

HARTEL Tibor

A kétéltűek pusztulása: pár újabb hipotézis összegzése

(Kivonat)

A kétéltűek globális pusztulásáért felelős okok nagyon változatosak, sokszor nehéz őket jól elkülöníteni egymástól. A dolgozatban a kétéltűpusztulással kapcsolatos néhány hipotézist sorolok fel. A kétéltűek pusztulását a következők okozzák: az éghajlat változása, az élőhely tönkretétele, betelepített fajok (főleg halak), peszticidek, herbicidek, UV-B sugárzás, járványos megbetegedések. A kétéltűek ökológiai igényeire irányuló kutatások eredményeinek felhasználása a jövőben segíteni fog a természetvédelmi intézkedések hatékonyságának növelésében. Úgy tűnik, a kétéltűvédelem csak a magasabb organizációs szintek, a bennük végbemenő kapcsolatok védelmével valósulhat meg, melynek az egyik komponensét a kétéltűek képezik. Nagyon sok esetben hiányoznak az ökoszisztémákat fenntartó belső folyamatokra vonatkozó és ezen belül a kétéltűeknek ebben betöltött szerepére vonatkozó adatok, ami megnehezíti egy hatékony védelmi stratégia létrehozását. Tudásunk e téren elég lassan gyarapodik, a kétéltűpusztulás és a biodiverzitás csökkenése gyors ütemben megy végbe.

*

„Úgy tűnik, a világ jelenségei elemzési szempontból két nagy jelenségsztyálya sorolhatók. Vannak egyrészt **latens jelenségek**, amelyek rejtettek, mert az elemzés számára jóval nehezebben hozzáférhetők, és a legtöbbször önmagukban nem is értelmezhetők. Az interpretáció lehetőségét éppen az adja meg, hogy vannak

másrészt **fenetikai jelenségek** (következmény jellegű és közvetlenebbül értelmezhető jelenségek) amelyek önmagukban jól értelmezhetők, tanulmányozhatók, és referenciát jelentenek a latens jelenségekre, ezek hatására nézve.” (JUHÁSZ-NAGY Pál. **Beszélgetések az ökológiáról**. Mezőgazdasági kiadó, Bp., 1984).

A kétéltűeket nem védi bunda, tollazat vagy pikkelyek – csupán egy vékony bőr, mely átjárható a levegő és a víz számára. Jelenleg ők a föld „legöregebb” szárazföldlakó gerincesei, mintegy 350 millió éve élnek, túlélve meteorbecsapódásokat, jégkorszakokat, vulkánkitöréseket, a dinoszauruszok születését és pusztulását és más fajok megjelenését. Mindennek ellenére a kétéltűek jelenlegi helyzete riasztó. A kétéltű-populációk pusztulását világszerte jelzik, bizonyos fajok még a „legvédehetőbb” nemzeti parkokból is eltűntek, ugyanakkor a torz fejlődésű egyedek gyakorisága is megnőtt. A kétéltűek pusztulásáról szóló közlemények gyarapodásával (ennek egy globális statisztikai kimutatását lásd HOULAHAN és mts., 2000) párhuzamosan, az utóbbi 12 évben, az első ilyen jellegű találkozók (1989, Anglia; 1990, Irvin-California) megszervezése óta (VITT és mts., 1990; PHILIPS, 1990; WAKE and MORROWITZ, 1991) gyarapodtak a pusztulás kauzális tényezőit bemutató dolgozatok is (egy szép összefoglaló: ALFORD and RICHARDS, 1999). Az alábbi összefoglalóban a kétéltűek pusztulásával kapcsolatos hipotéziseket tekintek át.

A pusztulás okai

A populációk csökkenéséért felelős dokumentált és feltételezett okok három nagy csoportba sorolhatók: az élőhely tönkretétele és megváltozása, globális okok (éghajlatváltozás, UV-sugárzás, járványos megbetegedések) és természetes hatások (populációdinamika).

Az élőhely tönkretétele és megváltozása

A legtöbb kétéltű faj életciklusa kötelező módon két szakaszt foglal magába: egy vízi peri-

* Acta (Siculica) 2006/1, T3, Sf. Gheorghe, Sporturilor 8A, RO-520085

** Sighișoara, 1 Decembrie 1918, 31, RO-545400, asobeka@ibz.org.ro



ódust (szaporodás, lárvák fejlődése) és egy szárazföldi periódust, ahol a frissen átalakult juvenilisek szétterjednek, és ahol a felnőttek élnek. Ezek az élőhelyeken található az egyedek terítóriuma (home range), amelynek nagysága fajonként változik (SINSCH, 1990), és ahol az egyedek megtalálják a megfelelő táplálékmenyiséget és búvóhelyet. A kétéltűek erős hűséget mutatnak a területük iránt, általában rövid távon mozognak, és a többi gerincescsoporthoz viszonyítva a diszperziójuk is lassúbb (SINSCH, 1990). Ezen sajátosságaik miatt a kétéltűek csoportja különösen érzékeny az élőhely módosulására. Sok kutató szerint az élőhely tönkretétele a legnyilvánvalóbb tényező, mely a kétéltűek pusztulását okozhatja (PECHMANN and WILBUR, 1994). Napjainkban az édesvízi ökoszisztémák veszélyben vannak a szabályozás, szennyezés és a partok tönkretétele miatt (NILSSON and BERGGREN, 2000; NILSSON and DYNESIUS, 1993). Több kétéltűfaj eltűnése egy adott területről a vízi élőhelyek eltűnésével hozható kapcsolatba. Nagyon sérülékenyek az időszakos tócsák, melyek értékét a lokális biodiverzitás fenntartásában csupán napjainkban kezdik felismerni (SEMLITSCH, 2000a). Bizonyos időszakos vízi ökoszisztémákban a kétéltűeknek csúcsragadozókként fontos szerepük van a gerinctelen planktonszervezetek elterjedésének és gyakoriságának meghatározásában (BOHONAK and WHITEMAN, 1999). Az átalakuló lárvák, juvenilis egyedek egyedszáma, testmérete és -tömege, valamint az időszakos vizek víztartama (hydroperiod) között pozitív korrelációt találtak (PECHMANN és mts., 1989), akárcsak a víz nagysága és a fajdiverzitás között is (BABBITT and TANNER, 2000). A metamorfózis bekövetkezése fajra jellemző minimális testnagyság és fejlődési stádium elérésétől függ. Ha az időszakos víz a minimális testnagyság elérése előtt kiszárad, a lárvák elpusztulnak. A vizes periódus befolyásolja a kétéltűközösségek szerkezetét, dinamikáját, más nagyon fontos tényezőkkel együtt (pl. kompetíció, predáció, egyedsűrűség, lásd SKELLY and WERNER, 1990; VANBUSKIRK and SMIDT, 2000; WILBUR, 1987, 1997). Napjainkban felismerték, hogy a szaporodásra alkalmas vizek sajátosságai, sűrűsége egy adott

területen, az egymástól való elszigeteltségük (lásd alább) jobban megjósolhatják a kétéltű-populációk sorsát, mint a pillanatnyi populáció tanulmányozása (BABIK and RAFINSKI, 2001), mert a kétéltűpopulációk időbeni ingadozást mutatnak. (GROSSENBACHER, 1995; MEYER, és mts., 1998; PECHMANN és mts., 1991; SEM-LITSCH és mts., 1996). A vizes területek eltűnése tehát a szaporodó helyek számát csökkenti, így a lokális-regionális kétéltű-populációk fennmaradását veszélyezteti. A vizes élőhelyek módosulása miatt még a gyakori és elterjedt fajok populációi is csökkenhetnek lokálisan (BRESSI, 1998). Az AEÁ-ban becslések szerint az utóbbi 200 évben a természetes vizes területek kb. 50%-a tűnt el. Ritkán nyilvánítanak védetté vizes területeket speciálisan azért, mert kétéltű-populációk szaporodási helyei. Ezek az élőhelyek általában nagyobb védett területeken találhatóak (sok esetben véletlenül), és ez védi őket. A vizes területeket védő intézkedések során kismértékben vagy egyáltalán nem fordítanak hangsúlyt a kisebb, időszakos jellegű vizekre (SEMLITSCH, 2000b). A kétéltűek gyakran kolonizálnak mesterséges vizeket. Így a mesterségesen létrehozott vizek szaporodási helyekként is szolgálhatnak a kétéltűek számára (PECHMANN és mts., 2001; SCHLUPP and PODLOUCKY, 1994), és a lokális élőhely-diverzitást is növelhetik. Az új vizes területek létrehozásánál figyelembe kell venni a területen élő fajok ökológiai igényeit, ugyanis a „kolonizációs képesség” távolságfüggő: Angliában a tarajos gőté (Triturus cristatus) és a pettyes gőté (T. vulgaris) nem kolonizálják a 400 m-nél nagyobb távolságban levő vizeket, a barna varangy (Bufo bufo) és a gyepi béka (Rana temporaria) esetén a távolság 950 m, de a gyepi béka inkább az aljnövényzetet tartalmazó vizeket kedveli (BAKER and HALLIDAY, 1999).

A kétéltűek területhűségére, valamint a populációk közti egyedvándorlásra irányuló vizsgálatok kimutatták, hogy sok kétéltű populációja (valószínűleg az összesé) nem zárt szaporodási egység, hanem populációrendszereket alkot, melyek között lassú, de szignifikáns egyedvándorlás/génáramlás valósul meg. Az emigráció és imi-



gráció a szomszédos populációk között jórészt a juvenilis egyedek diszperziójával és kisebbrészt a felnőttek vándorlásával valósul meg (ez utóbbiak általában területhűséget mutatnak). Ilyen módon azokon a területeken, ahol a szaporodási siker kisebb, a lokális kipusztulás kiegyensúlyozódik. Sok kétéltű élete nagyon összetett, több élőhelytípustól függ: tavasszal elhagyják a telelőhelyeket, és rövidebb-hosszabb útvonalon a vízbe vándorolnak szaporodni. Ezt követően a nyaralóhelyekre vándorolnak, ahol táplálkoznak. Ősszel a telelőhelyeket keresik fel. Gyakran ezek az élőhelyek térből is elhatárolódnak. Az élőhely-feldarabolódás meggátolja a vándorlást az egyik élőhelyről a másikra, pusztulásukat okozva. Az autótutak gyakran keresztezik a szaporodási hely felé való vándorlás útvonalát, tömeges pusztulást okozva (OLDHAM, 1999). Egy magyarországi vizsgálat során (SIMONYI és mts., 1999) kimutatták, hogy a hosszú távon vándorló kétéltűek (0,7–2,2 km) esnek leggyakrabban áldozatul a gépkocsiforgalomnak: a barna varangy (*Bufo bufo*), az erdei béka (*Rana dalmatina*), a barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*), valamint a foltos szalamandra (*Salamandra salamandra*) és az emberi települések környékén a zöld varangy (*Bufo viridis*). Az ember által okozott élőhely-feldarabolódás fényében egyre többen vizsgálják a jelenség hatását az elszigetelt populációk génállományára (SCRIBNER és mts., 2000; SEPPA and LAURILA, 1999). Napjainkban nagyon fontossá vált az élőhelyek fő komponenseinek és a különböző kétéltűfajok ökológiai igényeinek a tanulmányozása/felismerése (pl. JOLY és mts., 2001; OLDHAM és mts., 1997; SCRIBNER és mts., 2000; SEMLITSCH, 2000b).

Az utóbbi évszázadban az ipari méretű fakitermelés és a vele járó beavatkozások (pl. a fahordásáért épített autótutak, herbicidek használata) negatív hatással voltak az erdő-ökoszisztémákra. Eltűntek, vagy számuk nagyon lecsökkent az erdő-ökoszisztémák diverzitásának fenntartásában kulcsfontosságú szerepet játszó komponensek, mint a természetes tüzek, a nagy, öreg fák, elpusztult, korhadó fák (AXELSSON, 2000; LINDER and ÖSTLUND, 1998; ÖSTLUND és mts., 1997). A kétéltűek a leggyakoribb gerinces csoportot képviselik sok erdő-ökoszisztémában, és

kulcsfontosságú szerepet töltenek be az ökoszisztéma dinamikájában (DUELLMAN and TRUEB, 1986). A fakitermelés negatívan hat a kétéltű-populációkra, de érdekes módon bizonyos kétéltű-csoportok érzékenyebbek a fakitermelésre, mint mások (DEMAYDANIER and HUNTER Jr., 1995). Megfigyelések szerint, az AEÁ keleti részén a fakitermelés a lokális szalamandrapopulációk csökkenését-eltűnését okozta (PETRANKA és mts., 1993; 1994). A legtöbb ott élő szalamandrafaj (*Pleodon* és *Desmognathus* fajok) nagyon érzékeny a fakitermelés által okozott hőmérséklet- és páratartalom-változásra (mivel nincs tüdejük), a fakitermelés kiszáradással fenyegeti őket. A békák toleránsabbak a fakitermelésre, mint a szalamandrák, mert aktivitásuk nagyobb hőmérsékleten valósul meg, és ugyanakkor nagyobb mennyiségű vizet képesek felszívni és raktározni (DEMAYDANIER and HUNTER Jr., 1995). Különbségeket mutattak ki a különböző fajfajok, az erdő kora és a kétéltűek előfordulása között. Az eredmények nem minden esetben támasztják alá a vártakat, úgy tűnik, fajspecifikus következtetéseket kell levonni a kétéltűek előfordulására, az erdő életkorára vonatkozóan (DEMAYDANIER and HUNTER Jr., 1995). Angliában erdők közelében találták a legnagyobb tarajosgöte-populációkat, ugyanakkor pozitív korrelációt találtak a kidőlt, korhadó fák mennyisége és a populáció sűrűsége között (LATHAM and OLDHAM, 1996). A nagymértékű fakitermelés egyértelműen negatív hatással volt a lokális és regionális kis tavibéka (*Rana lessonae*) populációira Svédországban, növelve a populáció kipusztulásának esélyeit, valamint csökkentve a diszperziót és ezáltal a rekolonizációt (SJÖGREN-GULVE and RAY, 1996). A Nagy-Küküllő mentén a juvenilis barna varangyok (*Bufo bufo*) növekedése és terjedése felgyorsul az erdőbe érés után (személyes megfigyelés, HARTEL T.). Valószínű, az erdőbe éréssel, a jobb feltételek (stabilizálódott mikroklíma, bőségesebb tápanyagmennyiség) elősegítik a gyors terjedést, szétszóródást. Ugyanakkor a bőséges tápanyag az áttelelési esélyeket is növelheti. Azokon a területeken, ahol beavatkozási munkálatokat végeznek, lényeges a kétéltűek vízi- és szárazföldi élőhely-használatának a megértése,



azért, hogy a beavatkozásoknak a kétéltűekre kifejtett káros hatása minimális legyen (RICHTER és mts., 2001; SEMLITSCH, 1997).

Éghajlatváltozás

Az élőhelyek tönkretétele fontos tényezője lehet a kétéltűek pusztulásának, de megfigyelték a kétéltűek populációinak csökkenését olyan helyeken is, ahol semmilyen emberi perturbációt nem észleltek. Ezeket a hatásokat a „globális” hatások csoportjába sorolják, ide tartozik a globális éghajlatváltozás, az ózonréteg vékonyodásával járó növekvő UV-B-sugárzás. A nagy szárazsággal járó felmelegedés lehetett az oka több tíz kétéltűfaj eltűnésének Costa Ricában (MARTIN and NAGY, 2002). A kétéltűek változó testhőmérsékletű állatok, testük hűtéséhez árnyékolt, hűvös helyekre húzódnak. A hosszú ideig megnövekedett levegőhőmérséklet hatására a változó testhőmérsékletű állatok hosszabb ideig maradnak inaktívak, emiatt nem táplálkoznak, ennek során veszítenek tömegükből, és ennek hatása van a szaporodási sikerre is (MARTIN and NAGY, 2002). Egyes kutatók szerint a globális éghajlat-felmelegedésnek pozitív hatása lehet a kétéltűekre, de csak akkor, amikor a megfelelő csapadékmennyiséggel társul (OLDHAM, 1999). A szárazság nemcsak a szaporodó helyek eltüntetését, hanem a nyári táplálékfelvételt is befolyásolhatja azáltal, hogy szárazságra csökkenhet a kétéltűek mobilitása. A hosszú ideig tartó száraz periódus az időszakos vizek kiszáritásával növelheti a szalamandrák mortalitását (DODD, 1993). A kétéltűek alkalmazkodhatnak a lassú éghajlatváltozáshoz és a vele járó feltételekhez, pl. a hideghez, lárváallapotban a meleg okozta lassú vízszintcsökkenéshez, vagy a hosszabb ideig tartó szárazsághoz aktivitásukkal, szaporodásukkal, embrionális és lárvafejlődésükkel, vagy élettani válaszreakciókkal (FEDER and BURGGEN, 1992; DODD, 1993; ELMBERG and LUNDBERG, 1991; LOMAN, 1999; MERILA és mts., 2000a). A hőmérséklet-csökkenés téli mortalitást okozhat (KUHN, 1994). Egy másik komoly oka a kétéltűek pusztulásának az ózonréteg vékonyo-

dása, amely növekvő UV-B-sugárzással jár. Az UV-B-sugárzás (280–320 nm hullámhossz) káros hatását a sejtekre a DNS-transzkripció gátlásán keresztül fejti ki. Ezt a hatást a sejtek kivédhetik a *foliáz*nak nevezett enzim aktiválásával. Az AEÁ-ban (Oregon) egy kutatócsoport megfigyelte, hogy több mint 1000 m tengerszint feletti magasságban két kétéltűfaj, a *Rana cascadae* és a *Bufo boreas* populációinak méretei 10 év alatt szokatlanul lecsökkentek. Kiderült, hogy az említett két faj petéi természetes körülmények között csak nagyon kis számban kelnek ki az erős UV-B-sugárzásnak tulajdoníthatóan (BLAUSTEIN and WAKE, 1995). Az is kiderült, hogy nem minden kétéltűfaj rendelkezik egyforma fotoliáz-aktivitással, következésképp nem egyforma az UV-B-vel szembeni „viselkedésük” sem. A *Hyla regilla* békafaj populációi nem mutattak csökkenő tendenciát, petéikben háromszor több a fotoliáz, mint az előbb említett két faj esetén (BLAUSTEIN and WAKE, 1995). Az ezt követő kutatások érdekes módon nem minden esetben igazolták a fent leírtakat. Egy másik vizsgálat szerint egy másik *Bufo boreas* populációja látványosan nem érzékeny az UV-B-sugárzásra (CORN, 1998), és az UV-B erre a fajra csak a *Saprolegina* gomba jelenlétében fejti ki káros hatását. Más fajokon nem tapasztaltak lényeges változást a peték mortalitásában, viszont gyakori volt az embriók torzulása (STARNES és mts., 2000). A gyepi békánál (*Rana temporaria*) sem szignifikáns petemortalitást, sem torz embrionális fejlődést nem figyeltek meg sugárzás hatására (MERILA és mts., 2000b; PAHKALA és mts., 2000), de megfigyelhető volt a sugárzás hatása a metamorfózis bekövetkezésére és a testnagyságra a metamorfózis befejeződése után (PAHKALA és mts., 2001a). Az UV-B-sugárzásnak való kitettség tehát nem jár mindig azonnali rendellenességek megjelenésével, hanem az egyed rátermettségét befolyásolhatja egy későbbi életszakaszban. Az eredmények azért fontosak, mert a metamorfóziskor elért testhossz és a metamorfózis időbeni bekövetkezése befolyásolja az egyedek későbbi rátermettségét (ivarérettség bekövetkezése, túlélési valószínűség, fekunditás).



A metamorfózis eltolódása növeli a predációval vagy kiszáradással járó veszélyeket, és a kis termet metamorfózis után növeli a kiszáradás veszélyét (SEMLITSCH és mts., 1988). Úgy tűnik, az UV-sugárzásnak való kitettség változik földrajzi pontokként: az északon élő gypibéka-populációk jobban kitettek, és hatékonyabban ellenállnak az UV-B-sugárzásnak, mint a déli populációk (MERILA és mts., 2000c). A két-éltűek védekezhetnek az UV-B-sugárzás ellen (1) DNS-javító rendszerrel, (2) viselkedéssel adaptációval, elkerülve a sugárzást, (3) megfelelő pigmentációval védve ki az UV-B-sugárzást.

Járványos megbetegedések

A járványok kitörésének oka lehet természetes vagy antropogén. Kevés információ van a járványok kitörésének pontos okáról és a járványok terjedéséről. Szintén kevés információ van a kórokozóról és arról, hogy a kétéltűek az egyedfejlődésük melyik szakaszában a legkitettebbek a járványos megbetegedéseknek (ROBINSON és mts., 1999; USGS Issues Wildlife Health Alert, 1999). LIPS (1999) egy panamai vizsgálat során 361 kétéltű 15%-át elpusztulva találta. Ugyanaz a szerző említi, hogy egy előbbi vizsgálat során, nappali és éjszakai kutatással, 24 050 kétéltűből egy elpusztult példányt sem talált. Az a tény, hogy csak azok a fajok pusztultak, amelyek rendszeresen és gyakran tartózkodtak vízben, arra engedett következtetni, hogy a pusztulás oka a vízben található, és feltételezték, hogy egy parazita gomba. Később DNS-vizsgálatokból kiderült, hogy egy vízgomba (*Chytridiomycota; Chytridiales*) okozza a mortalitást (BERGER és mts., 1998). A gomba a kétéltűek azon testrészeit támadja, amelyben keratin rakódik le (pl. a felhám – *epidermis*), és eddig az egyetlen ismert faj a fent említett gombacsoportból, amely gerincesek megbetegedését okozza. Gombás megbetegedés általi kétéltűpopuláció-hanyatlást Észak-Ausztráliában, Közép-Amerikában, Európában (főleg Németország, Spanyolország), Afrikában figyeltek meg, a jelenség tehát globális méretű. A gomba betegségokozó hatását három hipotézissel magyarázzák: (1) A gombafaj elleni védekezőreakció hiá-

nya, amelynek oka lehet az, hogy a parazitát behurcolták, és nem volt elegendő idő a védekezés kifejlesztésére. (2) A gomba a vizekben természetesen előfordul, de a környezetben végbemenő változások miatt megnőtt a fertőzőképessége, és (3) a környezet megváltozásával (valószínűleg savas esők, éghajlatváltozás, szennyezés) gyengül a kétéltűek immunrendszere (LIPS, 1999; PETRANKA és mts., 1994). Az UV-B-sugárzás elősegíti a *Saprolegina* okozta járványos megbetegedés kialakulását (BLAUSTEIN and WAKE, 1995). Megfigyelések szerint a mikrobákkal fertőzött *Agalichnys callidryas* petékből hamarabb kifejlődnek az ebihalak, mint az egészséges petékből (adaptív kelés), az így kifejlődött ebihalak kisebbek, és jobban kitettek a vízi predátoroknak, mint a normálisan kifejlődött egészséges lárvák (WARKENTIN és mts., 2001). Így tehát a patogén gomba nemcsak közvetlenül, hanem indirekt módon is pusztít, növelve a mortalitást a lárvák között (WARKENTIN és mts., 2001). Mindennek ellenére, a legjobb védekezés az embrionális fejlődés felgyorsítása, az ebihalak ugyanis kémiai és immunológiai úton védekezhetnek a mikrobák ellen (WARKENTIN és mts., 2001). Az emberi tevékenységek, mint például a halak betelepítése egy tóba (PETRANKA és mts., 1994) vagy éppen a herpetológusok is hozzájárulhatnak a patogének terjedéséhez (BELL, 1999).

pH és más szennyező anyagok

A savasságnak komoly negatív hatása van sok vízi állatfajra, köztük a kétéltűekre is. A savasság növelheti más szennyező anyagok toxicitását (CORN és mts., 1989; CORN and VERTUCCI, 1992). A kétéltűfajok érzékenysége a savasság iránt fajoként, populációként változhat (VERTUCCI and CORN, 1998), a körülményektől függően. A mocsári béka (*Rana arvalis*) Svédországban jobban bírja a savasságot, mint más fajok, pH<5 értékű vizekben is előfordul a természetben (PAHKALA és mts., 2001b). VIERTEL (1999) megfigyelései szerint a gyepi békák (*Rana temporaria*) nem válogatnak a különböző savasságú vizek között (a pH 7.0–8.3 között változott). Más megfigyelés szerint a gyepi békák



képesek felismerni és elkülülni a savas vizeket (RASANEN és mts., 2002), bár előfordulásuk a vártnál gyakoribb pH=6 körüli vizekben (LAURILA, 1998). Ez esetben a vizek pH-ja 5–7 között változott. A savasság csökkenti a túlélési valószínűséget, növeli a fejlődési rendellenességeket, negatívan hat az embrionális fejlődésre (PAHKALA és mts., 2001b; RASANEN és mts., 2002). A savas közegben átalakult gyepi békáknak rövidebb a testhossza, mint a semleges közegben átalakult békáké. A savas közegben élő ebihalak lényegesen kisebb mennyiségű táplálékot fogyasztanak, mint a semleges közegben élők. Mindennek fontos hatása lehet a felnőttkor eléérésekor, amikor az egyedek rátermettségének a csökkenését eredményezheti. A lárvák fenotípusos plaszticitásuknak köszönhetően (LAURILA and KUJASALO, 1999; LOMAN, 1999) felgyorsíthatják a fejlődési rátát, amikor a tócsa kiszáradófélben van. A savasság általános negatív hatása a lárvák fejlődésére és táplálék felvételére (PAHKALA és mts., 2001b; RASANEN és mts., 2002) megnehezíti ezt a válaszreakciót. A savasság hatására csökken a lárvák mobilitása, és nő a kitettségük a predációra. Feltételezik, hogy az alacsony pH-nak negatív hatása van a szalamandralárvák táplálékul szolgáló bizonyos planktonszervezetekre is (HARTE and HOFFMAN, 1989). Bizonyos esetekben a gerinctelen ragadozók ellenállóbbak a savasságra, mint a kétéltűek lárvái, így a veszély még jobban fokozódik (ROWE és mts., 1994).

A toxinok változásokat okozhatnak az organizmusokban molekuláris, celluláris, szöveti és individuális szinten. Mindez populáció szintjén is kifejti hatását, abban az esetben, ha a toxinoknak kitett egyedszám nagy. A kétéltűek mind a larva-, mind pedig a kifejlett stádiumban kitettek a xenobiotikumoknak. A kétéltűek ellenállóbbak a kolineszteráz inhibitorokra (egy általánosan használt peszticidcsoport), mint más gerinces csoport. Másfelől a kétéltűek érzékenyebbek a 3 fluorometil-4 nitrofenolra (TFM), mint más gerincesek (OLDHAM, 1999). A rovarirtó szerek a vízbe kerülve negatívan hatnak a kétéltű lárvák mozgásaktivitására (BRIDGES, 1997), és megváltoztatják a vízi stádiumban levő kétéltűek trofikus kapcsol-

atait (BRIDGES, 1999). A műtrágya (10–18 g/ml) pusztítja a juvenilis és felnőtt gyepi békákat (OLDHAM és mts., 1997). HILL (lásd OLDHAM, 1999) becslései szerint a gyepibéka-populációk elpusztulnak abban az esetben, ha 20 m-t kell vándorolniuk műtrágyával kezelt területen a szaporodási hely felé. A mezőgazdasági munkálatok eredményezik a vizek magas nitráttartalmát is. A nitrátok feltételezések szerint a globális kétéltűpusztuláshoz is hozzájárulnak (BLAUSTEIN and WAKE, 1995; WAKE, 1991). Úgy tűnik, a vízben oldott nitrátokkal szembeni ellenállóképesség változhat fajon belül is, különböző kétéltű populációknál (JOHANSSON és mts., 2001; BRIDGES and SEMLITSCH, 2000; 2001). A vízbe kerülve a műtrágya (ammónium-nitrát) negatív hatást fejt ki a *Daphniara*, mely táplálékul szolgál a gótéknak (pl. *Triturus vulgaris*) számára (WATT and OLDHAM, 1995).

A szénkitermelés és -használat eredményeképpen visszamaradt szén és hamu napjainkban egyre gyakoribb szennyezőforrás a természetben, mert sok nyomelemet tartalmaz (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Se), melyek felhalmozódhatnak a természetben. A szénrakások által szennyezett vizekben élő kétéltűek rendellenesen fejlődnek. A *Rana catesbeiana* fajnál a szájszervekben (hiányos fogsorok) és a farki részen figyeltek meg rendellenességeket (ROWE és mts., 1998; ROWE és mts., 2001a). Ez lassú fejlődést eredményez, mely megnöveli a predációra való kitettséget. Figyelembe véve a csoport fontosságát az ökoszisztémák trofikus láncában, a toxinok okozta változásoknak a kétéltű-populációkban komoly következményei lehetnek az ökoszisztéma szintjén (ROWE és mts., 2001b). A kétéltűek alkalmazkodhatnak a környezetükben jelen lévő szennyező anyagokhoz, és ez az alkalmazkodás úgy tűnik, nemcsak fajok között, hanem azonos fajoz tartozó populációk között is változó lehet. Az ember módosította környezethez való alkalmazkodóképesség létfontosságú a kétéltűek jövőbeni fennmaradásához. Azokon a területeken, ahol különbségeket észleltek a toxinokkal szembeni érzékenységet illetően, még nem tisztázták, hogy e különbségek genetikai vagy fenotípusos eredetűek (BRIDGES and SEMLITSCH, 2001).



Predáció, behurcolt fajok

A predáció egyike a legerősebb szelekciós nyomásoknak a természetben, fontos populációszabályozó tényező. Az időszakos vizekben predátorok hiányában az ebihalak egyedsűrűsége megnőhet, ami katasztrófális mortalitáshoz vezethet (WILBUR, 1987). Az élőhely sajátosságai (pl. búvóhely-lehetőségek) meghatározzák a predátorzsákmány kapcsolatokat. Az összetettebb élőhelyek lehetőséget nyújtanak az elbújásra (BABBITT and JORDAN, 1996; BABBITT and TANNER, 1997; 1998). Az időszakos vizekből hiányoznak a halak. Több békafaj lárvái és a halvesőségek között negatív korrelációt találtak, míg más fajok képesek voltak a halakkal való együttélésre, főleg azért, mert a halak számára elfogyaszthatatlanok voltak (HERO és mts., 2001). Negatív hatásuk legtöbbször a nem őshonos, betelepített ragadozóknak (pl. halak) van, amelyek meghonosodhatnak. A predáció kivédésére a kétéltűek adaptív viselkedésmódokat fejlesztettek ki, mint pl. a predátorok aktív elkerülése, az aktivitás csökkentése, a táplálékfelvétel csökkentése, a térbeli eloszlás megváltoztatása predátorok jelenlétében (ANHOLT and WERNER, 1995; ANHOLT és mts., 1996; BABBITT and JORDAN, 1996; BABBITT and TANNER, 1997; 1998; PETRANKA and HAYES, 1998; SCHMIDT and AMEZGUITA, 2001; VANBUSKIRK, 2001; VANBUSKIRK and SMIDT, 2000). Az ebihalak és békák válaszcíójá csak azáltal valósulhat meg, hogy képesek felismerni a predátorok jelenlétét a predátor által kibocsátott jelmolekulák alapján vagy veszjelek felszabadításával (pl. *Bufo*) (GRIFFITHS és mts., 1998; HOPEY and PETRANKA, 1994; PETRANKA and HAYES, 1998; SCHLEY and GRIFFITHS, 1998). Az ilyen jellegű válaszcíók az evolúció során alakulnak ki, úgy, hogy az egyedek „megtanulják” felismerni az őket veszélyeztető élőlények jelenlétét (GRIFFITHS és mts., 1998; SCHLEY and GRIFFITHS, 1998). A predátor fel nem ismerése a védekező reakciók elmaradásával járhat (SCHMIDT and AMEZGUITA, 2001), aminek tragikus következményei lehetnek. A pisztrángfélékkel való betelepítés nemcsak közvetlen módon (MATTHEWS és mts.,

2001), hanem közvetett úton is okozhatja a kétéltű-populációk hanyatlását a halmentes tavakban fennmaradó kétéltű-populációk elszigetelésével (BRADFORD és mts., 1993). A kétéltűek kipusztulása maga után vonhatja a természetes ragadozók számának a csökkenését. Így a betelepített nem őshonos ragadozók komoly hatással lehetnek nem csupán a zsákmányállat populációira, hanem ezeken keresztül az ökoszisztémában levő többi őshonos ragadozóra is, amelyek léte a zsákmányállatoktól függ (MATTHEWS és mts., 2002).

Bebizonyosodott, hogy a nem őshonos kétéltűeknek (pl. *Rana catesbeiana* HECNAR and M' CLOUSKEY, 1997, *Bufo marinus*) is káros hatásuk lehet a natív faunára. A *Bufo marinus* Brazíliában őshonos varangyfaj lárvái toxikusak, az Ausztráliában (ide 1935-ben került be) élő kétéltűek lárváira, ugyanakkor kevésbé vagy egyáltalán nem toxikusak Brazíliában az őshonos kétéltűfajokra, melyek adaptációval képesek kivédeni a *B. marinus* toxinjait (GROSSLAND and RAMOS, 1999).

Populációdinamika

A legtöbb kétéltűfaj számára elengedhetetlen a vízi élőhelyek használata. A szaporodáshoz használt vizek nagyon változatosak, gyakran kiszáradhatnak, majd újra feltöltődhetnek, a vízszint változhat kiadósabb esőzések vagy hóolvadás után. A kétéltűek alkalmazkodnak ezekhez a feltételekhez (pl. LAURILA and KUJASALO, 1999; LOMAN, 1999). A metamorfózis bekövetkezéséig a lárvák a vízben fejlődnek, bonyolult kölcsönhatásban vannak a biotikus és abiotikus tényezőkkel. Ezek a tényezők még lárvakorban meghatározzák az elkövetkező évek populációjának szerkezetét, mivel kaskádszerűen hatnak az egyed különböző fejlődési stádiumaira hosszú távon. Több kutatás igazolta, hogy a kétéltű-populációk egyedszáma bizonyos határok között ingadozhat, közben emellett stabil lehet (GROSSENBACHER, 1995; Meyer és mts., 1998; PECHMANN és mts., 1991; SEMLITSCH és mts., 1996). Egy kétéltűközösségen belül is eltérő lehet a külön-



böző fajok populációinak dinamikája (PECHMANN és mts., 1991). Populációciklusokat okozhat a populációsűrűség, a táplálékforrás-fogyasztó, gazda-patogén interakció, a környezet időszakos változásai (KENDALL és mts., 1999; SCOTT, 1994; TAYLOR and SCOTT, 1997). A populációbeli egyedszám időbeni változásának ismerete fontos az időszakos vizekben szaporodó kétéltűek esetén, ahol a peték-lárvák fejlődéséhez szükséges víz hosszabb időre ki is száradhat. A lokális populációk fennmaradásához ilyen esetben nagymértékben hozzájárulnak a környező populációkból átvándorolt egyedek, amelyek újrakolonizálhatják azokat a területeket, ahonnan a kétéltűek a hosszas és rendszeresen bekövetkező szárazság miatt eltűntek (READING és mts., 1991; SINSCH, 1997; SINSCH and SEIDEL, 1995).

Összegzés.

Marad-e esély a kétéltűeknek?

A ma élő kétéltűek túlélők a szó legszorosabb értelmében, de ezeket az oly nagyívű evolúciós pályafutást végigjárt állatokat (kb. 4800 faj) a kipusztulás fenyegeti napjainkban. Az utóbbi években több faj tűnt el végérvényesen a földről (PHILIPS, 1990). Eltűnésük sok esetben nem sokkal felfedezésük után megtörtént. Az eltűnt fajokkal számos, még föl nem fedezett „lehetőség” tűnik el, melyet az ember felhasználhatott volna. Pl. nemrég fedezték fel a gyomorban költő békák két új fajtát, a *Rhodobatracus silust* (1973) és a *R. vitellinust* (1984). Az elmúlt néhány évben az intenzív kutatás ellenére sem sikerült újabb példányait fellelni e fajoknak. Mindkét faj kivesztett, ami azért is sajnálatos, mert kimutatták: prosztaglandinjaik az emberi gyomorfekély gyógyításában is hatékonyak lehetettek volna (PHILIPS, 1990; DUELLMAN, 1992). A kétéltűek évmilliók evolúciójuk során megtanultak túlélni, stratégiákat „dolgoztak ki” a sugárzás, kiszáradás, savasság, predáció, parazitás fertőzések elkerülésére/kivédésére. Emellett nagyon változatos leszármazási vonalakat hoztak létre (pl. a szaporodás, ivadékgondozás, lásd CALDWELL, 1992; 1997; CALDWELL and

OLIVEIRA, 1999; DUELLMAN, 1992; RÖDEL and ERNST, 2002). Az ember által okozott változások oly nagymértékűek és oly gyorsak, hogy a kétéltűek minden „képességük” ellenére drasztikusan pusztulnak. Nemcsak fajok, hanem leszármazási vonalak egész sora tűnik el. A kétéltűek globális pusztulása oda vezetett, hogy ezt aényt mint potenciális bioszférakrízisnek a jelét értelmezzék. Több kétéltűfaj esetén, mely Európában (pl a barna varangy, *Bufo bufo*, nádi varangy, *B calamita*) és Észak-Amerikában hanyagolhatóan van, hiányoznak az egyértelmű magyarázatok a pusztulásukat kiváltó okokról. Itt, az elsődleges ok, úgy tűnik, az élőhely tönkretétele. A túlzott fakitermelés manapság is folytatódik mind a fejlett, mind pedig a fejlődő országokban. A fakitermelést nagyon nehéz leállítani, mert a mezőgazdaság és az infrastruktúra fejlesztését a gazdasági fejlődés egyik fontos lépésének tekintik. Még nincsenek kimutatások arra vonatkozóan, hogy globális skálán milyen összefüggés van a tengerszint feletti magasság és az erdő kivágás között. Egy délkelet-ázsiai tanulmány szerint az alföldi erdőket erősebben érinti a fakitermelés, mint a hegyvidéki erdőket (BROOKS és mts., 1999, idézi HERO and SHOO, 2003). A trópusokon a globális tényezők hatásának kutatása folytatódik. Az aktuális irodalom szerint a globális okok a járványok, éghajlatváltozás és az UV-B-sugárzás.

Nagyon sok kutatóvaló van még az ökoszisztémák stabilitásáról, valamint a kétéltűek szerepéről/helyéről a különböző ökoszisztémákban. Úgy tűnik, a populációk túléléséért hozott intézkedések nem mindig „válnak be”. Pl. a populációk átültetését (háborítatlan élőhelyekre) követő években sok esetben tapasztaltak csökkenést az egyedszámban. Egy átültetést „sikereseznek” könyvelnek el akkor, amikor hosszú távon önnfentartó a populáció az áthelyezés után (SEIGEL and DODD, 2002, OLDHAM and HUMPHRIES, 2000). A populációk áthelyezése ugyanakkor sok veszéllyel is járhat, a járványos megbetegedések terjesztésével. Ma is keveset tudnak arról, hogy hány petecsomót/petét, lárvát vagy felnőtt egyedeket kell áthelyezni ahhoz, hogy életképes populációként fennmaradjon. Még



napjainkban sem teljesen tisztázott a kétéltűek ellenállóképességének az alakulása az UV-B-sugárzással szemben. A hagyományos elképzelés szerint az UV-B sokkal intenzívebb az Egenlítő környékén (lásd CORN 2000 összegzését). Újabban feltételezik, hogy az északi populációk UV-B-nek való kitettsége sokkal nagyobb (MERILA s mts., 2000). A gombák okozta járványok terjedése és kitérése még ma sem tisztázott. A gombás fertőzések kitérése (mint közvetlen hatás) és a környezeti tényezők (közvetett hatás) változása közötti kapcsolatok feltárása lényeges kihívás a tudomány számára a kétéltűek védelmével kapcsolatosan. A vírusok által okozott pusztulás sem egyértelműen bizonyított. Ausztráliában 1997-ben még nem mutattak ki vírust a pusztuló kétéltűekből, de ha sikerülne is vírust izolálni, ez még nem magyarázná a tapasztalt pusztulást. A téma nagyon érdekes, több szakcikk tárgyát képezi (pl. a *Conservation Biology* 1997-es számának három idevágó cikke kérdőjelezi meg a járványos megbetegedés okozta pusztulást az ausztráliai esőerdőkben, I. HERO and GILLESPIE, 1997; ALFORD and RICHARDS, 1997, vagy érvel mellette, I. LAURENCE, MCDONALD, and SPEARE, 1997)

Még ha pontosan ismerjük is egy tényező hatását egy populációra, a következtetések levonásának lehetősége rohamosan csökken, amikor az egyetlen hatótényező felől az egymástól sokszor nehezen elválasztható természetes és ember által okozott tényezőkhöz megyünk (PECHMANN és mts., 1991; NILSSON and GRELSSON, 1995). Ez hosszú időt felölölő munka, a biodiverzitás csökkenése oly gyorsan megy végbe, hogy úgy tűnik, gyakorlatilag nincs idő kívánni a megfelelő „tudás” eléréséhez szükséges időt (NILSSON and GRELSSON, 1995). A kétéltűek hatékony védelme, úgy tűnik, a biodiverzitás védelmével valósulhat meg, és ez a célja a természetvédelemnek. A természetvédő biológusok egyik fő feladata a biológiai sokféleség népszerűsítése, valamint a gazdasági egyensúly, következképp az emberi társadalom biodiverzitásfüggőségének a tudatosítása (ANGERMEYER and SCHLOSSER, 1995; OTA, 1987). Az utóbbi években megismertük a kétéltűek pusztulásá-

nak számos aspektusát. A kétéltűfajok pusztulása, gyakorlatilag az ismeretek hiánya miatt, úgy tűnik, nem állítható le. A megmaradt fajok túlélési esélyei növelhetők, ha tanulva az eddigi eredményekből bölcsebben viszonyulunk a természethez.

Köszönetnyilvánítás:

Köszönettel tartozom DEMETER Lászlónak a cikk átnézéséért.

Irodalom

1. ALFORD, R. A. and RICHARDS, S. J. (1997): **Lack of Evidence for Epidemic Disease as an Agent in the Catastrophic Decline of Australian Rain Forest Frogs.** *Conservation Biology*, 11 (4): 1026–1029.
2. ALFORD, R. A. and RICHARDS, S. J. (1999): **Global Amphibian Declines: a Problem in Applied Ecology.** *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 30: 113–65.
3. ANGERMEIER, P. L. and SCHLOSSER, I. J. (1995): **Conserving Aquatic Biodiversity: Beyond Species and Populations.** *American Fisheries Society Symposium*, 17: 402–414.
4. ANHOLT, B. and WERNER, E. E. (1995): **Interaction between food availability and predation mortality mediated by adaptive behaviour.** *Ecology*, 76 (7): 2230–2234.
5. ANHOLT, B. R.; SKELLY, D. K. and WERNER, E. E. (1996): **Factors modifying antipredator behaviour in larval toads.** *Herpetologica*, 52 (3): 301–313.
6. AXELSSON, A.-L. (2000): **Temporal and spatial changes in a Boreal Forest Landscape: GIS Applications.** Pp: 157–163, in: ANGOLETTI, M. and ANDERSON, S. (eds.): **Methods and Approaches in Forest History.**
7. BABBITT, K. J. and TANNER, G. W. (1997): **Effects of Cover and Predator Identity on Predation of *Hyla squirella* Tadpoles.** *J. of Herpetology*, 31 (1): 128–130.
8. BABBITT, K. J. and TANNER, G. W. (1998): **Effects of cover and predator size on survival and development of *Rana utricularia* tadpoles.** *Oecologia*, 114: 258–262.
9. BABBITT, K. J. and TANNER, G. W. (2000): **Use of Temporary Wetlands by Anurans in a Hydrologically modified Landscape.** *Wetlands*, 20 (2): 313–322.
10. BABBITT, K. J. and JORDAN, F. (1996): **Predation on *Bufo terrestris* Tadpoles: Effects of cover and Predator identity.** *Copeia*, 1996 (2): 485–488.
11. BABIK, W. and RAFINSKI, J. (2001): **Amphibian breeding site characteristics in the Western Carpathians, Poland.** *Herpetological Journal*, 11: 41–51.
12. BAKER, J. M. R. and HALLIDAY, T. R. (1999): **Amphibian Colonization of New Ponds in an Agricultural Landscape.** *Herpetological Journal*, 9: 55–63.
13. BELL, B. D. (1999): **Frog declines in New Zealand.** *Froglog*, 35: 2.



14. BERGER, L.; SPEARE, R.; DASAK, P.; GREEN, D. E.; CUNNINGHAM, A. A.; GOGGIN, C. L.; SLOCOMBRE, L.; RAGAN, M. A.; HYATT, A. D.; MCDONALD, K. R.; HINES, H. B.; LIPS, K. R.; MARANTELLI, G. and PARKES, H. (1998): **Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America.** *Proc. Natl. Acad. Sci.*, July, 95: 9031–9036.
15. BLAUSTEIN, A. R.; WAKE, D. B. (1995): **The puzzle of declining amphibian populations.** *Sci. Am.*, 272 (4): 52–57.
16. BOHONAK, A. J. and WHITEMANN, H. H. (1999): **Dispersal of the fairy shrimp *Branchinecta coloradensis* (Anostraca): Effects of hydroperiod and Salamanders.** *Limnol. Oceanogr.*, 44 (3): 487–493.
17. BRADFORD, D. F.; TABATABAI, F.; GRABER, D. M. (1993): **Isolation of Remaining Populations of the Native frog, *Rana mucosa*, by Introduced Fishes in Sequoia and Kings Canyon National Parks, California.** *Conservation Biology*, 7 (4): 882–888.
18. BRESSI, N. (1998): **Habitat fragmentation, metapopulation dynamics and declining amphibian populations: A field study of green frogs, *Rana (Pelophylax) synclepton esculenta* Linne, 1758.** In: MIAUD, C. and GUYETANT, R. (eds): **Le bourget du Lac/France:** 71–78.
19. BRIDGES, C. M. (1997): **Tadpole Swimming Performance and Activity Affected by Acute Exposure to sublethal Levels of Carbaryl.** *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16 (9): 1935–1939.
20. BRIDGES, C. M. 1999. **Predator-prey interactions between two amphibian species: effects of insecticide exposure.** *Aquatic Ecology*, 33: 205–211.
21. BRIDGES, C. M. and SEMLITSCH, R. D. (2000): **Variation in Pesticide Tolerance of Tadpoles among and within Species of Ranidae and Patterns of Amphibian Decline.** *Conservation biology*, 14 (5): 1490–1499.
22. BRIDGES, C. M. and SEMLITSCH, R. D. (2001): **Genetic Variation in Insecticide Tolerance in a Population of Southern Leopard Frogs (*Rana sphenoccephala*): Implications for Amphibian Conservation.** *Copeia*, 2001 (1): 7–13.
23. CALDWELL, J. P. (1992): **Diversity of Reproductive Modes in Anurans: Facultative Nest Construction in Gladiator Frogs.** In: HAMLETT, W. C. (ed.): **Reproductive Biology of South American Vertebrates.** New York.
24. CALDWELL, J. P. (1997): **Pair bonding in spotted poison frogs.** *Nature*, 385: 211.
- 24a. CALDWELL, J. P. and OLIVEIRA, V. R. L. (1999): **Determinants of Biparental Care in The Spotted Poisson Frog, *Dendrobates vanzolinii* (Anura: Dendrobatidae).** *Copeia*, (3): 565–575.
25. CORN, P. S (1994): **What we know and don't know about amphibian declines in the West.** In: COWINGTON, W. W.; De BAW, L. F. (technical coordinators). **Sustainable ecological systems: implementing an ecological approach to land management.** Ft COLLINS CO: USDA. Forest Service Rocky Mountain Forest Range Experimental Stion Gen. Tech. Rep. R. M-247: 59–67.
26. CORN, P. S (1998): **Effects of ultraviolet radiation on boreal toads in Colorado.** *Ecological Applications*, 8 (1): 18–26.
27. CORN, P. S. (2000): **Amphibian Declines: Rewiev of some current hipoteses.** In: **Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles.** SPARLING, D.V.; LENDER, G.; BISHOP, C. A. SETAC Press: 663–696.
28. CORN, P. S.; STOLZENBERG, W. and BRUCE BURY, R. (1989): **Acid precipitation study in Colorado and Wyoming: interim report of surveys of montane amphibians and water chemistry.** *U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report*, 80, 57 pp.
29. CORN, P. S. and VERTUCCI, F. A. (1992): **Descriptive risk assesment of the effect of Acidic Deposition on Rocky Mountain Amphibians.** *J. of Herpetology*, 26 (4): 361–369.
30. DEMAYDANIER, P. G. and HUNTER, M. L., Jr. (1995): **The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature.** *Environ. Rew.*, 3: 230–261.
31. DODD, C. K. Jr. (1993): **Cost of Living in Unpredictable Environment: The Ecology of Striped Newts *Notophthalmus perstriatus* during a Prolonged Drought.** *Copeia*, 1993 (3): 605–614.
32. DUELLMAN, W. E. (1992): **Utódnevelés a békáknál.** *Tudomány, Szept.:* 50–57.
33. DUELLMAN, W. E. and TRUEB, L. (1986): **The Biology of Amphibians.** Baltimore and London. John HOPKINS Press.
34. ELMBERG, J. and LUNDBERG, P. (1991): **Intraspecific variation in calling, time allocation and energy reserves in breeding male common frogs *Rana temporaria*.** *Ann. Zool. Fennici*, 28: 23–29.
35. FEDER, M. E. and BURGGREN, W. W. (eds): **The environmental physiology of the amphibians.** The Univ. of Chicago Press/Chicago and London, 646 p.
36. GIBBONS, J. W.; SCOTT, D. E.; RYAN, T. J.; BUHLMAN, K. A.; TUBERVILLE, T. D.; MEETS, B. S.; GREENE, I. L.; MILLS, T.; LEIDEN, I.; POPPY, S. and WINNE, C. T. (2000): **The global Decline of Reptiles, Deja Vu Amphibians.** *BioScience*, 50 (8): 653–666.
37. GRIFFITHS, R. A.; SCHLEY, L.; SHARP, P. E.; DENNIS, J. L. and ROMAN, A. (1998): **Behavioural responses of Mallorcan midwife toad tadpoles to natural and unnatural snake predators.** *Anim. Behav.*, 55: 207–217.
38. GROSSENBACHER, K. (1995): **Observations From Long – term Population Studies in Switzerland.** *Froglog*, 15.
39. GROSSLAND, R. M. and RAMOS, C. A. (1999): **Effects of *Bufo* (Anura: Bufonidae) Toxins on Tadpoles from Native and Exotic *Bufo* Habitats.** *Herpetologica*, 55 (2): 192–199.
40. HARTE, J. and HOFFMAN, E. (1989): **Possible Effects of Acidic Deposition on a Rocky Mountain Population of the Tiger Salamander *Ambystoma tigrinum*.** *Conserv. Biology*, 3 (2): 149–158.
41. HECNAR, S. J. and CLOSKEY, R. T. M' (1997): **Changes in the Composition of a Ranid Frog Community Following Bullfrog Extinction.** *Am. Midl. Nat.*, 137: 145–150.



42. HERO, J.-M. and GILLESPIE, G. R. (1997): **Epidemic Disease and Amphibian Declines in Australia.** *Conservation Biology*, 11 (4): 1023–1025.
43. HERO, J. M.; MAGNUSSON, W. E.; ROCHA, C. F. D. and CALDWELL, C. P. (2001): **Antipredator Defences Influence the Distribution of Amphibian Prey Species in the Central Amazon Rain Forest.** *Biotropica*, 33 (1): 131–141.
44. HERO, J. M. and SHOO, L. P. (2003): **Conservation of the amphibians in the Old World tropics.** Pp. 70–84, in: **Amphibian Conservation**, R. D. SEMLITSCH (ed.). Smithsonian Institution Press, Washington DC.
45. HOPEY, M. E. and PETRANKA, J. W. (1994): **Restriction of wood frogs to fish-free habitats: How important is adult choice?** *Copeia*, (4): 1023–1025.
46. HOULAHAN, J. E.; FINDLAY, C. S.; SCHMIDT, B. R.; MEYER, A. H. and KUZMIN, S. L. (2000): **Quantitative evidence for global amphibian population declines.** *Nature*, 44: 752–755.
47. JOHANSSON, M. K.; RASANEN, K.; MERILA, J. (2001): **Comparison of nitrate tolerance between different populations of the common frog, *Rana temporaria*.** *Aquatic Toxicology*, 54: 1–14.
48. JOLY, P.; MIAUD, C.; LEHMANN, A. and GROLET, O. (2001): **Habitat Matrix Effects on Pond Occupancy in Newts.** *Conservation Biology*, 15 (1): 239–248.
49. KENDALL, B. E.; BRIGGS, C. J.; MURDOCH, W. W.; TOURCHIN, P.; ELLNER, S. P.; MCCAULEY, E.; NISBET, R. M. and WOOD, S. N. (1999): **Why do populations cycle? A synthesis of Statistical and Mechanistic Modeling Approaches.** *Ecology*, 80 (6): 1789–1805.
50. KNAPP, R. A. and MATTHEWS, K. R. (2000): **Non-native Fish Introductions and the Decline of Mountain Yellow-Legged Frog from within Protected Areas.** *Conservation Biology*, 14 (2): 428–438.
51. KUHN, J. (1994): **Lebensgeschichte und Demographie von Erdkrottenweibchen *Bufo bufo bufo* (L).** *Zeitschrift für Feldherpetologie*, 1: 3–87.
52. LATHAM, D. M. and OLDHAM, R. S. (1996): **Woodland management and the conservation of the great crested newt (*Triturus cristatus*).** *Aspects of applied Biology*, 44: 451–459.
53. LAURANCE, W. F.; McDONALD, C. R. and SPEARE, R. (1997): **In Defense of the Epidemic Disease Hypothesis.** *Conservation Biology*, 11 (4): 1030–1034.
54. LAURILA, A. (1998): **Breeding habitat selection and larval performance of two anurans in freshwater rock-pools.** *Ecography*, 21: 489–494.
55. LAURILA, A. and KUJASALO, J. (1999): **Habitat duration, predation risk and phenotypic plasticity in common frog (*Rana temporaria*) tadpoles.** *Journal of Animal Ecology*, 68: 1123–1132.
56. LINDER, P. and ÖSTLUND, L. (1998): **Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885–1996.** *Biological Conservation*, 85: 9–19.
57. LIPS, K. R. (1999): **Mass mortality and population declines of Anurans at an Upland Site in Western Panama.** *Conservation Biology*, 13 (1): 117–125.
58. LOMAN, J. (1999): **Early metamorphosis in common frog *Rana temporaria* tadpoles at risk of drying: an experimental demonstration.** *Amphibia-Reptilia*, 20: 421–430.
59. MARTIN, K. and NAGY, K. (2002): **Animal physiology correlates and Global Environmental Change.** Vol. 2. **The Earth System: biological and ecological dimensions of global environmental change.** H. A. MOONEY and CANADELL, J. G. (eds): 136–139.
60. MATTHEWS, K. R.; POPE, K. L.; PREISHER, H. K. and KNAPP, R. A. (2001): **Effects on nonnative Trout on Pacific Treefrogs (*Hyla regilla*) in the Sierra Nevada.** *Copeia*, 2001 (4): 1130–1137.
61. MATTHEWS, K. R.; KNAPP, R. A. and POPE, K. L. (2002): **Garter Snake Distributions in High Elevation Aquatic Ecosystems: Is there a link with Declining Amphibian Populations and Nonnative Trout Introductions?** *J. of Herpetology*, 36 (1): 16–22.
62. MERILA, J.; LAURILA, A.; LANGTON, A. T.; RASANEN, K. and PAHKALA, M. (2000a): **Plasticity in age and size at metamorphosis in *Rana temporaria* – comparison of high and low latitude populations.** *Ecography*, 23: 457–465.
63. MERILA, J.; LAURILA, A. and PAHKALA, M. (2000b): **Effects of ambient UV-B radiation on early development of the common frog (*Rana temporaria*) embryos in the subarctic.** *Ann. Zool. Fennici*, 37: 51–58.
64. MERILA, J.; PAHKALA, M. and JOHANSON, U. (2000c): **Increased ultraviolet-B radiation, climate change and latitudinal adaptation – a frog perspective.** *Ann. Zool. Fennici*, 37: 129–134.
65. MEYER, A. A. H.; SCHMIDT, B. R. and GROSSEN-BACHER, K. (1998): **Analysis of three amphibian populations with quarter century long time series.** *Proc. R. Soc. Lond.*, 265: 523–528.
66. NILSSON, C. and BERGGREN, K. (2000): **Alterations of Riparian Ecosystems Caused by River regulation.** *BioScience*, 50 (9): 783–792.
67. NILSSON, C. and DYNESIUS, M. (1993): **Ecological effects of river regulation on Mammals and Birds: a Review.** *Regulated Rivers: Research and Management*, 9: 45–53.
68. NILSSON, C. and GRELLSON, G. (1995): **The fragility of ecosystems: a review.** *Journal of Applied Ecology*, 32: 677–692.
69. OLDHAM, R. S. (1999): **The impact of road development on a toad population.** *Bulletin of the British Ecological Society*, 30: 2.
70. OLDHAM, R. S. (1999): **Amphibians and agriculture: double jeopardy.** In: **Aquatic life cycle strategies. Survival in a variable environment.** Ed. WHITFIELD, M., MATTHEWS, J., REYNOLDS, C. Marine Biological Association Plymouth, U. K.: 105–104.
71. OLDHAM, R. S.; LATHAM, D. M.; HILTON, D. B.; TOWNS, M.; COOKE, A. S. and BURNS, A. (1997): **The effect of ammonium nitrate fertiliser on frog (*Rana temporaria*) survival.** *Agriculture Ecosystems and Environment*, 61: 69–74.
72. OLDHAM, R. S. and HUMPHRIES, R. N. (2000): **Evaluating success of great crested newt (*Triturus cristatus*) translocation.** *Herpetological Journal*, 10: 183–190.



73. ÖSTLUND, L.; ZACKRISSON, O. and AXELSSON, A.-L. (1997): **The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century.** *Can. J. For. Res.*, 27: 1198–1206.
74. PAHKALA, M.; LAURILA, A. and MERILA, J. (2000): **Ambient ultraviolet-B radiation reduces hatching size in common frog *Rana temporaria*.** *Ecography*, 23: 531–538.
75. PAHKALA, M.; LAURILA, A.; BJORN, L. O. and MERILA, J. (2001): **Effects of ultraviolet-B radiation and pH on early development of the moor frog *Rana arvalis*.** *J. of Applied Ecology*, 38: 628–636.
76. PAHKALA, M.; LAURILA, A.; and MERILA, J. (2001): **Carry over effects of ultraviolet-B radiation on larval fitness in *Rana temporaria*.** *Proc. R. Soc. Lond.*, 268: 1699–1766.
77. PECHMANN, J. H. K. and WILBUR, H. M. (1994): **Putting declining amphibian population in perspective: natural fluctuations and human impacts.** *Herpetologica*, 50 (1): 65–84.
78. PECHMANN, J. H. K.; SCOTT, D. E.; SEMLITSCH, R. D.; CALDWELL, J. P.; VITT, L. J.; GIBBONS, J. W. (1991): **Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations.** *Science*, 253: 892–895.
79. PECHMANN, J. H. K.; SCOTT, D. E.; GIBBONS, J. W. and SEMLITSCH, R. D. (1989): **Influence of wetland hydroperiod on diversity and abundance of metamorphosing juvenile amphibians.** *Wetlands Ecology and Management* 1 (1): 3–11.
80. PECHMANN, J. H. K.; ESTES, R. A.; SCOTT, D. E. and GIBBONS, J. W. (2001): **Amphibian colonization and use of ponds created for trial mitigation of wetland loss.** *Wetlands*, 21 (1): 93–111.
81. PETRANKA, J.; HAYES, L. (1998): **Chemically mediated avoidance of a predatory odonate (*Anax junius*) by American toad (*Bufo americanus*) and Wood frog (*Rana sylvatica*) tadpoles.** *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 42: 263–271.
82. PETRANKA, J. W.; BRANNON, M. B. P.; HOPEY, M. E.; SMITH, C. K. (1994): **Effects of timber harvesting on low elevation populations of southern Appalachian salamanders.** *Forest Ecology and Management*, 67: 135–147.
83. PETRANKA, J. W.; ELRIDGE, M. E.; HALEY, K. E. (1993): **Effects of Timber Harvesting on Southern Appalachian Salamander.** *Conserv. Biology*, 7 (2): 363–370.
84. PHILIPS, K. (1990): **Where have all the frogs and toads gone?** *BioScience*, 40 (6) 422–424.
85. RASANEN, K.; LAURILA, A.; MERILA, J. (2002): **Cary over effects of embryonic acid conditions on development and growth of *Rana temporaria* tadpoles.** *Freshwater Biology*, 47: 19–30.
86. READING, C. J.; LOMAN, J. and MADSEN, T. (1991): **Breeding pond fidelity in the common toad, *Bufo bufo*.** *J. Zool. Lond.*, 225: 201–211.
87. RICHTER, S. C.; JOUNG, J. E.; SEIGEL, R. A. and JOHNSON, G. N. (2001): **Postbreeding movements of the Dark Gopher Frog, *Rana sevosa* Goin and Netting: Implications for conservation and Management.** *Journal of Herpetology*, 35 (3): 316–321.
88. ROBINSON, I.; GRIFFITHS, R. and JEFFERS, P. (1999): **Infections Disease and Amphibian Population Dynamics: Is Egg mortality significant?** *Froglog*, June, 33: 2.
89. ROWE, C. L.; OWEN, K. M. and CONGDON, J. D. (1998): **Oral deformities in Tadpoles of the Bullfrog (*Rana catesbeiana*) caused by conditions in a polluted habitat.** *Copeia*, 1: 244–246.
90. ROWE, C. L.; HOPKINS, W. A. and CONGDON, J. D. (2001a): **Integrating individual-based indices of contaminant effects: how multiple sublethal effects may ultimately reduce amphibian recruitment from a contaminated breeding site.** *The Scientific World*, 1: 703–712.
91. ROWE, C. L.; HOPKINS, W. A.; COFFMAN, W. R. (2001b): **Failed Recruitment of Southern Toads (*Bufo boreas*) in a Trace Element-Contaminated Breeding Habitat: Direct and Indirect Effects That May Lead to a Local Population Sink.** *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40: 399–405.
92. ROWE, C. L.; SADINSKI, W. J. and DUNSON, W. (1994): **Predation on Larval and Embryonic amphibians by acid tolerant Caddisfly Larvae (*Ptilostomis postica*).** *Journal of Herpetology*, 28 (3): 357–364.
93. RÖDEL, M. O. and ERNST, R. (2002): **A New Reproductive Mode for the Genus *Phrynobatrachus*: *Phrynobatrachus alticola* Has Nonfeeding, Nonhatching Tadpoles.** *Journal of Herpetology*, 36 (1): 121–125.
94. SCHLUPP, I. and PODLOUCKY, R. (1994): **Changes in breeding site fidelity: a combined method of conservation and behaviour in the common toad, *Bufo bufo*.** *Biological Conservation* 69: 285–291.
95. SCHMIDT, B. R. and AMEZGUITA, A. (2001): **Predator induced behavioural responses: tadpoles of the neotropical frog *Phyllomedusa tarsius* do not respond to all predators.** *Herpetological Journal*, 11: 9–15.
96. SCOTT, D. E. (1994): **The effect of larval density on adult demographic traits in *Ambystoma opacum*.** *Ecology*, 75 (5): 1383–1396.
97. SCRIBNER, K. T.; ARNTZEN, J. W.; BURKKE, T.; GRUDDACE, N. and OLDHAM, R. S. (2000): **Environmental correlates of toad abundance and inter-population variation in measures of genetic diversity: estimates derived from single locus minisatellites.** *Biol. Conservation*, 98: 201–210.
98. SEIGEL, R. A. and DODD, C. K., Jr. (2002): **Translocations of Amphibians: Proven Management Method or Experimental technique?** *Conservation Biology*, 16 (2): 552–554.
99. SEMLITSCH, R. D. (1997): **Biological Delineation of Terrestrial Buffer Zones for Pond – Breeding Salamanders.** *Conservation Biology*, 12 (5): 1113–1119.
100. SEMLITSCH, R. D. (2000a): **Principles for management of aquatic – breeding Amphibians.** *J. Wildl. Manage.* 64 (3): 615–631.
101. SEMLITSCH, R. D. (2000b): **Size Does Matter: The Value of Small Isolated Wetlands.** *National Wetlands Newsletter*. Jan.–Feb.: 5–13.



102. SEMLITSCH, R. D.; SCOTT, D. E. and PECHMANN, J. H. K. (1988): **Time and size at metamorphosis related to adult fitness in *Ambystoma talpoideum***. *Ecology*, 71: 1789–1795.
103. SEMLITSCH, R. D., D. E. SCOTT, J. H. K. PECHMANN, J. W. GIBBONS (1996): **Structure and dynamics of an amphibian community: evidence from 16 year study of a natural pond**. In: CODY, M. L., SMALLWOOD, J. A. (editors): **Long term study of vertebrate communities**. San Diego C. A.: Academic p. 217–248.
104. SEPPA, P. and A. LAURILA (1999): **Genetic structure of island populations of the anurans *Rana temporaria* and *Bufo bufo***. *Heredity*, 82: 309–317.
105. SHLEY and R. A. GRIFFITHS. (1998): **Midwife toads (*Alytes muletensis*) Avoid Chemical Cues from Snakes (*Natrix maura*)**. *J. of Herpetol.*, 32 (4): 572–574.
106. SIMONYI, A., M. PUKY, T. TÓTH, L. PÁSZTOR, B. BAKÓ, Zs. MOLNÁR (1999): **Progress in protecting wildlife from transportation impacts in Hungary and other european countries**. Pp. 279–287, in: G. L. EVINK, P. GARRET and D. ZEIGLER (eds): **Proceedings Of the Third International Conference On Wildlife Ecology And Transportation**.
107. SINSCH, U. (1990): **Migration and orientation of anuran amphibians**. *Ethol. Ecol. Evol.*, 2: 65–79.
108. SINSCH, U. (1997): **Postmetamorphic dispersal and recruitment of first breeders in a *Bufo calamita* metapopulation**. *Oecologia*, 112: 42–47.
109. SINSCH, U. and D. SEIDEL (1995): **Dynamics of local and temporar breeding assemblages in a *Bufo calamita* metapopulation**. *Australian J. of Ecol.*, 20: 351–361.
110. SJÖGREN-GULVE, P. and C. RAY (1996): **Using Logistic Regression to Model Metapopulation Dynamics: Large scale Forestry Extirpates the Pool Frog**. Pp. 111–137, in: D. R. MCCOLLOUGH (ed): **Metapopulations and Wildlife Conservation and Management**. Island Press, Washington D.C.
111. SKELLY, D. K. and E. E. WERNER (1990): **Behavioral and life-historical responses of larval American Toads to an odonate predator**. *Ecology*, 71 (6): 2313–2322.
112. STARNES, S. M., C. A. KENNEDY and J. W. PETRANKA (2000): **Sensitivity of Embryos of Southern Appalachian Amphibians to Ambient Solar UV-B Radiation**. *Conservation Biology*, 14 (1): 277–282.
113. TAYLOR, B. E. and D. E. SCOTT (1997): **Effects of larval density dependence on population dynamics of *Ambystoma opacum***. *Herpetologica*, 53 (1): 132–145.
114. USGS Issues Wildlife Health Alert (1999): **Cytrid Fungus infection associated with deaths of threatened boreal toads in Colorado**. *Froglog*, 35: 2.
115. VANBUSKIRK, J. (2001): **Specific induced responses to different predator species in anuran larvae**. *J. Evol. Biol.*, 14: 482–489.
116. VANBUSKIRK, J. and B. SCHMIDT (2000): **Predator induced phenotypic plasticity in larval newts: trade-off, selection and variation in nature**. *Ecology*, 81 (11): 3009–3028.
117. VERTUCCI, F. A. and CORN, P. S. (1998): **Evaluation of episodic acidification and amphibian declines in the Rocky Mountains**. *Ecological Applications*, 6 (2): 449–457.
118. VIERTTEL, B. (1999): **Salt tolerance of *Rana temporaria*: Spawning site selection and survival during embryonic development (Amphibia, Anura)**. *Amphibia-Reptilia*, 20: 161–171.
119. VITT, L. J.; CALDWELL, J. P.; WILBUR, H. M.; SMITH, D. C. (1990): **Amphibians as harbingers of decay**. *BioScience*, 40 (6): 418.
120. WAKE, D. B. (199): **Declining Amphibian Populations**. *Science*, 253: 860.
121. WAKE, D. B.; MOROWITZ, H. (1991): **Declining Amphibian Populations – a global phenomenon? Findings and recommendations**. *Alytes*, 9 (2): 33–42.
122. WARKENTIN, K. M.; CURRIE, C. R.; REHNER, S. A. (2001): **Egg-killing fungus induces early hatchling of Red eyed Treefrog eggs**. *Ecology*, 82 (10): 2860–2869.
123. WATT, P. J. and OLDHAM, R. S. (1995): **The effect of ammonium nitrate on the feeding and development of larvae of the smooth newt, *Triturus vulgaris* L. and on the behavior of its food source, *Daphnia***. *Freshwater Biology*, 33: 319–324.
124. WILBUR, H. M. (1987): **Regulations of structure in complex systems: Experimental temporary pond communities**. *Ecology*, 68 (5), 1437–1452.
125. WILBUR, H. M. (1997): **Experimental ecology of food webs: complex systems in temporary ponds**. *Ecology*, 78 (8): 2279–2302.
126. *** (1987): **Technologies to maintain biological diversity**. OTA (Office of Technology Assessment) – F-330, WASHINGTON D. C.

(A családnevek majuszkulás kiemelését kötet-szerkesztési szempontok indokolták. Szerk. megj.)



Dispariția amfibienilor: ipoteze noi

(Rezumat)

Cauzele care duc la dispariția pe plan global a amfibienilor sunt foarte diverse și de multe ori greu de separat una de cealaltă. În lucrare discut câteva dintre ipotezele, care explică dispariția amfibienilor: schimbarea climei, distrugerea habitatelor, speciile introduse (în special pești), pesticidele, erbicidele, radiațiile UV-B, bolile contagioase. În viitor, rezultatele cercetărilor referitoare la necesitățile ecologice ale diferitelor specii de amfibieni vor ajuta la creșterea eficienței protecției acestui grup. Se pare că protecția amfibienilor poate fi realizată numai la un nivel superior de organizare, prin protejarea ecosistemelor împreună cu legăturile din interiorul lor. Amfibienii reprezintă doar un component dintr-un ecosistem. Luarea unor măsuri eficiente de protecție a acestui grup este îngreunată de multe ori de lipsa cunoștințelor despre stabilitatea ecosistemelor și privind rolul amfibienilor în realizarea acesteia.

The Decline of Amphibians: some New Hypothesis

(Abstract)

The factors causing worldwide decline of amphibians are very diverse and often difficult to separate. This work discusses some hypothesis that explains amphibian extinction: climate change, habitat loss and fragmentation, introduced species (especially fish), biocides, UV-B radiation and disease. In future, the results concerning ecological needs of different species of amphibians will be helpful in increasing protection efficiency for this group. It seems that efficiency of amphibian protection may be increased only by realizing on a higher level of organization, by protecting ecosystems including between species connections. Amphibians represent only one component of the ecosystem. It is often difficult to take efficient measures in order to protect this group because of the lack of knowledge about stability of ecosystems and the role of amphibians in ecosystems stability.

