

## VÁLTOZÁSTÉRKÉPEK HASZNÁLATA TÍZ ÉV ALATT BEKÖVETKEZETT ÉLŐHELYPUSZTULÁSI TENDENCIÁK KIMUTATÁSÁRA A KISKUNSAÍGI-HOMOKHÁTSÁG TERÜLETÉN

BIRÓ Marianna

Vácrátót, mariann@botanika.hu

**Kulcsszavak:** átmeneti mátrix, Duna-Tisza-közi hátság, élőhelypusztulás, élőhelyváltozás, monitorozás, Natura2000 élőhelyek, újratérképezés, változástérkép

**Összefoglalás:** A tájváltozás nyomon követésének és az élőhely-degradálódás dokumentálásának fontos, eddig kevésbé használt eszközei lehetnek az 1990-es évek vége óta készített élőhely-térképezések megismétlései (NBmR, DT-Map). A változástérképekből számszerűsíthető az élőhelyek pusztulása és átalakulása, valamint előzetes becsléseket tehetünk jövőbeli veszélyeztetettségük mértékéről is. Kellően nagy kiterjedésű területek újratérképezése alapjául szolgálhat a tájváltozás későbbi modellezéses vizsgálatainak is. Különösen fontos ez az inváziós fajok által erősen veszélyeztetett régiókban, illetve az olyan gyorsan átalakuló, sérülékeny tájakban, mint például a talajvízszint-süllyedéssel sújtott Kiskunsági-homokhátság. A tájálakulás dokumentálása mellett célunk volt az is, hogy megvizsgáljuk a változástérképek készítésének általános módszertani lehetőségeit és korlátait, valamint hogy a gyakorlatban is kipróbáljuk, hogyan működik ez nagy területek újratérképezése esetén.

A Duna-Tisza közén 1998–1999-ben végzett élőhely-térképezés óta bekövetkezett legfontosabb átalakulásokat mintegy 8800 ha kiterjedésű terület újratérképezésével számszerűsítettük. Az 1998 és 2008 között eltelt 10 évben a Kiskunsági-homokhátságon megvizsgált mintaterületekben a természetközeli élőhelyek 3,26%-a pusztult el, mely évi 0,335%-os csökkenést jelent. Az 1998 utáni időszakban az azt megelőző évtized élőhelypusztulási tendenciája folytatódott, intenzitását tekintve azonban az évi 1% körüli értékről mintegy egyharmadára csökkent. A gyepek degradálódása és átalakulása más élőhelytípussá viszont sokkal nagyobb mértékű, és így nagyobb veszélyeztetettséget is jelent napjainkban. A legveszélyeztetettebb élőhelyeknek a mocsárréteket, a lápréteket és a homoki sztyeppréteket tartjuk. Az agrárterületek tájidegen ültetvényekké való átalakítása is jelentős, hátsági szinten elérheti, sőt meg is haladhatja a 20 000 hektárt. Ez utóbbi folyamat jelentős hatást gyakorolhat a jövőben a régió táji és természeti értékeire is, mivel leginkább az aprón mozaikos, kisparcellás, tanyás területeket érinti. A vizsgált 10 éves időszakban mezőgazdasági területekre telepített ültetvényeknek mintegy 92%-a tartalmazza a hazai flórára idegen, inváziós fajnak számító akácot.

### Bevezetés

A Duna-Tisza közti táj és természeti állapota a regionális talajvízszint-süllyedés, valamint a 20. század végi társadalmi-gazdasági folyamatok hatására napjainkban igen gyorsan változik (MOLNÁR 2003, KERTÉSZ et al. 2011). Leglátványosabban a Kiskunsági-homokhátság alakul át, ahol a természetközeli élőhelyek változásának fő tendenciái egyrészt a *kiszáradás* (az üde és mezofil élőhelyek szárazodása, a korábbi szikes élőhelyek kiszáradásból adódó kilúgozódása és jellegtelenedése), másrészt pedig a *cserjésedés-erdősödés*, illetve a *gyepzáródás* (nyílt homoki gyepek) (BAGI, BAGI 1995, BAGI 1997, BIRÓ, MOLNÁR 1998, MOLNÁR 2003, BARTHA et al. 2006, BIRÓ et al. 2007, 2008, FEKETE et al. 2002, LADÁNYI, DEÁK 2009, MOLNÁR et al. 2008).

A kultúrtájban a mezőgazdasági művelés alól való felhagyás és a tanyák elhagyása okozták az elmúlt évtizedek legnagyobb változásait (MOLNÁR et al. 2010, CSATÁRI, KANALAS 2006). Ezek a természetközeli élőhelyek átalakulására is jelentős hatást gyakoroltak. A tanyák elnéptelenedése tájképi változást is indukált, megindult a dűlőutak menti fásorok és tanyák körüli fásszárúak expanziója (akác és egyéb tájidegen fafajok, pl. bál-

ványfa, zöld juhar, kései meggy) (BIRÓ et al. 2006a, CSECSERITS et al. 2010, FARKAS 2006, CSATÁRI, KANALAS 2006). A táj átalakulása rendkívül dinamikus. Az EEA és a CLC100 adatai alapján a felszínborítás változása Magyarországon 1990 és 2000 között mintegy 420 000 hektárt tett ki. A leginkább érintett régiók között van a Duna-Tisza közti hátság is, melynek oka az instabil - természeti, gazdasági és társadalmi tényezőkre egyaránt érzékenyen reagáló - földhasználat volt (FARKAS és CSATÁRI 2009, FARKAS 2010).

A természetvédelem hatásos fenntartó munkájához igen fontos a régiószintű élőhely-átalakulások számszerűsítése és az utóbbi évtizedek tendenciáinak becslése is (a folyamatok erősödése vagy gyengülése). Hazánk első ilyen típusú, regionális szintű felmérése 1996 és 2000 között készült el a Duna-Tisza köze Élőhely-térképezése Program keretén belül (továbbiakban DT-Map, MOLNÁR et al. 2000, BIRÓ et al. 2006b). A munka során elkészült a mintegy 1.5 millió hektár kiterjedésű régió természetközeli élőhelyeinek térképe, amely magába foglalta a felmérést megelőző másfél évtized pusztulásainak térképi megjelenítését és számszerűsítését is (BIRÓ et al. 2000, BIRÓ, RÉVÉSZ et al. 2005). A Duna-Tisza köze élőhelytérképe szerint a rendszerváltozás utáni időszakban jelentős mértékű volt a természetközeli élőhelyek pusztulási tendenciája. Az 1980-as évek közepe és 2000 között megszűnt több, mint 40 000 hektár gyeper és vizes élőhely a régióban, mely évente kb. 1%-os (1,055%) élőhely-csökkenést jelentett (BIRÓ et al. 2008). Az élőhelyek csökkenését legnagyobb mértékben, közel 60%-ban a beszántások és mintegy 20%-ban a beépítések, utak létesítése és egyéb infrastrukturális fejlesztések okozták. További jelentős élőhely-csökkentő tényező volt a faültetvények létesítése, a spontán beerdősülés és a különböző célú vízfelületek (öntözés, horgász és halastó) létesítése is (BIRÓ et al. 2008).

Mindaddig nem voltak számszerűsített adataink a régió élőhely-térképezése óta eltelt 10 év tájszintű változásairól. Jelenlegi munkánk célja egyrészt, hogy több mint 8800 ha homokhátsági mintaterület újratérképezésével képet kapjunk a tájszintű élőhelyváltozások mértékéről és irányairól, valamint hogy becsléseket tudjunk tenni a bekövetkezett élőhelypusztulások nagyságrendjéről. Másik célunk volt a gyakorlatban kipróbálni, hogyan oldható meg nagy területek változásainak térképezése az élőhely-térképezési protokollal is ajánlott újratérképezési módszer felhasználásával (TAKÁCS, MOLNÁR 2009). Az újratérképezett területek élőhely-átalakulásainak kvantitatív elemzése a vegetációtérképezési és tájökológiai gyakorlatban átmeneti mátrixok (Markov-láncok, Markov-mátrixok) segítségével történik (FEKETE 1985, HORVÁTH, CSONTOS 1992, FEKETE 1999, MIKLÓS et al. 2005, LÓCZY 2010, AGARWAL et al. 2002). Az archív botanikai és történeti térképek felhasználásával készített változástérképek szemléletessé teszik a táj- és az élőhelymintázat hosszú távú átalakulását, melyek alapvető fontosságúak a vegetációdinamikai folyamatok és a jelenlegi táj állapotának megértéséhez (CSERHALMI 2010, BIRÓ et al. 2006a). A változások számszerűsítésekor itt is alapvető szerepet kap a digitális adatbázis átmeneti mátrixának elemzése és a vegetációs foltok állapotsorozatainak (folttörténetek) értékelése. Az újratérképezések és a változástérképek létrehozásának módszere és maga a változástérkép is az ismételt térképek típusától, céljától és léptékétől függően más és más lehet. A felszínborítás változástérképei (1990-2000 és 2000-2006 között) például csak a területi vagy minőségi változásokon átesett foltokat tüntetik fel (MARI 2010, FARKAS 2010, BÜTTNER et al. 2004). Az élőhelyszintű térképek ismétlésével kapcsolatban várhatóan a legtöbb tapasztalat a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer 1998 és 2006 között készült élőhelytérképeinek közelmúltban megkezdődött ismétlése során gyűlik majd össze (HORVÁTH 2006, TÖRÖK, FODOR 2006, TAKÁCS, MOLNÁR 2009).

## A változástérképek készítésével kapcsolatos módszertani kihívások

A vegetáció újratérképezése jelentős módszertani problémákat vet fel, melyek elsősorban a különböző térképezők eltérő térképezési módszerei és szemléletmódja, illetve a két – időben gyakran egymástól távol álló – térképezés technikai feltételeinek különbözőségeiből adódik (vö. MOLNÁR et al. 1998, KUN és MOLNÁR 1999, MARI 2010, TAKÁCS et al. 2009). Emiatt például megtörténhet, hogy az ismétléskor elkülönített foltok léptéke finomabbá válik, a vegetációs határok pontosabbak, a vonalvezetés precízebb, nő a foltok száma, és nagyban változik alakjuk és besorolásuk is.

Az interpretálás szabályainak ilyen megváltozása a két idősíki összemetszésével készített változástérképet nagyszámú töredékpolygonnal terhelheti. Emiatt a lépték és az eredeti polygonhálózat lehetőség szerinti megtartása (a változott foltok feldarabolásával kiegészítve) nagyban javíthatja a változástérkép jóságát, segíti a változások szemléletes kiemelését, így növeli áttekinthetőségét és információtartalmát is. Fontos szempont volt ez a CLC változástérképek létrehozásakor is. A CLC Change interpretálásához felhasznált 2005-ös légifotók a CLC50 létrehozásakor használt műholdfotónál sokkal részletesebb felbontást engedett volna meg. Ekkor viszont egy egészen új (sokkal részletesebb) foltmintázat keletkezett volna, melynek összeegyeztetése nem lett volna lehetséges az eredeti térképekkel (MARI 2010). Hasonló technikai fejlődés és ennek következtében fellépő interpretációs probléma állt elő a Duna-Tisza közti mintaterületek 10 év elteltével megvalósított újratérképezése esetén is.

Időközben a térképezéshez használt jelkulcsi kategóriák is átalakulhatnak. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Program élőhely-térképezéseinél használt Á-NÉR jelkulcs például az első kvadrátok felmérése óta kétszer bővült. Ez – véleményünk szerint – egy újabb módszertani kihívást jelenthet majd a jövőben végzett élőhelyszintű újratérképezéseknél (BÖLÖNI et al. 2003, 2007, 2008).

## Anyag és módszer

A kutatás során a Kiskunsági-homokhátság kiválasztott mintaterületein számszerűsítettük az elmúlt évtizedben bekövetkezett, természetvédelmi szempontból legfontosabb változásokat. Az adatokat a Duna-Tisza köze Élőhely-térképezése Program nyolc darab, 1998–99-ben térképezett mintaterületének ismételt bejárásával gyűjtöttük (SZOLLÁT 1999, ASZALÓS 1999, KÖRMÖCZI 1998, 1999, BIRÓ, VIDÉKI 1998, CSECSEKITS 1998, BAGI 1999, HORVÁTH 1999). Az újratérképezendő nyolc mintaterületet a Kiskunsági-homokhátságra eső 26 db DT-Map élőhelytérkép közül véletlenszerűen választottuk ki (1. ábra). Az újratérképezett terület nagysága összesen 8875,36 ha volt. A foltok száma az eredeti térképeken 2207 poligon, a megismételt térképezés után pedig 2591 db poligon volt. A védett területek aránya a térképezett területen belül 5,3% -ot tett ki (470 ha / 8876 ha).

Az eredeti élőhelytérképek a DT-Map program során Bugacon kidolgozott új élőhely-térképezési módszertan (KUN és MOLNÁR 1999) szerint, 1: 12 500-as méretarányban, fénymásolt térképlapokra, kézi rajzolóval készültek el 1998-99-ben. A részletes terepbejárások során a térképezők alacsonyrepülésű, fekete-fehér légifotókat (MHM TÉHI) használtak fel. Jelkulcsuk az ekkor kialakított legelső változatú Á-NÉR élőhely-kategóriákat tartalmazta (FEKETE et al. 1997).



1. ábra A DT-Map élőhelytérképezés Kiskunsági homokhátságra eső kvadrátjai.

A 2008-ban újratérképezett kvadrátokat fekete színnel jelöltük

Figure 1. The DT-mapping sampled area of Kiskunság

Az első terepi térképezés kvadrát-adatainak digitalizálását ArcGIS 9.3. programkörnyezetben, a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságán végezték el (1. táblázat). A digitalizálási munka nehézségét okozta az, hogy ehhez a térképezéshez még analóg fekete-fehér légifotót használtak a térképezők, a folthatárok digitalizálása viszont már az aktuális, 2005-ös légifotók alapján történt.

A változástérkép készítésekor 2005-ben készült digitális légifelvételeket (MADOP, FÖMI) és a DT-Map mintaterületek digitalizált foltmintázatát használtuk fel. A munka első lépéseként ezt az első felmérésből létrehozott térinformatikai adatbázist leellenőriztük, az eredeti analóg élőhelytérképekkel és az 1998-as légifelvételekkel összehasonlítottuk, és a szükséges helyeken visszajavítottuk. Az adatbázisban talált hibák legnagyobb része az első térképezés technikai kezdetlegessége miatt keletkezett. A fekete-fehér légifotókra, majd térképre átvilágító-asztalnál rajzolt foltok határai nem mindig feleltek meg teljesen a valóságnak (hibák az átrajzolás, a fénymásolás és a légifotók minősége miatt is keletkezhetnek). A változástérképet ArcView 3.3. programkörnyezetben készítettük el.

A kiválasztott homokhátsági mintaterületek elmúlt 10 évben bekövetkezett változásait terepi bejárások során rögzítettük. Ehhez előzetesen az összes 1998-ban térképezett természetközeli és féltermészetes gyp- és erdőfoltot leválogattuk a digitális adatbázisból, és összehasonlítottuk állapotukat a 2005-ös légifelvételekkel. Különböző kódok használatával megjelöltük változásaik irányát, majd ezek alapján kijelöltük a terepen bejárandó, feltételezhetően részben vagy egészben elpusztult, illetve átalakult foltokat. Megvizsgáltuk az összes korábbi szántóterületet is, és megjelöltük az azóta láthatóan felhagyott és regenerálódott területeket is. Terepi bejárásra így összesen több, mint 350 foltot jelöltünk ki.

A változástérképeket az első felvételezés digitalizált fedvényéből származtattuk, nem volt szükség teljesen új foltmintázat készítésére. A kiskunsági táj aprón mozaikos szerkezetéből adódóan a dűlőútrendszer és a közöttük elhelyezkedő, általában kis kiterjedésű foltok határai az elmúlt évtizedben számottevően nem változtak. Ezért a digitális foltmintázatot csak a változások helyein rajzoltuk át. A tapasztalható változásokat a legtöbb helyen csupán a foltok élőhelytípusának megváltozása jelentette.

Az újratérképezett kvadrátokban történt élőhely-átalakulásokat átmeneti mátrixok segítségével számszerűsítettük és elemeztük. A teljes tájat lefedő élőhelyi adatbázis, a Kiskunsági-homokvidék tájökológiai térképe (BIRÓ et al. 2009, BIRÓ et al. 2010) alapján a mintaterületekben észlelt változások mértékét a teljes régióra kiterjesztettük. Az élőhelytípusokat az elemzések céljából három nagy csoportba osztottuk. A: természetközeli élőhelyek, B: féltermészetes élőhelyek (jellegtelen, zavart és regenerálódó területek) és C: kultúrterületek (agrárterületek, fiatal felhagyott szántók, erdészeti területek, lakott területek és környékük, mesterséges vízfelületek). Az elemzések egyszerűsítése érdekében a kultúrterületek esetében jelentős összevonásokat tettünk. Mivel kutatásunkban elsősorban a természetközeli élőhelyekre koncentráltunk, a terepbejárás során nem jegyeztük föl az agrártájon belüli változásokat (gyümölcsös-szántó, szántó-ugar, stb.) és az erdősítéseken belülieket sem (pl. erdeifenyő ültetvényből akácos vagy pl. nemes nyárból vágásterület).

Az 1998-as térképezés az Á-NÉR jelkulcs első változata szerint történt (FEKETE et al. 1997). Az újratérképezés során továbbra is ezt a jelkulcsot használtuk, de néhány foltot már az Á-NÉR 2007 kategóriái szerint soroltuk be. Az újratérképezéskor hibridkategóriákat nem használtunk, kiindulási állapotként a múltbeli domináns élőhely-kategóriákat tekintettük. Az egyes foltok területi és besorolási változásait az adatbázisban külön oszlopokban rögzítettük. Ezek a következő típusú változások voltak: 1. csak a folt területe változott, élőhelytípusa azonban megmaradt, 2. a folt területe és típusa is változott, 3. csak a folt élőhelytípusa változott, területe nem.

## Eredmények

### Tájátalakulások az egyes mintaterületekben

A vizsgált időszak táj- és élőhely-átalakulásai a következőképpen összegezhetők az egyes mintaterületeken: A **lajosmizsei mintaterület** kisparscellás művelésű, lakott, mozaikos agrártáj. Nagyon kevés a természetközeli élőhely, főként a jellegtelen, kiszáradt gyepterületek jellemzőek (O5, O6). Ezek területe 21 hektárral csökkent; leginkább agrárterületekké, parlagokká vagy tanyakörnyékekké váltak. A táj jelenleg is élő, főként művelés alatt álló mezőgazdasági kultúrák, szántók, zöldség és gyümölcsstermesztés, valamint visszaszorulóban lévő állattenyésztés jellemzőek. A **hetényegyházi mintaterület** évtizedekkel ezelőtt sűrűn lakott, tanyás vidék volt, középső részén jelentős kiterjedésű ültetvény erdőkkel. A város közelsége ellenére jelenleg elhagyott és a talajvízszüllyedés következtében jelentősen kiszáradt állapotban van. Nagyon kevés a természetközeli élőhely, igen sok a művelés alóli felhagyás és az óparlag. Nagy területen jellemző az óparlagok (másodlagos egyéves homoki gyepek, O9) tájidegen fafajokkal való beültetése. Üdőbb gyepei szárazodnak, a korábbi erős használat miatt nagyon jellegtelenek. A régiót a talajvíz-szüllyedés láthatóan igen erősen érintette. Az agrárterületek erdősítése főleg a buckás

részen indult meg. **Az orgoványi mintaterület** keleti része mozaikos homoki kultúrtáj, ahol jellemző a tanyák elhagyása, a szántófelhagyás és helyükön kisparcellákban való fiatal erdősítések. A nagyobb erdősítések közelében megfigyelhető a jellegtelen szárazgyepek főleg tájidegen fajokkal való spontán erdősülése. A kvadrát nyugati része az Ágasegyházi-rétek egy részét foglalja magába, mely a Kiskunsági Nemzeti Park kezelése alatt áll; területi változást ezen a részen alig észleltünk. **A tázlári mintaterület** nyugati része jelenleg is művelt száraz homoki agrártáj, ahol csupán néhány hektár homoki gyeppel spontán cserjésedése és óparlagok tájidegen ültetvényekké való átalakítása történt az elmúlt évtizedben. A kvadrát középső, természetközeli nyílt homoki gyepek által meghatározott része az ott található katonai terület miatt szinte alig változott. A magánkézben lévő területen viszont a homoki sztyepprétek és egyéb jellegtelen gyepek akácosítása nagyobb gyeppusztításokat okozott. Az erdészeti használat alatt álló keleti buckás rész változásai szintén elhanyagolhatóak. **Az imrehegyi mintaterület** déli részén jellegtelen, kiszáradt gyepek dominálják a tájat. Ezek az utóbbi tíz évben tovább száradtak és jellegtelenedtek, amihez helyenként erős legeltetésük is hozzájárult. Az északi rész erősen buckás, száraz homoki táj, nagy kiterjedésű ültetvény erdővel. Homoki gyepei csak igen kis mértékben változtak. A változások főként a tájidegen beerdősödés irányába mutatnak. **A balotaszálási mintaterületet** a száraz homokbuckások és a rajtuk lévő ültetvény erdők, valamint a Kisszállás környéki agrárterületek dominálják. A buckavonulatok között húzóódó medencék jellegtelen száraz és üdebb gyepeinek területe nem csökkent számottevő mértékben. A táj igen elhagyott, szinte lakatlan; néhány helyen legeltetéssel hasznosítják a gyepeket. A kvadrát középső részén jelentős mennyiségű az elmúlt 10 évben agrárterületre ültetett faállomány kiterjedése. **A forráskúti mintaterület** sűrűn tanyás, jellegzetes, mozaikos homoki kultúrtáj. Jellemzőek a mélyedések üdebb természetközeli élőhelyei, elsősorban mocsárrétek, szikes rétek és nádasok. Az elmúlt 10 évben több gyeppel öntözővíz tározók épültek, és néhány kisebb gyeppusztítás is történt. A kvadrátban lévő mocsárrétek nagyobb területen jellegtelen, erősen zavart gyepekké alakultak át. **Az ásothalmi mintaterület** nyugati és középső része viszonylag sűrűn tanyás, mozaikos, kisparcellás táj szántóföldekkel és ültetvény erdővel. Sok a tájatalakítás, főleg a fiatal tájidegen ültetvények létesítése (itt tapasztalható a legintenzívebben) még korábbi gyepterületek helyén is. A kvadrát keleti felén korábban nagyparcellás művelés folyt, melyet felhagytak. Nagy kiterjedésű parlagok, felhagyott TSZ legelők és erdősítések uralkodnak.

### Az egyes élőhelytípusok változásai

A./ A természetes, természetközeli élőhelyek közül a legnagyobb mértékű élőhelycsökkenés a mocsárrétek, láprétek és a homoki sztyepprétek esetében tapasztalható. Mocsárrétek (D4) az ásothalmi, a forráskúti és az ágasegyházi kvadrátban találhatók. A vizsgált kvadrátokban a mocsárrétek területe 10 év alatt összesen 7.2%-al csökkent (26 ha). Ebből közel 15 ha teljesen eltűnt (4.1%), és több, mint 11 hektár jelentősen degradálódott (3.1%). A mocsárrétek leginkább agrárterületekké (1.28%), felhagyott szántókká (0.7%), valamint tájidegen ültetvényekké (0.8%) és vízfelületekké (1%) váltak (1. táblázat). Degradálódásuk kiszáradt, jellegtelen, erősen zavart gyeppé (O5) való alakulást takar (2. táblázat). A vizsgált 362 ha mocsárrétekből mintegy 283 ha esik nemzeti parki védelem alá. A védett területeken nem tapasztaltunk számottevő mértékű átalakulást (összesen 1.23 ha). Láprétek (D2) csupán egyetlen egy kvadrátban (Imrehegy) voltak találhatóak, összesen 9

db foltban. Az adatok szerint területük 6.2 ha-ról 5.75 hektárra csökkent. Habár a teljes homokhátság szintjén tapasztalható a láprétek területének évről-évre való csökkenése, az alulreprezentáltság miatt az itt kimutatott 7.3%-os csökkenés hátsági szinten nem általánosítható. Homoki sztyepprétek (H5) főként a tázlári és az imrehegyi kvadrátban fordultak elő. A vizsgált területen lévő 102.8 ha homoki sztyepprétből 14.4 ha esett beakácósítás áldozatául, mely 14%-os élőhelycsökkenést jelent (1. és 2. táblázat).

1. táblázat A Duna-Tisza közti hátság megvizsgált nyolc mintaterületén belül található természetközeli élőhelyek összesített átalakulásai 1998 és 2008 között  
Table 1. Habitat changes in the sampled areas between 1998 and 2008

Élőhely kódja	Élőhely	Natura 2000 élőhelyi besorolás	összes terület 1998-ban (ha)	2008-ra megmaradt terület (ha)	élőhely pusztulás (ha)	élőhely degradálódás (ha)	élőhelypusztulás (az 1998-as terület %-a)	élőhely degradálódás (az 1998-as terület %-a)
<b>B1</b>	Nádasok és gyékényesek		97.3	96.3	0.6	-	0.6	
<b>B5</b>	Nem zombékoló magas sásrétek		10.4	10.4	-	-		
<b>B6</b>	Zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak	1530 - Pannon szikesek	1.26	1.26	-	-		
<b>D2</b>	Kiszáradó kékperjés láprétek	6410 - Kékperjés láprétek	6.2	5.7	0.5	-	7.3	
<b>D4</b>	Alföldi mocsárrétek	6510 - Sik- és dombvidéki kaszálórétek	362.19	336.3	14.7	11.2	4.1	3.1
<b>F2</b>	Szikes rétek	1530 - Pannon szikesek	78.8	77.9	1.0	-	1.2	
<b>F4</b>	Mézpázsitos szikfokok	1530 - Pannon szikesek	8.2	8.2	-	-		
<b>G1</b>	Nyílt homokpuszta gyepek	6260 - Pannon homoki gyepek	556.3	541.5	11.0	4.3	2.2	0.77
<b>H5</b>	Alföldi sztyepprétek	6260 - Pannon homoki gyepek	102.8	88.4	14.4	-	14.0	
<b>M5</b>	Borókásnyárasok	91N0 - Pannon homoki borókásnyárasok	65.4	65.4	-	-		
	<b>Összesen</b>		<b>1290</b>	<b>1231</b>	<b>42.2</b>	<b>15.5</b>	<b>3.25</b>	<b>1.1</b>

Nyílt homoki gyepek (G1) a tázlári, az imrehegyi és az ásothalmi kvadrát területén fordultak elő, 1998-ban összesen 556.3 ha kiterjedésben. Az elmúlt 10 évben ebből elpusztult 12 hektár (2.2%), és beerdősődéssel más élőhelyé, többnyire fehérynárássá (R1) alakult át 4.3 ha (0.7%). Összesen 2.9% nyílt homoki gyeptünet el, melynek oka főként tájidegen ültetvények és tanyaudvar létesítése homoki gyepre (1. táblázat). Főként a tázlári és az imrehegyi kvadrátban tapasztaltunk ilyen élőhelycsökkenést.

Szikes rétek (F2) és nádasok (B1) csupán egyetlen kvadrátban (Forráskút) fordultak elő. Miközben 1998-ban összesen 78 ha szikes rétet térképeztek, pusztulásukat csupán néhány helyen, nagyon kis kiterjedésben tapasztaltuk (összesen 1 ha, 1.2%), melynek oka általában gyepbszántás vagy a korabeli térképezés pontatlanságából adódó eltérés. A nádasok esetében szintén nagyon kicsiny változást tapasztaltunk, három helyen, összesen kevesebb, mint 1 ha területen. A helyszíneken beszántás, majd felhagyás és vízfelületek létesítése történt. A nádasok változása korábbi területüknek (97.3 hektár) mintegy 0.6%-át jelenti. A következő természetközeli élőhelyek területében nem tapasztaltunk változást az elmúlt 10 év során, melynek oka részben a mintaterületekben való alulreprezentáltságuk volt: nem zombékoló magassárrétek (B5), zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak (B6), mézpázsitos szikfokok (F4), borókás-nyárasok (M5). Természetközeli erdőt a mintaterületek nem tartalmaztak.

B./ A féltérmeztes élőhelyek közül a legnagyobb változás az alföldi gyomos üde és száraz gyepek esetében volt tapasztalható. A vizsgált területen 1998-ban megfigyelt 282 ha jellegtelen vagy gyomos üde gyeptünet mintegy 31 ha-on pusztult el (11.1%). A gyepek főként szántókká és akácossá alakultak át. Degradálódásuk összesen 63.7 hektáron (22%) volt jól látható. Oka többnyire a gyepek kiszáradása és túllegettetése volt, mely által az élőhelyek gyomos szárazgyepékké degradálódtak. A jellegtelen vagy gyomos száraz gyepek (O5) eredeti 422.7 ha kiterjedéséből 41.7 ha teljes megszűnését is tapasztaltuk (közel 10%). Ezek főként tájidegen ültetvényekké, szántókká (már felhagyva) és agrárterületekké váltak (1. táblázat). Eközben üdebb élőhelyek, mocsárrétek és jellegtelen üde gyepek kiszáradásával keletkezett mintegy 75 ha jellegtelen szárazgyeptünet a kvadrátok területén belül.

Az elmúlt 10 évben kb. 40 ha másodlagos egyéves homoki gyeptünet pusztulását figyelhettük meg, miközben 41 ha keletkezett is, agrárterületekből és régebben felhagyott szántóföldek regenerálódása során. Az elpusztult egyéves homoki gyepek főként akácossá és agrárterületekké váltak. A felhagyott szántókon található természetközeli gyepek (O11) változása nagyon kicsiny volt. 24 ha újonnan keletkezett korábbi agrárterületek és felhagyott szántók helyén, kb. 20 ha viszont más élőhelyé, főként akácossá, agrárterületté és fiatal felhagyássá alakult át. Puhafás pionír és jellegtelen erdő (RB) besorolást kaptak az agrárterületeken az elmúlt években ültetett, általában kisparaszti tulajdonú szürkenyárasok. Területük az ugyanilyen tájidegen ültetésekkel (RD) szemben elhanyagolható, összesen 2.6 ha. A spontán beerdősödött területek (R1) korábbi állományai megmaradtak, jelentősebb pusztulást nem tapasztaltunk. Új állományuk mintegy 4.3 ha, amely nyílt homoki gyepek helyén keletkezett az imrehegyi kvadrát területén.



C./ A kultúrterületek közül legjelentősebbek az agrárterületek (AGR), melyek változására jellemző, hogy miközben területük 425 hektárral csökkent, mintegy 86 ha növekedés is tapasztalható korábbi természetközeli élőhelyek helyén. A kultúrterületek leginkább felhagyott szántókká és tájidegen ültetvényekké váltak. Agrárterületek néven a következő kategóriákat vontuk össze: egyéves szántóföldi kultúrák, évelő szántóföldi kultúrák, zöldség- és dísznövénykultúrák, vetett rétek és legelők, kistáblás mozaikok, szőlők és gyümölcsösök. A rendkívül dinamikus kiskunsági tájra jellemző, hogy 70%-al nőtt az újonnan felhagyott szántók területe, miközben egy részük óparlaggá vagy ismét agrárterületté vált. Az egyéb élőhelyek közül megemlítendő a gyepterületeken (főleg mocsárréteken) kialakított öntözővíz-tározók növekvő száma, melyek főleg nádasokból, mocsárrétekből, jellegtelen gyepekből és agrárterületekből keletkeztek.

A tájidegen ültetvények közé a következő élőhelyeket soroltuk: akácosok, nemes nyárasok, erdei- és fekete fenyvesek, nem őshonos fajokból álló spontán erdők és cserjések, facsoportok, erdősávok és fasorok, egyéb tájidegen lombos erdők, tájidegen fafajokkal elegyes erdők, jellegtelen telepített erdők, valamint a tájidegen fafajokkal elegyes jellegtelen erdők és ültetvények (ide soroltuk a fiatal ültetvényeket, melyeket agrárterületen hoztak létre). Ezek közül az akácosok területi növekedése a legnagyobb. A mintaterületekben az akácosok 48.4%-os növekedését mutattunk ki (a felmérés nem érintette a korábbi ültetvényeken belüli változásokat). Új akácosok létrejöttét mintegy 172 hektáron tapasztaltunk. Igen sok akácot ültettek szántóra és felhagyott szántóra, valamint nemes nyárasok, természetközeli és féltermészetes gyepek helyére is (2. táblázat). A túlevelű ültetvények területe 66 hektárral nőtt meg, főként fiatal parlagokból, jellegtelen gyepekből és nyílt homoki gyepekből keletkeztek (2. táblázat). Emellett a nemes nyárasok enyhe területi csökkenését is tapasztaltuk. Az elmúlt évtized egyik legjellemzőbb tájhasználati változása a fiatal fásszárú ültetvények létrehozása. A térképezés során összesen 2700 ha korábbi agrárterületet jártunk be. Mindenhol feltüntettük az észlelt fiatal, nem erdészeti területeken létrehozott ültetvényeket. A leggyakrabban használt tájidegen fafaj az akác és a nemes nyár, amiket rendszerint a szürke nyárral vegyesen ültetnek. Összesítve 218 ha teljesen új ültetvényt találtunk, ami a bejárt agrárterületnek mintegy 8%-a.

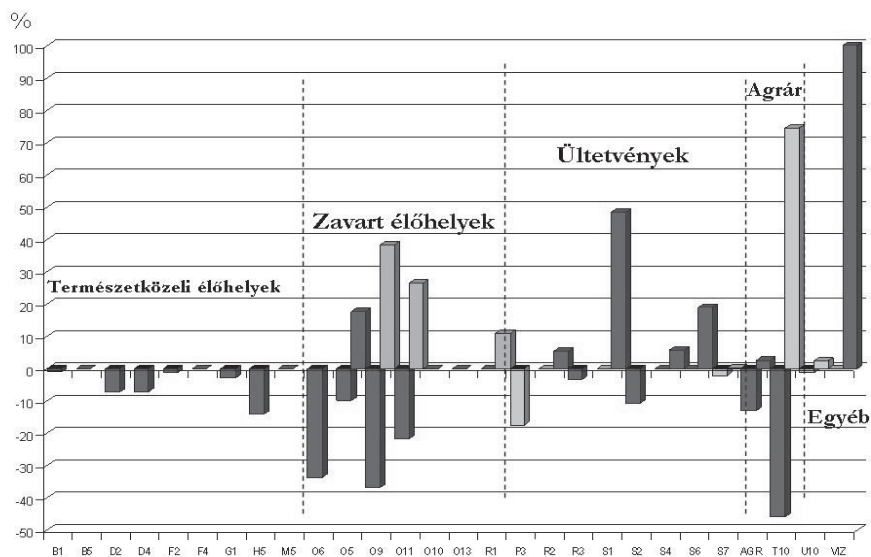
### **Az élőhelyváltozások összegzése**

A mintaterületekben található természetközeli élőhelyek kiterjedése 1998-ban 1287.6 ha volt. Ebből 1998 és 2008 között összesen mintegy 42 hektár pusztult el, mely az elmúlt 10 évfolyamán mintegy 3.26%-os csökkenést jelent (0.335%-os csökkenés évente). A Kiskunsági-homokhátság területére (730 000 ha) kivetítve a pusztulás arányát, mintegy 2500-3000 ha természetközeli élőhely teljes megszűnését becsüljük. Figyelemreméltó, hogy az elpusztult természetközeli élőhelynek 98%-a Natura 2000-es élőhely volt. Ez a Natura 2000 élőhelyeknek összesen mintegy 3.5%-os pusztulását jelentette az eltelt 10 év alatt. A védett területeken nem tapasztaltunk számottevő mértékű élőhelypusztulást. Az elpusztult természetközeli élőhelyek főként agrárterületekké és tájidegen faültetvényekké váltak a vizsgált időszakban. A jellegtelen száraz és nedves gyepek pusztulása vagy további degradálódása még nagyobb mértékű, összesen 19,3% volt. Megfigyelhető, hogy zavart, féltermészetes gyepek minden vizsgált kvadrátban voltak, és mindenhol nagy arányban károsodtak is.

Alapvetően kétféle típusú élőhely-átalakulást mutattunk ki a mintaterületekben: az élőhely teljes pusztulását (beszántás, beépítés, akácosítás stb.) és az élőhely jelentős mértékű degradálódását. Ez utóbbi például lehet egy természetközeli gyeppellegtelenedése (általában a talajvíz-süllyedés okozta kiszáradás miatt) vagy spontán beerdősülése (többnyire tájidegen fajokkal). A természetközeli élőhelyeknek jelentős része, több mint 1.1%-a degradálódott úgy a vizsgált területen, hogy egy teljesen más élőhely-kategóriába került át. Ez alapján a hátság területén hasonlóan jelentős degradálódást mintegy 800–900 hektáron feltételezhetünk. A regionalizálás összegzett eredménye közel 4000 ha természetközeli élőhely pusztulását vagy jelentős degradálódását jelenti a Kiskunsági homokhátság léptékében.

A természetközeli élőhelytípusok közül legnagyobb kiterjedésben a mocsárrétek pusztultak el a mintaterületen belül. A folyamat leginkább a homokvidék délebbi részein (Forráskút, Ásotthalom) volt jellemző. Ha ezt a tendenciát a teljes Kiskunsági-homokvidékre jellemzőnek tekintjük, mintegy 1500 ha mocsárrét pusztulását és még kb. fele ennyi degradálódását feltételezhetjük. Legnagyobb arányban a homoki sztyepprétek károsodtak a vizsgált területen belül (14%), így hátsági viszonylatban mennyiségük meghaladhatja akár a 200 ha-t is (a sztyepprétek kiterjedése a homokvidéken összesen 1700 ha). A nyílt homoki gyepek pusztulása kisebb ütemű, de hátsági szinten így is meghaladhatja a 150 ha-t. Feltehetően további minimum 50 ha alakult át beerdősődés, cserjésedés által. A borókás nyárasok esetében nem tapasztaltunk területcsökkenést.

Az elmúlt 10 év pusztulási tendenciái azt mutatják, hogy a természetes és féltermészetes élőhelyek főként agrárterületekké és tájidegen faültetvényekké váltak (3. ábra). Az agrárterületek ültetvényekké való átalakítása is jelentős, hátsági szinten elérheti, sőt meg is haladhatja a 20 000 hektárt. Ez utóbbi folyamat jelentős hatást gyakorolhat a jövőben a régió táji és természeti értékeire is, mivel leginkább az aprón mozaikos, kisparcellás, tanyás területeket érinti. A vizsgált 10 éves időszakban mezőgazdasági területekre telepített ültetvényeknek mintegy 92%-a tartalmazza a hazai flórára idegen, inváziós fajnak számító akácot (4. ábra). Az ültetések 73%-a szántóra és fiatal felhagyott szántóra történt, 15%-a óparlagokra, de kb. 10%-ot ér el a természetközeli gyepterületekre való ültetés is.



2. ábra Az élőhelyek területváltozása 1998 és 2008 között a homokhátsági mintaterületben

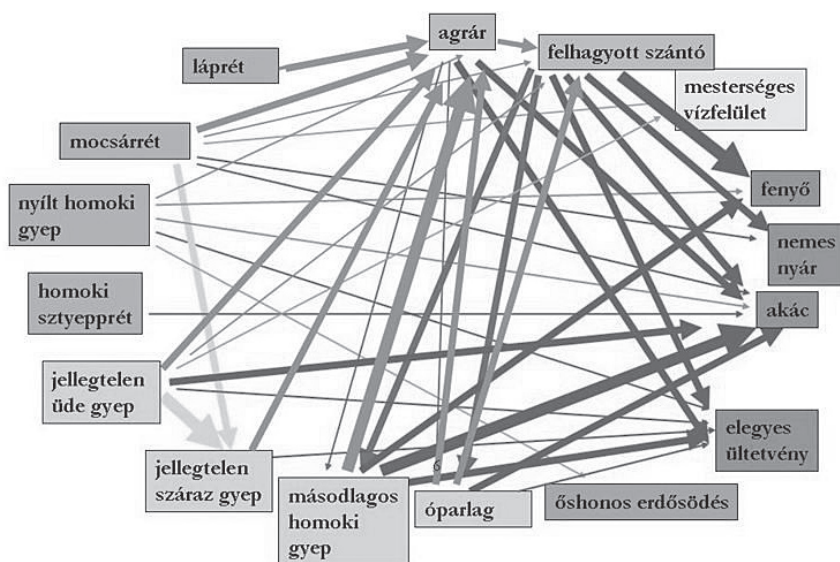
A természetközeli élőhelyek területe csökkenő tendenciát mutatott vagy nem változott.

A zavart élőhelyek területének növekedését a természetközeli élőhelyek degradálódása okozta.

Látható, hogy a tájidegen ültetvények közül az akácok területe drasztikusan, közel felével nőtt az elmúlt 10 évben. A dinamikus változó tájra jellemző, hogy 70%-kal nőtt az újonnan felhagyott szántók területe, miközben egy részük óparlaggá vagy ismét agrárterületté vált

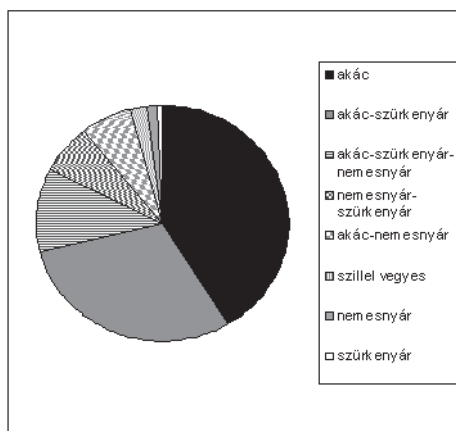
Figure 2. Habitat changes in the sampled areas between 1998-2008. The area of natural habitats are stable or decreasing. Increase of degraded habitats originated from degradation of the natural ones.

Area of black locust plantations increased by 50%, and abandoned fields by 70%. Some former young abandoned fields become older, some changed into arables again



3. ábra Az élőhelyek átalakulásának irányai a nyolc kiválasztott homokhátsági kvadrát területén belül. A tendenciák erősségét a nyilak vastagságával jelöltük. A nem vagy csak igen kis mértékben változott élőhelyeket az ábrán nem tüntettük fel. Az ábrán jól láthatók az elmúlt 10 év folyamatainak főbb irányai: a gyepterületek tájidegen ültetvényekké való alakulása vagy beszántása, a természetközeli gyepek degradálódása zavart vagy féltermészetes gyepekké, illetve az agrárterületek tájidegen ültetvényekké való válása

Figure 3. Directions of habitat changes in the sampled areas. Thickness of arrows correlates with changed area. Grasslands were degraded or become alien plantations or arable fields. Reasonable part of arable and old fields was afforested in the studied period



4. ábra Az 1998 és 2008 között agrárterületekre telepített ültetvények 92%-a tartalmaz akácot a mintaterületeken belül

Figure 4. 92% of new afforestations planted between 1998–2008 contains *Robinia pseudo-acacia*

## Megvitatás

Az 1998 utáni időszakban a megelőző évtized élőhely-pusztulási tendenciája folytatódott, intenzitását tekintve azonban az évi 1% körüli értékről mintegy egyharmadára csökkent. Ez kissé lassabb a Révész és munkatársai által prognosztizált, jövőben várható pusztulási sebességnél (RÉVÉSZ et al. 2003). A gyepterület-csökkenés több okát ismerjük a térségben, melyek közül a legmeghatározóbb volt, hogy a kárpótlás után a kiszáradó gyepek és vizes élőhelyek rovására igyekeztek a gazdálkodók szántóterületeiket növelni. Ezzel párhuzamosan az állatállomány mintegy 60%-os csökkenést mutatott a rendszerváltás óta eltelt időszakban, és ennek nagy része is intenzív, istállózó tartás alatt áll, így a gyepterületekre is egyre kevésbé van szükség a térségben (FARKAS 2010).

A gyepek degradálódása és átalakulása más élőhelytípussá jelenleg sokkal nagyobb mértékű – és így nagyobb veszélyeztetettséget is jelent – mint megszűnésük, beszántásuk. LADÁNYI és KOVÁCS 1992 és 2001 közötti időszak spektrális indexeinek változása alapján kimutatta, hogy a Duna-Tisza köze területén a gyep, rét és legelő kategóriába eső területek mintegy 14%-a veszélyeztetett a klímaváltozás, illetve a szárazodás hatásai által (LADÁNYI, KOVÁCS 2010). Jelenleg a Kiskunsági-homokhátság legveszélyeztetettebb élőhelyeinek a mocsárréteket, a lápréteket és a homoki sztyeppréteket tartjuk. Ezek pusztulási tendenciája eredményeink szerint 7-10% körül van. A vegetációdinamikai kutatások szerint az 1980-as évektől tapasztalható regionális talajvízszint-süllyedés az üde és mezofil rétek (láprétek, szoloncsák szikes rétek, mocsárrétek, láperdők és erdősztyepp tölgyesek) nagymértékű szárazodását, belső fajkompozíciós átalakulását okozta (BAGI 1997, MARGÓCZI 2001, MOLNÁR 2007, MOLNÁR 1998, MOLNÁR et al. 1998). A hátságon vizsgált mintaterületek mellett szintén erőteljes száradás és degradálódás tapasztalható az Illancs korábban nedves és mezofil rétéjén is, ahol a talajvízszüllyedése a legnagyobb mértékűt öltötte a régióban (PÁNDI 2006, LADÁNYI, DEÁK, RAKONCZAI 2010). A Dorozsma-Majsai-hát szárazodás hatására megindult, szintén erőteljes vegetációátalakulását tájleptékű vizsgálatok igazolják (DEÁK 2005, 2010).

Eredményeinkben nem mutatkozott meg a homokhátsági városok környékén tapasztalható szuburbanizációs folyamatok hatása, az „urban sprawl” (FARKAS, CSATÁRI 2009, DÓKA et al. 2009), mivel kvadrátjaink nem érintettek település közeli területeket. Kecskemét környékének jelentős tájszerkezet változása Hetényegyháza községet és keleti határát nagymértékben befolyásolja, de nem éri el a Hetényegyházától nyugat felé eső kvadrátot. Emiatt Kecskemét közelsége ellenére is megfigyelhető egy nagymértékű elnéptelenedési folyamat a kvadrát rosszabb termőképességű részeiben. Ugyanez nem érzékelhető a Kecskeméthez szintén közeli Lajosmizsei kvadrátban, mivel ott a jobb minőségű termőtalaj miatt a lakosság nagy része továbbra is mezőgazdálkodásból él.

Az 1998 óta kimutatott pusztulási arányok párhuzamba hozhatók a Duna-Tisza köze élőhelyterképe alapján kapott pusztulási arányokkal. Az 1998 előtti másfél évtizedben legnagyobb mértékű a nem szikes jellegű vizes élőhelyek pusztulása volt (az összes beszántott természetközeli terület 60%-a). Ezek területének összesen mintegy 12%-a került abban az időszakban beszántásra (BIRÓ et al. 2007), miközben a rákövetkező 10 évben a nedves gyepek további 7-8%-ának eltűnését feltételezzük. Az elmúlt évtizedben a nyílt homoki gyepek a korábnál kisebb, csupán 3%, a szikes rétek pedig 1% körüli pusztulást mutattak. A megelőző évtizedből a DT-Map élőhelyterképe ehhez képest viszonylag nagy pusztulási arányokat mutatott a nyílt homoki gyepek esetében (beerdősülés kb. 8–10%

és további 5% beszántás vö. BIRÓ et al.2008). A szikes területek pusztulása is jóval nagyobb mértékű volt az általunk kimutatottnál, és mintegy 10%-ot tett ki. Ez utóbbi oka részben az, hogy a DT-Map élőhelytérkép a hátságlegtöket is magában foglalja, ahol sokkal nagyobb a szikesek kiterjedése, így változásuk is nagyobb méreteket ölthetett az ezredfordulót megelőző időszakban. Bár a borókás nyárasok kiterjedésében a megvizsgált kvadrátokon belül nem találtunk változásokat, napjainkban megfigyelhető nyílt homoki gyepekké való átalakításuk az elmúlt évek támogatási rendszerének hatására.

A gyepterületek csökkenése mellett az erdőtelepítések ütemének egyértelmű növekedését tapasztalhatjuk a régióban. Ennek legfontosabb eleme, hogy Magyarország a koppenhágai megállapodásban vállalta 1 millió ha szántóföld termelésből való kivonását, viszont az uniós támogatási rendszer mellé nem kerültek kidolgozásra térségi vagy regionális célkitűzések és szabályozások (FARKAS 2010). Ennek következménye, hogy a szárazodás ellenére Bács-Kiskun megyében mintegy 16 000 ha új erdő keletkezett, vagyis az Európai Unió vállalás hatására végzett akáctelepítések láthatóan ellentmondásban vannak az EU biodiverzitás-csökkenés lassítását célzó tevékenységével (FARKAS 2010). A telepített új erdők ugyanis természetvédelmi szempontból teljesen értéktelenek, mivel nem őshonos fafajokból állnak, flórájuk szegény és néhány éven belül várhatóan tömegesen megtalálhatók lesznek bennük a hazai flórát kiszorító és veszélyeztető tájidegen özönnövények is. Emiatt területi növekedésük kifejezetten károsnak tekinthető. Rakonczi vizsgálatai szerint a homoki erdők produkciója a klíma szárazodása következtében csökkent 1992 és 2001 között, vagyis akár kérdésessé is válhat az ültetett nagy mennyiségű erdő jövőbeni produktivitása, így a telepítések gazdaságossága, kifizetődése is (RAKONCZAI 2006).

#### Köszönetnyilvánítás

Elsőként szeretnék köszönetet mondani a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósága dolgozóinak, Vajda Zoltánnak és Sipos Ferencnek a kutatás elősegítéséért, Biró Csabának és Kóhalmi Fruzsínának a DT-Map térképek digitális formába hozásáért, illetve Horváth Dénesnek a terepmunkában való hatékony segítségéért. Köszönetet mondok továbbá a Duna-Tisza köze élőhely-térképezése program összes résztvevőjének az elemzésekhez támpontot adó DT-Map térkép készítésében való közreműködésért, valamint az újratérképezésre kiválasztott mintaterületek eredeti térképezőinek, Aszalós Rékának, Bagi Istvánnak, Csecserits Anikónak, Körmöczi Lászlónak, Szollát Györgynek, Horváth Andrásnak és Vidéki Róbertnek 1998–99-ben végzett térképezési munkájukért. A kutatást a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósága támogatta.

#### Irodalom

- AGARWAL C., GREEN G. M., GROVE J. M., EVANS T. P., SCHWEIK C. M. 2002: A review and assessment of land-use change models: dynamics of space, time, and human choice. (U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. Newton Square, PA., General Technical Report.
- ASZALÓS R. 1999: A heténygyházi mintaterület élőhelytérképezése. D-T Map program jelentései, 25. Kiskunsági Nemzeti Park, Kecskemét, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BAGI I. 1997: Átalakuló homoki vegetáció a Duna-Tisza közén. *Kitaibelia* 2: 253–264.
- BAGI I. 1999: A balotaszállási mintaterület élőhelytérképezése. D-T Map program jelentései, 33. Kiskunsági Nemzeti Park, Kecskemét, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BAGI I., BAGI B. 1995: Vegetációátalakulási folyamatok a Kiskunsági Nemzeti Park Szappan-széki területén, 1987–1994. *Bot. Közl.*, 82: 142.

- BARTHA S., BALOGH L., BIRÓ M., BÓDIS J., CSETE S., CSIKY J., FRÁTER E., HAYEK ZS., LÁJER K., PURGER D., SZIGETVÁRI CS. 2006: Nyílt és záródó homokpusztagyeppek társulási viszonyainak összehasonlítása a vácrátóti Tece-legelőn. In: MOLNÁR E. (szerk.): Kutatás, oktatás, értékteremtés. A 80 éves Précsényi István köszöntése, MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 111–132.
- BIRÓ M. 2006a: Történeti vegetációrekonstrukciók a térképek botanikai tartalmának foltonkénti gazdagításával. Tájökológiai Lapok 4: 357–384.
- BIRÓ M. 2006b: A történeti térképekre alapuló vegetációrekonstrukció és alkalmazásai a Duna-Tisza közén. Ph.D. értekezés. Pécs, Pécsi Tudományegyetem, Biológia Doktori Iskola.
- BIRÓ M. ET AL. 2000: A Duna-Tisza köze aktuális élőhelytérképe. Ponttérkép és 1: 400 000 méretarányú, áttekinthető térkép. In: MOLNÁR ZS. (szerk.): A Kiskunság száraz homoki növényzete. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 1–36.
- BIRÓ M., HORVÁTH F., BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS. 2010: Élőhelyi adatbázisok és a CLC50 térkép szintézisének módszertani kérdései az Ipoly-vízgyűjtő növényzeti térképe kapcsán. Tájökológiai Lapok 8(3): 607–622.
- BIRÓ M., LELLEINÉ KOVÁCS E., KRÖEL-DULAY GY., HORVÁTH F. 2009: A Kiskunsági homokvidék tájökológiai térképe. In: TÖRÖK K., KISS K., KERTÉSZ M. (szerk.): Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete kutatási eredményeiből, pp. 29–35.
- BIRÓ M., MOLNÁR ZS. 1998: A Duna-Tisza köze homokbuckáinak tájtipusai, azok kiterjedése, növényzete és tájtörténete a 18. századtól. Történeti Földrajzi Füzetek 5: 1–34.
- BIRÓ M., PAPP O., HORVÁTH F., MOLNÁR ZS., CZÚCZ B. 2006a: Élőhelyváltozások az idő folyamán. In: TÖRÖK K., FODOR L. (szerk.): A Nemzeti Biodiverzitás Monitorozás Eredményei I. KvVM TVH, Budapest, pp. 51–66.
- BIRÓ M., RÉVÉSZ A. ET AL. 2005: A Duna-Tisza köze aktuális élőhelytérképe. Folttérkép és 1: 400 000 méretarányú, áttekinthető térkép, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BIRÓ M., RÉVÉSZ A., HORVÁTH F., MOLNÁR ZS. 2006b: Point based mapping of the actual vegetation of a large area in Hungary – description, usability and limitation of the method. Acta Bot. Hung., 48: 247–269.
- BIRÓ M., RÉVÉSZ A., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F. 2007: Regional habitat pattern of the Danube-Tisza interfluvium in Hungary I. The landscape structure and habitat pattern; the fen and alkali vegetation. Acta Bot. Hung., 49: 267–303.
- BIRÓ M., RÉVÉSZ A., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F., CZÚCZ B. 2008: Regional habitat pattern of the Duna-Tisza köze in Hungary II. The sand, the steppe and the riverine vegetation; degraded and ruined habitats. Acta Bot. Hung., 50: 21–62.
- BIRÓ M., VIDÉKI R. 1998: A tázlári mintaterület élőhelytérképezése. D-T Map program jelentései, 29. Kiskunsági Nemzeti Park, Kecskemét, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BÖLÖNI J., KUN A. ÉS MOLNÁR ZS. (szerk.) 2003: Élőhely-ismereti útmutató 2.0 (mmÁ-NÉR). Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., ILLYÉS E., KUN A. 2007: A new habitat classification and manual for standardized habitat mapping. Annali di Botanica nouva serie 7: 105–126.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., ILLYÉS E., KUN A. 2008: Térképezési célú, növényzeti alapú élőhely-osztályozás Magyarországon (az Á-NÉR2003 és Á-NÉR2007 rendszer). Tájökológiai Lapok 6: 379–393.
- BÜTTNER, GY., MAUCHA, G., BIRÓ, M., KOSZTRA, B., PATAKI, R., PETRIK, O. 2004: National Land Cover Database at scale 1:50 000 In Hungary. EARSeL Proceedings 3: 323.
- CLC CHANGE: [http://www.fomi.hu/corine/clc2000\\_index.html](http://www.fomi.hu/corine/clc2000_index.html)
- CORINELand Cover (CLC50) – Magyarország 1:50 000-es felszínborítási adatbázisa. Méretarány: 1:50.000 (GISDatabase, FÖMI, Budapest). <http://www.fomi.hu/corine/>
- CSATÁRI B., KANALAS I. 2006: The present-day history and territorial features of the tanya-s in the Sand Ridge Region. A Falu 21: 27–34.
- CSECSERITS A. 1998: Az imrehegyi mintaterület élőhelytérképezése. D-T Map program jelentései, 32. Kiskunsági Nemzeti Park, Kecskemét, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- CSECSERITS A., RÉDEI T., KRÖEL-DULAY GY., SZABÓ R., SZITÁR K. 2010: A különböző skálázású táji adatok és a parlagok növényzete közti kapcsolat. Földrajzi Tanulmányok. V: 70–88. In: SZILASSY P. (szerk.): Tájváltozások értékelési módszerei a XXI. Században, Szeged, <http://www.geo.u-szeged.hu/tajvaltozas>.
- CSEHALMI D. 2009: Az Észak-Alföldi lápok vegetációváltozásainak vizsgálata távérzékelési módszerekkel. PhD Dolgozat, SZIE, Gödöllő.
- DEÁK J. Á. 2005: A Dorozsma-Majsai homokhát táji mintázata és veszélyeztető tényezői. A környezettudomány elmélete és gyakorlata konferencia, Szeged, megjelenés alatt.

- DEÁK J. Á. 2010: Csongrád megye kistájainak élőhelymintázata és tájökölógiai szempontú értékelése. PhD értekezés. SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék.
- DÓKA R., ALEXA R., KÓHALMI F., KEVEYÉNYÉ BARÁNYI I. 2010: A tájváltozások és a társadalmi–gazdasági viszonyok alakulásának összefüggései a Duna-Tisza köze középső részén. Földrajzi Tanulmányok. V: 227–261. In: SZILASSY P. (szerk): Tájváltozások értékelési módszerei a XXI. Században, Szeged, <http://www.geo.u-szeged.hu/tajvaltozas>.
- EEA 2006: Urban sprawl in Europe – The ignored challenge. EEA, Copenhagen.
- FARKAS J. 2010: Agrár és vidékföldrajzi kutatások Bács-Kiskun megyei példákval. PhD értekezés, Szegedi Tudományegyetem, Természettudományi és Informatikai Kar, Szeged.
- FARKAS J., CSATÁRI B. 2009: A területhasználat változásai. In: Farkas JZs, Csatóri B. A területhasználat változásai. GAZDÁLKODÁS 53: 413–423.
- FARKAS. J. Zs. 2006: A művelési ágak változásai a Homokhátságon. A falu 27: 79–87.
- FEKETE G. 1985: A teresztis vegetáció szukcessziója: elméletek, modellek, valóság. In: FEKETE G. (szerk.): A cönológiai szukcesszió kérdései. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 31–65.
- FEKETE G. 1999: A vegetációtérképezés: visszatekintés és hazai körkép. In: KUN A., MOLNÁR Zs. (szerk.) 1999: Élőhely-térképezés. A Nemzeti Biodiverzítási-monitorozó Rendszer kézikönyvsorozat kötetei XI., Budapest, pp. 91–104.
- FEKETE G., MOLNÁR Zs., HORVÁTH F. (szerk.) (1997): A magyarországi élőhelyek leírása és határozókönyve. A Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Természettudományi Múzeum, Budapest.
- FEKETE G., MOLNÁR Zs., KUN A., BOTTA-DUKÁT Z. 2002: On the structure of the Pannonian forest steppe: grasslands on sand. Acta Zool. Acad. Sci. Hung. 48: 137–150.
- HORVÁTH A. 1999: A forrásküti mintaterület élőhelytérképezése. D-T Map program jelentései, 37. Kiskunsági Nemzeti Park, Kecskemét, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- HORVÁTH F. 2006: Élőhely-térképezés, élőhelyek mintázata és változása a tájban. In: Török Katalin, Fodor Livia (szerk.): A Nemzeti Biodiverzítási Monitorozás Eredményei I. KvVM TVH, Budapest, pp. 17–27.
- HORVÁTH F., CSONTOS P. 1992: Thirty year changes in some forest communities of Visegrad Mts., Hungary. In: TELLER A., MATHY P., JEFFERS J. N. (eds): Responses of forest ecosystems to environmental changes. London-New York, pp. 481–488.
- KERTÉSZ M., KELEMEN E., BIRÓ M., KOVÁCS-LÁNG E., KRÖEL-DULAY Gy. 2011: Az ökoszisztéma szolgáltatások és a zavarási rezsim, mint természet-társadalom kapcsolat a Kiskunsági-homokhátságon. (Description of Ecosystem Services and Disturbance Regime as Connection between Environment and Society – Summary). In: Nagy G. (szerk): Az ökoszisztéma szolgáltatások hazai eredményeinek összegzése, lehetséges továbblépek megvitatása. MTA TAKI – CEU Budapest. (In print.)
- KÖRMÖCZI L. 1998: A ruzsai mintaterület élőhelytérképezése. D-T Map program jelentései, 36. Kiskunsági Nemzeti Park, Kecskemét, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- KÖRMÖCZI L. 1999: Az ágasegyházi mintaterület élőhelytérképezése. D-T Map program jelentései, 27. Kiskunsági Nemzeti Park, Kecskemét, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- KUN A., MOLNÁR Zs. (szerk.) 1999: Élőhely-térképezés. A Nemzeti Biodiverzítási-monitorozó Rendszer kézikönyvsorozat kötetei XI.
- LADÁNYI Zs., DEÁK J. Á. 2009: Case study of a climate-sensitive area on the Danube-Tisza Interfluve. In: Z. GALBÁCS (ed.): The 16th Symposium on Analytical and Environmental Problems. pp. 434–439.
- LADÁNYI Zs., DEÁK J. Á., RAKONCZAI J. 2010: The effect of aridification on dry and wet habitats of Illanes microrregion, SW Greathungarian Plain, Hungary. Acta Geographica Debrecina Landscape & Environment 4: 11–22.
- LADÁNYI Zs., KOVÁCS F. 2010: Spektrális indexek szerepe a tájváltozás, táji érzékenység megfigyelésében. Földrajzi Tanulmányok. V: 203–215. In: SZILASSY P. (szerk): Tájváltozások értékelési módszerei a XXI. Században, Szeged, <http://www.geo.u-szeged.hu/tajvaltozas>.
- LÓCZY D. 2010: Tájdinamika módszertani fejlemények. Földrajzi Tanulmányok. V: 11–31. In: SZILASSY P. (szerk): Tájváltozások értékelési módszerei a XXI. Században, Szeged, <http://www.geo.u-szeged.hu/tajvaltozas>.
- MARGÓCZI K. 2001: A vegetációtan természetvédelmi alkalmazása. Doktori Értekezés. Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, Szeged, 103.
- MARI L. 2010: Tájváltozás elemzés a CORINE adatbázisok alapján. Földrajzi Tanulmányok. V: 317–331. In: SZILASSY P. (szerk): Tájváltozások értékelési módszerei a XXI. Században, Szeged, <http://www.geo.u-szeged.hu/tajvaltozas>.
- MIKLÓS I., SOMODI I., PODANI J. 2005: Rearrangement of ecological data matrices via Markov Chain Monte Carlo simulation. Ecology 86: 3398–3410.
- MOLNÁR Zs. 1998: Interpreting present vegetation features by landscape historical data: An example from a



- woodland-grassland mosaic landscape (Nagykörös-wood, Kiskunság, Hungary). In: K.J. Kirby and C. Watkins (eds.): *The Ecological History of European Forests*. CAB International pp. 241–263.
- MOLNÁR Zs. (szerk.) 2003: *A Kiskunság száraz homoki növényzete*. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- MOLNÁR Zs. ET AL. 1998: A vegetáció térképezésének objektivitása. *Kitaibelia* 3: 307–308.
- MOLNÁR Zs., BIRÓ M., KRÖEL-DULAY Gy., TÖRÖK K. 2010: A Duna-Tisza köze ökológiai problémái. In: GLATZ F., CSATÁRI B., T. GÉMES T. (szerk.): *A Magyar tanyás vidékek. Párbeszéd a vidékért - 2010*. MTA Történettudományi Intézet – MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 63–70.
- MOLNÁR Zs., BIRÓ M., RÉVÉSZ A., HORVÁTH F., VAJDA Z. 2000: A Duna-Tisza köze élőhelytérképezése (D-T Map 1996-2000). Zárójelentés, MTA ÖBKI, Vácrátót, KNP Kecskemét.
- MOLNÁR Zs., FEKETE G., BIRÓ M., KUN A. 2008: A Duna-Tisza közti homoki sztyepprétek történeti táj-ökológiai jellemzése. In: KRÖEL-DULAY Gy., KALAPOS T., MOJZES A. (szerk.): *Talaj-vegetáció-klíma kölcsönhatások. Köszöntjük a 70 éves Láng Editet*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 39–56.
- MOLNÁR Zs., HORVÁTH F., LITKEY Zs., WALKOVSKY A. 1998: A Duna-Tisza közti körises égerlápérdők története és mai állapota. *Természetvédelmi Közlemények*: 55–77.
- PÁNDI I. 2006: Dél-kiskunsági homokbuckások vegetációja és tájhasználat-története. (Land-use history and vegetation of sandlands in the South-Kiskunság). Conference of the 1st Hungarian Landscape Ecology, 2006. IV. 7–9. Debrecen.
- RAKONCZAI Z. 2006: Klímaváltozás- aridifikáció – változó tájak. In.: Kiss A., Mezősi G., Sümeghy Z. (szerk.): *Ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére*, SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék és SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged, pp. 593–601.
- RÉVÉSZ A., HORVÁTH F., CZÚCZ B., MOLNÁR Zs., BIRÓ M., KOZCKA K., SÍPOS F., SÍPOS K., VAJDA Z., PAPP O., SUSKÓ Z. 2003: A Nemzeti Ökológiai Hálózat vizsgálata a Duna-Tisza közén. Kutatási jelentés, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- SZOLLÁT Gy. 1999: A lajosmizsei mintaterület élőhelytérképezése. D-T Map program jelentései, 24. Kiskunsági Nemzeti Park, Kecskemét, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- TAKÁCS G., MOLNÁR Zs. (eds.) 2009: *Habitat mapping*. 2nd modified edition. *Handbooks of National Biodiversity Monitoring System IX*. MTA ÖBKI - KvVM, Vácrátót - Budapest, 54 pp. (angolra fordított változat). - 2nd modified edition. Authors: M. Biró, J. Bölöni, F. Horváth, A. Kun, Zs. Molnár and G. Takács; <http://novenyzetiterkep.hu/?q=magyar/publikaciok/node/374>
- TÖRÖK K., FODOR L. (szerk.) (2006): *A Nemzeti Biodiverzitás Monitorozás Eredményei I*. KvVM TVH, Budapest.

#### USE OF LANDSCAPE CHANGE MAPS TO STUDY TEN YEARS HABITAT TRANSFORMATION OF THE KISKUNSÁG REGION, HUNGARY

M. BIRÓ

Vácrátót, mariann@botanika.hu

**Keywords:** habitat mappation, repeated mapping, map of changes, monitoring, habitat loss, sand region, inland sand area

Repeating habitat maps prepared in the 1990s for monitoring or landscape evaluations can be an important information source for landscape change research and habitat quality monitoring (NBmR, DT-Map). Repeated mappings can provide quantified data on habitat loss, potential threats (especially on the spread of invasive species), and also for modelling landscape change. One of our goals was to further develop the methodology of repeated habitat mapping.

In 2008 more than 8800 hectares was remapped in the Duna-Tisza köze (original maps were prepared in 1998-1999). We found that speed of habitat loss decreased considerably from the previous 1% to 0.33% between 1998 and 2008. Habitat degradation was more significant than habitat loss. The most endangered habitat types are the mesophitic meadows, the *Molinia* meadows and the closed sand steppes, while salt steppes and open sand grasslands are the least threatened. The effect of „urban sprawl” could not be detected at this scale. While natural habitats are continuously decreasing, forestry plantation increase considerably (20 000 ha). These plantations are important sources of invasive species.

2. táblázat A Duna-Tisza közti hátság megvizsgált nyolc mintaterületén belül történt élőhely-átalakulások 1998 és 2008 között. Az átmeneti mátrixban sötétszürkével jelöltük a táj nagymértékű átalakulásait (7% fölötti változások), világos szürkével pedig az 1 és 7% közötti átalakulásokat. Az oszlopok az egyes sorokban található élőhelytípusok átalakulásának irányát mutatják eredeti területük százalékában.

Table 2. Habitat changes between 1998 and 2008 in the remapped 8800 hectares of the Duna-Tisza köze. The most important changes are shown by dark grey (above 7%). Changes between 1 and 7% are light grey.

Values in the matrix are percentages of the original area

	B1	B5	D2	D4	F2	F4	G1	H5	M5	O6	O5	O9	O11	O10	O12	O13	P3	R1	R2	R3	RB	RD	S1	S2	S4	S6	S7	AGR	T10	U10	VIZ	ha	
<b>B1</b>	99	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.6	0	0.1	97.33	B1
<b>B5</b>	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10.43	B5
<b>D2</b>	0	0	93	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.3	0	0	0	6.19	D2
<b>D4</b>	0	0	0	93	0	0	0	0	0	0	3.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0.1	0.2	0	0	0	1.3	0.7	0.3	1	362.2	D4
<b>F2</b>	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0.4	0.4	0.1	0	0	78.83	F2	
<b>F4</b>	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.24	F4	
<b>G1</b>	0	0	0	0	0	0	97	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0.1	0.6	0	0.6	0.2	0	0.2	0	0.2	0	556.7	G1	
<b>H5</b>	0	0	0	0	0	0	0	86	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	102.8	H5	
<b>M5</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	65.39	M5	
<b>O6</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	66	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	4.8	0	0	0	0	4.6	0.6	0.7	0.3	282.3	O6
<b>O5</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.4	0	0	1.3	2	0	4	1.1	0.1	0	422.7	O5
<b>O9</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	63	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.8	16	0	2.3	0	0	12	0	1.3	0	108.1	O9
<b>O11</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	78	0	0	0	0	0	0	0	0	0.6	6.4	0	0	0	6	8.3	0.4	0	91.05	O11	
<b>O10</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23.6	O10	
<b>O12</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	82	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	3.91	O12	
<b>O13</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10.76	O13	
<b>P3</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	83	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	78.7	P3	
<b>R1</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	61.38	R1	
<b>R2</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0	1.4	0	0	0	0	0	142.8	R2	
<b>R3</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	97	0	0	3.2	0	0	0	0	0	0	0	461.4	R3	
<b>RB</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	RB
<b>RD</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	RD
<b>S1</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0.3	0.4	0	0	355.5	S1
<b>S2</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.5	0	0	2.8	12	79	4	0	0	0	0.9	0	0	158.2	S2
<b>S4</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.3	0.1	0	0.1	0	0	99	0	0	0	0	0	1155	S4	
<b>S6</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.1	0	0	96	0	1.2	0	0.6	0	64.73	S6
<b>S7</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.8	0	0	0	0	96	0.6	0	0.2	0	114.1	S7
<b>AGR</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.3	0.6	0	0	0	0	0	0	0	0.1	2.6	1.7	0.2	0	0.1	0.1	86	7.9	0.1	0	3280	AGR
<b>T10</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.4	1.2	0	0	0	0	0	0	0	0	2.2	7.7	2.2	10	0.7	0	13	54	0.4	0	395.4	T10
<b>U10</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.8	0.4	0	0	98	0	355.7	U10	
<b>VIZ</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	5.01	VIZ	
<b>összes</b>	B1	B5	D2	D4	F2	F4	G1	H5	M5	O6	O5	O9	O11	O10	O12	O13	P3	R1	R2	R3	RB	RD	S1	S2	S4	S6	S7	AGR	T10	U10	VIZ	8859	