosszú idő elteltével sem nő meg jelentősen. A kaotikus rendszerek azonban nem ilyenek. A kaotikus viselkedés esetén a természeti rendszerekben a kezdeti kis különbségek gyorsan nagy különbségekké válnak. Bár szigorú értelemben vett kaotikus viselkedés a természetben ritkán fordul elő, az erősen zajos nemlineáris viselkedés azonban sok tekintetben a káoszhoz hasonló viselkedést mutat (Scheuring 2007). Mindez előrejelezhetetlenné teszi a természeti rendszerek viselkedését.

2. A modellezés hibái

A tudományos bizonytalanság jelenlétének fontos összetevője, hogy az ökológusok elsősorban modellezéseik eredményeire támaszkodnak a szakvélemények elkészítésekor, és nem kísérleti eredményekre. Azonban egy rendszer működését bármilyen pontosan is modellezzük, a beavatkozás hatása legjobb esetben is csak pontatlanul jósolható.

A modellezés hibáinak körét érdemes két csoportra osztani. Az első értelemben vett hiba a modellezésben benne rejlő bizonytalanságból ered, hiszen a modell a lehetséges kimenetekről csak azok bekövetkezésének valószínűségét tudja megadni. A hibák második csoportja abból ered, hogy a modell „nem jó”, azaz bizonytalan érvényességű.

A modellalkotás a vizsgált rendszer egy lényeges tulajdonságára való „sarkított rákérdezés”. Az első problematikus lépés magában a „rákérdezésben” rejlik: nagy volumenű beruházások, beavatkozások összetett hatásainak vizsgálatakor már a helyes kérdés megtalálása is nagy kihívást jelent. A modellezés hibáinak második alcsoportja a modell alkotója által tett önkényes választás, amellyel a modell szempontjából relevánsnak minősített tényezőket kiválasztja (Regan *et al.* 2002). Végül kérdéses az is, hogy az adott célból történő leegyszerűsítés megfelelt-e a kívánatos célnak.

Az ökológusok sokszor bizonytalan érvényességű modellek létrehozására és használatára kényszerülnek. Ludwig *et al.* (2001) szerinti másik gyakori veszély, hogy a kutatók hajlamosak lehetnek minden vizsgált problémát egyetlen preferált modellbe erőltetni, amelyhez aztán a végletekig ragaszkodnak. Továbbá a vizsgált jelenségek gyakran több lehetséges, konkuráló modellel is magyarázhatók. Van olyan eset, amikor determinisztikus modell is kielégítő – ekkor a bizonytalansági tényezők minden formájától eltekintenek –, ám a sztochasztikus modellek nélkülözhetetlenek az ökológiában. Szintén problémát okoz, hogy a lehetséges hibák a szerkezettől függően változhatnak (Ludwig *et al.* 2001).

Regan *et al.* (2002) szerint a modellezés – a fenti csoportosítás szerint az első értelemben vett – hibáját általában nem lehet kvantifikálni, kiiktatása pedig gyakorlatilag nem lehetséges. Bár a numerikus megoldások alkalmazása segít e nehézségek hatékony kezelésében, ám összességében elmondható, hogy a modellalkotás szükségszerű leegyszerűsítése elkerülhetetlenül okozhat bizonytalanságot.

3. A megfigyelésből eredő hibák, azaz a nyert adatok bizonytalansága

A megfigyelés hibáját Harwood & Stokes (2003) két részre bontja: a megfigyelés módjából és a becslés hibájából eredő hibákra. Az előbbit okozza többek között a mintavételezés és adatgyűjtés során fellépő hiba; utóbbi kategóriába sorolható a statisztikai módszer megválasztásából, ill. a becslésből eredő pontatlanság. Ludwig *et al.* (2001) szerint a nyert adatok bizonytalansága akkor válik igazán veszélyessé, ha azokra alapozva politikai döntések születnek, amelyek így akár teljesen céljukat is téveszthetik.

Regan *et al.* (2002) rendszere mérési hibáknak nevezi e csoportot, két válfajra osztva: a vezérlő és a műszer hibáira. Szerepel felosztásukban még az ún. szisztematikus hiba is, amely szintén a mérési hibák körébe vonható. Szisztematikus hibát okozhat a mérőműszer konstans eltérése, vagy annak félrekalibrálása, továbbá a megfigyelő tudatos választása is, hogy mely adatokat nem vesz figyelembe,

amelyeket adott esetben nem lett volna szabad figyelmen kívül hagynia. Végül a megfigyelő olykor hajlamos olyan adatokat észlelni, amely megfelel az elmélete által elvártaknak.

A mérési hibák megfelelő módszertan esetén hatékonyan kiszűrhetők és kezelhetők.

4. Az ökológiai következtetés sajátossága

A környezet(védelm)i problémákat „komisz problémaként” („*wicked problem*”) is szokás jellemezni, hiszen azok egyedi, összetettek és nehezen kategorizálhatók (Ludwig *et al.* 2001). Az adott kérdésre adható megoldások ítélete: jó/rossz az igaz/hamis helyett; és nagy valószínűséggel nem is létezik olyan megoldás, amely egyáltalán végleges lehetne (Ludwig *et al.* 2001).

Ráadásul a beavatkozásokra, új szabályozás rögzítésére gyakran már azelőtt szükség van, hogy a tudományos háttér teljesen ismert lenne. Ez pedig az ökológusokat sokszor bizonytalan érvényességű modellek létrehozására és használatára kényszeríti.

Bizonytalansági tényezőt nem csak az ökológiai adatok interpretációja hordoz, hanem általánosságban minden tudományos következtetés, mivel gyakran nem áll rendelkezésre elegendő empirikus adat ahhoz, hogy a paraméterek értékeiről megbízható kijelentéseket lehessen tenni (Regan *et al.* 2002). Ilyenkor igen nagy a kísértés, hogy a megfigyelő szubjektív megítélése átvegye a hiányzó adatok szerepét (Trewick 1999).

Brown (2010) is külön kiemeli bizonyos pszichológiai tényezőket, amelyek a bizonyosságot sugalló következtetések, illetve a bizonytalanság kezelhetőbb formáinak megfogalmazása iránti preferenciát okozzák. Mindezek álláspontja szerint a bizonytalanság kognitív kezelésében is torzulást okoznak, mint például a várt eredményt megerősítő folyamatok szelektív értékelése.

5. A komplexitásból eredő megjósolhatatlanság

Az ökológiai hálózatok bonyolultsága is jelentősen hozzájárul a bizonytalanság állandó meglétéhez. Yodzis (2001) a kereskedelmi szempontból fontos halfajok megóvása érdekében történő fókavadászatot tanulmányozta. Beszámol arról, hogy még a közvetlen hatások ismeretében is képtelenség teljes biztonsággal előrejelezni a predátor - zsákmány populáció arányába történő beavatkozással okozott változásokat. Mi több, sem a változás irányát, sem annak nagyságát nem lehet megjósolni, hiszen az ismert közvetlen kapcsolatokon kívül számos közvetett

kapcsolat is létezik a táplálkozási lánc hálózatában. Ha ezen indirekt kölcsönhatások erősebbek az ismert direkt hatásoknál, a beavatkozás kimenetele könnyen ellentétes lehet a várttal. Számításai szerint (Yodzis 2000), ha csak maximum 8 lépés hosszúságú táplálékláncokat vesszük sorra egy tengeri ökoszisztémában, még így is több mint 28 millió láncot kellene vizsgálni (feltéve, hogy egyik hipotetikus lánc sem érintheti kétszer ugyanazt a fajt).

A Yodzis által ismertetett esetben (Yodzis 2001) a halászandó halpopuláció megőrzése érdekében levadászták a hallal táplálkozó fókákat. Azonban nem vették figyelembe az indirekt kapcsolatokat: a fókák pusztulásának hatására elszaporodhat egy másik táplálékuk – a kereskedelmileg fontos halfaj kompetitora –, amellyel a kereskedelmileg fontos halfajnak versenyeznie kell a közös táplálékukat jelentő planktonért. Ha az adott faj erősebb kompetitor a kereskedelmileg fontos fajnál, akkor elszaporodásának hatására a plankton mennyisége csökken, és azon keresztül a halászandó hal állománya is. Ennek fényében tehát épp az ellenkező irányú változás forgatókönyvét várhatjuk, mint azt a közvetlen kapcsolatok ismeretében tettük volna.

6. A gyakorlati alkalmazás hibái

Ludwig *et al.* (2001) rámutatnak arra is, hogy a gyakorlatban megvalósuló kezelés, beavatkozás hibáinak egyik oka, hogy azokra gyakran már azelőtt van szükség, hogy a tudományos háttér teljesen ismert lenne.

A kivitelezés hibáinál kell megemlíteni a változó gazdasági kényszerítő erőket is, melyek ellenérdekelte tehetik a szabályozás végrehajtásának szereplőit, s amelyek így megakadályozhatják a szabályok betartását. Így a védelem vagy megkésett lesz, vagy egyáltalán nem megfelelő (Harwood & Stokes 2003). A halászati esettanulmányok tapasztalatai közül említhető példaként, amikor a piaci erőviszonyok változása megváltoztatja a halászok ösztönzőit, ezáltal az eredeti viszonyokra modellezett szabályozás eredménytelen lesz.

7. A fogalmak kétértelmősége, félreérthetősége

A félreérthetőségnek, ill. kétértelmőségnek nevezett jelenség a tudomány és a döntéshozói szféra találkozásánál, az érvek, fogalmak közvetítésénél jelentkezik (Opdam *et al.* 2009). Szemléltetésként említi Opdam azt a tipikus helyzetet, amikor a hatóságok a szabályozási célokat mennyiségileg adják meg. Szemléltetésként említi az esetet, amikor egy adott élőlény védelmét szolgáló szabályozási cél az által teljesül, hogy az adott élőlény élőhelytípusának területe növekszik. Ennek a

követelménynek minden, akár elhanyagolható területnöveléssel járó tevékenység is eleget fog tenni, mivel ez a szabályozás nem vesz tudomást az eltartóképességi küszöb tudományos fogalmáról, amely szerint az adott élőlény fennmaradásához egy minimálisan legkisebb terület szükséges. Mivel tehát az eltartóképesség már nem értendő bele a szabályozás tartalmába, bármilyen (az eltartóképesség alatti) területnövekedéssel járó tevékenység is megfelel majd a szabályozás szövegszintű tartalmának, így engedélyezett lesz. Ez a példa jól mutatja, hogy vannak esetek, amikor bár a tudomány képes lenne csökkenteni a bizonytalanság fokát, a társadalom mégsem hasznosítja a tudományos érveket.

Gyakori szabályozási módszer, hogy bizonyos behatásokat azok „jelentős” voltától vesznek figyelembe. A „jelentős mivolt” mindig szubjektív, normatív és értékfüggő fogalom. A társadalomnak kell az arra felhatalmazott döntéshozóin keresztül meghatároznia, hogy milyen mértékű változást tekint jelentősnek. Sigel *et al.* (2010) is erről számolnak be az Európai Unió vízpolitikai keretirányelvének (2000/60/EK irányelv az európai közösségi intézkedések kereteinek meghatározásáról a vízpolitika területén) érvényesítése során. A normaszöveg által rendelt „jó ökológiai állapotú” víztest kitételének értelmezése már társadalmi-politikai kérdés is, nem tisztán természettudományos probléma. A tudomány eredményei tehát a társadalom befogadóképességének függvényében tudnak érvényre jutni a környezeti jogalkotásban (Opdam *et al.* 2009).

Sigel *et al.* (2010) a tudományos bizonytalanság formái között külön nevesítik azt a tényezőt, miszerint a döntéshozók számára hozzáférhető ismeretanyag is gyakran töredékes, nem rendszerezett.

8. A nyelv szintjén jelentkező bizonytalansági tényezők

Az előző csoporttal rokon bizonytalansági forrás a lingvisztikai bizonytalansági tényező. Regan *et al.* (2002) külön rendszerezik a bizonytalanság e formáit. Rendszerük szerint a fogalmak *határozatlansága* a tudomány nyelvezetében is problémákat okoz, olyannyira áthatja a szókészletet, hogy nincs remény a teljes eliminálására. Az esetben kezelhető a bizonytalanság e formája, ha mérhető mennyiségek társíthatók hozzájuk, például a „magas”, ill. az „érett” esetében, mert ekkor a mérőszámmal való számszerűsítés pontosan rögzíti a fogalmakat. Azonban nehéz kezelni a számbeli dimenzióval nem rendelkező határozatlan ökológiai fogalmakat, mint a „veszélyeztetett” vagy az „életképes populáció”.

A második megjelenési forma a fogalmak *kontextus függése*. A „kis populáció méret” mindaddig bizonytalanságot hordoz, amíg nem adja meg a közlő, hogy

milyen taxon, mekkora populációját érti alatta. Mindez igen hasonló a fogalmak határozatlansághoz, ám az még a kontextus rögzítése után is fennmarad. A fogalom *kétértelműségéről* akkor beszélhetünk, ha több jelentéssel bírnak, ám az nem derül ki a közlésből, hogy az adott esetben melyiket kell érteni rajta. A negyedik forma a fogalmak *pontatlansága*, amely például akkor jelentkezik, amikor már nem szerezhető pontosabb adat egy faj előfordulásáról, így csak nagyobb kategóriával (tájegység) adható meg. Végül a jövőbeli *jelentésmódosulás lehetősége* sem küszöbölhető ki általában, e potencialitást minden kifejezés hordozza magában.

Doremus (1997) a jogszabályok kétértelmű nyelvezetét is külön kiemeli, amely különösen akkor fejt ki jelentős hatást, amikor a jogi szöveg tudományos, ökológiai fogalmakat is használ, s mindezt félreérthetően, nem kellően világosan teszi. Gosselin (2009) is kiemeli a fajmegőrzés területén szerzett tapasztalatok kapcsán a jogi szöveg fogalmainak pontatlanságát, a céltételezések homályosságát, amelyek lehetőséget adnak egy adott fogalom igen eltérő értelmezésére. Példaként a „fajok életképességéhez szükséges területi küszöb” („*critical habitat*”) kifejezést említi, amelyet a jogszabály nem pontosít, így az erdészek és az ad-hoc jelleggel felállított kutatói csoportok igen eltérő skálán értelmezték a küszöb mértékét.

II. Az ökológiai szempontok torzulását okozó járulékos tényezők

A tudományos bizonytalanság tényezőjén túl a szakirodalmi álláspontok egyéb, járulékos tényezőket is azonosítanak, amelyek fokozzák az ökológiai szempontok háttérbe szorulását a döntéshozatali folyamatokban. Ezen egyéb tényezők nem az ökológia tudományának sajátosságaiából fakadnak, de hatásukban tetézik a tudományos bizonytalanság formáinak következményeit.

Ludwig *et al.* (2001) szerint a természettudósok számára gyakran átláthatatlan a döntéshozatal politikai útvesztője. Továbbá, amíg az ipari szereplők jól reprezentáltak az egyeztető fórumokon, a szakértői civil szervezetek csak nagyon ritkán. Még a politikai döntéshozók köre sem ismert teljesen az esetek nagy többségében, így nem tudható, hogy az ökológiai érveket milyen fórumhoz kellene eljuttatni. Különösen igaz ez a klímaváltozással kapcsolatos szakpolitika meghatározása esetében, ahol nagy létszámú, eltérő érdekeket képviselő döntéshozókat kellene meggyőzni, amely épp heterogenitásuk miatt nem könnyű feladat.

Mindezt tetézi, hogy sokszor alapvető érdekkonfliktusban állnak egymással a döntés meghozatalában résztvevő csoportok. A kívánatos szabályozás

módszertanát illetően a természettudósok és a gazdasági szereplők gyakran két, gyökeresen ellentétes elvárást képviselnek (Farber 1999). E két ellentétes stratégiát Farber „megengedhetőségi módszernek”, illetve „költség-haszon elemzésen alapuló módszernek” nevezi. A megengedhetőségi álláspontot képviselők az ideális szabályozástól azt várják el, hogy az ipari szennyező a környezetre várhatóan veszélyes tevékenységét a lehető legkisebb szintre csökkentse. Ennek jogi eszközei a határértékek megállapítása, illetve a műszaki engedélyezéseknél a legjobb elérhető technológia (ún. best available technology, BAT) alkalmazásának megkövetelése. A költség-haszon elemzésen alapuló módszer a bevezetni kívánt szabályozást olyan elemzés alá veti, amely a várható negatív hatások mellett a lehetséges pozitív hatásokat is sok szempontból mérlegeli. Tehát ilyen esetben a környezetkárosítás lehetséges minimumra szorítása nem elsődleges és kizárólagos szempont. A környezeti döntéshozatal gyakran e két álláspont érveinek meddő csatájában bukik el.

Farber (1999) szerint helyesebb mind a költségeket, mind a hasznokat széles körűen mérlegelni a szabályozás meghozatalakor. Ugyanakkor gyakran bonyolult értékviszáltsásokat kell tenni a hasznok és költségek mérlegelésénél, épp ezért, az nem is történhet egy mechanikus képlet alapján. A két álláspont tábora közötti vita gyakorlatilag a céltételezés körül folyik. A fő kérdés, hogy a környezet minősége felsőbbrendű-e az annak megőrzéséhez szükséges költséghez (vagy az annak hatására elmaradt haszonhoz) képest, és ezért a köztük lévő fontossági sorrend egyértelmű, vagy pedig a költségek és a környezetminőség összemérhető értékek, ezáltal mérlegelhetőek egymással szemben.

Tanulságok

Az ökológiai szempontok lehető legteljesebb érvényesülését biztosító „ideális” döntéshozatali folyamat megvalósításához elengedhetetlen, hogy a természettudományos szempontok torzulását okozó tudományos bizonytalanság formáit és forrásait jobban megértsék a döntéshozatali folyamat szereplői. Az ökológusok fontos feladata a *scientific uncertainty* formáinak felismerése, tudatosítása és a lehetséges mértékig való csökkentése a tudományos tanács tekintetében, ugyanis a kiküszöbölhetetlen tudományos bizonytalanság hatékonyabb kommunikációja csak a bizonytalanságra való tudatos reflexió révén valósulhat meg. A döntéshozók feladata pedig a kiküszöbölhetetlen tudományos bizonytalanság formáinak, hatásának minél teljesebb megértése.

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozom Dr. Pásztor Erzsébetnek, az ELTE TTK Genetika Tanszék adjunktusának, a jelen tanulmány kiindulópontjául szolgáló szakdolgozat konzulensének, értékes meglátásaiért és szakmai iránymutatásáért.

Irodalomjegyzék

- Brown, J. D. (2010): Prospects for the open treatment of uncertainty in environmental research. – *Progress in Physical Geography* **34**: 75–100.
- Doremus, H. (1997): Listing decisions under the Endangered Species Act: Why better science isn't always better policy? – *Washington University Law Quarterly* **75**: 1029–1152.
- Farber, D. A. (1999): *Eco-Pragmatism. Making Sensible Environmental Decisions in an Uncertain World*. University Chicago Press, pp. 70–73.
- Gosselin, F. (2009): Management on the basis of the best scientific data or integration of ecological research within management? Lessons learned from the Northern spotted owl saga on the connection between research and management in conservation biology. – *Biodiversity Conservation* **18**: 777–793.
- Harwood, J. & Stokes, K. (2003): Coping with uncertainty in ecological advice: lessons from fisheries. – *TRENDS in Ecology and Evolution* **18**: 617–622.
- Koch, S. (2005): A tökéletlenség és korlátosság dicsérete. – In: Koch, S.: *Pillanat, ember, végtelesség – Írások Koch Sándortól és Koch Sándorról*. Scientia Kiadó, Budapest
- Ludwig, D. E., Mangel, M. & Haddad, B. (2001): Ecology, Conservation, and Public Policy. – *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**: 481–517.
- Opdam, P. F. M., Broekmeyer, M. E. A. & Kistenkas, F. H. (2009): Identifying uncertainties in judging the significance of human impacts on Natura 2000 sites. – *Environmental Science & Policy* **12**: 912–921.
- Regan, H. M., Colyvan, M. & Burgman, M. A. (2002): A Taxonomy and Treatment of Uncertainty for Ecology and Conservation Biology. – *Ecological Applications* **12**: 618–628.
- Sands, Ph. (ed) (2012): *The Principles of International Environmental Law* – Cambridge University Press, 167 p.
- Scheuring, I. (2007): Nemlineáris jelenségek az ökológiában. – In: Pásztor E. & Oborny B. (szerk.): *Ökológia*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 157–166.
- Sigel, K., Klauer, B. & Pahl-Wostl, C. (2010): Conceptualizing uncertainty in environmental decision-making: The example of the EU water framework directive. – *Ecological Economics* **69**: 502–510.
- Treweek, J. (1999): *Environmental Impact Assessment* – Blackwell Science Ltd., Oxford, 294 p.
- Yodzis, P. (2000): Diffuse Effect in Food Webs. – *Ecology* **81**: 261–266.
- Yodzis, P. (2001): Must top predators be culled for the sake of fisheries? – *TRENDS in Ecology & Evolution* **16**: 78–84.

Scientific uncertainty – its sources and role in providing influential ecological advice in environmental decision making

Katalin Sulyok¹

*¹ELTE University, Faculty of Law, Department of International Law
H-1053 Budapest, Egyetem tér 1-3., Hungary
e-mail: sulyok.katalin@gmail.com*

The scientific advice of ecologists are often biased or maginalized in environmental decision making process. This phenomenon is widely discussed in scientific literature and is usually attributed to the persistent presence of scientific uncertainty. Therefore the better understanding of uncertainty is essential in enchancing the effeciency of ecological advice in policy-making. To date, sources of uncertainty were addressed in literature mainly focusing on a specific area or a conservational problem, but a comprehensive classification thereof has not yet been provided. By way of reviewing the results of former scientific discussions, the present article aims at setting up a comprehensive classification of the forms and sources of scientific uncertainty present in ecological advice.

Keywords: scientific uncertainty, decision-making, policy-making, ecologists, stakeholders