

## IRODALOM:

- Eisenstein, P.*: Wiring up the motorist. *Global Automotive Network*. No. 5. (Feb. 2000)
- Gidlow, M.*: Clearing the air. *Global Automotive Network*. No. 6. (Apr. 2000) pp. 26–32.
- Michelberger, P.*: The situation of the Hungarian road vehicle industry. Documentation of the Second International Conference: Opportunities for participation in the automotive industry. The Adam Smith Institute. London–Vienna. (1995) pp. 5.1–5.8
- Michelberger, P.*: A közlekedés hatása az ipar feladataira. Ezredforduló. (Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián) 2 (1998) No. 3. pp. 81–85.
- Michelberger, P.*: Közlekedés, szállítás – a társadalom, a technika és a környezet kölcsönhatása. Közúti és Mélyépítési Szemle. XLIX (1999) No. 12. pp. 534–535.
- Michelberger, P.*: Közlekedési rendszerek és infrastruktúrájuk. Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián. MTA Budapest, 2000.
- Michelberger, P.*: Public versus individual transportation? Keynote lecture on International Pacific Conference (IPC) Phoenix (1993) pp. 7.1–7.11.
- Michelberger, P.*: The present and future for car and truck industries in Eastern European countries. Report on the Automotive Industry Workshop for Central and Eastern Europe. International Finance Corporation (IFC) aff. of the World Bank, Washington, (1992) pp. 1–20.
- Michelberger, P.*: Transportation — Environment — Engineers Responsibility. *Periodica Polytechnica (Humanities and Social Sciences)* 1. (1993) No. 1. pp. 5–17.
- Nijkamp, P.*: Sustainable transport: new research and policy challenge for the next millennium. *European Review*, 7. (1999) No. 4. pp. 551–563.
- Pemberton, M.*: Driving demand. *Global Automotive Network*. No. 5. (Feb. 2000) pp. 41–45. pp. 38–39.
- Zegras, Ch.*: A városi közlekedés. Magyarország településkörnyezete. Stratégiai kutatások a Magyar Tudományos Akadémián. Budapest, 2000. pp. 295–324.

*Istvánovics Vera–Hahn István–Somlyódy László*

## A jövő vízgazdálkodása: kihívás a mérnök és az ökológus számára

Az ökológiát valószínűleg szorosabb szálak fűzik a vízgazdálkodáshoz, mint a mérnöki tevékenység legtöbb más területéhez. Ennek oka, hogy a vízgazdálkodás a rendelkezésre álló víz tér-időbeli eloszlását az emberi szükségleteknek megfelelően igyekszik megváltoztatni, és ezzel nagy területeken, mélyrehatóan befolyásolja az ökológiai rendszerek működését. Komoly előrejelzések riogatnak minket azzal, hogy a 21. században a megfelelő minőségű víz válhat a társadalmi-gazdasági fejlődés korlátjává, sőt, vízben szegény régiókban háborúk okává, ha nem sikerül gyökeresen megváltoz-

tatnunk a jelenlegi trendeket. Ilyen trendek a felszíni és felszín alatti vizek gyorsuló elszennyezése, az egyes vízkészleteknek a megújulás sebességénél gyorsabb elvonása, nagy területek elsivatagosodása, a megapoliszok víziközmű-igényeinek minden képzeletet felülmúló növekedése, az árvizek elleni sikertelen vagy csak részben sikeres védekezés és sok egyéb. Ha az elmúlt két évtizedben a közérdeklődés homlokterébe került hazai eseteket felszínesen átfutjuk, számos vízhez kapcsolódó problémát idézhetünk fel. Az 1980-as években a Balaton vízminőségének romlása, a rendszerváltástól máig megújuló hullámokban a Gabcsikóvó–Nagymarosi Vízlépcső Rendszer és a Szigetköz vízellátása, az 1990-es évek elején a rendkívüli aszály, az utóbbi években a szélsőséges ár- és belvizek, az idei esztendőben a Tisza ciánszennyezése kavart politikai-érzelmi viharokat, emésztett fel milliárdos összegeket. E problémák mindegyike közvetlenül vagy közvetve ökológiai kérdéseket is felvet, jelezve, hogy a vízgazdálkodási megoldások ma már nem mellőzhetik az ökológiai szemlélet elemeit.

A természet életébe való sok más beavatkozásunktól – mezőgazdálkodástól, építési tevékenységektől, toxikus anyagok kibocsátásától – eltérően a vízgazdálkodás általában nem felszámolja, „csupán” átalakítja az ökológiai rendszereket. A folyószabályozás gyökeresen átszabta a magyar Alföld ökológiai arculatát. Több tízezer hektár vizes élőhelyet megszüntetett, ugyanakkor nagy kiterjedésű és jelentős természetvédelmi értéket képviselő szikes pusztákat hozott létre. A Balaton valaha volt első medencéjéből a tó vízszintjének csökkentése nyomán alakult ki a Kis-Balaton. A Kiskörei víztározó Tisza-tó néven vonult be ökológiai értékeink sorába. A feldarabolt, súlyosan fragmentált élőhelyek közötti összeköttetés, az ún. zöld folyosó hálózat biztosításában kulcsszerepet szánunk a folyók hullámtereiének és a kiépített csatornahálózatnak. Következésképp a vízgazdálkodásban nemcsak a károk minimalizálásához, hanem a pozitív hatások támogatásához is szükséges az ökológiai szemlélet.

Szeretnénk, ha a jövőben úgy juthatnánk elegendő mennyiségű tiszta vízhez, hogy közben a természetes rendszerek működése ne sérüljön. Azt is szeretnénk, ha aszályok, árvizek, vízszennyezés nem fenyegetnének katasztrófával. Szeretnénk, ha gyönyörködhetnénk a tájnak a víztől elválaszthatatlan szépségében. Kérdés, hogy *céljainkat milyen feltételekkel és korlátokkal, milyen elvek alapján tudjuk megvalósítani?* Itt a szerteágazó problémakörnek csupán ökológiai vetületét érintjük. Ma gyakran használnak ökológiaiainak álcázott érveket politikai ideológiaként, még gyakrabban válik az ökológia divatos frázissá. Mi az ökológiát „tisztán” szaktudományként kezeljük, amely az élő természetben megnyilvánuló rend okait, a társulások szerveződési elveit vizsgálja. A fő hazai kutatási irányokba nyújt betekintést *Fekete* (1998).

## A víz és az élő rendszerek

Az élet fiziológiai értelemben, az egyed szintjén ezer szállal kapcsolódik a vízhez: az élőlények lágy szövetei 80–95% vizet tartalmaznak, a szervezetek belső transzport közege víz (az éhezés világrekordja néhány hét, a szomjajást azonban csak napokig bírjuk). Az egyedek fölötti szinten a víz az ökoló-

giai rendszerek szerkezetét és működését alapvetően meghatározó környezeti tényező. Vízhez való viszonyuk alapján az ökológiai rendszerek három nagy csoportját különböztethetjük meg: a vízi, a vizes és a szárazföldi közösségeket. A vízi élőhelyeken – álló- és folyóvizekben, tengerekben – a víz az élet közege, amelyben a turbulencia mértéke, az áramlás sebessége, a víz kicserélődési ideje és összetétele határozza meg a társulások szerkezetét. A vizes élőhelyeken, mocsarakban, lápokon, nedves réteken, vízpartokon a vízjárás – a vízborítás gyakorisága, időtartama, kritikus időpontja, az előntések átlagos mélysége – az a legfontosabb zavaró tényező, amely a fás szárú növények elpusztításával a szukcessziót időről időre visszaveti. Az arid-szemi-arid területek szárazföldi élőhelyein a víz korlátozó tényező, a csapadék- és talajvíz-viszonyok szabják meg a fajok elterjedését és tömegességét.

A vizgazdálkodási beavatkozások e kulcsparaméterek megváltoztatásával elkerülhetetlenül módosítják az ökológiai rendszerek működését. Milyen kritériumok alapján ítélni lehetjük meg, hogy a változások elfogadható mértékűek-e? Vannak-e beavatkozásainknak objektív módon definiálható ökológiai korlátai? Mennyire tudjuk előre jelezni, detektálni, szükség esetén korrigálni a beavatkozások negatív ökológiai következményeit? Ahhoz, hogy ezekről és hasonló kérdésekről érdemben beszélhessünk, kiindulásképpen az ökológia néhány alapelvét kell áttekintenünk.

A darwinista világkép motiválta laikus szemlélet szerint az élő természet tökéletesen működő rendszer, melynek csodálatos harmóniáit évmilliók élet-halál küzdelem, állandó versengés érlelte ki. Az emberi beavatkozás felrúgja az ökológiai egyensúlyt, melyre az adott körülményekhez legjobban alkalmazkodott, legrátermettebb fajok és formák együttélése jellemző. A klasszikus ökológia paradigmája nagy vonalakban egyezik ezzel a felfogással. A szukcesszió – vagyis az a folyamat, amelyben egyre bonyolultabb, a környezeti hatásokkal szemben egyre nagyobb autonómiára szert tevő, egyre zártabb anyagforgalmat megvalósító társulások váltják egymást, belső törvényszerűségek által irányítva – determinisztikus folyamat. Kimenetele elvileg pontosan megjósolható kompetitív kizáráson alapuló egyensúly. A társulások stabilitását az méri, hogy milyen gyorsan jutnak vissza valamilyen külső zavarás után az egyensúlyi állapotba.

A modern ökológia a klasszikus felfogás kulcsát jelentő egyensúlyt speciális körülményekhez kötött speciális esetnek tekinti. Az ökológiai rendszert kívülről érő környezeti zavarások alapvető társulásformáló tényezővé lépnek elő. Az egyensúlyt felváltja a zavarások kiváltotta pusztulási és újraszerveződési ciklusok váltakozása. A szukcessziót sztochasztikus folyamatként értelmezzük, melynek fő mintázatai kiszámíthatók, pontos végkifejlete azonban elvileg sem jósolható meg. A faji összetétel kiszámíthatatlanságának oka az, hogy a szukcesszió végső fázisától eltekintve elsősorban nem a versengés, ez a determinisztikus tényező határozza meg a társulások szerveződését, hanem az, hogy amikor a környezeti feltételek lehetővé teszik az újraszerveződést, éppen milyen fajok vannak jelen, mekkora a jelenlévő populáció mérete, milyen hosszú ideig képes a lehetőséget kapott faj zavartalanul növekedni. Mindez igen nagy mértékben a véletlen műve. A fő mintázatok nem egyes fajokhoz, hanem ahhoz a néhány funkcionális csoport-hoz, alapvető életstratégiához köthetők, melyekbe valamennyi faj besorolható ökológiai képességei alapján. A társulások stabilitásának mértéke,

hogy azok mekkora zavarást tudnak változás nélkül feldolgozni (*Holling* 1996, *Reynolds* 1997).

A klasszikus ökológiai szemlélet a társulást csaknem olyan elegáns és célszerű konstrukciónak tekintette, mint amilyen például a repülőgép, ahol az utolsó csavarnak is megvan a maga szerepe, egyetlen alkatrész sem fölösleges vagy esetleges. A természet azonban a biológiai szerveződés minden szintjén, az ökológiát is beleértve, barkácsol: az univerzális funkciókat az adott körülmények között legjobban ellátó – maximális energiát és információt feldolgozó, minimális anyagvesztéssel működő – konstrukcióit a kéznél levő fajkészletből csiszolja össze anélkül, hogy az abszolút értelemben „legalkalmasabb” fajok szükségszerűen rendelkezésére állnának. Éppen az esetlegesség és redundancia adja a rendszer stabilitását, ez teszi lehetővé a környezeti változások feldolgozását, vagy ha ez nem lehetséges, a megváltozott környezetnek megfelelő új társulás szerveződését.

## Szemléletváltás az ökológiában

Az ökológia paradigmaváltásának hátterében az egyensúlyi elmélettel nem értelmezhető megfigyelések és elméleti megfontolások sora állt, de jelentős szerepet játszott benne egyes természetvédelmi beavatkozásoknak a várakozással éppen ellentétes hatása is. A szavannák bizonyos típusainál például az időnkénti tüzek akadályozzák meg a fás szárú növényzet térhódítását, a fokozatos beerdősülést (*Keddy* 1991). A természetvédelem mindent megtett a pusztító tüzek megfékezéséért. Az eredmény éppen a védeni kívánt rendszer lassú átstrukturálódása, beerdősülése volt. Egy hasonló hazai példa (*Aradi* és *Dévai* 1998): a Kunkápolnási mocsarat az 1970-es nagy tiszai árvizek idején vészártározóként használták. Az időnkénti vízpótlás hatására a változatos madárvilágáról korábban is híres mocsár valóságos madárparadicsommá vált. Ebből kiindulva a Hortobágyi Nemzeti Park megalkulásakor állandó vízpótló rendszert építettek ki. Az állandóan magasan tartott vízszint azonban a mozaikszerkezet leegyszerűsödéséhez, a sokféleség csökkenéséhez, a növényzet homogenizálódásához vezetett.

A különböző típusú társulásokban nagyságrendekkel különbözik az a zavarási frekvencia, amely a struktúra fenntartását biztosítja. Ez a társulást alkotó fajok jellemző megduplázódási idejétől függ, amely a mikroszkopikus algáknál és baktériumoknál néhány nap, a fáknál néhány száz év lehet. A zavaró tényezők frekvenciájának csökkentése – melyet a fenti két eset is példáz – elindítja az egyirányú szukcessziót. Időben „állandó” környezetben 10–15 generációváltás alatt kialakul az egyensúlyi zárótársulás. Az emberi beavatkozások gyakran olyan erős vagy gyakori zavarásokkal bombázzák az ökológiai rendszereket, melyekhez azok nem alkalmazkodtak. Ilyen például egy csúcsra járatott vízi erőmű hatása a folyót szegélyező ártéri növényzetre, a nem őshonos üregi nyulak mértéktelen elszaporodásának tulajdonítható legelési és taposási kártétel a Kiskunságban (*Mátrai* és *mtsai* 1998), vagy a foci pályák gyepének állandó igénybevétele. Ez a struktúra végletes leegyszerűsödésével, degradációval jár. Egy-egy társulástípus meghatározó fajainak duplázódási ideje éppen a rendszert érő természetes zavarásokra jellemző frekvencia-tartományban mozog. Az ökológiai rendszerek közös működési

törvényei csak akkor tárulnak fel előttünk, ha a rendszereket saját „belső” időskálájukon vizsgálva hasonlítjuk össze. Ehhez nem a saját időskálák egyszerű eltolása, hanem átskálázása szükséges (Keddy 1991, Reynolds 1997).

## Tér- és időbeli változások és skálák

Az emberi élet időkorlátai és az ökológia alig 100 éves múltja mellett a néhány hónap alatt a zárótársulásig fejlődő algatársulások dinamikája szembeötlő, a szárazföldi növénytársulások időbeli dinamikáját viszont nem tudjuk közvetlenül megfigyelni. A szárazföldi és vizes életközösségekre jellemző erős térbeli strukturáltság azonban a rendszer időbeli dinamikáját merevíti elénk állóképként. A strukturáltság, foltosság a legkülönbözőbb térskálákon megfigyelhető, a szervező erőt a környezeti gradiensek jelentik. A Kiskunság 1:1,5 millió méretarányú térképén például 4 növényfolt (homoki erdő, cserjések-bozótosok, homoki gyepek, vizes élőhelyek), az 1:25 000-es térképen 12–18 folt tűnik elő. Itt a térdinamika jelentős mértékben a vízellátottsághoz köthető (Kovács-Láng és mtsai 1998). Az egymástól nem túl messze elhelyezkedő foltok, mozaikok eltérő fajkészlete a társulások zavarást követő újrászerveződésének biztosítéka. Az élőhelyek fragmentálása, a természetes összeköttetések megsértése éppen ezt a folyamatos populációcserét lehetetleníti el.

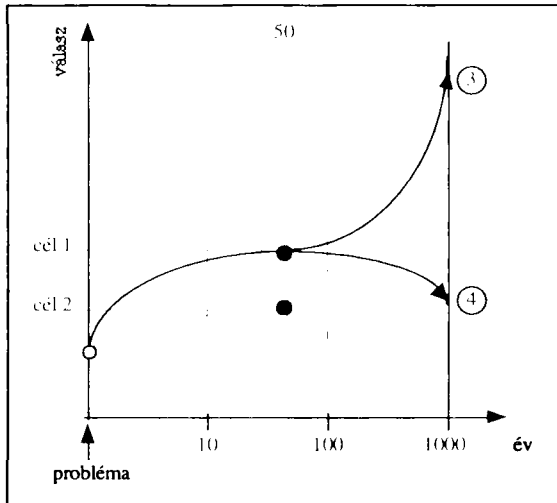
Összegezve megállapíthatjuk, hogy az ökológiai rendszerek szerkezetét és működését, a biológiai sokféleséget a környezet legkülönbözőbb tér- és időbeli skálákon mérhető változatossága határozza meg. A mérnök szabályozás-szabványosításra törekszik, beavatkozásaink uniformizálják a környezetet. Ez olcsóbb, egyszerűbb, jobban átlátható megoldást jelent, ugyanakkor az ökológiai rendszerek leegyszerűsödéséhez, a biológiai sokféleség csökkenéséhez, végső soron a bioszféra instabilitásához vezet. A mérnöki és ökológusi gondolkodásmód eltérését ebben a vonatkozásban mélyebb elemzés helyett elegendő a „freudi elszólással” felérő terminológiával jelezni: a kacskaringós, „rendetlen” patakmeder lemélyítését és kiegyenesítését, amely fajok tucatjainak eltűnésével jár, a vizes mérnök egyszerűen „mederrendezésnek” nevezi. A továbbiakban a mérnök és ökológus gondolkodása közötti két fontos különbséggel foglalkozunk részletesebben. Az első probléma a tér-idő skálák különbözőségével, a második a jövő kiszámíthatóságával kapcsolatos.

Láttuk, hogy az ökológiai változások sebessége valamilyen módon a társulásalkotó fajok duplázódási idejével arányos, ezért a beavatkozások hatása eleve késleltetve jelentkezik. A tölgyesek felújulása például természetes viszonyok között sem folyamatos, mert száraz időszakokban a magoncok elpusztulnak, mielőtt gyökérzetük elérné a talajvizet. Tölgyes azonban csak ott alakul ki, ahol a tölgyfa átlagos élettartama alatt előfordul néhány olyan nedves időszak, amely az utánpótlódást időről időre lehetővé teszi. A nedves időszakok gyakoriságától és az átlagos talajvízszinttől függ, hogy zárt tölgyes vagy nyitott ligeterdő fejlődik-e. A talajvíz átlagos szintjének csökkentése esetleg semmiféle közvetlenül mérhető kárt nem okoz, „csupán” a hosszú távú, átlagos megújulási sebességet csökkenti a pusztu-

lás sebessége alá. A duplázódási idő mellett számos más tényező, például a rendszer stabilitása, memóriahatások, az élettelen környezetnek a hatást pufferoló vagy erősítő kapacitása módosítja a késleltetés mértékét. A fitoplankton néhány naponkénti megduplázódásából a tölgyerdő mintájára arra következtethetnénk, hogy eutróf tavak tápanyag-terhelésének csökkentése csaknem azonnal javítja a vízminőséget. Tapasztalataink szerint azonban sekély tavaknál 5–10 év késlekedéssel kell számolnunk, mert az üledékben a magas terhelés időszakában felhalmozódott tápanyagok ismét a vízbe jutnak, a külső terhelés csökkentése után a meg növekedett belső terhelés biztosítja az algák szaporodását (Somlyódy 1998). A késleltetve jelentkező, egymást erősítő vagy éppen kioltó hatások miatt az ökológiai változások – a társadalmi változásokhoz hasonlóan – a legritkább esetben vezethetők vissza egyszerű ok-okozati összefüggésekre.

### A jövő kiszámíthatósága

A mérnöknek – még ha tudatában is van az ökológiai rendszerek működését jellemző késleltetési mechanizmusoknak és azok karakterisztikus időskáláinak – ki kell jelölnie a konkrét célt a ma jelentkező probléma megoldásához, a releváns ökológiai időskálákhoz mérten szűk időhorizonton. Ideális esetben van egy jól körülhatárolható cél (cél 2), amely a problémát a természeti környezet elfogadható mértékű megváltoztatása árán oldja meg; ezt a célt helyesen ismerjük fel és meg is tudjuk valósítani. Azt még ilyenkor is csak utólag, a visszajelzések alapján tudhatjuk meg, hogy a kitűzött rövid távú cél helyes volt-e, a kívánt irányba vitt-e? Az utólagos felismerés sem



könnyű, mert gyakran nem tudjuk, a rendszer működésének mely paramétereit kell vizsgálnunk. Kérdezni sem merjük, hogy analitikus eszközeink mennyire teszik lehetővé a rendszer megfigyelését? Ha rövid távon a kívánt irányba indultunk is, az idő múlásával egyre többféle útra terelődhet az ökológiai rendszer válasza. Elképzelhető, hogy a beavatkozás további hatása az ábrán fenntarthatónak minősített 4. pont irányába vezet, de az is előfordulhat, hogy a jövő a nem kívánatos 3. állapot –

anélkül, hogy erről tudnánk. Sokszor a ma ökológiai értelemben is „optimálisnak” látszó 2. cél megvalósíthatatlan és csak a kevésbé optimális 1. célt tűzhetjük magunk elé, például azért, mert a korábbi beavatkozások beszű-

kítették mozgás-terünket. Sokszor „külső” okok – pénzhány, politikai döntések, eleve elhatározott beruházások, hibás implementálás – kényszerítnek az optimálisnál rosszabb megoldásra. Alapvető dilemma az ökológia számszerűsítés és előre jelzési hiányosságain túl, hogy valamely észlelési programot és attól függő, rugalmasan illeszthető több száz stratégiát aligha tudunk kidolgozni.

A mérnöki szemlélettől nem idegen a sztochasztikus folyamatok kezelése, sőt, a vízgazdálkodás döntően ilyen problémákkal néz szembe. Rámutatunk, hogy az ökológiai folyamatok is sztochasztikus jellegűek, csak hogy ezek hosszú távú, rendszeres megfigyelése épphogy elkezdődött, és már a vizsgálandó paraméterek kiválasztása sem egyszerű kérdés. A mérnök kockázatokban és azok túlbiztosításában gondolkodik, amit sztochasztikus folyamatok esetében a hosszú adatsorok statisztikai vizsgálatával alapozhat meg. A krónikus adathiány miatt beavatkozásaink ökológiai kockázatát ma szinte csak kivételesen ismerjük. Ilyen kivétel a vízminőség-szabályozás alapját képező kapcsolat a tavak foszforterhelése és az évi átlag alga biomassza között (*Vollenweider és Kerekes 1982*). Csakhogy ez az összefüggés sem tárja fel a tápanyagterhelés nyomán egyelőre ismeretlen valószínűséggel előforduló, gyakorlati szempontból is fontos ökológiai változások egész sorát, például a halállományok szerkezetének átalakulását, az oxigénhiány miatt bekövetkező tömeges halpusztulást, a tavat szegélyező nádasok pusztulását, toxikus cianobaktériumok megjelenését és sok más hatást. Az előre nem látható bizonytalanság igen nagy.

A 21. század ökológusa számára biztosan az jelenti a fő kihívások egyikét, hogy a gyakorlati problémák megoldását célzó kiterjedt adatgyűjtéssel és az adatok szintetizálásával igyekezzék kockázatokban, azaz számszerűsített valószínűségekben előre jelezni a beavatkozások legmarkánsabb ökológiai következményeit. A mérnöknek ugyanakkor tisztában kell lennie azal, hogy ennek a törekvésnek elvi korlátai vannak, mert az ökológiai rendszerek működése mindig rejteget semmilyen módon nem kiszámítható egyedi vonásokat, egyszeri eseményeket, meglepetéseket (*Schulze és mtsai 1996*). Erre kitűnő példa a *Cylindrospermopsis raciborskii* toxikus,  $N_2$ -kötő cianobaktérium esete (*Padisák 1997*). A faj a trópusi Afrika tavaiban alakult ki, innen a múlt század végén haltelepítéssel került Ausztráliába. A kontinens szélsőséges vízjárású vizeihez való alkalmazkodás kényszeríthette az akkor még „békés”, ámbar erősen toxikus cianobaktériumot, hogy hirtelen, valószínűleg mutáció révén fontos új tulajdonságra tegyen szert: más cianobaktériumoknál nagyságrenddel több biomasszát fordítson spóráképzésre. Ez nemcsak a száraz időszakok átvészelését tette lehetővé, hanem rendkívüli inváziós képességgel is felruházta a fajt. Alig 50 év alatt a Himaláján is átkelve és a hidegebb vizekhez alkalmazkodva elérte a Duna vízrendszerét, majd 1978-ban felbukkant a Balatonban. Négy év elteltével a *C. raciborskii* hozta létre azt a tömegprodukción a tóban, amely végső lökést adott a foszforterhelés csökkentését célzó beavatkozásoknak. Az 1990-es évek közepéig alapvetően e faj növekedése határozta meg a Keszthelyi-medencében megtermő éves átlag biomasszát, és csak az utóbbi 5 év csapadékos, hűvös nyarai – vagy beavatkozásaink? vagy a kettő együtt? – szorították háttérbe (*Istvánovics és Somlyódy, nyomtatásban*).

Az ökológus és a mérnök szemléleti kereteinek eltérése lényeges attitűd-beli különbséghez vezet. Az ökológusok rendszerint pesszimisták és hajlanak a feltevésre, hogy ha nem teszünk semmit, nem is árthatunk. A mérnök ezzel szemben általában optimista, cselekvő ember, aki bizik abban, hogy minden felismert problémára és nem kívánt mellékhatásra létezik gyógyír. A sikeres együttműködéshez nemcsak a gondolati, hanem a sokkal nehezebben áthidalható érzelmi-pszichológiai korlátokat is le kell győznünk.

A késleltetett, hosszú időskálán jelentkező hatások és az ökológiai rendszerek működésébe épített inherens „meglepetések” a hagyományostól eltérő gondolkodásra és cselekvésre kényszerítik a mérnököket is. Kulcsproblémává válik a rugalmas, módosítható tervezés, alkalmas ökológiai észlelőrendszer működtetése, a rendszer megfigyelt válaszát visszacsatoló korrekció (*Wodraska* és *Haam* 1996). Az elveket felismertük és alkalmazásukra is van példa, a jövő század mérnökének mégis sok fejtörést okoz majd beavatkozásait az ökológiai rendszerek mérnöki szabályozásává finomítania. Az ökológusnak sem okozhat kevesebb fejtörést kitalálni, mit vegyen figyelembe a mérnök visszacsatolásként.

## Szemléleti buktatók

A Rio de Janeiro-i környezetvédelmi konferencia óta az ökológiai hatások mérésének, értékelésének varázsszavává lett a biológiai sokféleség, amin a közönség többnyire egyszerűen a fajok számát érti. A sokféleség előnye, hogy könnyen számszerűsíthető, noha a számos, leggyakrabban információelméleti ihletésű diverzitási index mindegyike másképp rangsorolja az ökológiai rendszereket, mert értéke nemcsak a fajok számától, hanem a biomassza fajok közötti eloszlásának egyenletességétől, a térbeli eloszlás típusától, a kutatottság mértékétől és más tényezőktől is függ. A sokféleség abszolút értéké emelésének azonban megvannak a maga buktatói, melyek a gyakorlatot könnyen félreorientálhatják. Az extrém élőhelyekre – például barlangokra, erősen szikes tavainkra és mocsarainkra, az Északi-sarkra – minimális diverzitás jellemző, mert a szélsőséges körülményeket csak kevés faj viseli el. A Kis-Balaton 20 km<sup>2</sup> kiterjedésű, zárt nádasa is ilyen extrém élőhely: a sűrű nádas annyira leárnyékolja a vizet, hogy hiányoznak más fotoszintetizáló szervezetek. Az oxigénhiány miatt szegényes a gerinctelen és halfauna, a madarak közül csak néhány faj kötődik a nádashoz (*Pomogyi* 1996). A Kis-Balaton Alsó Tározó elárasztása ellen a természetvédelem mégis a nádas nagy diverzitásának elvesztésével érvel. A diverzitási „csapda” veszélye kettős: egyfelől modern társadalmunk amúgy is az élet minden területén lépten-nyomon az egyoldalúság csapdájába esik, másfelől a természeti rendszerek megítélése ma csaknem kizárólag szubjektív érték kategóriákhoz kapcsolódik, így könnyen eljuthatunk a „nem elég sokféle = értéktelen” következtetésig. A megoldást valamilyen kettős értékrend jelenthetné, amely például a diverzitást és az unikalitást egyformán súlyozná.

Az ökológia és még inkább a természetvédelem ma elsősorban érték kategóriákban gondolkodik, a különböző típusú ökológiai rendszerek egymáshoz viszonyított értékére vonatkozóan azonban nem alakult ki szakmai megállapodás. Sokszor tűnik úgy, hogy mindig éppen az a legértékesebb, amit be-

avatkozásaink megváltoztatnának, a változás pedig szükségszerűen csak károsodást jelenthetne. Ebben a helyzetben már az ökológiai értékek egyértelmű rangsorolása is kapaszkodót jelenthetne a mérnöknek, de a 21. század ökológusától ennél objektívebb kritériumok kidolgozását is elvárhatjuk. Alapvető kérdés például, hogy beavatkozásaink ökológiai szempontból „fenntarthatók”-e. Végezetül egy ezzel kapcsolatos elgondolást mutatunk be.

Az egyszerű mutató az ökológiai rendszerek maximálisan zárt, minimális veszteséggel jellemezhető anyagforgalmából indul ki (*Rtpl* 1995). A vízgyűjtők nem fenntartható használatához – túlzott műtrágyázáshoz, helytelen területhasználathoz, csekély növényborítottsághoz, szél- és talajerózióhoz, nem megfelelő szennyvíztisztításhoz és -elhelyezéshez és sok más tevékenységhez – köthető anyagáramok befogadói a vízfolyások. Ezek anyagmérlege integráltan és érzékenyen jelzi a vízgyűjtők anyagkibocsátásának változását. Fenntarthatósági mutató lehet például a  $(P-V)/P$  hányados, ahol  $P$  a vízgyűjtő protonokban kifejezett bruttó éves elsődleges termelése, tehát a természetes- és agroökoszisztémák növényzete által évente megmozgatott összes anyag mennyisége,  $V$  pedig a szervesanyag és a szervesetlen ionok ugyancsak proton-egyenértékben kifejezett irreverzibilis, a vízfolyásokba kerülő vesztesége. A hányados csökkenő értéke jelzi, ahogyan a fenntarthatóságtól távolodunk. Az anyagforgalom zártabbá tételéhez szükséges beavatkozások tervezéséhez természetesen nem elegendő egy ilyen integrált mutató, ahhoz a kibocsátó forrásokat kell visszanyomoznunk részletes vízgyűjtő modellek segítségével.

Mondják, ha a tudomány csak negyedannyi erőfeszítést tett volna az emberi agy és lélek megismerésére, mint a haditechnika tökéletesítésére, ma egy barátságosabb és tökéletesebb világ lakói lehetnénk. Tegyük hozzá, hogy biológiai gyökereink, élő környezetünk működési elveinek megismerése és tiszteletben tartása legalább ugyanilyen fontos feltétel lenne. A késő utókor a 20. század egyik fontos előrelépéseként értékelheti majd azt a felismerést, hogy az élő természethez és önmagunkhoz való viszonyunkat gyökereisen meg kell változtatnunk – persze csak akkor, ha a 21. század képes lesz azt a gyakorlat nyelvére is lefordítani. Ez egyaránt kihívás a mérnök és az ökológus számára – és nemcsak a vízgazdálkodásban.

#### IRODALOM:

- Aradi Cs. és Dévai Gy.* (1998): Az árvízvédelem, folyószabályozás, belvízrendezés, a felszíni és felszín alatti vízhasználatok hatásainak ökológiai elemzése. Háttér tanulmány a Magyarország Vízgazdálkodási Stratégiája az Ezredforduló után c. MTA projekthez.
- Fekete G. (szerk.)* (1998): A közösségi ökológia frontvonalai. MTA Biológiai Osztályközlemények, Scientia Kiadó, Budapest.
- Holling, C. S.* (1996): Engineering resilience versus ecological resilience. In: *P. C. Schulze* (ed.): Engineering within Ecological Constraints. pp. 31–45. National Academy Press, Washington.
- Istvánovics, V., and Somlyódy L.* (nyomtatásban): Factors influencing lake recovery from eutrophication – the case of Lake Balaton. *Water Research*
- Keddy, P. A.* (1991). Water level fluctuations and wetland conservation. In: *J. Kusler, and R. Swardon* (eds.): *Wetlands of the Great Lakes. Protection and Restoration Policies;*

- Status of the Science. Association of State Wetland Managers, Berne, NY, USA. pp. 79–91.
- Kovács-Láng E., Fekete G. és Molnár Zs. (1998): Mintázat, folyamat, skála: hosszú távú ökológiai kutatások a Kiskunságban. In: Fekete G. szerk.): A közösségi ökológia frontvonalai. MTA Biológiai Osztályközlemények, pp. 209–224, Scientia Kiadó, Budapest.
- Mátrai K., Altbücker V., and Hahn I. (1998): Seasonal diet of rabbits and their browsing effect on juniper in Bugac Juniper Forest (Hungary). *Acta Theriologica* 43: 107–112.
- Padisák J. (1997): *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterial species: geographic distribution, population dynamics and autecology. *Archiv für Hydrobiologie/Suppl.*, 107: 563–593.
- Pomogyi P. (szerk.) (1996): 2. Kis-Balaton Ankét. Keszthely. ISBN 963 02 9991 7.
- Reynolds C. S. (1997): Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory. p. 371. Excellence in Ecology 9. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe.
- Ripl, W. (1995): Management of water cycle and energy flow for ecosystem control — the Energy-Transport-Reaction (ETR) model. *Ecol. Model.* 78: 61–76.
- Schulze, P. C., Frosch R. A. and Risser P. G. (1995): Overview and perspectives. In: P. C. Schulze (ed.): Engineering within Ecological Constraints. pp. 1–13. National Academy Press, Washington.
- Somlyódy, L. (1998): Eutrophication modeling, management and decision making: The Kis-Balaton case. *Water Sci. Technol.* 37: 165–175.
- Vollenweider, R. and Kerekes J. (1982): Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control. OECD, Paris
- Wodraska J. R., and Haam P. E. (1996): Lessons in water resource and ecosystem regulation from Florida's Everglades and California's Bay/Delta Estuary. In: P. C. Schulze (ed.): Engineering within Ecological Constraints. pp. 163–177. National Academy Press, Washington.

Roska Tamás

## Érzékelő számítógépek — távjelenlét

Információs technológiák új perspektívái –  
Magyarországon is

---

Néhány éve már kirajzolódnak a ma használatos információ-technika korlátai. Nem az „informatikáról” beszélek, amely ma mindent takar és mindenki ért hozzá – egy kicsit, nem az ügyes programozókról, akik leleménnyel használják a ma használatos eszközöket és hálózatokat, nem a népszerűen agyonragozott „információs társadalomról” mint társadalmi jelenségről, hanem azokról a perspektívákról, amiket az *elektronika és információ technológia új hulláma*, a mai eszközök korlátainak ismerete és az új eszközök lehetőségei felvetnek.