

Alternatív javaslatok a hazai halfauna sokféleségét megfelelően reprezentáló természetvédelmi területhálózat létrehozására

Dolezsai Anna, Sály Péter, Takács Péter és Erős Tibor

MTA Ökológiai Kutatóközpont,
Balatoni Limnológiai Intézet, 8237 Tihany, Klebelsberg K. u. 3.
dolezsai.anna@okologia.mta.hu

Összefoglaló: Az édesvizek biológiai sokféleségének jelentős csökkenése miatt megalapozott, tervszerű védelmükre egyre nagyobb szükség van, amelyhez az objektív, rendszerszintű természetvédelmi tervezés módszerköre nagy segítséget nyújt. Munkánk célja egy olyan védett természeti területhálózat kijelölése volt, amivel kis területen és az országhatáron túlról érkező emberi hatásoktól viszonylag függetlenül biztosítható a halegyüttesek védelme Magyarországon. A védett területhálózat tervezése során egy optimalizációs algoritmusokon alapuló program (Marxan) használatával a legnagyobb biodiverzitással rendelkező, és egyben legkisebb összterületű vízgyűjtőket jelöltük ki. Figyelembe vettük a folyószakaszok hosszirányú összeköttetésének biztosítását és egyúttal a területhálózat minél kisebb mértékű széttagoltságát. Emellett értékeltük a nagyméretű folyók (Duna, Tisza), és a határfolyók (Dráva, Ipoly) fontosságát a területtervezés során. A hazai országos jelentőségű védett területek és az általunk védeni javasolt területhálózat együttes kiterjedése a nagyméretű folyók nélkül is mintegy 13710 km², s véleményünk szerint ez már alkalmas lehet a biológiai sokféleség fenntartására. Számos védett folyóvízi halfaj hatékony megőrzéséhez azonban a határfolyók védelmére is kiemelt figyelmet kell fordítani.

Kulcsszavak: édesvízi védett területhálózatok, szisztematikus természetvédelmi területtervezés, Marxan, folyóvíz, vízgyűjtő

Bevezetés

Méretükhöz képest a Föld legdiverzebb ökoszisztémái az édesvizek (Dudgeon *et al.* 2006), biodiverzitásuk azonban a megnövekedett antropogén hatások következményeként jelentősen lecsökkent. Az itt tapasztalható kihalási ráták meghaladják a tengeri és a szárazföldi területekre becsült veszteségeket, ezért a megalapozott, tervszerű védelmükre egyre nagyobb szükség van (Ricciardi & Rasmussen 1999).

Az eddigi természetvédelmi területtervezési gyakorlat során leginkább szárazföldi és tengeri területek védelmére jelöltek ki területhálózatokat (Abell *et al.* 2007, Strecker *et al.* 2011), ezek alapjául leginkább a fajgazdagság, a ritka fajok jelenléte, és a fajok természetvédelmi értékei szolgáltak (Filipe *et al.* 2004).

Manapság egyre gyakrabban alkalmaznak matematikai célfüggvények optimalizálásán alapuló algoritmusokat a természetvédelmi tervezés módszereként az édesvizek védelmét szolgáló területhálózatok kijelölésére is (Hermoso *et al.* 2011, Margules & Pressey 2000). Ezeknek a módszereknek a segítségével a területi tervezési egységekből a tervezők által előre kikötött feltételek (pl. a teljes hálózat területi kiterjedésének minimalizálása) figyelembevételével mellett optimális terület-hálózat alakítható ki, amely megfelelően képviseli a lehető legnagyobb védendő biodiverzitást (Pressey & Nicholls 1989). A vízfolyások hatékony megőrzéséhez azonban nem elegendő kizárólag a víztestet védelem alá helyezni, hanem szükséges az adott folyószakaszhoz tartozó vízgyűjtő terület kijelölése is. A vízgyűjtő egységek kijelölésén alapuló területtervezés segíti a természetes ökológiai folyamatok biztosítását (pl. populációk közötti vándorlás, anyag- és energiaforgalom) (Linke *et al.* 2012, Moilainen *et al.* 2008).

A szisztematikus természetvédelmi területtervezés módszerei jól alkalmazhatók nagy területű, saját vízhálózattal rendelkező országok esetében (Egyesült Államok, Ausztrália), azonban a határon túl eredő, nemzetközi folyók esetében további lépések szükségesek. A határfolyók hatékony védelméhez nemzetközi együttműködésre is szükség van, azonban ez számos nehézségbe (politikai, gazdasági) ütközhet. A magyarországi folyóvizek 96%-a az országhatárainkon túlról ered (Martonné Erdős 2004). Ezért kiemelt figyelmet kell fordítanunk a védelmük során olyan alternatívák kidolgozására, amelyek lehetővé teszik, hogy a határon túlról érkező hatásoktól függetlenül is megfelelően biztosítva legyen az élővilág védelme. Dolgozatunk célja alternatív javaslatok bemutatása a hazai halfauna sokféleségét megfelelően reprezentáló természetvédelmi területhálózatokra, különös tekintettel a nemzetközi vízfolyásaink védelmi nehézségeiből adódó bizonytalanságokra.

Módszerek

Tervezési egységek és biodiverzitás-adatok

Magyarország területét az EU Víz Keretirányelv (2000/60/EC) szempontjai alapján 868 vízfolyás szegmensre, és a hozzájuk tartozó 953 alvízgyűjtő területre osztották. Ezek az alvízgyűjtők képezték a területi tervezési egységeinket, amelyek átlagos területe (\pm SD) 97,7 (\pm 117,6) km² volt.

Az egyes alvízgyűjtő területek környezeti állapotának pontos leírásához 18 ökológiailag releváns abiotikus változót vettünk figyelembe, amelyek alkalmasak a vízgyűjtő területek domborzati, klimatikus, geológiai, vízhálózat-topográfiai mutatóinak leírására, a tájhasználat és az antropogén hatás mértékének meghatá-

rozására (Linke *et al.* 2012, Hermoso *et al.* 2011). Az adatsorok térinformatikai elemzéséhez Quantum GIS (QGIS Development Team 2012) programot használtunk.

Az MTA ÖK Balatoni Limnológiai Intézet adatbázisa és szakirodalmi adatok felhasználásával az ország 385 alvízgyűjtő területéről 2350 közvetlen halelőfordulási adatponttal rendelkezünk. Az egyes gyűjtések a Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Program módszertanát követve történtek, amelynek előírásai megfelelnek a FAME nemzetközi protokollnak (Erős 2007, Sály *et al.* 2011). Az elemzésekből kizártuk az idegenhonos halfajokat.

Fajelőfordulás modellezése

Azokon a területi egységeken (alvízgyűjtőkön), ahonnan nem rendelkezünk közvetlen halelőfordulási adatokkal, a halfajok előfordulási valószínűségét a rendelkezésre álló irodalmi és saját gyűjtési adatok alapján Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS) algoritmussal jósoltuk meg. Ez a módszer alkalmas a függő (halállomány-összetétel) és a magyarázó (abiotikus) változók közötti komplex, nem lineáris kapcsolatok leírására és prediktálására (Elith *et al.* 2006, Leathwick *et al.* 2006). A vízgyűjtők táji szemléletű abiotikus jellemzéséhez a következő GIS adatbázisokat használtuk fel: a klimatikus, és domborzati viszonyok leírásához a WorldClim adatbázist (Hijmans *et al.* 2014), a tájhasználati mutatók jellemzéséhez a CORINE 2006 adatokat (Steenmans *et al.* 2006) és a Global Human Footprint version 2 adatbázist (Sanderson *et al.* 2002).

Az adatok leválogatásához a QGIS (QGIS Development Team 2012), valamint az R (R Core Team 2013) statisztikai programcsomag 'mapproj' (Bivand & Lewin-Koh 2014), 'sp' (Pebesma & Bivand 2005), 'rgeos' (Bivand & Rundel 2014) és 'raster' (Hijmans 2014) csomagjait használtuk. A MARS modellt illesztettük az R 'earth' csomagjával végeztük (Milborrow *et al.* 2014).

Területtervezés

A legmagasabb természetvédelmi értékkel rendelkező területi tervezési egységeket a Marxan (Ball *et al.* 2009) nevű, szimulált szelekciós algoritmusokon alapuló program segítségével jelöltük ki. A program optimalizációs algoritmus segítségével képes a maximális vagy az általunk meghatározott természetvédelmi cél (target) teljesítésére az ezzel járó költségek (cost) minimalizálása mellett. Elemzésünkben a költség a vízgyűjtő egységek (tervezési egységek) területe volt, míg a természetvédelmi cél az, hogy minden halfaj minimum 30 vízgyűjtő egységben legyen képviselve a végső területhálózatban. Ez a célkitűzés előzetes elemzéseink alapján 3807 km²-en teljesíthető, amely érték megfelel annak a megállapodásunknak, hogy a védett területhálózat az ország területének legfeljebb 20%-át fog-

lalhatja el. 30-nál magasabb értéket nem tűzhattünk ki célul, mert ezt már egyes fajok nem tudták volna teljesíteni.

A program használatakor a költségek és a cél optimalizálásához az ún. boundary length modifier (BLM) értéket alkalmaztuk. Ez a mutató a területhálózat összkörületét a területhálózat egységnyi összterületéhez viszonyítja, és a területhálózat térbeli kompaktságára utal (egységnyi terület mellett a rövidebb kerület térben kompakt, a hosszabb kerület szétagoltabb elrendezésre utal). Ezt az értéket munkánk során kapcsoltsági büntetőpont (connectivity penalty – CP) néven alkalmaztuk a célkitűzésünk megvalósítása és a terület minimalizálása mellett az egyes tervezési egységek kapcsoltságának biztosítására. A CP alkalmazásához meghatároztuk az összes hazai vízfolyásszegmens közötti szomszédsági viszonyt: a közvetlen szomszédok hét, a hetedik, ill. ennél távolabbi szegmensek egy pontot kaptak. Az így nyert vízgyűjtő egységekre vonatkozó távolságmátrixot alkalmaztuk a hálózat kijelölésekor. Az, hogy a program mennyire tartja fontosnak, hogy a minél közelebbi szakaszok bekerüljenek a végső hálózatba, a connectivity penalty (CP) értékének változtatásával súlyozhatjuk. Munkánk során a következő CP értékeket alkalmaztuk: 0, 0.001, 0.005, 0.01, 0.05, 0.1, 0.5, 1, 1.5. Minél magasabb az érték, annál súlyozottabban fontos a szomszédos területek bekerülése a végső területhálózatba, tehát a hálózat egyre kevésbé szétagolt. Ez azonban az összterület növekedését eredményezi (Hermoso *et al.* 2011). CP 0.1 értéktől kezdve a szétagoltság értéke már nem változott, azonban a területigény jelentősen emelkedett, így a további elemzések során az optimálisnak vélt CP 0.1 értéket alkalmaztuk a konnektivitás biztosításának súlyozására.

A területhálózatok kijelöléséhez és az alternatívák bemutatásához négy, hierarchikusan felépülő vizsgálati szintet állítottunk fel. Az első szinten az összes hazai vízfolyáshoz tartozó alvízgyűjtő terület szerepelhetett a végső területhálózatban. A második szinten a nagy méretük, és nehéz védhetőségük miatt kizártuk a Balatont, és a Duna közvetlen szegmenseit (dunai víztestek) az elemzésből. A harmadik szinten az előzőeken kívül a másik, szintén nagyméretű folyónkat, a Tiszát vontuk ki a hálózatból, a negyedik szinten pedig két nagyobb határfolyónk, a Dráva és az Ipoly szegmenseit is kizártuk az elemzésből.

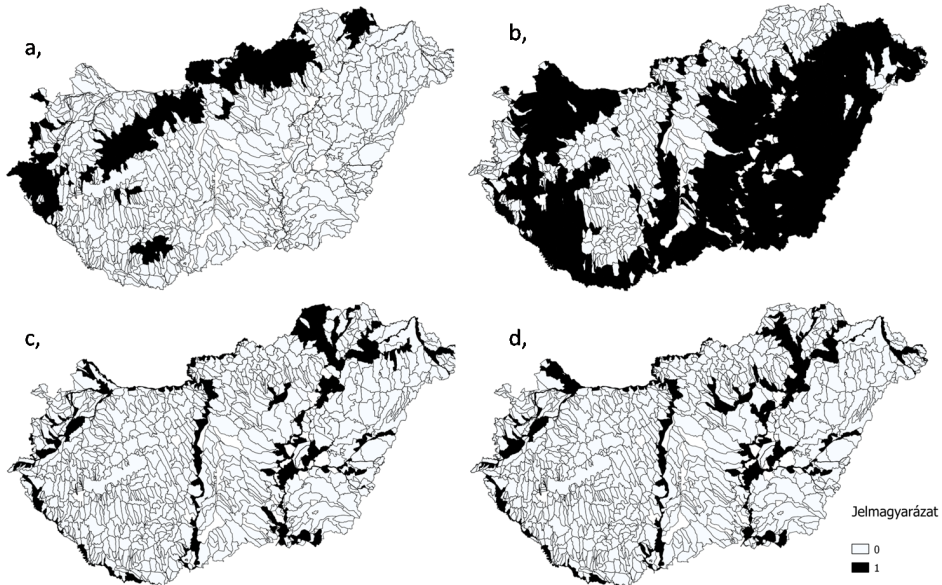
A kapott területhálózatot összevetettük a jelenleg érvényben lévő országos jelentőségű védett területek hálózatával, hogy képet kapjunk, mekkora változtatások lennének szükségesek egy mind a szárazföldi, mind a vízi értékeinket megfelelően képviselő hálózat létrehozásához.

Eredmények

Fajelőfordulás modellezése

A MARS modell predikciós teljesítményét jellemző AUC (Area Under a receiver operating Curve) érték 42 halfaj közötti átlaga és szórása $0,76 \pm 0,07$ -nek, a modell adatokra való illeszkedését mutató R2 érték átlaga és szórása pedig $0,21 \pm 0,09$ -nek adódott.

A prediktált előfordulások térképes ábrázolása jól szemlélteti az eltérő környezeti igényű fajok térbeli eloszlásának különbségeit. Példaként az 1. ábrán a szubmontán és dombvidéki vízfolyásokat kedvelő fűrges cselle (*Phoxinus phoxinus*) (1. ábra a), a síkvidéki, lassú folyású vizekben élő veresszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*) (1. ábra b), a sóderes és homokos aljzatú vízfolyásokat kedvelő törpecsikok (*Sabanejewia balcanica* és *S. bulgarica aurata*) (1. ábra c), valamint a magyar bucó (*Zingel zingel*) (1. ábra d) látható.

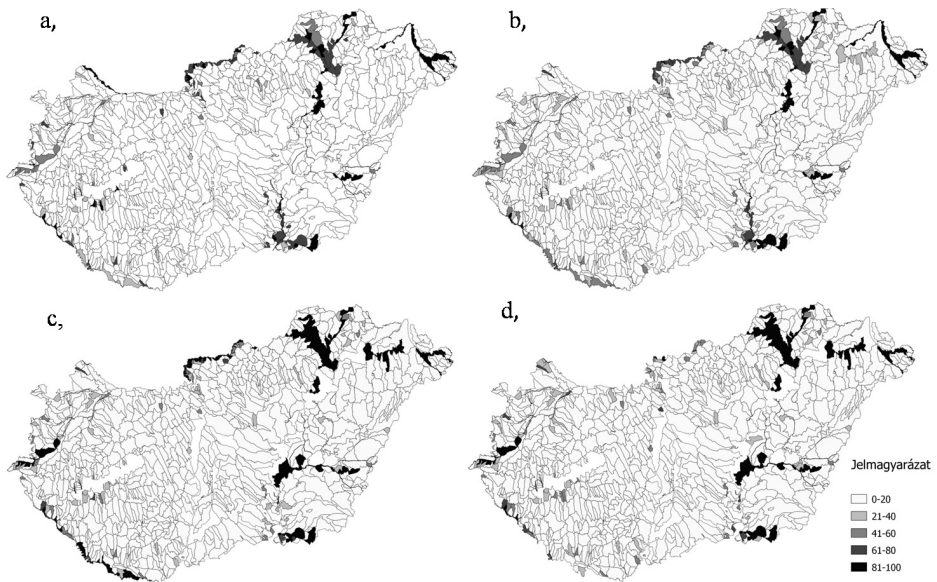


1. ábra. A MARS predikciós modell által nyert fajelőfordulási térképek: a, fűrges cselle (*Phoxinus phoxinus*), b, veresszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*), c, törpe csik fajok (*Sabanejewia balcanica* és *S. bulgarica*), d, magyar bucó (*Zingel zingel*)

Területtervezés

A területtervezési eljárás során a négy tervezési szinten az alábbi területhálózatokat kaptuk (2. ábra). Az első szinten, amelynél az összes hazai vízfolyás és a Balaton is szerepelt az elemzésben, azt tapasztaltuk, hogy sem a Balaton és egy

szegmens kivételével a Duna vízteste sem kerültek a kiválasztott területhálózatba (2. ábra a). Ennek oka, hogy nagy méretükhöz képest kevés faj fordul elő a területükön. Ez alól kivétel a Duna szigetközi szakasza volt, ahol 39 faj fordul elő viszonylag kis területen. Így az első tervezési szinten kiválasztott területhálózat összterülete 3680 km²-nak adódott, és minden fajra érvényesült az a célkitűzésünk, hogy legalább 30 alvízgyűjtőn jelen legyen. A Balaton és a Duna-szakaszok kizárása utáni második tervezési szinten – amelyben a vízfolyáshálózat megfelelően kapcsolt (CP 0.1), és minden faj legalább 30 alvízgyűjtőn jelen van – 4430 km²-en valósítható meg a halfajok védelme (2. ábra b). A harmadik szinten, a Tisza kizárásával már jelentősebb területnövekedést tapasztaltunk, azonban a célkitűzéseinket ez a területhálózat is teljesítette. Eszerint a szükséges méret 5693 km², amely az ország területének még mindig csupán 6,12%-a (2. ábra c). A negyedik tervezési szakaszban, amelyben két határfolyónkat, a Drávát és az Ipolyt is kivontuk az elemzésből, CP 0.1 értéknél 5225 km²-es területhálózat került kijelölésre. A fajokra vonatkozó 30-as előfordulási célkitűzésünk azonban egy fontos fajra, a homoki küllőre (*Romanogobio kessleri*) már nem teljesült (2. ábra d), mert csupán 28 vízgyűjtő egységben volt jelen a területhálózatban.



2. ábra. A területtervezés során kapott védendő területhálózatok a hierarchikusan felépülő négy vizsgálati szinten: a, az összes hazai vízfolyás figyelembevételével, b, a Duna és a Balaton kizárásával, c, a Duna, a Balaton és a Tisza kizárásával, d, a Duna, a Balaton, a Tisza, a Dráva és az Ipoly kizárásával. A szürke árnyalatok az egyes vízgyűjtők kijelölési gyakoriságát jelentik a Marxan program futtatásának 100 ismétléséből.

Végül a jelenlegi országos jelentőségű védett területhálózat és az általunk kapott területhálózatok fedvényeit összevetve meghatároztuk az átfedést, valamint az összevonás után kapott terület nagyságát. Az átfedés mértéke alacsony volt, a négy tervezési szint sorrendjében 5,56%, 0,17%, 7,06%, és 0,17%, az összevont hálózatok területigénye pedig 11550 km², 12913 km², 13265 km² és 13709 km².

Értékelés

Bár a természetvédelmi tervezés során egyre gyakrabban alkalmazzák a Marxan nevű programot, még kevesen használták a program által nyújtott lehetőségeket vízfolyáshálózatok kijelölésére (Hermoso *et al.* 2011). A folyóvízhálózatok védelmekor azonban kiemelt figyelmet kell fordítani a hosszirányú hidrológiai átjárhatóságra, aminek alapfeltétele a hidrológiai kapcsoltság, hogy a szükséges ökológiai folyamatok végbemehessenek, valamint hogy az esetleges zavarás a felsőbb vagy alsóbb szakaszokon ne veszélyeztesse közvetlenül a védeni kívánt területet. Így kissé megnövekedett területigényű, de hatékonyabb védelmi funkcióval rendelkező hálózatokat jelöltünk ki a kapcsoltság biztosításával. A területhálózati térképek árnyalatai alapján (2. ábra) megfelelő képet kapunk azokról a kisebb méretű hazai vízfolyásokról, amelyek a vízi biodiverzitás védelmének szempontjából kiemelten jelentősek. Ezek a Duna szigetközi szakasza, a Rába, a Dráva és az Ipoly folyók, illetve a Sajó, a Zagyva, a Felső-Tisza-vidék, a Körösök és a Maros számos alvízgyűjtője.

Eredményeink alapján elmondhatjuk, hogy a négy tervezési szinten kapott területhálózataink megfelelő alternatívákat jelentenek a nemzetközi védelmi együttműködés zavarainak kiküszöbölésére. Véleményünk szerint a harmadik tervezési szintünk jelenti a legkedvezőbb megoldást, ezért elsősorban ennek megvalósítását javasoljuk. Igaz ugyan, hogy magasabb a területigénye, de a határainkon túlról érkező hatásoknak erősen kitett nagyobb méretű és nemzetközi folyókat (Duna, Tisza) kizárva, a határainkon belül megvédhető kisebb vízfolyásokra alapozva kínál megoldást halaink védelmére. Ez jelentős előny azokkal a Duna menti kelet- és közép-európai országokkal szemben, amelyek számára a különböző igények és költségvetési keretek egymással történő egyeztetése komoly nehézségekbe ütközik. A kisebb méretű, kevesebb országot érintő határfolyók (Dráva, Ipoly) védelmére azonban kiemelt figyelmet kell fordítani, hiszen számos endemikus dunai halfajnak (*Romanogobio kessleri*, *Sabanejewia balcanica* és *S. bulgarica*, *Zingel streber*, *Zingel zingel*) jelentenek élőhelyet. Teljes hosszuk védelme jelentősen növelné a magas biodiverzitású dombvidéki vízfolyások, így a hazai halfauna hatékony védelmét.

Az általunk javasolt területet és a jelenleg érvényben lévő országos jelentőségű védett területhálózatot összevetve elmondhatjuk, hogy az átfedés köztük aránylag kicsi, de az egyes részterületek egymáshoz közel helyezkednek el. Ennek köszönhetően az a terület, amely a szárazföldi és vízi ökoszisztémáink számára egyaránt megfelelő védelmet nyújthat, nem több 13709 km²-nél. Ez az ország területének csupán 14,74%-át teszi ki.

Köszönetnyilvánítás – Munkánkat az OTKA K104279 pályázat és a Magyar Tudományos Akadémia Bolyai János Kutatási Ösztöndíja (Erős Tibor) támogatta.

Irodalomjegyzék

- Abell, R., Allan, J. D. & Lehner, B. (2007): Unlocking the potencial of protected areas for freshwaters. – *Biol. Conserv.* **134**: 48–63.
- Ball, I. R., Possingham, H. P. & Watts, M. (2009): Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritisation. Chapter 14 – In: Moilanen, A., Wilson, K. A. & Possingham, H. P. (Eds.): *Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 185–195.
- Bivand, R. S. & Lewin-Koh, N. (2014): Maptools: Tools for reading and handling spatial objects. R package version 0.8-29. <http://CRAN.R-project.org/package=maptools>
- Bivand, R. S. & Rundel, C. (2014): Rgeos: Interface to Geometry Engine – Open Source (GEOS). R package version 0.3-3. <http://CRAN.R-project.org/package=rgeos>
- Dolezsai, A., Sály, P., Takács, P., Hermoso, V. & Erős, T. (2015): Restricted by borders: trade-offs in transboundary conservation planning for large river systems. – *Biodiv. Cons.* in press
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M. L. J. & Sullivan, C. A. (2006): Freshwater Biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. – *Biol. Rev.* **81**: 163–182.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. M., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M. S. & Zimmermann, N. E. (2006): Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. – *Ecography* **29**: 129–151.
- Erős, T. (2007): Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. – *Freshwater Biol.* **52**: 1400–1415.
- Filipe, A. F., Marques, T. A., Seabra, S., Tiago, P., Riberio, F., Moreira, da Cost, L., Cowx, I. G. & Collares-Pereira, M. J. (2004): Selection of priority areas for fish conservation in Guadiana river basin, Iberian Peninsula. – *Conserv. Biol.* **18**(1): 189–200.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E. & Parra, J. L. (2014): WorldClim version 1.4. Museum of Vertebrate Zoology, University of California, Berkeley. Available at: <http://www.worldclim.org/> (last accessed 6 April 2014).
- Hermoso, V., Linke, S., Prenda, J. & Possingham, H. P. (2011): Addressing longitudinal connectivity in the systematic conservation planning for freshwaters. – *Freshwater Biol.* **56**: 57–70.

- Leathwick, J. R., Elith, J. & Hastie, T. (2006): Comparative performance of generalized additive models and multivariate adaptive regression splines for statistical modelling of species distributions. – *Ecol. Model.* **199**: 188–196.
- Linke, S., Kennard, M. J., Hermoso, V., Olden, J. D., Stein, J. & Pusey, B. J. (2012): Merging connectivity rules and large-scale condition assessment improves conservation adequacy in river systems. – *J. Appl. Ecol.* **49**: 1036–1045.
- Margules, C. R. & Pressey, R. L. (2000): Systematic conservation planning, Insight review articles. – *Nature* **405**: 243–253.
- Martonné Erdős, K. (2004): Magyarország természeti földrajza I., Debreceni Egyetem Kossuth Egyetemi Kiadója, Debrecen, 245 p.
- Milborrow, S., Hastie, T. & Tibshirani, R. (2014): Earth: Multivariate Adaptive Regression Spline Models. R package version 3.2-7. <http://CRAN.R-project.org/package=earth>
- Moilanen, A., Leathwick, J. & Elith, J. (2008): A method for spatial freshwater conservation prioritization. – *Freshwater Biol.* **53**: 577–592.
- Pebesma, E. J. & Bivand, R. S. (2005): Classes and methods for spatial data in R. R News 5 (2), <http://cran.r-project.org/doc/Rnews/>.
- Pressey, R. L. & Nicholls, A. O. (1989): Efficiency in Conservation Evaluation: Scoring versus Iterative Approaches. – *Biol. Conserv.* **50**: 199–218.
- QGIS Development Team (2012): QGIS User Guide. Online available: <http://docs.qgis.org/1.8/pdf/QGIS-1.8-UserGuide-en.pdf>.
- R Core Team (2013): R: *A language and environment for statistical computing*. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL, <http://www.R-project.org/>.
- Ricciardi, A. & Rasmussen, J. B. (1999): Extinction rates of North American freshwater fauna. – *Conserv Biol.* **13**: 1220–1222.
- Sanderson, E. W., Malanding, J., Levy, M. A., Redford, K. H., Wannebo, A. W. & Woolmer, W. (2002): The human footprint and the last of the wild. – *BioScience* **52**: 891–904. [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0891:THEATL\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THEATL]2.0.CO;2)
- Sály, P., Takács, P., Kiss, I., Bíró, P. & Erős, T. (2011): The relative influence of spatial context and catchment- and site-scale environmental factors on stream fish assemblages in a human modified landscape. – *Ecol. Freshw. Fish* **20**: 251–262.
- Steenmans, C. & Büttner, G. (2006): Mapping land cover of Europe for 2006 under GMES. Proceedings of the 2nd workshop of the EARSeL SIG on land use and land cover, Bonn, Germany, 28-30 September, 2006: 202–207. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/clc-2006-vector-data-version-2>
- Strecker, A. L., Olden, J. D., Whittier, J. B. & Paukert, C. P. (2011): Defining conservation priorities for freshwater fishes according to taxonomic, functional, and phylogenetic diversity. – *Ecol. Appl.* **21**(8): 3002–3013.

A proposition to establish a conservation area network for protecting fish assemblages in Hungary

Anna Dolezsai, Péter Sály, Péter Takács and Tibor Erős

*Balaton Limnological Institute, MTA Centre for Ecological Research
H-8237 Tihany, Klebelsberg K. u. 3, Hungary
dolezsai.anna@okologia.mta.hu*

Biodiversity of freshwaters is declining at an alarming rate. For their protection a careful selection of conservation areas is urgently needed. Systematic conservation planning (SCP) approaches optimise the selection of planning units (the basic units of the conservation selection procedure, e.g. subcatchments in freshwater systems) by minimising area and maximizing biodiversity representation. Recent applications of SCP to riverine systems give special attention to connectivity among river segments, subcatchments or catchments to select priority areas for conservation. We evaluated the importance of transboundary rivers to achieve conservation goals by systematically deleting some rivers from the prioritization procedure in Marxan and assessing the trade-offs between complexity of conservation recommendations and cost. To combine our solution for protecting freshwater ecosystems and the currently valid nature protection area network we found that 13710 km² is enough to protect terrestrial and riverine (fish) biodiversity in Hungary. Special attention is needed for the protection of some boundary rivers (Dráva, Ipoly) because these rivers contain many strictly riverine fishes of conservation concern.

Keywords: freshwater conservation areas, systematic conservation planning, Marxan, rivers, catchment