

Az özönnövények irtási sikerességének vizsgálata térbeli modellek alapján

Pestiné Rácz Éva Veronika

Széchenyi István Egyetem, Környezetmérnöki Tanszék,
9026 Győr, Egyetem tér 1., E-mail: raczev@sze.hu

Összefoglaló: Az inváziós növényfajok szerte a világon komoly természetvédelmi és gazdasági károkat okoznak. Magyarország természetvédelmi szempontból fontos területein is több átalakító faj van jelen. Az özönfajok megtelepedésének és terjedésének megelőzését, valamint a kiirtásukat és visszaszorításukat szolgáló kezelések tervezésében jelentős segítséget nyújthatnak a matematikai modellek. A különböző irtási stratégiák összehasonlítására sejtautomata modellt használtunk. Vizsgáltuk, hogy a kezelés elkezdésének időpontja, a kezelés időtartama, intenzitása és hatásmechanizmusa (mortalitásra és/vagy kolonizációra hat-e), milyen hatást gyakorol a kezelés sikerességére. Eredményeink alátámasztják a megelőzés fontosságát, és demonstrálják a stabilan megtelepedett fajok kiirtásának nehézségét. Felhívják a figyelmet a kezelés időben való elkezdésének fontosságára a károk minimalizálása érdekében. Kimutatják, hogy a majdnem teljesen sikeres irtás abbahagyásával a kezelés sikereinek megsemmisülését kockáztatjuk.

Kulcsszavak: biológiai invázió, irtási stratégiák, özönfajok, térbeli modellezés

Bevezetés

Az inváziós fajok (özönfajok) olyan idegenhonos fajok, amelyek természetes előfordulásuktól távoli területekre kerülve képesek megtelepedni, terjedni illetve rendkívüli módon elszaporodni. Az özönfajok egy része képes a meghódított közösség vagy táj sajátosságainak (szerkezet, összetétel, szukcesszió) radikális megváltoztatására, ezeket átalakító fajoknak nevezik (Botta-Dukát *et al.* 2004). Az özönfajok tudatos betelepítéssel vagy véletlen behurcolással, de minden esetben emberi segítséggel jutnak el olyan helyekre, amelyektől természetes körülmények között áthidalhatatlan akadályok választják el.

Az élőhelypusztulás és -feldarabolódás mellett az inváziós fajok jelentik a legnagyobb veszélyt a biológiai sokféleségre (Allendorf & Lundquist 2003). A védett fajok jelentős részénél az elsődleges veszélyeztető tényező az özönfajok között kersendő; predátorként, vetélytársként vagy kórokozóként ritkítják, esetleg hibridizációval megváltoztatják a veszélyeztetett fajok populációit (Pimentel *et al.* 2000, 2001, 2005). A nem védett őshonos fajokra is számottevő hatást gyakorolnak, akár közvetlenül vagy az ökoszisztéma erőteljes módosításán keresztül. Megváltozathatják a vegetáció összetételét, kihatva a növényzettől függő faunára, és módosíthatják a szukcessziós folyamatokat is (Mack & D'Antonio 1998). Az özönfajok által okozott természeti és gazdasági károk világszerte komoly problémát jelentenek. Bár a leg súlyosabb esetek Amerikába és Ausztráliába behurcolt eurázsiai fajokról szólnak, az inváziós fajok Európában is évről évre gondot jelentenek (Pyšek 2003, Scott 2001).

Magyarország biogeográfiai helyzete folytán különösen érzékeny az inváziókra, mivel inváziós átjáróként szolgálhat a lombhullató erdők és a füves puszták között (Török *et al.* 2003). A magyar flóra mintegy 3%-a (31 faj) inváziós (Mihály & Botta-Dukát 2004). A legagresszívebben terjedő átalakító özönfajok között található például az amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.) (Csiszár & Bartha 2004), a bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle) (Szűcs 2004, Udvardy 1998), a bíbor nebáncsvirág (*Impatiens glandulifera* Royle) (Balogh 2004), a gyalogakác (*Amorpha fruticosa* L.) (Szigetvári & Tóth 2004), a japán keserűfű (*Fallopia x bohemica* (Chrtek & Chrtková) J. Bailey) (Balogh 2000), a kanadai és magas aranyvessző (*Solidago canadensis* L. és *S. gigantea* Aiton) (Balogh *et al.* 2003, Botta-Dukát *et al.* 1998), a selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) (Bagi & Szilágyi 1995), az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) (Béres 2003, Szigetvári & Benkő 2004), a zöld juhar (*Acer negundo* L.) (Udvardi 2004). (A hazai inváziós növényfajok teljes listáját lásd Balogh *et al.* (2004) írásában.)

Az özönfajok elleni védekezés nem csupán természetvédelmi probléma, azonban természetvédelmi biológiai és ökológiai alapokon nyugszik, sőt új tudományágat hívott létre az ökológián belül. Az inváziós ökológia négy fő témaköre (Botta-Dukát 2004, Dean 1998, Elton 1958): (1) az idegenhonos fajok inváziós képessége, (2) az egyes területek invázióval szembeni ellenálló-képessége, (3) az invázió hatása és (4) az invázió elleni védekezés (kiirtás, visszaszorítás, kezelés).

Az özönnövények több évtizedes vizsgálata alapján számos adatot gyűjtöttek a fajok életmenet sajátosságairól és az inváziós esetek történetéről (lásd pl. Kolar & Lodge 2001 review cikkét). Ezek alapján nyilvánvalóvá vált, hogy kevés olyan általános alapelv szűrhető le, amely felhasználható az inváziók megjósolására, megelőzésére és kezelésére.

Annak ellenére, hogy azok a tulajdonságok, amelyek az egyes fajokat invázióssá teszik, kevésbé meghatározhatók, és az egyes területek előzönlésére nem tehető megbízható perdikciók, a sikeres inváziók dinamikája lényegében hasonló a szárazföldi özönnövények nagy része esetén. Ha sikeresen megtelepedik egy átalakító özönnövény, akkor az elfoglalt területeken viszonylag magas abundancia és borítási értékkel van jelen, általában minden évben gyorsan szaporodóképessé váló egyedek tömegei jelennek meg, és nagy valószínűséggel rövid időn belül a szomszédos területeket is meghódítják.

Higgins és Richardson (1996) szerint az általánosíthatóság nehézségei ellenére a matematikai modellek értékes segítséget nyújthatnak az özönfajok terjedésének megértésében és kezelésük hatékonyságának növelésében. A biológiai inváziókkal foglalkozó szakirodalomban mégis kevés a modelleket alkalmazó, elméleti munka az ökológia más területeihez viszonyítva. A használt modellek legtöbbször egy konkrét területet veszélyeztető egy vagy néhány özönfaj elterjedésével és kezelésével foglalkoznak (Cannas *et al.* 2003, Wasworth *et al.* 2000, Zalba *et al.* 2000).

A populációdinamikai modellek több típusa potenciálisan alkalmas inváziós

növényfajok modellezésére (Higgins & Richardson 1996, Sakai *et al.* 2001). Közöttük a sejtautomaták különösen jól megfelelnek a teresztris növényi inváziók vizsgálatára, mivel lokális szabályokon alapuló térbeli modellek és diszkrét időlépéseik tükrözik a mérsékeltövi növények éves ciklusát.

Jelen dolgozat célja, hogy azoknak az özönnövényeknek a kiirtási és visszaszorítási lehetőségeit vizsgálja, amelyek már elterjedtek vagy igen nagy valószínűséggel el fognak terjedni egy adott területen. Ezért feltételezzük, hogy az özönnövény már sikeresen megtelepedett a szóban forgó terület egy részén. Megvizsgáljuk, hogy a kezelés hatásmechanizmusa (a faj mortalitására és terjedőképességére gyakorolt hatás) és a kezelés időbeli lefutása (kezdés, időtartam) hogyan befolyásolja az irtás sikerességét és az özönfaj által okozott természeti kár nagyságát.

Modell és módszer

Az inváziós növényfajok visszaszorításának lehetőségeit egy sejtautomata modell segítségével vizsgáljuk. Feltételezzük, hogy a terület összefüggő, és csak olyan részekből áll, amelyek az özönfaj számára meghódíthatók. A teljes vizsgálati területet a sejtautomata modellben egy négyzetrács reprezentálja. Ennek cellái akkora területnek felelnek meg, amely elegendően nagy ahhoz, hogy az özönnövény egy lokális populációját eltartsa, ugyanakkor a faj egyik évről a másikra képes átterjedni a szomszédos terület(ek)re. A modellben csak az özönfaj elterjedését vizsgáljuk, a többi faj dinamikáját nem követjük nyomon. Feltételezzük, hogy ha az inváziós növényfaj egy folton sikeresen megtelepedett, akkor ott nagy abundanciával van jelen. Ezért a lokális populációk nagyságának változását nem követjük nyomon, csak az özönnövény jelenlétét figyeljük.

Ennek megfelelően a sejtautomata modellben a cellák állapota kétféle lehet: vagy tiszta (0): nem fertőzte meg az élőhelyfoltot az özönnövény, vagy fertőzött (1): az inváziós növényfaj előzönlötte a foltot.

A tiszta foltokat eláraszthatja az özönnövény (0→1), ha a cella 8 szomszédja között van fertőzött. Az előzönlés valószínűsége függ a forrásfoltok (azaz a fertőzött szomszédok) számától (N -től):

$P(0 \rightarrow 1) = c(N)$, c -t kolonizációs függvénynek nevezzük (Rácz & Karsai 2003, 2006). A kolonizációs függvény magába foglalja a növény mindazon képességeit, amelyek hozzájárulnak ahhoz, hogy életképes populációt tudjon létrehozni egy szomszédos folton (magszám, diszperziós képesség, csírázási képesség, magoncok életképessége ... stb.).

Az özönnövények uralta foltok megtisztulhatnak (1→0) a természetes mortalitás következtében, ennek valószínűsége:

$$P(1 \rightarrow 0) = e_0$$

A különféle kezelési stratégiák kétféle módon hatnak az özönnövény élőhelyfeltöltés szintjén tapasztalható dinamikájára. Egyrészt megnövelhetik a foltról való kihalás valószínűségét

$$P(1 \rightarrow 0) = e_0 + e_{\text{kezelés}},$$

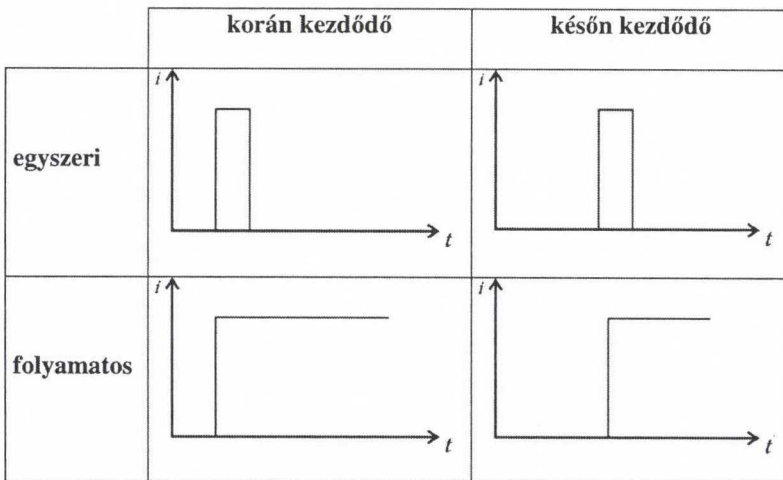
másrészt csökkenthetik a tiszta foltokra való áttérjedés esélyét ($k \cdot 100\%$ -ára)

$$P(0 \rightarrow 1) = k \cdot c(N), \text{ ahol } k(0,1].$$

Kezelési stratégiák

A kezelés hatásmechanizmusa szerint az irtási stratégiák lehetnek moralitásnövelő, terjedésgátló vagy mindkettőt befolyásoló komplex stratégiák. A kései kaszálás vagy az elsősorban klonálisan szaporodó növények esetén a csonkítás csak az egyedek elpusztulását, ezáltal az adott terület megtisztítását segíti elő, a továbbterjedést jelentősen nem befolyásolja. Míg a virágok, termések eltávolítása (pl. virágzaskori nem elég mély kaszálás) csak a terjedést gátolja jelentős mértékben. A leghatékonyabb komplex kezelések mind a túlélést, mind a terjedést visszafogják.

A kezelés időbeli lefolyásának két komponensét vizsgáljuk: a kezelés megindítását és a kezelés időtartamát. A megfelelő felkészültség (detektálás, tudományos és anyagi háttér) és az élőhelyek kezelésre való elérhetősége biztosíthatja, hogy az irtás nem sokkal az özönnövény megtelepedése után elkezdődjön – korán kezdődő kezelés. A gyakorlatban azonban ritkán áll minden idejében rendelkezésre, ezért sok esetben a kezelést nem tudjuk elindítani a megtelepedést követő néhány évben – későn kezdődő kezelés. A kezelés időtartama lehet egy vagy néhány év (egyszeri kezelés), vagy a kezelést a faj teljes kiirtásáig folytathatjuk (folyamatos kezelés). Az egyes időbeli stratégiákat az 1. ábra foglalja össze.



1. ábra. Az irtási stratégiák intenzitásának (i) időbeli lefutása

Szimulációk

A modell vizsgálatára nagy számú szimulációt végeztünk különböző paraméterkombinációkra, irtási stratégiákra, különböző hatékonyságú irtást tekintve. A szimulációkat 50x50 cellából álló sejtterén végeztük periodikus peremfeltételekkel. A sejtautomata celláinak állapotátmenetét leíró szabályokat – a klasszikus megközelítésnek megfelelően – szinkron módon alkalmaztuk az egész sejtterre.

Az egyes szimulációs beállításokban az alábbi paramétereket használtuk:

1. kezdeti konfiguráció: az inváziót (a) egyetlen fertőzött foltot (b) egy 3x3 foltból álló fertőzött blokkot, (c) három, egymástól távolabb elhelyezkedő gócpontból tartalmazó és egy olyan elrendezésből indítottuk, (4) amelyben a foltok 1%-a fertőzött, véletlenszerű térbeli eloszlásban.
2. kolonizációs képesség: különböző lineáris ($c(N)=\text{Min}[c_1 N ; c_{\text{max}}]$) és hatványfüggvény szerint telítődő ($c(N)=1-(1-q)^N$) kolonizációs függvényeket tekintünk.
3. kihalási ráta: $e_0 \in \{0,05; 0,1; 0,15; \dots ; 0,9\}$
4. az irtás kolonizáció-csökkentő hatása: ($k(t)$ időben változó, irtás hiányában vagy kolonizációs képességet nem befolyásoló kezelés esetén $k=1$) $k_{\text{max}} \in \{0,5; 0,3; 0,1\}$
5. az irtás hatásával növelt mortalitás ($e(t)=e_0+e_{\text{kezelés}}$).
6. időstratégiák paraméterei: irtás kezdő időpontja, az irtás végének időpontja.

Eredmények

Az irtás általában ritkán vezet az özönfaj teljes kipusztításához, ha a faj jó terjedőképességgel rendelkezik. A kapott eredmények kevésbé függenek a kezdeti mintázattól. Némiképpen különbséget jelent, hogy több gócpont esetén gyorsabban telítődik az egész sejtter, azaz rövidebb a lag fázis.

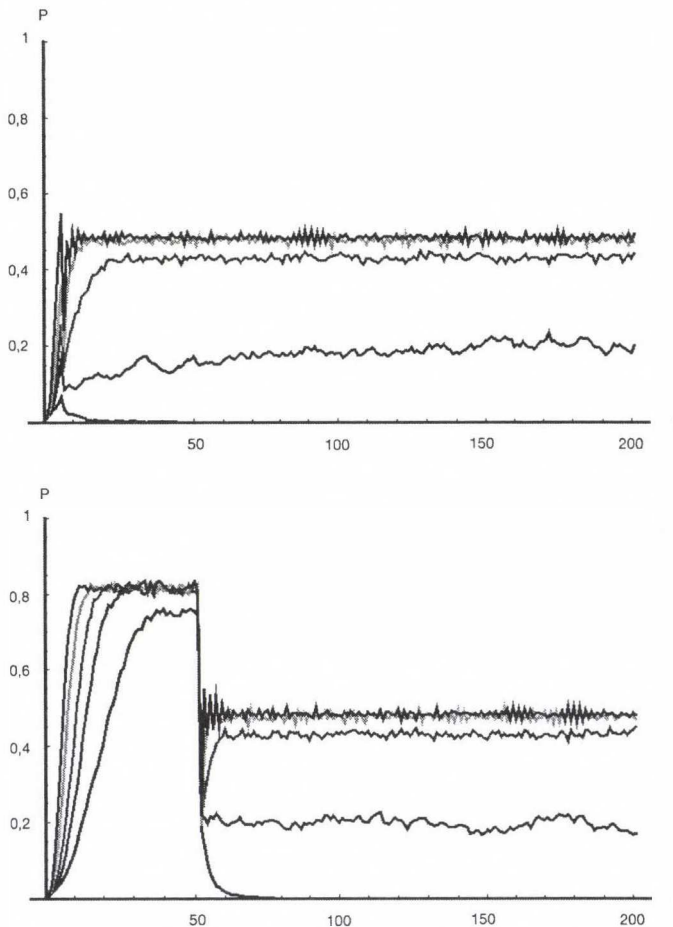
Mortalitáskeresztelés vagy kolonizációgátlás

Csupán a mortalitás növelése nem vezet eredményre. Még 90%-os irtási hatékonyság mellett is csak akkor lehetséges teljes kiirtás, ha a faj kolonizációs képessége alacsony ($0,1 N$ alatti, azaz kevesebb, mint 10% a valószínűsége annak, hogy egy fertőzött folttal szomszédos területen képes megtelepedni az özönfaj). Hasonlóan – nem meglepő módon – csak a terjedés gátlása sem vezet az özönfaj kipusztulásához.

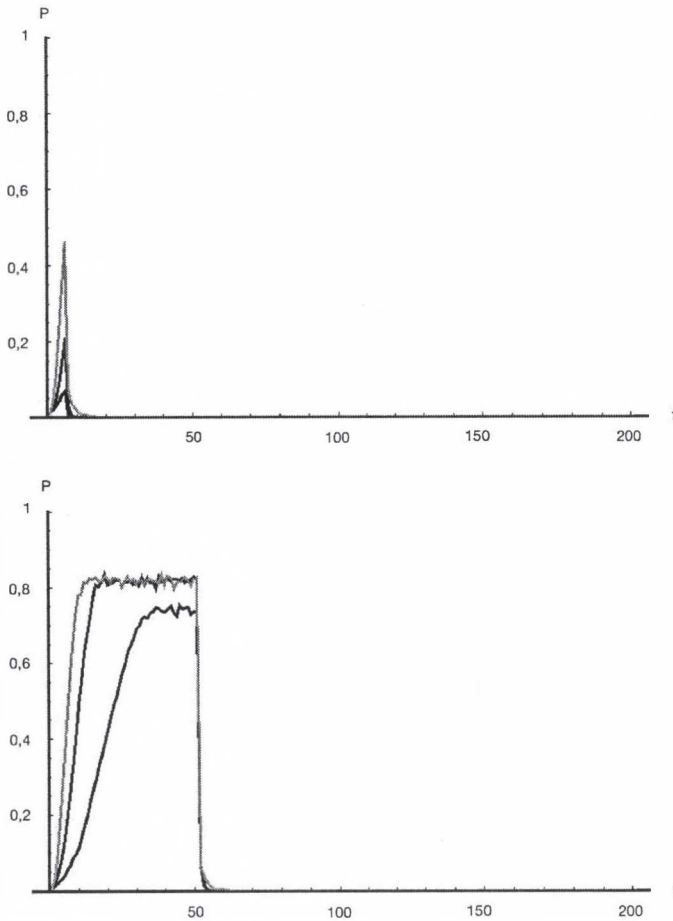
A komplex kezelések, amelyek egyszerre hatnak a mortalitásra és a kolonizációra, a paraméterek szélesebb tartományában vezetnek az inváziós faj kipusztulásához, különösen hosszú ideig tartó kezelés esetén.

Késői vagy korai kezdés

Csak a kezelés elkezdésének idejében különböző kezelések hatását összehasonlítva minden esetben azonos eredményt kapunk, függetlenül az egyéb paraméterektől. A kezelés elkezdésének időpontja csak akkor nem befolyásolja a végeredményt, ha a teljes kipusztítás nem lehetséges, és a visszaszorító kezelés azonos szinten folyamatosan nagyon hosszú ideig fenntartható (2–3. ábra). Különösen, ha az irtás teljes sikerre vezet, akkor a keletkezett kár szempontjából nagyon lényeges, hogy az irtás korán történt-e. Késői irtás esetén a terület maximális fertőzöttsége látványosan magasabb, mint korai irtás esetén (4–5. ábra).



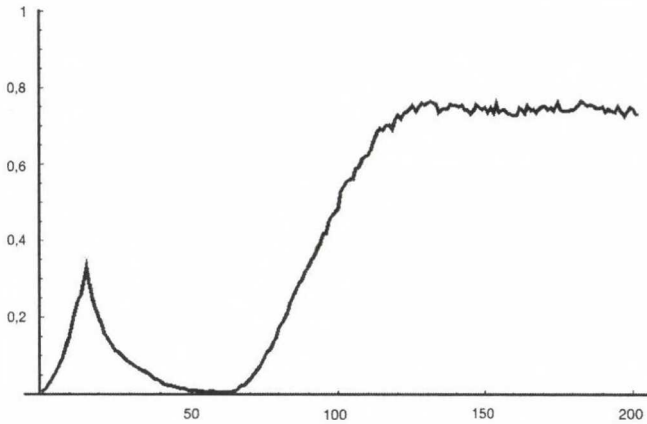
2–3. ábra. Mortalitás-növelő kezelés hatása különböző terjedőképességű özönnövények foltfoglaltsági dinamikájára (fent) korai (az 5. évben kezdődő) és (lent) késői (az 50. évben induló) kezelés esetén. Mindkét esetben a kezelés ideje alatt a mortalitás 95%-os ($e=0,95$; $e_0=0,2$). Az ábrákon belül az egyes (különböző árnyalattal színezett) grafikonok az inváziós növényfaj által fertőzött foltok arányának időbeli változását mutatják különböző kolonizációs képességű fajokra ($c_1=0,1$; $0,15$; $0,2$; $0,3$; $0,6$).



4–5. ábra. Sikeres komplex (fent) korai (az 5–25. évben végzett) és (lent) késői (50–75. évben történt) kezelés hatása különböző kolonizációs képességű özönfajok foltdinamikájára. Mindkét esetben az irtás az özönfaj mortalitását 95%-ra növelte ($e_0=0,2$), kolonizációs képességét pedig ötöd részére csökkentette ($k=0,2$). Az ábrákon belül az egyes grafikonok más-más kolonizációs képességű fajokra vonatkoznak ($c_1=0,1; 0,2; 0,4$). Későn végzett kezelés esetén évtizedeken keresztül a terület élőhelyfoltjainak több mint felén megtalálhatók az inváziós növényfaj populációi. Ezzel szemben a korai kezelés 30–90%-al csökkenti a maximális elfoglaltsági arányt, 20%-nál magasabb elfoglaltság legfeljebb 1–2 évig áll fenn.

Egyszeri akció vagy folyamatos kezelés

Minél hosszabb a kezelés, az özönfaj tulajdonságait leíró paraméterek annál szélesebb tartományában sikeres az akció. Lényeges az irtás következetes végrehajtása. Majdnem teljes (akár 1–2 fertőzött foltra) visszaszorítás után a kezelést abbahagyva, néhány éven vagy egy évtizeden belül újra visszaáll a magas fertőzöttségi állapot (6. ábra).



6. ábra. Az özönnövény által elfoglalt foltok arányának alakulása a teljes kiirtás előtt abbahagyott kezelés esetén. A 15–60. év időintervallumban a kolonizációt gátoljuk ($k=0.2$; $e=e_0=0.2$) egy kevésbé jól kolonizáló fajnál ($c_1=0,1$).

Megvitatás

Az özönfajok visszaszorítása napjainkban a természetvédelem egyik legnagyobb kihívása. Az emberiség környezet-átalakító tevékenysége, a világ lakosságának rohamos növekedése, az emberek mobilitásának megugrása – intenzitásában és a megtett távolságokat tekintve egyaránt –, mind olyan tényező, amely elősegíti a fajok terjedését, és az idegen fajok megtelepedését. Mivel ezek a tényezők várhatóan legalább ilyen mértékben jelen lesznek a következő évtizedekben is, továbbra is nagy eséllyel várható, hogy időről-időre újabb özönfajok jelennek meg a világ különböző részein. Így az özönfajok terjedésének megállítását minden bizonnyal a természetvédelmi kezelések fontos célkitűzése lesz az elkövetkezendő évtizedekben is.

Mind természetvédelmi, mind gazdasági szempontból lényeges, hogy a lehető legnagyobb hatékonysággal, minimalizálva a természetes életközösségben keletkezett kárt, a lehető legkisebb ráfordítással lehessen visszaszorítani az özönfajokat.

Az inváziós fajok visszaszorítási és kiirtási kísérleteiről számos esettanulmány áll rendelkezésre (Simberloff 2003, Veitch & Clout 2002, Wittenberg & Cock 2001). A sikeres kiirtási akciók túlnyomó többsége olyan beavatkozás eredménye, amely közvetlenül az özönfaj megjelenése után történt, vagy később ugyan, de a faj nagy területre való elterjedése előtt. Simberloff (2003) hangsúlyozza, hogy ugyan a célfajokról szerzett információk hozzájárulnak a kezelés sikeréhez, az eredményre sokkal inkább meghatározó az azonnali fellépés. Ha azonban a nyakoncsípés lehetőségét elszalasztjuk, a faj mélyebb ismerete szükséges a visszaszorításhoz, és gyakran a beható ismeretek sem biztosítják a teljes kiirtást. Az „előbb lőj, aztán kérdezz”

stratégia gazdasági szempontból is sokkal kifizetődőbb. Az idegenhonos fajok egy része nem fedi fel azonnal veszélyességét, a megjelenés és a gyors terjedés közötti lag fázis különböző lehet, akár évtizedig eltarthat (Sakai *et al.* 2001). A megtelepedés következményeinek alulbecslése komoly következményekkel járhat, mivel stabilan megtelepedett özönfajokat ritkán sikerült kiirtani (Mack *et al.* 2000).

Az özönnövények visszaszorításának stratégiáit eddig főként esettanulmányok alapján hasonlították össze. A modellünk egy új, eset és fajfüggetlen módszert szolgáltat az irtási hatékonyság vizsgálatára, és lehetőséget nyújt általános tanulságok megfogalmazására. Mint minden modell, sejtautomatánk is szükségszerűen számos egyszerűsítést tartalmaz. A vizsgálati területet alkotó élőhelyfoltokat egyformának tekintjük, a terjedés gátjaitól eltekintünk, és az életközösségekben jelen lévő többi faj hatását nem vesszük figyelembe. Nem foglalkozunk a megtelepedés körülményeinek elemzésével, feltételezzük, hogy az özönnövény a vizsgálat kezdetén már legalább egy stabil, terjedőképes lokális populációval rendelkezik. Ezek az egyszerűsítések azonban a természetvédelmi szempontból fontos többé-kevésbé összefüggő területek és a legveszélyesebb (igen jó terjedőképességű átalakító) fajok esetén nem jelentenek olyan megszorítást, amely a modell tanulságainak érvényességét befolyásolná. A különböző akadályok, el nem foglalható területek jelenlétének és elhelyezkedési mintázatának hatása beépíthető a modellbe, további érdekes kutatási irányt mutatva. A kolonizációs függvények az egyes fajok terjedőképességének leírására alkalmasak, konkrét fajokra és esetekre pontos alakjuk becsülhető. Vizsgálatunk célja azonban nem egy konkrét inváziós növényfaj pontos leírása, hanem minél általánosabb következtetések levezetése volt.

A kezelések időbeli lefutásának lépcsős alakja ideális esetet ír le, amikor a tervnek megfelelő, minden évben azonosan magas hatékonyságú irtást sikerül véghezvinni. Az ettől való eltérés rontja a kezelés hatékonyságát, és csökkenti a teljes siker esélyét, illetve csak a kezelés hosszabb idejű fenntartásával valósítható meg.

A modell egyszerűsége ellenére több, a hazai természetvédelemben is hasznosítható perdikcióra vezetett.

A kezelés minél hamarabb történő elkezdése a maximális fertőzöttség szintjét jelentősen lecsökkenti. Különösen sikeres irtás esetén a maximális fertőzöttségből eredő természetvédelmi károk a kezelés idejében való elkezdésével töredékére csökkenthetők, függetlenül a kezelés hatásmechanizmusától és időtartamától.

Ha a rendelkezésre álló módszerek és lehetőségek mellett nem lehetséges a teljes kiirtás, és tetszőlegesen sokáig fenn tudjuk tartani a kezelést, akkor hosszútávon kevésbé fontos, hogy nem idejében kezdtük el, ekkor ugyanis a kezelés a kezdő időpontjától függetlenül azonos szintre leszorítva tartja az özönnövény foltdenzitását.

Az özönnövény teljes kiirtásának sikere függ az özönnövény sikerességétől (jó kolonizációs képesség esetén szinte lehetetlen kiirtani), a területek megtisztítása mellett a terjedőképesség visszaszorításának hatékonyságától és a kezelés hosszától. Nagy kockázattal jár a kezelés abbahagyása a majdnem tökéletes kiirtás pillanatában. Vegyszeres kezelés esetén az irtási program további néhány évig való folytatása

lecsökkent fertőzöttség mellett viszonylag kis többletköltséggel jár, a kezelés felhagyása viszont néhány év alatt újra erősen fertőzött állapothoz vezethet. Ez az eredmény összhangban van a gyakorlati tapasztalatokkal. Szigetvári Csaba és Tóth Tamás (2004) arról számol be, hogy a gyalogakác visszaszorítására irányuló kezelés (kaszálás, legeltetés) egyetlen szezonban való elmulasztása többéves viaszesést jelent.

Modellünk eredményei alátámasztják, hogy – különösen természetvédelmi területen – az elsődleges cél a megelőzés kell hogy legyen, azaz lehetőleg mindent meg kell tenni annak érdekében, hogy az özönfaj ne tudjon egyetlen élőhelyfolton sem stabil populációt létrehozni. Ha ez nem lehetséges, az özönfaj átalakító tevékenységéből és a kezelésből eredő bolygatás minimalizálása érdekében mihamarabb el kell kezdeni az irtást. Fontos, hogy a kezelés egyszerre csökkentse a túlélőképességet és a kolonizációs képességet is, és elegendően hosszú ideig tartson.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton mondok köszönetet Dr. Botta-Dukát Zoltánnak az értékes beszélgetésért és hasznos tanácsaiért. A kutatást az OTKA T 043-177 támogatta.

Irodalomjegyzék

- Allendorf, F. W. & Lundquist, L. L. (2003): Introduction: Population biology, evolution, and control of invasive species. – *Conserv. Biol.* **17**: 24–30.
- Bagi, I. & Szilágyi, Z. (1995): Az *Asclepias syriaca* L. cönológiai viszonyai a Kiskunsági Nemzeti Park fokozottan védett homokterületein. – *Bot. Közlem.* **82**: 142–147
- Balogh, L. (2000): Japánkeserűfű-állományok társulástani vizsgálatának egy módszere és tapasztalatai. – *Kitaibelia* **5**(1): 79–82
- Balogh, L. (2004): Bíbor nebáncsvirág – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Őzönnövények*. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 161–186.
- Balogh, L., Botta-Dukát, Z. & Dancza, I. (2003): What kind of plants are invasive in Hungary? – In: Child, L. E., Brock, J. H., Brundu, G., Prach, K., Pyšek, P., Wade, P. M. & Williamson, M. (eds.): *Plant invasions: Ecological threats and management solutions*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 131–146.
- Balogh, L., Dancza, I. & Király, G. (2004): A magyarországi neofitonok időserű jegyzéke és besorolásuk inváziós szempontból – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Őzönnövények*. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 61–92.
- Béres I. (2003): Az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) elterjedése, jelentősége és biológiája. – *Növényvédelem* **39**: 293–302
- Botta-Dukát, Z. (2004): A növényi invázióval kapcsolatos hazai és nemzetközi aktivitás – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Őzönnövények*. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 17–33.
- Botta-Dukát, Z., Dancza, I. & Szabó, I. (1998): A kaszálás és az avar eltávolításának hatása a *Solidago gigantea* Ait. növekedésére. – *Természetvéd. Közlem.* **7**: 65–73.

- Botta-Dukát, Z., Balogh, L., Szigetvári, Cs., Bagi, I., Dancza, I. & Udvardy, L. (2004): A növényi invázióhoz kapcsolódó fogalmak áttekintése, egyben javaslat a jövőben használandó fogalmakra és definíciókra. – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest*, pp. 35–59.
- Cannas, S. A., Marco, D. E. & Páez S. A. (2003): Modelling biological invasions: species traits, species interactions, and habitat heterogeneity. – *Math. Biosci.* **183**: 93–110.
- Csiszár, Á. & Bartha, D. (2004): Amerikai kőris – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest*, pp. 131–142.
- Dean, W. R. J. (1998): Space invaders: Modelling the distribution, impacts and control of alien organisms. – *Trends Ecol. Evol.* **13**: 256–258.
- Elton, C. S. (1958): *The ecology of invasions by animals and plants*. – Methuan & Co. Ltd, London.
- Higgins, S. I. & Richardson, D. M. (1996): A review of models of alien plant spread. – *Ecol. Model.* **87**: 249–265.
- Kolar, C. S. & Lodge, D. M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. – *Trends in Ecology and Evolution* **16**: 199–204
- Mack, M. C. & D'Antonio, C. M. (1998): Impacts of biological invasions on disturbance regimes. – *Trends Ecol. Evol.* **13**: 195–198.
- Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M. & Bazzaz, F. A. (2000): Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. – *Ecol. Appl.* **10**: 689–710.
- Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.) (2004): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények*. – A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R. & Morrison, D. (2000): Environmental and economic costs of non-indigenous species in the United States. – *BioScience* **50**: 53–65.
- Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T. & Tsomondo, T. (2001): Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **84**: 1–20.
- Pimentel, D., Zuniga, R. & Morrison, D. (2005): Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. – *Ecol. Econ.* **52**: 273–288.
- Pyšek, P. (2003): How reliable are data on alien species in Flora Europaea? – *Flora* **198**: 499–507.
- Rácz, É. V. P. & Karsai, J. (2003): Computer simulation results for cellular automata modes of some ecological systems. – *Folia FSN Universitatis Masarykianae Brunensis, Mathematica* **13**: 213–221.
- Rácz, É. V. P. & Karsai, J. (2006): Effect of initial patterns on competitive exclusion. – *Community Ecology*, in press
- Sakai, A. K., Allendorf, F. W., Holt, J. S., Lodge, D. M., Molofsky, J., With, K. A., Buggeman, S., Cabin, R. J., Cohen, J. E., Ellstrand, N. C., McCauley, D. E., O'Neil, P., Parker, I. M., Thompson, J., N. & Weller, S. G. (2001): The population biology of invasive species. – *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **32**: 305–332.
- Scott, J. K. (2001): Europe gears up to fight invasive species. – *Trends Ecol. Evol.* **16**: 171–172.
- Simberloff, D. (2003): How much information in population biology is needed to manage introduced species? – *Conserv. Biol.* **17**: 83–92.
- Szigetvári, Cs. & Benkő, Zs. R. (2004): Újlevelű parlagnyír – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest*, pp. 337–370.
- Szigetvári, Cs. & Tóth, T. (2004): Gyalogakác – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest*, pp. 187–206.
- Szűts, F. (2004): Bálványfa (*Ailanthus altissima*) elleni természetvédelmi kezelés a fokozottan védett tornai vértő élőhelyen. – *Természetvéd. Közlem.* **11**: 195–198.
- Török, K., Botta-Dukát, Z., Dancza, I., Németh, I., Kiss, J., Mihály, B. & Magyar, D. (2003): Invasion gateways and corridors in the Carpathian Basin: biological invasions in Hungary. – *Biol. Invasions* **5**: 349–356.

- Udvardy, L. (1998): Spreading and coenological circumstances of the tree of heaven (*Ailanthus altissima*) in Hungary. – *Acta Bot. Hung.* **41**: 299–314.
- Udvardy, L. (2004): Zöld juhar – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények.* A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 371–386.
- Veitch, C. R. & Clout, M. N. (eds) (2002): *Turning the tide: The eradication of invasive species.* – Proceedings of the International Conference on Eradication of Island Invasives. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission No. 27., Auckland, New Zealand.
- Wadsworth, R. A., Collingham, Y. C., Willis, S. G., Huntley, B. & Hulme, P. E. (2000): Simulating the spread and management of alien riparian weeds: are they out of control? – *J. Appl. Ecol.* **37**: 28–38.
- Wittenberg, R. & Cock, M. J.W. (eds) (2001): *Invasive alien species: A toolkit of best prevention and management practices.* – CAB International, Wallingford, Oxon, UK.
- Zalba, S. M., Sonaglioni, M. I., Compagnoni, C. A. & Belenguer, C. J. (2000): Using a habitat model to assess the risk of invasion by an exotic plant. – *Biol. Conserv.* **93**: 203–208.

Investigation of the success of invasive species' eradication using spatial models

Pestiné, Ráczi É. V.

Széchenyi István University

H- 9026 Győr, Egyetem tér 1., E-mail: raczev@sze.hu

Summary: Invading alien plant species can cause major environmental and economic losses all around the world. Transformer species are also present in areas which are important for nature conservation in Hungary as well, threatening unique ecosystems. Mathematical models provide reliable tools for planning actions and strategies to prevent and arrest invasions, eradication, and treatment. In this paper, different eradication strategies are compared using cellular automata models. Treatments starting at different stages of invasion with different duration and intensity are considered. Furthermore, effects on the colonization and mortality of the invasive species were investigated. Our results emphasize the importance of preventing, and point out that once an invasive plant species has established, its eradication is particularly difficult. An early campaign, starting shortly after establishment, can considerably diminish damages caused by the invasion. Abandoning the treatment at almost perfect eradication extremely increases the risk of losing most results of the management.

Keywords: biological invasion, eradication strategies, invasive species, spatiotemporal model