

TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK

JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY

20. ÉVFOLYAM I. SZÁM



VOL. 20, NO. 1.

Főszerkesztők – Chief editors

BARCZI ATTILA† és CENTERI CSABA

Szerkesztők – Editors

PETŐ ÁKOS és SALÁTA DÉNES

A szerkesztőség címe – Editorial office

MATE, VTI, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., tel.: +36 28 522-000/1833,
e-mail: Centeri.Csaba@szie.hu

Szerkesztőbizottság – Editorial Board

ÁNGYÁN J. (GÖDÖLLŐ)	KERÉNYI A. (DEBRECEN)	DOSTAL, T. (PRAGUE, CZECH REP.)
BÁLDI A. (VÁCRÁTÓT)	KERTÉSZ Á. (BUDAPEST)	EVELPIDOU, N. (GREECE)
CSONTOS P. (BUDAPEST)	LÓCZY D. (PÉCS)	FAYVUSH, G. (YEREVAN, ARMENIA)
CSORBA P. (DEBRECEN)	MALATINSZKY Á. (GÖDÖLLŐ)	KISS, I. (HUNEDOARA, ROMANIA)
CZÓBEL SZ. (GÖDÖLLŐ)	MENYHÉRT Z. (GÖDÖLLŐ) †	MIKLÓS, L. (ZVOLEN, SLOVAKIA)
DÁVID L. D. (GÖDÖLLŐ)	MEZŐSI G. (SZEGED)	OSZLÁNYI, J. (BRATISLAVA, SLOVAKIA)
DUHAY G. (BUDAPEST)	STEFANOVITS P. (GÖDÖLLŐ) †	
FEKETE G. (VÁCRÁTÓT) †	SZILASSI P. (SZEGED)	
GRÓNÁS V. (GÖDÖLLŐ)	TÓTH A. (SZOLNOK)	
GYULAI F. (GÖDÖLLŐ)		

Nyelvi lektorok – Language editing

MALATINSZKY ÁKOS; CENTERI CSABA; PETŐ ÁKOS

Kiadja – Published

Magyar Agrár-és Élettudományi Egyetem
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.
Felelős kiadó: Prof. Dr. Gyuricza Csaba,

ISSN: 1589-4673

DOI: 10.56617/tl.

<http://journal.uni-mate.hu/index.php/tl>

ALAPÍTVÁ 2003-BAN – FOUNDED IN 2003

Alapítók – Founded by

A SZENT ISTVÁN EGYETEM
KÖRNYEZET- ÉS TÁJGAZDÁLKODÁSI
INTÉZETE
ÉS TÁJÖKOLÓGIAI TANSZÉKE

SZENT ISTVÁN UNIVERSITY
INSTITUTE OF ENVIRONMENTAL
AND LANDSCAPE MANAGEMENT
AND DEPT. OF LANDSCAPE ECOLOGY

A TÁJÖKOLÓGIAI LAPOK CIKKEIT
REFERÁLJA
A CABI, A SCOPUS, A MATARKA
ÉS AZ AGRÁROLDAL.

JOURNAL OF LANDSCAPE ECOLOGY
IS COVERED IN THE CABI, SCOPUS,
MATARKA AND AGRÁROLDAL
DATABASES.

E lapszám megjelenését
a MAGYAR TUDOMÁNYOS AKADÉMIA, és
a TERMÉSZETVÉDELMI- ÉS TÁJGAZDÁLKODÁSI TANSZÉK támogatta.



A folyóirat nyílt hozzáférésű,
cikkeire a Creative Commons 4.0 standard licenc alábbi típusa vonatkozik: [CC-BY-NC-ND-4.0](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)



TARTALOMJEGYZÉK

BÁDER L., UNGVÁRI G.: A városi hőszigetelés mérséklése a párolgás növelésével.....	5–22
BEDE Á., VALKÓ O., DEÁK B.: A dévaványai Barcé-halom tájtörténete és növényzete.....	23–39
MAJOR F., CSÁNYI S.: A populáció-rekonstrukció alkalmazása a muflonnál – lehetőségek és korlátok.....	41–56
MALATINSZKY Á., NOVÁK E.: A Karancs-völgy felhagyott szőlőinek tájhasználat-története és növényzete.....	57–71
MOLNÁR Á. P., ERDÉLYI A., HARTDÉGEN J., BIRÓ M., PÁNYA I., VADÁSZ CS.: Természetvédelmi célú történeti elemzés – a Peszérei-erdő elmúlt három évszázada.....	73–105
PÁCSONYI D., BAKÓ G.: Az NRMH módszertanának fejlesztése a Budai Sas-hegyen.....	107–122
ZAGYVAI G., BARTHA D.: Hegy- és dombvidéki spontán erdőállományok fajösszetételének vizsgálata a potenciális természetes vegetáció és az éghajlat összefüggésében.....	123–151
SORIA, J.: 6th European Congress of Conservation Biology – Eccb 2022.....	153–156
SORIA, J.: Engaging Citizen Science Conference 2022.....	157–159

CONTENT

BÁDER, L., UNGVÁRI, G.: Mitigating urban heat Island effects with increased evaporation.....	5–22
BEDE, Á., VALKÓ, O., DEÁK, B.: Landscape history and vegetation of the Barcé-halom kurgan in Dévaványa, Hungary.....	23–39
MAJOR, F., CSÁNYI, S.: On the use of population reconstruction in mouflon: opportunities and weaknesses.....	41–56
MALATINSZKY, Á., NOVÁK, E.: Landscape-use history and vegetation of abandoned vineyards in the Karancs valley, Hungary.....	57–71
MOLNÁR, Á. P., ERDÉLYI, A., HARTDÉGEN, J., BIRÓ, M., PÁNYA, I., VADÁSZ, CS.: Historical analysis for nature conservation – the past three centuries of the Peszér Forest.....	73–105
PÁCSONYI, D., BAKÓ, G.: Developing the methodology of HRAMS on MT Sas-hegy.....	107–122
ZAGYVAI, G., BARTHA, D.: Studies on the species composition of spontaneous forests in the context of potential natural vegetation and climate.....	123–151
SORIA, J.: 6th European Congress of Conservation Biology – Eccb 2022.....	153–156
SORIA, J.: Engaging Citizen Science Conference 2022.....	157–159

A VÁROSI HŐSZIGETHATÁS MÉRSÉKLÉSE A PÁROLGÁS NÖVELESÉVEL

BÁDER László¹, UNGVÁRI Gábor²

¹Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Vízgazdálkodási és Vízépítési Tanszék
1111 Budapest, Műegyetem Rakpart 3. K épület / mf. 12., e-mail: laszlo.bader@edu.bme.hu

²Budapesti Corvinus Egyetem, Regionális Energiagazdasági Kutatóközpont
1093 Budapest, Fővám tér 8. 117.1, e-mail: gabor.ungvari@uni-corvinus.hu

Kulcsszavak: városi hősziget, éghajlati energia, párolgás, aktív árnyék, passzív árnyék, hidrológiai ciklus

Összefoglalás: Az éghajlatváltozással, globális felmelegedéssel növekszik mind az épített, mind a természeti környezet hőterhelése. A sűrűn beépített területeken úgynevezett városi hősziget jelenség alakul ki. Munkánkban az alapvető fizikai folyamatok felől közelítjük meg a problémát, és inkább a kiváltó okokat, mint a következményeket vizsgáljuk. Emlékeztetünk a hőtani jellemzők fontosságára, hogy a víz melegítéskor a betonnál 5-ször több hőt képes felvenni, elpárolgásakor pedig még 2 nagyságrenddel többet. Egy nyári csapadékeseményt elemezve bemutatjuk, hogy a víz és annak párolgása különleges, semmivel nem pótolható energiaszállító szerepet tölt be a hőmérséklet-különbségek kiegyenlítésében. Az adatok és a hétköznapi tapasztalatok alapján javaslatot teszünk az aktív árnyék és a passzív árnyék fogalmak bevezetésére. Használatuk közérthetővé teheti, hogy miért lényeges a zöld területek (ligetek, lugasok, zöld tetők, parkok) megtartása és területük növelése a hősziget jelenség hatásainak mérsékléséhez. Tanulmányunk célja, hogy felhívja a figyelmet, az élhető környezeti viszonyok megtartásához mindenhol kiemelt figyelmet kell fordítani a vízkör (hidrológiai ciklus) kiegyensúlyozott működőképességének és hatékonyságának helyreállítására – belterületeken és külterületeken egyaránt.

Bevezetés

Az éghajlatváltozással, globális felmelegedéssel és a szélsőséges időjárási jelenségek gyakoribbá válásával növekszik mind az épített, mind a természeti környezet hőterhelése, amely jellemzően a nyári hőségnapokon lépi át azt a határt, amelyet már kellemetlennek érzünk. A városi hősziget jelenség néven ismert problémával kapcsolatban a leggyakrabban hallott fogalmak a beépítettség, a zöldterületek aránya, a felhasznált anyagok, az élettani hatások stb. Napközben a mesterséges felszín jobban felmelegszik, mint a környező természetes környezetet. A „felfűtött” területek (főként a beton, az aszfalt és más építőanyagok, cserepek, fémtetők stb.) az eltárolt hőt késleltetve, éjszaka sugározzák ki a domborzati- és térbeli elrendezéstől függően. A hősziget hatás ezért nappal és éjszaka egyaránt jelentkezik.

Jól mutatják a jelenség erősödésének lehetséges következményeit az előrejelzések. Szegeden például az évszázad végére többszörösére nőhet a trópusi éjszakák száma, egymást érhetik és állandósulhatnak nyáron (Unger és Gál 2017). A Föld lakosságának többsége már városokban él és ez az arány csak növekszik, Magyarországon is már 70% feletti a városban élők aránya (<http1>). Fel kell készülni arra, hogy a problémák

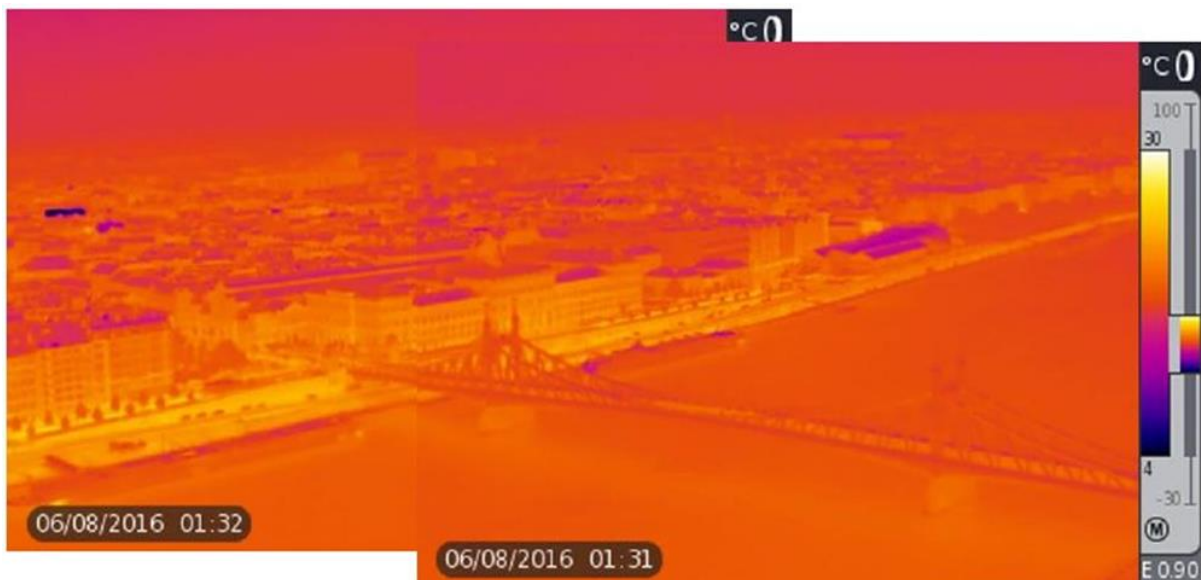
általánossá válnak, enyhítésükre megoldást kell találni, ha nem akarunk „megfőni” nyáron (http2).

A városi hőszigetek a környező külvárosi vagy vidéki területeknél melegebb „foltok” a tájban (angol elnevezésük alapján „UHI”-nak rövidítik – „Urban Heat Island”). Megkülönböztethetünk felszín alatti, felszíni és levegőben (2 m magasságban) mért hőszigeteket. Az átlagos levegőhőmérséklet-különbség a város méretétől, beépítettségétől függően néhány °C-tól akár 10 °C fölé is emelkedhet.



1a. ábra Délpest nappali hőkamerás felvétele a Gellérthegyről. A tetők és napsütötte homlokzatok hőmérséklete meghaladja az 50 °C-ot (Forrás: Gyulai 2016)

Figure 1a. Thermal photo of Southern Budapest from Gellért Hill during daytime. Temperature of roofs exceeds 50 °C (Source: Gyulai 2016)



1b. ábra Délpest éjszakai hőkamerás felvétele a Gellérthegyről. A tetők a kisugárzás miatt jelentősen lehűltek, 10 °C fok alá, de a függőleges felületek sok helyen még mindig 30 °C fok feletti hőmérsékletűek, a kisugárzás visszaverődései miatt nem tud a hő felfelé távozni (Forrás: Gyulai 2016)

Figure 1b. Thermal photo of Southern Budapest from the Gellért Hill during the night. Temperature of roofs decreased significantly through outward radiation, but vertical surfaces are still above 30 °C (Source: Gyulai 2016)

Hőkamerás felvételekkel jól bemutatható a hősziget jelenség. A beépített területeken a felhasznált anyagok az energia egy részét hővé alakítva visszasugározzák, egy részét pedig elnyelik, eltárolják, és a többlethőt csak késleltetve, a besugárzás gyengülése után, hosszúhullámú hősugárzás formájában tudják leadni. A hősziget hatás ezért nappal és éjszaka egyaránt jelentkezik. Nappal a beton, az aszfalt és más építőanyagok (cserepek, fémtető stb.) jobban vezetik vagy veszik fel a hőt, mint a természetes anyagok, ezért melegebbek (1a. ábra). Éjszaka a domborzati- és térbeli elrendezéstől függően kisebb a kisugárzás (Gyulai 2016). A háztetők előbb lehűlnek, mert felfelé „szabad az út” a kisugárzás számára, de a függőleges felületek a visszaverődések miatt lassabban hűlnek (a hő nem távozik, csak a környező tárgyakra szétszóródik). Jelentős felületek így még késő éjszaka is sokkal melegebbek lehetnek, mint a környezetük (1b. ábra). Ősztől tavaszig ez kedvező is lehet, például a fűtési napok számának csökkenését okozva, vagy ennek a jelenségnek köszönhetően több időt tölthetünk a szabadban – a városi terekben. Nyáron azonban egyre inkább gondot jelent a túlmelegedés, például a „hősnapok” – amikor a legmagasabb hőmérséklet meghaladja a 30 °C fokot (Unger és Gál 2017), és éjszaka is lassan hűl le a levegő, nehezebb a pihenés – számának emelkedésével jár.

Az építészeti megoldások és a zöldítési törekvések szükségességét teljes mértékben elfogadva, de azokon túlmutatva ebben az áttekintésben az alapvető fizikai folyamatok – a légköri és felszíni energiacsere – felől közelítjük meg a hősziget jelenség problémakörét. Felidézzük a víz és néhány városi környezetre jellemző anyag hőtani tulajdonságait. Nyári csapadékeseményeket és azok hatását vizsgáljuk, hogy a víz és párolgása milyen szerepet játszik a hősziget jelenség csillapításában. Megkíséreljük megbecsülni a kedvezőtlen körülmények mérsékléséhez szükséges víz mennyiségét, és javaslatot teszünk a vízkör (hidrológiai ciklus) kiegyensúlyozott működőképességének és hatékonyságának megőrzésére, amelyre belterületeken is szükség mutatkozik.

Anyag és módszer

Munkahipotézisünk szerint a hősziget kialakulása alapvetően a hőcserélő folyamatok megváltozásából vagy mesterséges megváltoztatásából következik (amikor a felszín változása emberi beavatkozás következménye pl. vízelvezetés, talajművelés, beépítés). A hőcserélő folyamat lényege, hogy a különböző hőmérsékletű anyagok a természetben a fizika törvényeit követve a hőmérséklet kiegyenlítésére törekszenek.

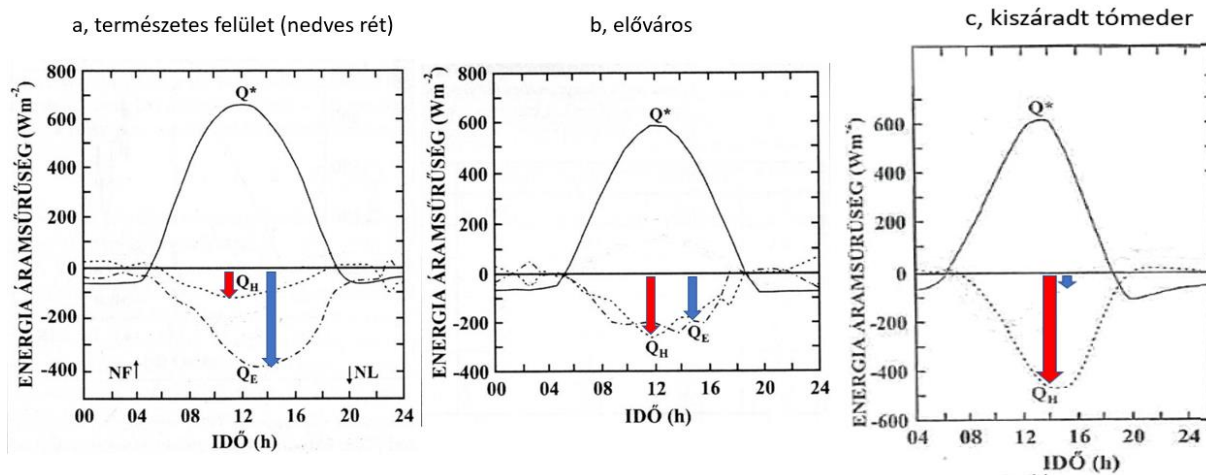
Ha a hősziget kialakulásának okát a természeteshez képest megváltozott éghajlati-energia elosztási folyamatokban keressük, akkor az azt befolyásoló főbb tényezők működését kell áttekintenünk először. A Föld felszínén és a légkörben kialakuló hőmérséklet különbségek „hajtják” a hőcsere folyamatot, ami az időjárási jelenségekben is testet ölt. A hőcserélő folyamatnak éves és napi ritmusa van, amely az évszakok és a napszakok változásaihoz kötődik, és a földrajzi elhelyezkedéstől is függ.

A kiegyenlítődés mértékét és sebességét alakító tényezők a városi hőszigetek kialakulásában is fontos szerepet játszanak:

1. A beérkező (nap)energia mennyisége (besugárzás – mennyi energiát kell elosztani);
2. A felszín anyagainak hőtani tulajdonságai (fajhő, hővezetés – milyen anyag hogyan képes a hő tárolására, vezetésére);
3. Az energiaforgalom főbb összetevőinek aránya, hőáramok a talaj és a légkör felé (kisugárzás, légmozgás, látens hőszállítás – mi, hogyan és merre viszi magával a hőt);
4. A hőszállítás hatékonyságát meghatározó víz rendelkezésre állása és a párolgás mértéke a hőcsere során (ha a víz párolgáskor halmazállapotot változtat, nagyságrendekkel hatékonyabb hőszállító közeg, mint a légmozgás vagy a víz melegedése-lehűlése önmagában).

Az energiaforgalom napi ritmusát a felszínborítástól függően az egyes hőáram összetevők alakulása adja meg. Jellegét tekintve két csoportra bonthatjuk az energiaforgalmat: a sugárzással terjedőre, és a hővezetéssel, hőszállítással kapcsolatos energiaátadásra, vagy „hőcsere”. Mindkét esetben van bevételi-, és kiadási oldal (http3). A Föld felszínéről nézve a légkör felől érkező energia a bevételi oldal, a légkör felé távozó a kiadási oldal. A Föld felszínét kívülről érő energia forrása a Napból beérkező rövidhullámú besugárzás (túlnyomóan a látható fény 0,4–0,7 μm hullámhossz tartományában), amelynek a felszínre elérése teljesítménye Magyarországon egy felhőmentes nyári napon délidőben jellemzően a 600 W/m^2 -t is eléri. Ennek egy része rövidhullámú sugárzás formájában visszaverődik a világűrbe (albedo), másik része a felszínen elnyelt rövidhullámú sugárzás, ami hővé alakulva vesz részt a további energiacsere folyamatokban.

A nettó besugárzásból (Q^*) származó energia elosztását „végző” hőáramok alakulását mutatja be a 2. ábra. A felszín teljes sugárzási mérlegét Q^* jelöli (Unger és Sümeghy 2012). Az energiátöbblet általában a déli órákban a legnagyobb, amikor a Nap delel, így az energiakiegyenlítésben részt vevő két legnagyobb tag, az érezhető hőáram, Q_H és a rejtett hőáram Q_E (látens hő) értéke is ekkor a legnagyobb (Q_H a légkör alsó rétegét melegíti, Q_E pedig „észrevétlenül” a párolgással távozik). Ha van elegendő víz a tájban (akár vízfelszín, akár nedves terület vagy párologtató növényzet formájában), akkor a Q_E szerepe meghatározó a hőcsere folyamatban és a talaj melegítése, és a tárolt hő elhanyagolható. Ahogy egyre kevesebb a természetes felület, a párologtató növényzet vagy vízfelszín, úgy nő a „helyben maradó” hő aránya (Q_H).



2. ábra A természetes hőcsere folyamat főbb összetevői, és tipikus napi menetük. Jelölések, Q^* : teljes sugárzási mérleg, Q_H : érzékelhető hő, Q_E : rejtett (látens hő). A pozitív értékek a felszínre beérkező energiaáramot jelzik, a negatív értékek a felszínről távozó energiaáramokat. Balról jobbra a rejtett hőáram (kék) csökken az érzékelhető hőhöz (piros) képest. A városok görbéi a harmadik típus felé közelítenek (Unger és Sümeghy 2012 ábrái alapján összeállították a szerzők)

Figure 2. Daily run and components of the heat transfer process. Q^* : net radiation, Q_H : sensible heat, Q_E : latent heat. Positive amount shows incoming energy to the surface, negative amounts represent outgoing energy. The ratio of latent heat (blue arrow) is decreasing from left to right compared to sensible heat (red arrow). Left: natural surface, Middle: suburb. Right: dry land, desert (based on graphs from Unger and Sümeghy 2012)

Jó vízellátottságú, természetes felületen a rejtett hőáram a meghatározó (Q_E), elővárosokban már azonos nagyságrendű az érzhető és rejtett hőszállítás szerepe, a fátlan, burkolt vagy beépített területek hőforgalma pedig még jobban átalakul. A beépítettségel egyre nő az érzhető hő aránya és szorul vissza a rejtett (látens) hőszállítás – a felszín melegedését okozva. (Megjegyzés: a 2. ábrán egy tipikus nyári nap hőforgalmát három különböző mérsékelt övi területen készült ábrán mutattuk be ugyan, de a nettó energiamérlegük (Q^*) lefutása hasonló, így a felszínborítástól függő jellemző nyári napi energiamenetet és azok eltérését jól érzékeltetik.)

Szélsőséges körülmények között szinte a teljes hőmennyiség a talaj (felszín) és a felette lévő légréteg melegedését okozza, mint a sivatagok esetében. Az egy átlagos nagyváros hőcsere folyamatát leíró görbék valahol az elővárosi állapot felől közelítenek a kiszáradt tómedret, sivatagot, kopárokat jellemző jobb oldali ábrán bemutatott görbék felé, érzékeltetve, hogy a rejtett hőáram csökkenése milyen súlyos következményekkel jár. A hő legnagyobb része „helyben marad”, ráadásul a felmelegedett felszínnek a városi környezetben lassabban hűlnek ki az úgynevezett hőcsapda jelenség (visszaverődések) miatt.

A Föld energiamérlegében éves átlagban a rejtett (látens) hő mintegy háromszorosa az érzékelhető hő mennyiségének (Lecuyer et al. 2015). Két dolog miatt azonban a városi területeken jelentős eltérés van ebben az arányban és azoknak az összetevőknek a nagyságában, amellyel a hősziget jelenséggel kapcsolatban számolnunk kell. Egyrészt nem indulhatunk ki a globális átlagokból, hanem az adott helyen és időben, a napi csúcshőmérséklet idején fennálló értékeket kell figyelembe vennünk, másrészt

a városias területeken a felszínborítás változásai miatt a hőcsere folyamatok körülményei eltérnek az átlagos körülményektől. Ennek következményeként egyrészt a forró nyári napokon az átlagnál jóval nagyobb értékekről beszélhetünk, másrészt a „helyben maradó” érzékelhető hő többszöröse lehet a párolgással távozó rejtett hőnek. Azaz a városiasodott területeken a beépítettség miatt megfordul a rejtett (látens) hő és az érzékelhető hő aránya.

A rejtett hőáram szerepének megértéséhez tekintsük át azokat a fizikai tényezőket, amelyek bemutatják annak működését és feltárják jelentőségét. Az energiaforgalmat jellemző egyik fontos tényező a részt vevő anyagok hőtani tulajdonsága, a másik a párolgás szerepe a hőcsere folyamatában. A Földön gyakran előforduló anyagok közül a víznek a legmagasabb a fajhője, ezért önmagában is jó hőtároló anyag. Ha 1 kg vizet melegítünk, az lassabban melegszik fel, mint például ugyanennyi beton. 4,2 kJ energia hatására 1 kg víz 1 °C fokkal melegszik, de 1 kg beton 5 °C fokkal. A hőszigetelés kialakulásának egyik oka az eltérő fajhő (víz: 4,2 kJ/Kg°C, beton: 0,88 kJ/Kg°C). Ugyanolyan hőmennyiség hatására a beton mintegy 5-ször annyira melegszik fel, mint egy nedves felület.

Van azonban a fajhő esetében jelentkező különbségnél nagyságrendekkel fontosabb hőtani tulajdonsága is a víznek, amelyet nem lehet elégszer hangsúlyozni: a párolgáshoz szükséges hatalmas energia, amelynek értéke 1 kg 20 °C fokos víz elpárolgása esetén 2480 kJ/kg. A felszíni hőcserélő folyamatokban a víz halmazállapot-változás közben (párolgáskor) óriási mennyiségű energiát vesz fel vagy ad le (kicsapódáskor). Az energiaszállítás hatékonyságában a halmazállapot megváltozásának kulcsszerepe van, ami semmi mással nem helyettesíthető. Összegezve a felsorolt hőtani tulajdonságokat (http4):

Beton, aszfalt: fajhő: 0,88 kJ/Kg°C

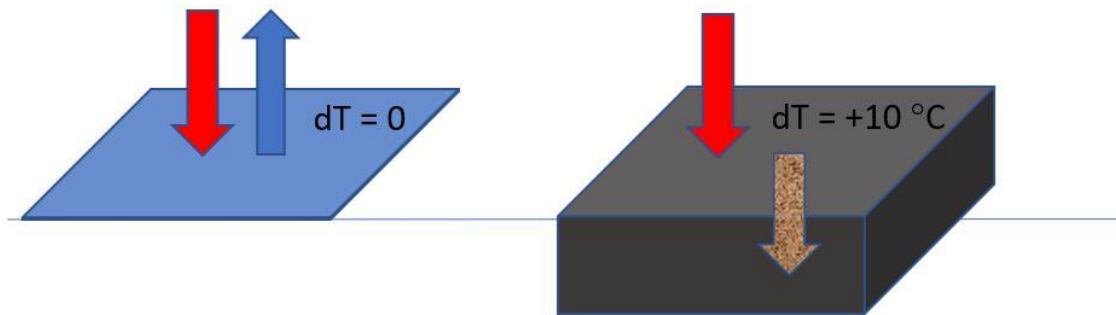
Víz: fajhő: 4,20 kJ/Kg°C, párolgáshő: 2 480 kJ/kg (20 °C-on)

A városban a beépítettség miatt legtöbbször szárazok a burkolt felületek, és ha esik is az eső, annak egy része gyorsan elfolyik és a szükséges időszakban nem tudja kifejteni hűtő hatását. Ezért párolgó felülettel jelenleg leginkább a zöld területek párologtatásakor számolhatunk.

Ha 1 liter vizet (1 kg) szétöntünk 1 m²-en (ez 1 mm vízfátyol a felületen szétterítve), majd hagyjuk elpárologni, a vízpára 2480 kJ energiát „vesz fel és visz magával”. Ha ez az energia nem távozna, akkor helyben egy tartályban 590 kg vizet lenne képes felmelegíteni 1 °C fokkal (2480/4,2=590)! Ha a felület beton (vagy aszfalt) lenne, akkor abból a 2480 kJ energia 2818 kg-ot tudna felmelegíteni 1 °C fokkal, vagy 282 kg betont 10 °C fokkal (3. ábra). A száraz beton fajsúlyát 1,7 kg/dm³-nek számolva ez 16,6 cm vastag betonréteg 1 m²-en! A felmelegedés ellen tehát a megoldás kulcsa a párolgás vagy párologtatás növelése.

2 480 kJ energia 1 m²-en:
1 mm víz párologtat el
 (a felület nem melegszik)

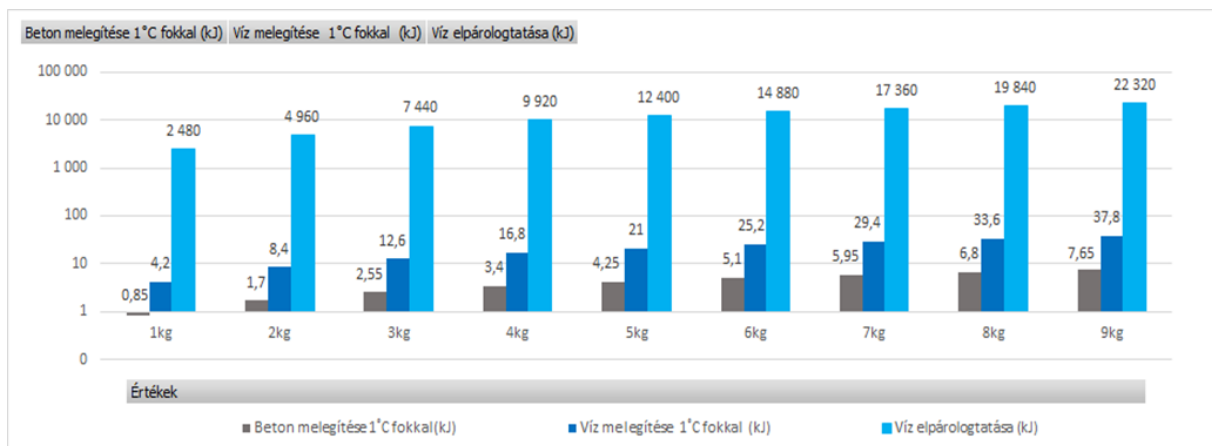
2 480 kJ energia 1 m²-en:
288 kg betont melegít fel **10 °C**-al
 (az energia helyben marad)



3. ábra A víz és beton hőtani tulajdonságai: 1 m² nedves felületről 1 mm víz elpárolgása (1 kg) annyi hőt képes elszállítani, ami 288 kg betont melegítene fel 10 °C-kal, ez 1 m²-en 16,6 cm vastag betonréteget jelent (a szerzők ábrája)

Figure 3. Comparing heat properties of water and concrete: evaporating a 1 mm water layer from 1m² (1 kg) 'picks up' so much energy that would warm up 288 kg of concrete by 10 °C. This is equivalent to 16,6 cm thick concrete on 1 m²

Másképpen fogalmazva 1 m²-en 1 mm vízréteg elpárolgása 16,6 cm vastag betonréteg 10 °C fokos felmelegedését akadályozza meg! Gyakorlati tapasztalatból tudjuk, hogy a felforrósodott burkolat locsolása enyhülést hoz.



4. ábra A víz és beton 1 °C fokos melegítéséhez szükséges energia összehasonlítva ugyanannyi víz elpárolgatásához szükséges energiával. A függőleges tengelyen az értékek (kJ) logaritmikus skálán, a vízszintes tengelyen az anyagmennyiség kg-ban. A halmazállapot változás kulcsszerepet játszik a hőszállításban (a szerzők ábrája)

Figure 4. Comparing the energy (vertical axis) needed to warm up water or concrete by 1 °C to the energy needed to evaporate the same amount of water (horizontal axis). Change of phase is key in the heat transfer capability

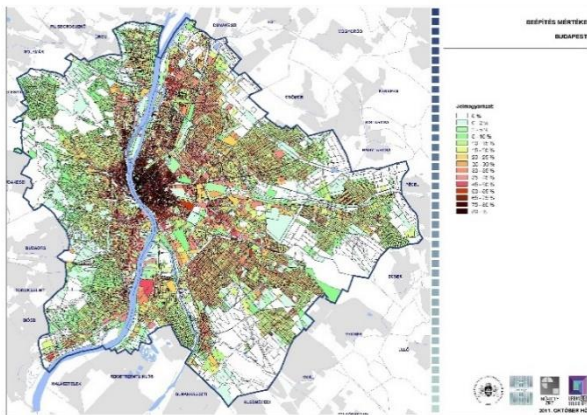
Ha grafikonon ábrázoljuk a melegítéshez, illetve a párolgáshoz szükséges fajhő- és párolgáshő adatokat (4. ábra), akkor a párolgás energiafelvételének hatékonysága szembetűnő, csak logaritmikus skálán tudjuk ábrázolni a nagyságrendi különbséget!

Eredmények

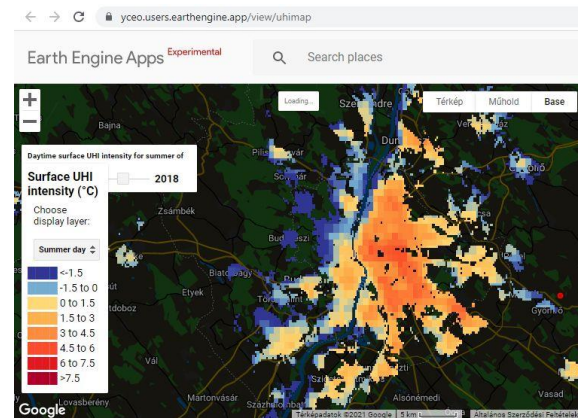
Az energiaforgalom működésének áttekintése után már jobban meg tudjuk ítélni milyen nagyságrendű energiákról van szó a hőcserélő folyamatban. Ha 600 W/m^2 nettó besugárzási teljesítményből indulunk ki, amely nyáron, a déli órákban jellemző érték Közép-Európában (Hurina és Pokorný 2016), ez 3 km^2 -re számolva $600 \text{ W/m}^2 \times 3 \times 1000 \text{ m} \times 1000 \text{ m}$, azaz $1,8 \text{ GW}$ teljesítményt jelent – ez a Paksi Atomerőmű teljesítményével összemérhető (http5). Hasonló nagyságrendet tükröző eredményre jutottak korábban a táj hőforgalmát vizsgálva cseh kutatók is (Eiseltová et al. 2012). A hőcserélő folyamat vizsgálata után levonható megállapítások:

- A legfontosabb különbség a természetes és mesterséges felszínek hőháztartásában nem a felszínek anyagában vagy színében keresendő, hanem az energiaátadó, hőcserélő folyamatok működésében, a hőszállítást végző összetevők arányának megváltozásában.
- A víz, mint hőcserélő folyadék nélkülözhetetlen szerepet játszik a hőkiegyenlítésben, és a folyamat hatékonyságának a kulcsa a párologáskor történő halmazállapotváltozás.
- A párologás történhet közvetlen a felszínről, vagy a növényzet párologtatásával, mindkettő alkalmas jelentős mennyiségű hőt elvonni a környezetből.

A városi területek szerkezetét és beépítettségét vizsgálva láthatóvá válik az összefüggés a korlátozott párologtatásra képes területek elhelyezkedése és a hősziget kialakulása között. Budapest beépítettségének térképét (http6 Budapest 2030) összehasonlítva a műholdról mért felszíni hőmérséklet térképével (http7 Earth Engine Apps) hasonló mintázatot kapunk (5a. és 5b. ábra). Fontos azonban megjegyezni, hogy a jelenség nem korlátozódik a városokra, mindenhol ugyanazok a folyamatok ismerhetők fel, ahol burkolt mesterséges felszínek kerültek kialakításra (utak, autópályák, parkolók, lebetonozott telephelyek stb.).

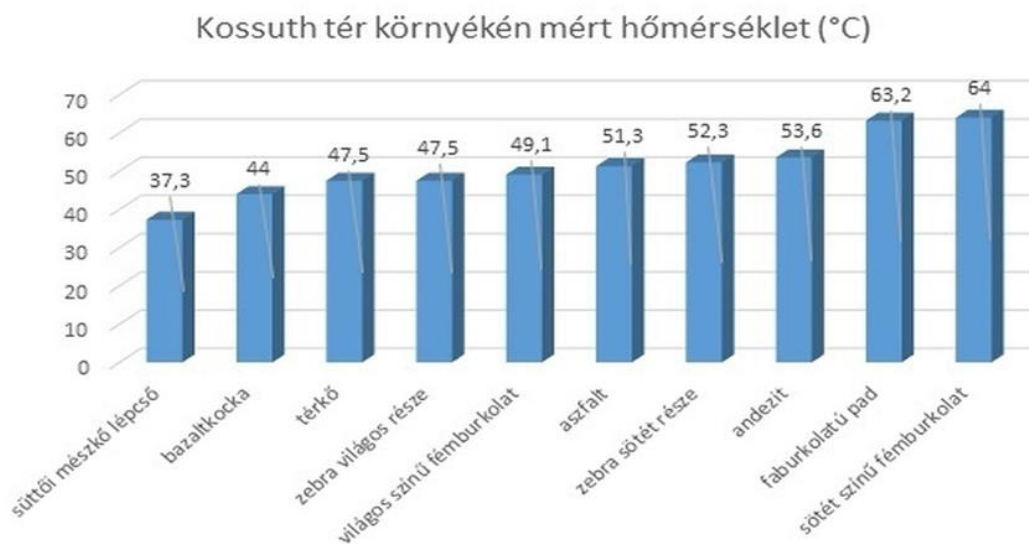


5a. ábra Budapest beépítettsége (Forrás: <http6> Budapest 2030). A sűrűn beépített területek elhelyezkedése megegyezik a magasabb átlaghőmérsékletű területekével
 Figure 5b. Built in status of Budapest (Source: Regional Development Concept for Budapest)



5b. ábra Budapest felszíni hősziget térképe 2018-ban, MODIS műholdas felszínhőmérséklet alapján (Forrás: <http7> Earth Engine Apps webes alkalmazás)
 Figure 5b. Heat island map of Budapest (Source: <http7> Earth Engine Apps)

A felszíni hőmérsékletet infrahőmérővel akár közvetlenül is meg tudjuk mérni (<http8>, Kamondy 2019), amely segít a beépítettség és burkolattípusok szerinti értékelésben. A benapozott burkolt felületek hőmérséklete a felhasznált anyag minőségétől is függ (6. ábra). A megfelelő anyagok felhasználásával csökkenthetjük a hőmérsékleti szélsőségekből adódó hőstresszt, vagy akár az égési sérülések bekövetkezésének kockázatát.



6. ábra A városi térburkolatok felmelegedése egy tipikus nyári napon (Forrás: <http8>, Kamondy T. Építészforum 2019.06.27)
 Figure 6. Surface temperature of various buildig materials on a typical summer day (<http8>, Kamondy 2019)

A forró nyári hónapokban a Nap sugaraitól való védelem legegyszerűbb módja az árnyékolás, amelyet hagyományosan sok helyen alkalmaznak (redőny, zsalugáter, napfénytető stb.). Ha egy burkolt felületet vagy épületrészt nem ér közvetlenül napfény, akkor kevésbé melegszik fel, a felszín védeni lehet a túlzott felmelegedéstől.

A párolgás lehetősége vagy hiánya azonban alapvetően megváltoztatja a hőség ellen árnyékolással történő védekezés hatékonyságát. Ha egy mesterséges felülettel árnyékolunk, az véd a közvetlen napfény ellen (és az eső ellen is), de a hő helyben marad. Ha bármilyen növény árnyékol, az nem csak a fény ellen véd, de a párologtatásával rendkívül hatékonyan hűt is (Hurina és Pokorny 2016), mivel a párolgással elvont hőmennyiség távozik a vízpárával. Indokolt lenne megkülönböztetni passzív és aktív árnyékot, mert bár minden árnyék fontos védelem a felszín felmelegedése ellen, de hatékonyságukban óriási különbség van.

Passzív árnyékolásnak nevezhetjük azt, ahol a felületet megvédjük a besugárzástól, mint sátor vagy redőny esetében. Passzív árnyékolással csökkenthetjük a felületet közvetlenül elérő energia mennyiségét, ezáltal a szélsőséges felületi hőmérsékletek kialakulását. Az energia azonban a felszín közelében marad és itt fejt ki melegítő hatását, így a hőcserélő folyamatok hatékonyságát a passzív árnyékolás nem befolyásolja jelentősen.

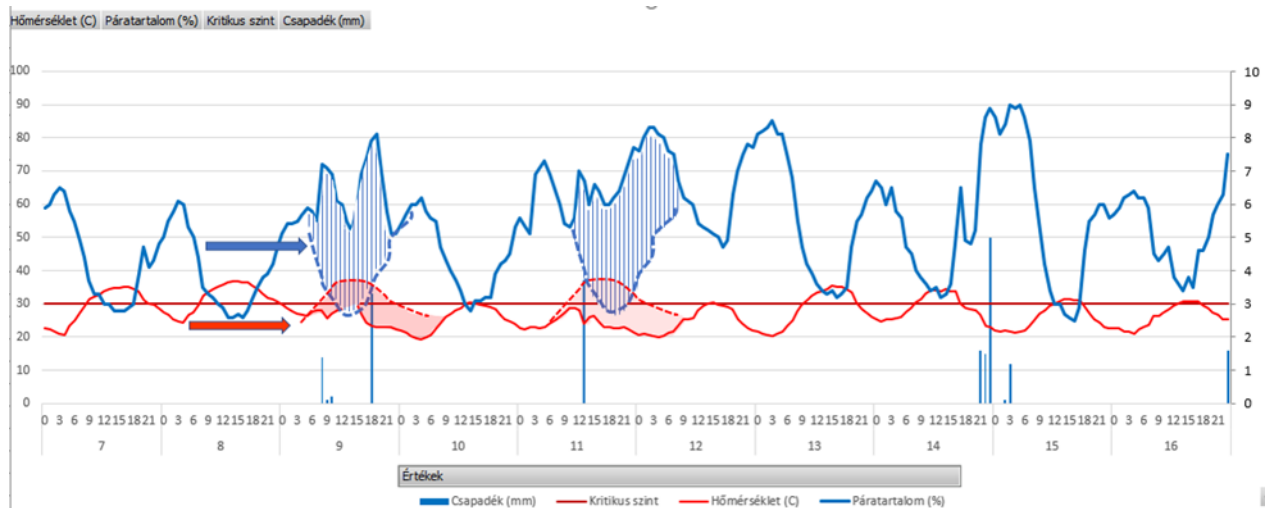
Aktív árnyékolásnak nevezhetjük azt, amikor növényzet nyújt árnyékot, de a környezeti hőmérséklettől, páratartalomtól és légmozgástól függő mértékben közben párologtat is. Aktív árnyékolás esetén a víz halmazállapotváltozása, azaz elpárolgása jelentős hőt igényel, ezt a növény a környezetéből vonja el és „távolítja el” a felszínről. Lombhullató növényzet esetén a legjobb árnyékolás a nyári hónapokra alakul ki, hiszen ekkorra már kifejlődik a lombzat. A párologtatás mértéke igyekszik lépést tartani a hőmérséklet növekedésével, ha rendelkezésre áll elegendő mennyiségű víz. A passzív és aktív árnyék hűtő hatásának különbségét komfortérzetünk jól jelzi. Napközben forró napsütésben kellemesebb egy fa alatt ülni, mint egy napernyő alatt tartózkodni. Este pedig hamarabb lehet ablakot nyitni egy növényzettel borított kert, udvar vagy park közelében, mint egy átforrósodott burkolatú tér vagy fal közelében. Összefoglalva a burkolat anyagával és az árnyékolás módjával kapcsolatos legfontosabb szempontokat, amelyeket figyelembe kell venni:

- A beépített területeken a mesterséges felszínnek fajhője kicsi, ezért erősen felmelegednek, jobban, mint a természetes felszínnek, ahol a víz és párolgás hőkiegyenlítő hatása jobban érvényesül. A burkoló anyag megválasztása hatással van a felszíni hőmérsékletre, de a hő nagy része helyben marad, ha nincs párolgás.
- Passzív árnyékolással (mesterséges akadályt állítva a napfény útjába) a benapozott felszín felmelegedése korlátozható, azonban ez az árnyékolási mód nem befolyásolja jelentősen a környezet felmelegedését.
- Aktív árnyékolással (ahol párologtató növényzet nyújtja az árnyékot) vagy párolgó vízfelülettel javítható a hőcsere-folyamat hatékonysága, mert párolgáskor a víz halmazállapot változás közben óriási hőmennyiséget képes felvenni és rejtett hőáram formájában elszállítani a felszínről.

Az áttekintett fizikai tulajdonságok (a víz és a beton hőtani adatai stb.), és a felszín energiaki egyenlítő folyamatainak áttekintése után nézzük meg egy tényleges példán, hogy „hogyan működik a rendszer”? A 2021-es év nyara bővelkedett forró napokban. Júliusban Budapesten belterületen a hőmérséklet gyakran meghaladta a 30 °C-ot, egymást érték a hőségnapok. A 7. ábrán néhány nap hőmérsékletének és relatív páratartalmának alakulását figyelhetjük meg. Az adatokat az Országos Meteorológiai Szolgálat II. kerületi automata mérőállomása rögzítette (<http://9.omsz.hu>). Ezen a példán keresztül mutatjuk be a különbséget egy száraz és egy esős nap hőcsere-folyamatainak működése között. A fizikai tényezők (fajhő, párolgáshő, besugárzás energiája) és a földfelszíni hőkiegyenlítő folyamatok jelentősége így jobban tetten érhető. Fontos azonban megjegyezni, hogy a borult égbolt (besugárzás változása), szél, és más tényezők is hatással vannak az energiaforgalomra, amelyre itt nem térünk ki, azonban amelynek hatása további vizsgálatokat igényel. A kiválasztott időpont abból a szempontból egyedi, hogy a csapadékesemények pont akkor következtek be, amikor a párolgató víz jelenléte esetén fontos szerepet játszana a mikroklímában. Így a példában, nagyságrendi szempontból el lehet tekinteni attól, hogy a felszíni lefolyás, a beszívargás, mint a víz időzírtési, rendelkezésre állási problémájaként jelentkezik és nagyban megbonyolítaná a folyamatok átláthatóságát.

Július 7. és 8. száraz meleg napok voltak. Július 8. már tipikus trópusi nap 36,6 °C maximális hőmérséklettel. A relatív páratartalom 26%-ra csökkent, ez már súlyos légköri aszályt (a páratartalom 30% alá csökken) jelent. A következő napon, 9-én végre csapadék érkezett, délelőtt esett 1,7 mm csapadék, amelynek a hatására megtorpant a felmelegedés. Szaggatott ív jelzi a 7. ábrán, hogy várhatóan hogyan alakult volna a hőmérséklet és a páratartalom, ha nem érkezett volna meg a csapadék. A reggeli eső után megtorpant a páratartalom csökkenése, aznap nem süllyedt 50% alá, és a hőmérséklet sem emelkedett 30 °C fölé. Az előző napi mintázattól való eltérést a késsel és pirossal bejelölt területek jelzik.

A rákövetkező napon, 10-én már ismét a megelőző napokhoz (7. és 8.) hasonlóan alakult a hőmérséklet és a páratartalom napi menete, de már átlépte a kritikus határt (a hőmérséklet ismét 30 °C fölé kúszott, a relatív páratartalom pedig 30% alá esett). Kialakult a légköri aszály. Július 11-én a déli órákban ismét esett 3,7 mm eső, ami a két nappal korábbiakhoz hasonlóan elegendő volt ahhoz, hogy a hőmérséklet és a páratartalom ezen a napon se lépje át a küszöbértéket (30 °C, illetve 30%). Egy nappal később, 12-én fokozatosan emelkedett a hőmérséklet és kialakult az esős napok előtti mintázat. 13-án és 14-én ismét hőségnapok következtek. Enyhített ezen a 14-én éjjel lehullott 9,4 mm eső, de a nagyobb csapadékmennyiség ellenére a következő napok hőmérséklet- és páratartalom-mintázatán nem változtatott annyit, mint a 9-én napközben érkezett kevesebb eső – a csapadék jelentős része vélhetően elfolyt, és a párolgás hűtő hatása is kevésbé érvényesült éjszaka.



7. ábra Egy budapesti belterületi automata meteorológia mérőállomás adatai 2021. július 7. és 16. között (Budapest II. Kerület). A hőmérséklet (°C – piros) és a relatív páratartalom (% – kék) skálaértékei a bal oldalon. A 30-as értéken a piros egyenes egyszerre jelöli a forró napok és a légköri aszály határvonalát. A csapadéértékeket kék oszlopok mutatják mm-ben (jobboldali skála).

A szerzők ábrája. Adatok forrása: Országos Meteorológiai Szolgálat

Figure 7. Meteorological data from 07 Jul to 16 Jul 2021 in Budapest, distr. II. Values for air temperature (°C – red) and relative humidity (% – blue) are on the left axis. The red line at 30 indicates the threshold for torpid days and draught. Precipitation in mm on the right axis.

By the authors, data from National Meteorological Service (OMSz)

Érdeemes tudatosítani, hogy a bemutatott összefüggések alapján az 1 mm – azaz 1 m²-re 1 liter – ideális időpontban leesett csapadék teljes elpárolgásához szükséges energiaigény egy átlagos nyári napon a felszín 1 m²-ét elérő energiamennyiség nagyságrendileg 20–25%-a.

Megvitatás

A városi hőszigetelés egy lényeges, de keveset hangsúlyozott okának a hőszállítási folyamatok megváltozása, megváltoztatása látszik. A városi területek és a természetes felszínek éghajlati energiaforgalmának és azok elemeinek összehasonlítása vezethet el bennünket a hőszigetek működésének megértéséhez. A „Föld hőcserélő rendszerében” a víz a hűtőfolyadék szerepét tölti be. Ha melegszik az idő, a víz párolgása (akár közvetlenül a felszínről, akár a növényzet által) hőmérséklet szabályzó szerepet tölt be. Kiemelkedő jelentőségű a szárazföldi energiaszállítás szempontjából az, hogy párolgáskor a víz halmazállapotot változtat, mert ezzel nagyságrendekkel hatékonyabban hűti a felszínt. Ahol a víz mennyisége korlátozott, ott a párolgás és vele együtt a hőszállítás hatékonysága csökken, ami hozzájárul a nagyméretű „hőszigetek” kialakulásához. A jelenség már nem csak városokra, hanem nagyobb területekre is értelmezhető, ahol „táji hőszigetekről” beszélhetünk (Báder 2021). A megoldás kulcsa az, hogy a hősziget jelenség korlátozásának alapfeltétele a természetes hőcserélő folyamatok megértése, működőképességük javítása és megőrzése lehet. Az építészeti megoldások mellett (burkolat anyagának, színének megválasztása stb.) tehát szükség

van a párolgás–párologtatás segítésére, és az ahhoz szükséges vízmennyiség folyamatos biztosítására, elsősorban a kritikus nyári hónapokban. A légkondicionáló berendezések elterjedése erősíti a hőszigetelést, mert befelé ugyan hűtenek, de kifelé fűtenek.

A városi hősziget jelenség kialakulásának és jellemzőinek vizsgálata mellett további kutatások látszanak szükségesnek az okok és az ok–okozat összefüggések feltárása területén. A kánikulai napok csapadékeseményeinek vizsgálata, azok hatásának értékelése, a teljes éghajlati energiaforgalom részletesebb elemzése (a besugárzás és a felhősödés változásának, illetve a szélnek a hatása, a lefolyási viszonyok, a mikrodomborzat szerepe stb.) segítséget nyújthat ahhoz, hogy a hiányzó párolgás mértékét pontosabban meg tudjuk ítélni. Ennek ismeretében tudunk hatékony intézkedéseket hozni a hőszigetek hatásainak mérsékléséhez, városaink élhetőségének javításához.

Azt a kérdést, hogy mikor és mennyi vízre van szükség a városi hőszigettel érintett területeken a jelenség mérséklésére, többféle módon közelíthetjük meg – és ezek eltérő eredményre vezethetnek. A különbség abból adódhat, hogy milyen adatokból indulunk ki (átlagok vagy szélső értékek, különböző vizsgált időszakok stb.) és hogy milyen időszakban és mekkora területen szeretnénk beavatkozni, illetve javítani a mikroklímát. Fontos előre bocsátani, ez nem jelent ellentmondást abban, hogy lényeges és gyors változásra van szükség ahhoz, hogy városaink nyáron is élhetőek maradjanak. Nézzünk meg néhány példát: a Tisza-tó 8–10 mm vizet is elpárologtat egyetlen meleg nyári nap alatt ([http10](http://10)). Az erdők párologtatása szintén elérheti a napi 10 mm-t (Gribovszky 2004). Feltételezhetjük, hogy a melegebb városi területekről is el tudna ennyi párolgni, ha rendelkezésre állna hozzá a víz. Hamar belátható, hogy egy–két forró hét alatt akár 100 mm is lehet a hiányzó párolgás, a párologtatási képesség. Több nyári hóhullámmal számolva már jelentős mennyiségű párolgáshiányról, helyben maradó és gondot okozó energiátöbbletről van szó. Ennek a csillapítására tehát jelentős mennyiségű vízre lehet szükség.

Mivel a nyári meleg hónapok a kritikusak a hősziget jelenség szempontjából, érdemes a nyári időszakban szükséges csapadékmennyiségekből kiindulni. A 7. ábrán bemutatott csapadékesemény alatt Budapesten a reggeli órákban 1,7 mm csapadék esett, amelynek a hatása már jól látszik a hőmérséklet és a páratartalom napi alakulásában. Vegyünk csak kerek 1 mm csapadékot alapegységnek, tételezzük fel, hogy ez mind elpárolog, majd vizsgáljuk meg ez mekkora vízmennyiséget jelent, és a párolgás mennyi energiát „szállít el” a felszínről (1 liter víz párolgásához 2 480 kJ, azaz kerekítve 2,5 MJ energia, más mértékegységre átváltva 0,7 kWh energia szükséges). A terület méretéből adódik a párolgással „szolgáltatott” természetes hűtőhatás, amely mindenhol működik, ahol elérhető a víz. Az 1. táblázat érzékelteti, hogy a folyamatban milyen hatalmas energiák vesznek részt – ha feltételezzük, hogy ez az 1 mm víz mindenütt 1 óra alatt elpárolog, akkor ez 700 W/m² hűtő-teljesítményt jelent. 2021 júliusában a nettó besugárzás napi átlagos egyenértéke vízmilliméterben 5 mm körül mozgott – a nettó besugárzás energiájának elpárologtatható víz mennyiségre történő átszámítását a szerzők végezték az ECMWF meteorológiai adatbázis adatai alapján.

Tehát ha abból indulunk ki, hogy 1 mm párologtatásához biztosítjuk a vizet, akkor is csak a beérkezett energiátöbblet mintegy 20%-ával számoltunk. Hőségnapokon ezért feltételezhetjük, hogy egyszeri, 1 mm vízpótlás nem elegendő, többször is szükség lehet locsolásra, vagy a párologtathoz szükséges víz valamilyen módon történő pótlására. A táblázat soraiban a terület nagysága szerepel példaképpen, érzékeltetve azt a hatást, amelyet a párologtathoz képes (lenne) kifejtteni „elegendő” mennyiségű víz rendelkezésre állása esetén.

1. táblázat A természetes energiaátadási folyamat (hőcsere) nagyságrendjének érzékeltetése hőségnapokon: egy milliméter csapadék elpárologtatásának hűtő hatása az érintett terület függvényében, feltételezve, hogy mindenhol egyformán 1mm víz párolog el. A felület méretéből számolható a vízmennyiség és a párologtatással elszállított hőmennyiség

Table 1. Demonstrating the magnitude of energy in the natural heat distributing process by showing the energy needed to evaporate 1mm of water on the surfaces shown in the table rows

Terület (1 mm víz egyenletesen elosztva)	Vízmennyiség a terület függvényében	Felvett hőmennyiség	A párologtatással elszállított hőenergia kWh-ban
1 m ²	1 liter	2,5 MJ	0,7 kWh
1 ha (10 000 m ²)	10 000 liter (10 m ³)	25 GJ	7 000 kWh (7 MWh)
1 km ² (100 ha)	1 000 000 liter (1000 m ³)	2,5 TJ	700 000 kWh (700 MWh)
100 km ²	100 000 000 liter (100000 m ³)	250 TJ	70 000 000 kWh (700 GWh)

Soknak tűnhet első ránézésre a vízigény, de Budapest teljes területére számolva még legkisebb vízhozam esetén is néhány perc alatt lefolyik ekkora mennyiség (http11 OVF 2020). Meg kell szoknunk, hogy mindig a szóban forgó terület nagyságának megfelelő léptékekben gondolkodjunk.

Ha mesterségesen akarjuk pótolni a párologtatást, ahhoz elsősorban a vizet kell biztosítanunk. A párologtatás sokféleképpen történhet: locsolással, porlasztással, lapos párologtatókádák kihelyezésével, tetőkertről, zöld falról, a területet lefedő fás ligettel (épületek, parkolók árnyékolása fásítással) stb. Gyakorlati irányba elmozdulva a fő kérdés az, hogy hogyan biztosítsuk egy városban – a felület arányt is figyelembe véve – a párologtathoz a vizet? A csapadékvíz megtartásának fontossága már közismert (Bíró 2019). A párologtathoz szükséges vizet célszerű elsősorban a meglévő lehetőségekből kiindulva biztosítani, majd saját gyakorlati tapasztalatok és más hazai és külföldi példák alapján fejleszteni. Lehetséges megoldástípusok:

- csapadékvíz felhasználása, nyitott tárolás, odavezetés (vagy a beszivárgás segítése, felhasználás a növényzeten keresztül);
- csapadékvíz felhasználása, föld alatti épített tározókból;
- vízpótló rendszer kiépítése, odavezetés felszíni vizekből;
- vízpótlás a meglévő közművekből (de az értékesebb vízkészletek rovására megy).

A lehetőségeket a helyi adottságok és elérhető vízforrások határozzák meg. A szükséges vízmennyiség ismeretében a következő feladat a természetes folyamatok mintájára történő működtetés megszervezése. Hogyan segítsük a párologtatást? Az

útmutatók, mintaprogramok gyarapodnak a fővárosban és országszerte (Almási és Csizmadia 2016, Csizmadia 2018), de az érzékelhető változás eléréséhez általánosság kell, hogy váljon a szemlélet. Óriási feladatnak tűnhet a bemutatott adatok alapján, azonban társadalmi méretekben gondolkodva ez a hosszútávú megoldás, a legjobb befektetés a jövőbe (Ungvári és Kis 2019). A munka több részre osztható a tervezéstől, a szabályozástól a megvalósításig és a szemléletformálásig:

- A párolgáshoz szükséges víz biztosítása: előnyben részesítve a csapadékvíz megőrzését, akár a tetőkön, a felszín felett, a felszínen, a talajban, a felszíni szivárgókban vagy a föld alatti tárolókban és szivárgókban.
- Párolgó felületek kialakítása: A párolgás/párologtatás történhet passzív megoldásokkal, mint locsolás, csorgók, tetőkádak stb., de előnyösebb az aktív, növényzet segítségével történő párologtatás, például esőkertek, zöld falak, föld tetők, lugasok, ligetek segítségével, amelyek aktív árnyékot is adnak.
- A működtetés megszervezése: a vízmegtartó, -ellátó rendszerek és a párolgó, párologtató megoldások időszakos gondozást igényelnek, ezért segíteni és támogatni kell a lakosságot, a lakóközösségeket, a hivatalokat, az üzleteket, a vállalatokat képzésükkel, hogy a feladatot el tudják látni.
- Rendszeresítés szemléletformáló programok és oktatás segítségével: továbbképzések, mintaprogramok, önképző körök, alapoktatásba történő beépítés, kutatások.
- A jelenlegi felől egy hosszú távon is élhető feltételeket biztosító, városi felszínhasználat felé mozdító, ösztönzést és kényszerítést is magában foglaló jogszabályi környezet megalkotása.

A fenntarthatóságához a vízkör kiegyensúlyozott „működése” elengedhetetlen, az szabályozza és tartja a felszíni hőmérsékletet az ember számára élhető és elfogadható tartományban.

Köszönetnyilvánítás

Ez a tanulmány a REKK Regionális Energia és Infrastruktúra-politikai Együttműködésért Alapítvány támogatásával jött létre.

Irodalom

- Almási B., Csizmadia D. 2016: Zöldinfrastruktúra Füzetek 1.: Vízátteresztő burkolatok. Budapesti Fővárosi Főpolgármesteri Hivatal, Budapest. p. 11.
- Bartholy J., Mészáros R., Geresdi I., Matyasovszky I., Pongrácz R., Weidinger T. 2013: Meteorológiai alapismeretek. ELTE Természettudományi Kar, Budapest. p. 259.
- Báder L. 2020: „Táji hőszigetek” és hatásuk az éghajlati energia- és vízmérlegre. Tájökológiai Lapok 18(2): 87–96.
- Bíró T. (szerk.) 2019: Országos települési csapadékvíz-gazdálkodási konferencia – Tanulmányai. Dialóg Campus Kiadó, Budapest. p. 308.
- Csizmadia D. 2018: Zöldinfrastruktúra Füzetek 3.: Vízérzékeny tervezés a városi szabadtereken. Budapesti Fővárosi Főpolgármesteri Hivatal, Budapest. p. 90.
- Eiseltová, M., Pokorný, J., Hesslerová, P., Ripl, W., 2012: Evapotranspiration – A driving force in landscape sustainability. In: Irmak, A. (ed.): Evapotranspiration - Remote sensing and modeling, Intech, Rijeka, Croatia. pp. 305–328. DOI: [10.5772/19441](https://doi.org/10.5772/19441)
- Gribovszki Z. 2004: Evapotranspiráció hatása a lefolyás napi ritmusára erdőszült kisvízgyűjtőkön. In: Mátyás Cs., Vigh P. (szerk.): Erdő és Klíma IV. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron. pp. 171–183.
- Gyulai M. G. 2016: Budapesti városi hősziget-hatás termovíziós vizsgálata. TDK dolgozat. BME Építőmérnöki Kar, Építőanyagok és Magasépítés Tanszék, Budapest. p. 41. <https://tdk.bme.hu/EMK/DownloadPaper/Budapesti-varosi-hoszizethatas-termovizios>
- Hurina, H., Pokorný, J. 2016: The role of water and vegetation in the distribution of solar energy and local climate: a review. Folia Geobotanica 51: 191–208. DOI [10.1007/s12224-016-9261-0](https://doi.org/10.1007/s12224-016-9261-0)
- L’Ecuyer, T., Beaudoin, H.K., Rodell, M., Olson, W., Lin, B., Kato, S., Clayson, C.A., Wood, E., Sheffield, J., Adler, R., Huffman, G., Bosilovich, M., Gu, G., Robertson, F., Houser, P.R., Chambers, D., Famiglietti, J.S., Fetzer, E., Liu, W.T., Gao, X., Schlosser, C.A., Clark, E., Lettenmaier, D.P., Hilburn, K. 2015: The observed state of the energy budget in the early twenty-first century. Journal of Climate 28(21): 8319–8346. DOI: [10.1175/JCLI-D-14-00556.1](https://doi.org/10.1175/JCLI-D-14-00556.1)
- Pokorný, J., Hesslerová, P., Hurina, H., Harper, D., 2016: Indirect and direct thermodynamic effects of wetland ecosystems on climate. In Vymazdal, J. (ed.): Natural and constructed wetlands. Springer, Cham. pp.91–108. DOI: [10.1007/978-3-319-38927-1_7](https://doi.org/10.1007/978-3-319-38927-1_7)
- Unger J., Gál T. 2017: A városi hősziget jelenségköre és modellezési lehetőségei. 43. Meteorológiai Tudományos Napok, 2017. november 23-24., ppt előadás. p. 24. http://acta.bibl.u-szeged.hu/43749/1/ft_001_091-098.pdf
- Unger J., Sümegehy Z. 2012: Környezeti klimatológia. JATEPress, Szeged. p. 222.
- Ungvári, G., Kis, A. 2019: A macroeconomics-inspired interpretation of the terrestrial water cycle. WIREs Water 2019(6): e1380. DOI: [10.1002/wat2.1380](https://doi.org/10.1002/wat2.1380)

Internetes hivatkozások

- http1: https://www.ksh.hu/stadat_files/nep/hu/nep0037.html (KSH 2020)
- http2: <https://masfelfok.hu/2021/08/24/mar-majusban-40-celsius-fok-lehet-budapest-belvarosaban-a-felszini-homerseklet/> (Pongrácz R. 2021)
- http3: http://www.eltereader.hu/media/2014/05/Meteorologiai_alapismeretek_READER.pdf (Bartholy et al. 2013)
- http4: <https://www.muszeroldal.hu/assistance/hotani.htm>
- http5: [http://www.atomeromu.hu/hu/rolunk/technika/HogyMukodik/Lapok/default.aspx_\(Paksi Atomerómű 2020\):](http://www.atomeromu.hu/hu/rolunk/technika/HogyMukodik/Lapok/default.aspx_(Paksi Atomerómű 2020):)
- http6: [https://budapest.hu/Documents/varosfejlesztési_koncepcio_bp2030/Budapest_2030_varosfejlesztési_koncepcio.pdf_\(2011 I. kötet\)](https://budapest.hu/Documents/varosfejlesztési_koncepcio_bp2030/Budapest_2030_varosfejlesztési_koncepcio.pdf_(2011_I_kötet))
- http7: <https://yceo.users.earthengine.app/view/uhimap> (Earth Engine Apps)

- http8: <https://epiteszforum.hu/hogyan-vedekezunk-a-klimavaltozas-okozta-fokozodo-hosziget-hatas-ellen> (Kamondy T. 2019)
- http9: https://odp.met.hu/climate/observations_hungary (OMSZ 2021)
- http10: http://ttktamop.elte.hu/online-tananyagok/alkalmazott_es_varosklimatologia (Pongrácz R., Bartholy J. 2013): Alkalmazott és városklimatológia
- http10: http://kotivizig.hu/index.php?option=com_content&view=article&id=1091:negativ-rekord-koezeleben-a-tisza&catid=44:hidrometeorologiai-elemzesek&Itemid=65 (Kötivizig, 2015)
- http11: [https://www.vizugy.hu/?mapModule=OpGrafikon&AllomasVOA=16496059-97AB-11D4-BB62-00508BA24287&mapData=Idosor_\(OVF,2022\)](https://www.vizugy.hu/?mapModule=OpGrafikon&AllomasVOA=16496059-97AB-11D4-BB62-00508BA24287&mapData=Idosor_(OVF,2022))

MITIGATING URBAN HEAT ISLAND EFFECTS WITH INCREASED EVAPORATION

László BÁDER¹, Gábor UNGVÁRI²

¹Budapesti University of Technology and Economics, Faculty of Civil Engineering
Building K, ground floor 12, Műegyetem rkp. 3. H-1111 Budapest, Hungary,
e-mail: laszlo.bader@edu.bme.hu

²Corvinus University of Budapest, Regional Centre for Energy Policy Research
Fővám tér 8. room 117.1, H-1093 Budapest, Hungary, e-mail: gabor.ungvari@uni-corvinus.hu

KEYWORDS: urban heat island, climatic energy balance, evaporation, evapotranspiration, active shade, passive shade, hydrological cycle

Heat stress of the natural environment as well as of the urban environment is increasing with climate change and global warming. The urban heat island effect is emerging in densely built up areas. We are approaching the problem of heat islands by focusing on the root causes and dealing less with the consequences. The significant role of the heat properties is at the center of our attention: the warming up of water and concrete surfaces with the same amount of energy. Concrete surfaces get 5 times warmer within heat islands. Even more important is the evaporation of water. The process requires twice as much energy in the transformation. Analysing a precipitation event in summer we demonstrate the outstanding heat properties of water and its irreplaceable role in the energy distribution process. We suggest to refine terminology and introduce terms 'passive shielding' (where we cast a shadow e.g. by a canvas) and 'active shielding' differentiating a case where vegetation provides the shade accompanied by evapotranspiration with cooling effect. These terms can help to promote the importance of green walls and roofs, arbors, parks, and contribute to increase the size of green areas. The objective of this paper is to call attention to the need of a balanced hydrological cycle, as well as to our responsibility to preserve or restore its smooth operation. It is a prerequisite for sustainability both in urban and in rural areas alike.

A DÉVAVÁNYAI BARCÉ-HALOM TÁJTÖRTÉNETE ÉS NÖVÉNYZETE

BEDE Ádám, VALKÓ Orsolya, DEÁK Balázs

Lendület Vegetáció és Magbank Dinamikai Kutatócsoport, Ökológiai és Botanikai Intézet, Ökológiai Kutatóközpont, 2163 Vácrátót, Alkotmány út 2–4.; e-mail: bedeadam@gmail.com

Kulcsszavak: halom (halomsír, kurgán, kunhalom), Jamnaja-kultúra, táji változások, löszgyep, agrártáj

Összefoglalás: A BarcÉ-halom Dévaványa külterületén, a településtől nyugatra található. 1970-ben régészeti feltárás igazolta a kurgán késő rézkori–kora bronzkori eredetét, a dokumentált temetkezés a Jamnaja-kultúrához köthető. A római korban környékét a szarmaták lakták. A halomfelszín a 18. század vége óta szántóföldként hasznosították. Az 1930-as években a kurgán keleti oldalából nagymennyiségű földet hordtak el, a roncsolás nyomai ma is láthatók. Az 1970-es évektől gyep borítja a területet, az azóta eltelt időszakban jól regenerálódott a löszgyepi vegetáció. A halom jelentős részét értékes szárazgyepi növényzettel jellemezhető óparlag borítja, azonban a korábban bolygatott részein gyomos foltok és fásszárú fajok állományai is megtalálhatók. A halom tetején, a déli oldalon és a keleti lábon tipikus löszfalnövényzet fordul elő, melynek állományalkotó fajai a taréjos búzafű (*Agropyron cristatum*) és a heverő seprőfű (*Kochia prostrata*). A löszgyepi állományok a halom lábi részén húzódnak. Két szárazgyepi védett faj a réti őszirózsa (*Aster sedifolius*) és a nyúlánk sárma (*Ornithogalum brevistylum*) elsősorban a halom déli lejtőinek löszgyepeiben fordulnak elő. A halom löszgyepekre jellemző további értékes, a tájban ritka fajai a bárányüröm (*Artemisia pontica*) és a buglyos here (*Trifolium diffusum*). Összességében elmondható, hogy a halom növényzete nagy természetvédelmi értéket képvisel a jellemzően másodlagos agrártájban. A helyenként bolygatott, gyomos vegetáció jelenleg semmilyen élőhely-kezelést nem kap, ezért javasoljuk évente egyszeri kímélő kézi kaszálását, valamint a nem őshonos fásszárúak eltávolítását. Hosszú távon érdemes lenne helyreállítani a halomtestet is.

Bevezetés

A keleti eredetű, késő rézkori–kora bronzkori (Kr.e. 3600–2700) Jamnaja-kultúra az eurázsiai sztyepp- és erdőssztyepp-zónában százezres nagyságrendben emelt halomsírokat (kurgánokat). Elterjedésük nyugati határa a Kárpát-medence, azon belül is az Alföld (Ecsedy 1979, Dani és Horváth 2012, Dani 2020). Ezek az őskori emlékek nem csak egyszerű (táj)régészeti objektumok, de mint értékes tájlemek, felszínalkotó formák és régészeti geológiai jelenségek is ismertek (Lisztes-Szabó et al. 2014, Barczy 2016, Bede 2016, Pető et al. 2022).

A kurgánok, különösen Európa mezőgazdasági tájaiban kiemelkedő természetvédelmi jelentőséggel is bírnak (Árgay et al. 2013, Deák et al. 2020a, 2021a, Apostolova et al. 2020, Tóth et al. 2018). Ezen tájakban a halmokon fennmaradt szárazgyeppek sok esetben élőhelyszigetként szolgálnak és menedéket nyújthatnak a tájban megritkult, veszélyeztetetté vált szárazgyepi növény- és állatfajok számára (Csathó 2008, Penksza 2011a, Bede et al. 2012, Dembicz et al. 2020, Deák et al. 2020a, Tóth et al. 2022). A halmokon fennmaradt élőhelyszigetek izoláltságuk ellenére évtizedekig, vagy akár évszázadokig is képesek fenntartani az egykor volt tájra jellemző gyepi növényfajok populációit (Deák et al. 2021b).

A kurgánokon fennmaradt gyepi szigetek sok esetben igen nagy fajgazdagságot őriznek (Deák et al. 2021a, 2021c). Ennek oka a halom változatos topográfiájának köszönhető, a különböző kitettségi lejtőkön és tetőn más-más abiotikus tulajdonságokkal (mikroklíma, talaj) rendelkező mikroélőhelyek alakulnak ki (Dövényi 1986, Penksza 2011b, Lisetskii et al. 2016, Tóth et al. 2019, Deák et al. 2021c). Az eltérő adottságú mikroélőhelyek együttes előfordulása következtében a halmokon számos, különböző élőhelyigényű gyepi faj képes egymás mellett fennmaradni, így egy bolygatatlan halmon a fajgazdaság sok esetben nagyobb, mint egy hasonló területű bolygatatlan sík gyepben (Deák et al. 2017, 2021a).

A halmok jelentős részét számos zavarás érte a múltban és éri a jelenben. Antropogén zavarás például az elszántás, a beerdősítés vagy az anyagkitermelés. Azonban a természetes folyamatok is okozhatják a halmon található gyeppek leromlását, ilyen negatív hatás például a gyomfajok és fásszárú fajok megtelepedése vagy a rókák és borzok tevékenysége (kotorékás) (Sudnik-Wojcikovská et al. 2011, Deák et al. 2016, Godó et al. 2018).

Dévaványa 216,55 km² kiterjedésű közigazgatási területén összesen 114 halmot azonosítottak (Bede 2014a, 2016). Ezek közül régészeti ásatás során eddig háromnál bizonyosodott be az őskori (késő rézkori–kora bronzkori) eredet, ezek a Templomdomb, a Barcé-halom és a Szőr-halom (Frenyó 1889, Kalicz 1968, Ecsedy 1971, 1979, Ecsedy et al. 1982). Ebben az átalakított, alapvetően másodlagos, mozaikos agrártájban kevés löszgyep maradt fenn (Molnár et al. 2016). A hosszú évek óta fennálló bolygatás és a halomtest roncsolása ellenére a Barcé-halom a löszgyepekre jellemző növénytársulásokat őrzött meg. A következőkben ennek a halomnak a tájtörténetét, állapotváltozásait és növényzetét kívánjuk bemutatni a régészeti és helytörténeti vonatkozások tükrében.

Módszerek

A kutatás során a Dévaványa külterületén található Barcé-halmot vizsgáltuk (8991.4 közép-európai flóratérképezés rácsháló-egység) (Niklfeld 1971). Központi koordinátái: EOVS 792561, 190312 (EOTR 48-211; T.11); WGS 47.041599, 20.923637 (Google Earth).

A Barcé-halom Békés megyében, a Dévaványai-síkon, Dévaványa város határában, a belterületől nyugatra kb. 750 m-re található. A Dévaványai-sík kistáj a Berettyó és a Körösök között elhelyezkedő tökéletes síkság. A típusos felszíni formák folyóvízi (folyóhát, elhagyott medrek, morotvák stb.) és fluvioeolikus (parti dűne) eredetűek (Rónai 1985, Csorba et al. 2018). Szolonyeces réti talajok jellemzik, a szántóföldek között nagy kiterjedésű, legelőként használt, többségében másodlagos szikes puszták találhatóak. A hajdani liget- és láperdőket kiirtották, a szikes felszínen kevés fásszárú maradt meg, ezért a kultúrstryepp jelleg és a kiterjedt agrártáblák mozaikja ma általános (Dövényi 2010, Jakab és Deli 2012, Molnár et al. 2016).

A kurgán tájtörténeti leírása és állapot-összehasonlítása során elsősorban a kéziratot (T.1–4) és a későbbi nyomtatott (T.5–13) térképeket használtuk fel a

teljesség igényével (Mapire.hu, Hungaricana.hu). Ezek mellett a helytörténeti és természettudományos szakirodalmat, a fellelhető légifelvételeket, műholdfotókat és kéziratos dokumentumokat is bevontunk a vizsgálatba. Az egyes évtizedekben rögzített fényképfelvételek jól mutatják egy halom alakjában, esetleg növényzetében bekövetkezett változásokat.

A halom állapotfelmérését, morfológiai és morfometriai adatainak rögzítését Bede Ádám végezte el 2009. március 24-én, 2021. július 6-án és 2022. március 5-én. Az állapotleíráshoz a helyszínen részletes feljegyzés és fényképes dokumentáció készült.

A Barcé-halom növényzetének felmérését 2021. július 6-án végezte el Deák Balázs és Valkó Orsolya. A felmérés során tíz darab 2×2 m-es kvadrátban feljegyeztük a növényfajok relatív százalékos borítási értékeit, illetve a halmot végigjárva feljegyeztük a további előforduló növényfajokat. A kvadrátokat a halom tetején, illetve északi, keleti, déli és nyugati lejtőin helyeztük el, minden mikroélőhelyen két-két véletlenszerű mintavételi egységet (a kvadrátfelvételek egy nagyobb, átfogó vizsgálat részét képezik, ezért itt külön nem ismertetjük ezek eredményét). A növényfajok nevezéktana Király (2009) munkáját követi.

A halom felmérése során gyűjtött adatokat rögzítettük az Eurázsiai Kurgán Adatbázisban is (Deák et al. 2020b).

Eredmények

A Barcé-halom tájtörténete és mai állapota

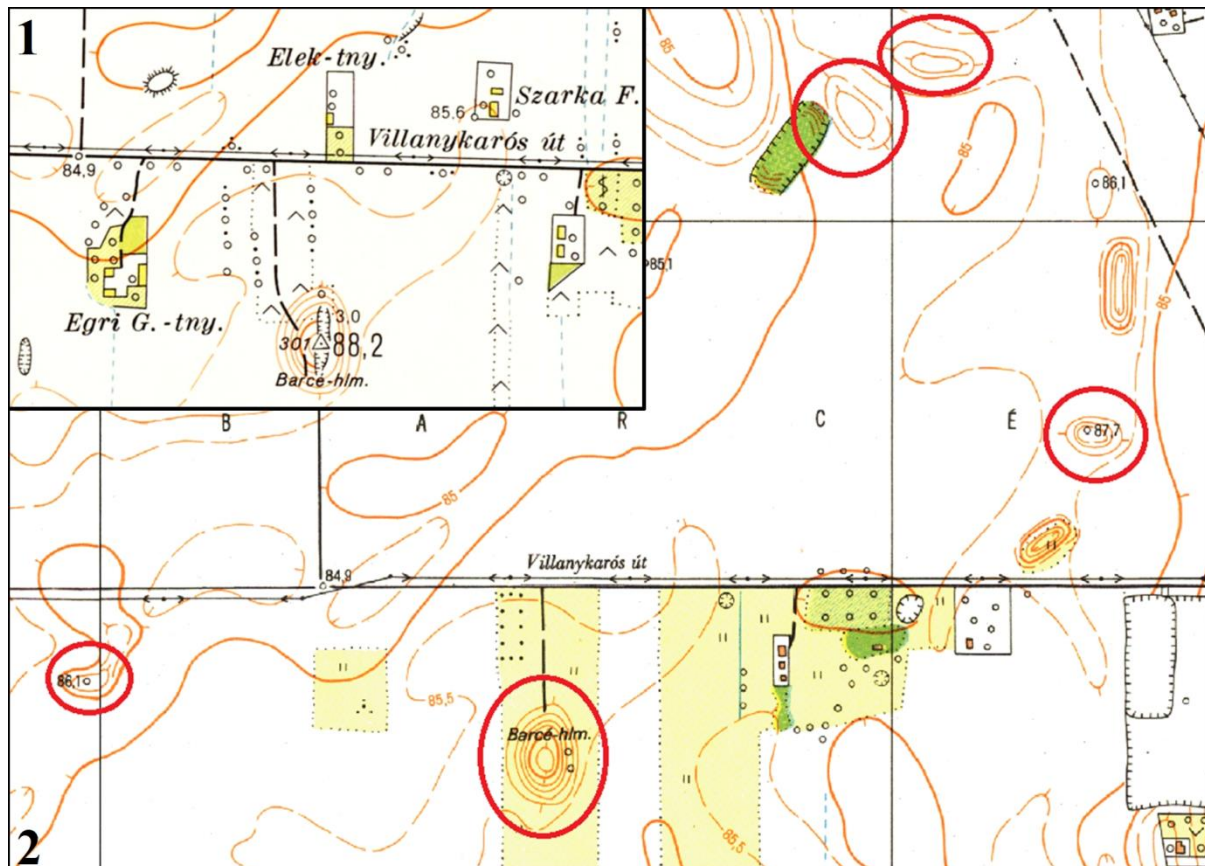
A Nagy-Sárrét medencéjének pereme és az Ős-Berettyó mellékágai, valamint a Dévaványai-sík érhálózatának partjai különösen gazdagok őskori halmokban (Ecsedy 1979, Ecsedy et al. 1982, Bede 2014a, 2016). Maga a Barcé-halom egy széles, terepen már alig észlelhető, északkelet–délnyugati irányú földhát legkiemelkedőbb pontján áll. A földhát folytatásában nyugatra egy, északkeletre további három kisméretű kurgán található (1. ábra 2).

A Barcé-halom főbb morfometriai adatai a következők. A lenyesett tetőn a halom mai relatív magassága: 4,2 m; eredetileg kb. 1 m-rel magasabb lehetett (kb. 5,2 m). Jelenlegi abszolút magassága: 90,59 m (Geoshop.hu). A további – időrendben visszafelé, egyre kevésbé pontos – geodéziai felmérések abszolút magasságai: 91,3 m (T.13), 88,2 m (T.9), 90,9 m (T.8, T.10), 91,6 m (T.7), 92 m (T.6), 94 m (T.5), 93,9 m (49,5 öl) (T.4). Hosszabb, észak–déli átmérője: 80 m; rövidebb, nyugat–keleti átmérője: 70 m. Területe: 4.300 m². Kerülete: 235 m.

Térképi és irodalmi névírásai (1. ábra, 3. ábra): Barcé-halma (Benedek és Hajdú 2002), Barcze halom (T.1), Barcé=halom. (T.3), Barczé halom (T.5), Barcé-hlm. (T.6–12), Barcéi halom (Bereczki 1968). Továbbá név nélkül egy 1822-es térkép is feltünteti (T.2), a régi kataszteri felmérés pedig alappontként ábrázolja (T.4).

A Barcé-halom névváltozatai: Barcé halma, Barcéi-halom. Nevei valószínűleg személynévi eredetűek, és a Barc, Barca, Bárca, Barczy, Bárczy nevekkel mutatnak rokonságot, a név szógyöke eredetileg a borz állatnév lehetett (Kiss 1988). A tágabb

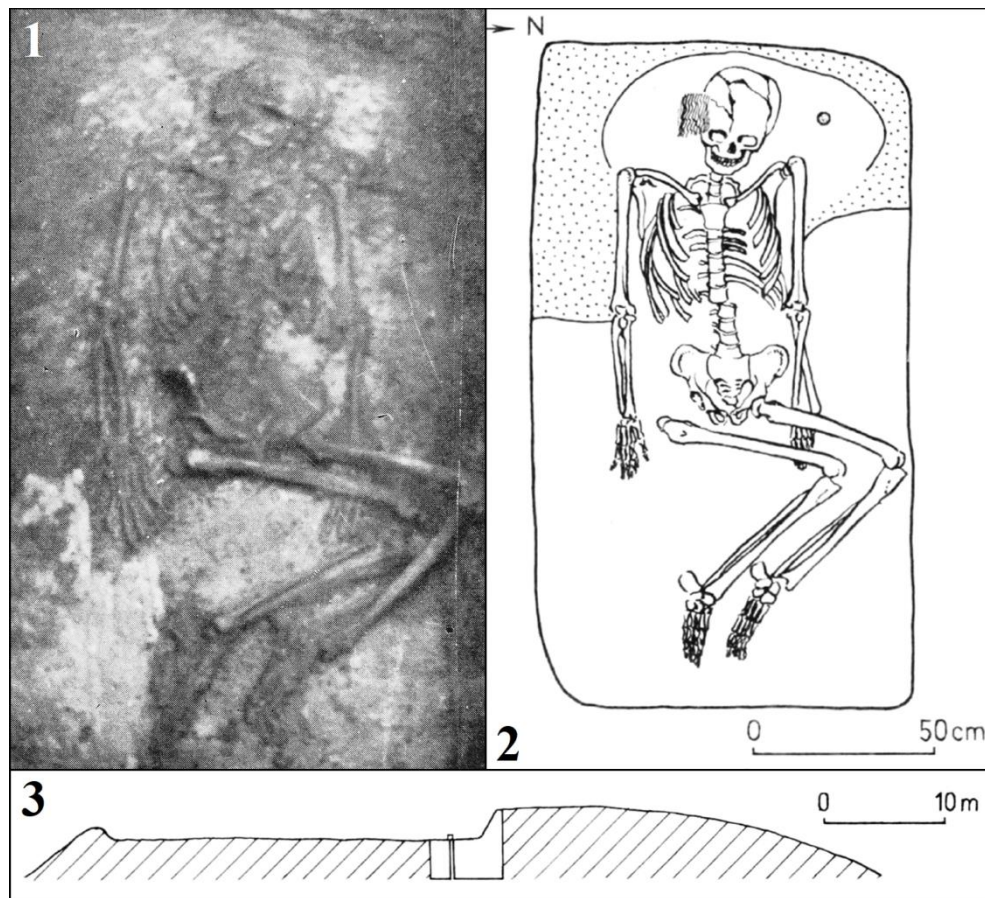
határrész is a Barcé nevet viseli (1. ábra 2). A név a 18. század közepén már biztosan megvolt, 1750-ből ismert említése (Benedek és Hajdú 2002).



1. ábra 1: A Barcé-halom 1964-ben, keleti oldalában a 3 m mély bevágással (T.9);
 2: A Barcé-halom és környéke, piros körökkel jelölve a szomszédos kurgánok (T.11)
 Figure 1. 1: The mound called Barcé-halom in 1964, with the signs of a 3 m deep earth excavation in its east side (T.9); 2: The Barcé-halom mound and the neighbouring landscape, kurgans denoted by red circles (T.11)

A Barcé-halom bizonyítottan egy őskori kurgán. Ecsedy István régész a Békés megyei régészeti topográfiai munkálatokhoz kapcsolódóan 1970 augusztusában az akkor már roncsolt kurgánban hitelesítő feltárást végzett (2. ábra). Megállapította, hogy a halom legalább két felhordási szinttel rendelkezik: az első 210 cm, a második kb. 310 cm vastagságot mutat (utóbbi réteg a halomtest építése óta a halomfelszínen képződött talajréteggel együtt értendő). Az ásató régész megfigyelése szerint a két felhordási időszak között „néhány” év telhetett el. A dokumentált késő rézkori–kora bronzkori sírt az első felhordási réteg akkori járósíntjébe ásták le, tehát egy másodlagos utótemetkezés. A sírkamra egy 157 cm hosszú és 100 cm széles, egyenes oldalfalú gödör, melyet a lösz alapközetig, 3,6 m mélyre süllyesztettek le (2. ábra 3). Ezt a halotti házat gyékényréteggel bélelték ki, de az elhunyt mellett szövetszálakat, a bal váll fölött pedig okkerrögöket is találtak. A halott a sírban nyugat–keleti tájolásban, felhúzott lábakkal feküdt (Ecsedy 1971, 1979, Ecsedy et al. 1982). Kiszely István és Marcsik Antónia antropológusok a maradványok alapján az elhunytat egy 171 cm magas, erős testalkatú, negyvenes éveiben járó, proto-europid

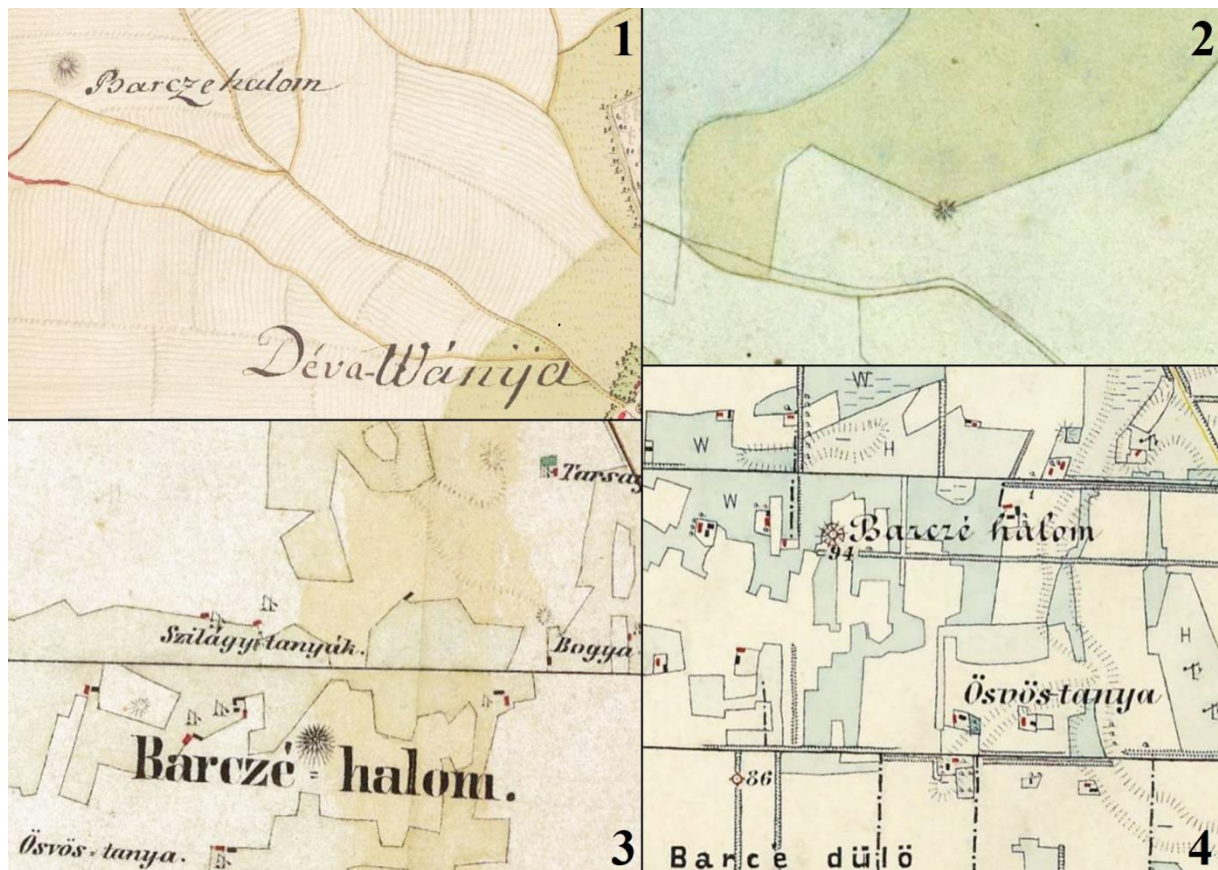
férfinak határozták meg (Ecsedy 1971, Marcsik 1979). Az elsődleges központi temetkezést nem sikerült feltárni, ezért ez minden bizonnyal még a földben van, illetve további kapcsolódó régészeti jelenségek is valószínűsíthetők.



2. ábra 1: A feltárt temetkezés fényképfelvétele (Ecsedy 1979, Ecsedy et al. 1982); 2: A temetkezés értelmezett rajza (Ecsedy 1971); 3: A kurgán kelet–nyugati metszete a feltárt sírkamrával (Ecsedy 1971)
 Figure 2. 1: Photo of the excavated burial (Ecsedy 1979, Ecsedy et al. 1982); 2: Interpreted drawing of the burial (Ecsedy 1971); 3: East–west section of the kurgan with the burial chamber (Ecsedy 1971)

A Barcé-halom megbontott déli részén és a kurgántól közvetlenül délre a földhátan is észleltek szarmata településnyomokat, tehát a terület a római kori Barbaricum idején is lakott volt (Ecsedy et al. 1982).

A 18. század végén az első katonai felmérés már szántóföldi környezetben ábrázolja a halmot és közvetlen környékét is, délre földút haladt (T.1). Valószínűleg a halomfelszint is már ekkor beszántották, hiszen az elkövetkező időszakokban következetesen szántóként tüntetik fel (3. ábra), a közelben azonban jellemzően voltak mozaikosan kisebb-nagyobb gyepfoltok is (T.2–5). A 19. század második felére kialakították a jelenleg is fennálló dűlőúthálózatot, a halomtól már északra halad el a földút (T.3–5). Az 1883-ban készült, nagy felbontású (1:2.880) és ezért részletgazdag kataszteri felmérés egyértelműen szántóként ábrázolja a halom teljes felületét (T.4).



3. ábra A Barcé-halom 18–19. századi kéziratós térképeken. 1: T.1; 2: T.2; 3: T.3; 4: T.5

Figure 3. The Barcé-halom kurgan on handmade maps from the 18–19th century. 1: T.1; 2: T.2; 3: T.3; 4: T.5

A Barcé-halom történetében a következő meghatározó esemény az 1930-as évekhez köthető. A Sárrétek vidékének mondahagyománya igen gazdag, a halmokhoz is számos legendát társított a nép (boszorkányok, táltosok, sárkányok és kincsek a legfőbb motívumai ezeknek a történeteknek) (Szűcs 2003, Bede 2014b, 2016). Nem meglepő tehát, hogy a következő megtörtént esetről is tetten érhető a folklórhagyomány. A kincslátomás és az azt követő „ásatás” történetét Bereczki Imre helytörténész jegyezte le. „J. Erdős Mihály, vagy ahogy Ványán írták, »a mezítlábas bótos«, azért hordatta a földjén levő hatalmas Barcéi-halmot, mert kincset vélt benne találni. A tulaj „biztosan sokat gondolkozott a földjén emelkedő hatalmas halom rendeltetéséről, mert egy álom adta meg a vállalkozáshoz a közvetlen lökést. A halomból kijött napfeljöttkor egy fehér lovas. Megkerülte a halmot nyugatról északnak, majd keletnek, s a déli oldalon visszament a halomba. Ő utána ment s látott ott ülni nagy karosszékben egy hófehér szakállú embert. Nézett a felkelő nappal szemben és mosolygott. Mint J. Erdős mondotta, ha találnak valamit annál jobb, ha nem akkor is megleli a számítását, mert a széthordott földdel megjavítja a földjét. 1935-ban és 1936-ban hónapokig hordta”, de korábban már „a J. Erdős előtti tulajdonos is hordott le a halomból vagy két métert”. A fogadott napszamosok, hogy megtréfálják J. Erdős Mihályt, emberi ürülékkel telt fazekat ástak a halomba, és ő arany helyett abba markolt bele (Bereczki 1968). Még 1938-ban is zajlottak a

földmunkák, ekkor szarmata leletek előkerüléséről számoltak be (Ecsedy et al. 1982). A nagymennyiségű földet végül valóban elhordták, és ma is hiányzik a halomtestből.

1943-ra a halomtól északnyugatra tanya épült (T.6), az 1940-es–1950-es években továbbra is beszántva mutatják a halmot (T.6–8). Az 1961-ben készült légifotón nagyon jól látszik a kurgán teljes körvonala, valamint a roncsolás kiterjedése és szélei (Fentről.hu). Ekkor még a tanya is állt, 1964-re azonban lebontották (T.9). Az 1964-es térképen is feltüntetik a halomtest 3 m mély bevágását, a halomfelszín északi része ekkor gyep, többi része szántó (1. ábra 1; T.9–10). A más évekből (1963, 1965) származó légifotók is a folyamatos szántóföldi művelésre engednek következtetni (Fentről.hu).

1970-ben régészeti feltárás zajlott a kurgán középső részén, viszonylag kis felületen (Ecsedy 1971, 1979, Ecsedy et al. 1982). A kihordott földanyagot a roncsolt terület keleti határán, töltésszerűen helyezték el, ekkor keletkezhetett ez a ma is meglévő földdeponia.

1978-ra a halmon és környezetében felhagyták a szántóföldi művelést (1. ábra 2; T.11), a terület széles sávban azóta is folyamatosan gyep (parlag) (T.12–13; Google Earth). Az 1970-es években északi irányból földút vezetett a halomhoz (T.11), mely az 1990-es évekre megszűnt, a halomtól nyugatra azonban egy újabb földutat létesítettek, mely ma is itt halad el (T.13; Google Earth).

A halom tetején 1979-ben negyedrendű vízszintes alappontot állandósítottak (száma: 48-2103; Geoshop.hu). Ennek központi beton jelzőköve 2009-ben még a halom keleti oldalán kiásva feküdt, ma már nincs meg, valószínűleg elvitték.



4. ábra A Barcé-halom különböző időszakokban. 1: Az 1990-es években északnyugatról (Szelekovszky 1999); 2: 2009. márciusban nyugatról; 3: 2021. júliusban északról; 4: 2022. márciusban északkeletről (az utolsó három fényképet Bede Á. készítette)

Figure 4. The Barcé-halom mound in different periods. 1: In the 1990s from the northwest (Szelekovszky 1999); 2: In March 2009 from the west; 3: In July 2021 from the north; In March 2022 from the northeast (the last three photos were taken by Á. Bede)

A Barcé-halom ma is látványos, szép megjelenésű, messziről is feltűnő, tájképileg is meghatározó kurgán (4. ábra). Tetejét és keleti oldalát elhordták, ez alakjának egyedi karaktert ad. A halomtető síkban lementszve, eredetileg kb. 1 m-rel magasabb lehetett. A keleti halomoldal teljes egészében hiányzik, itt síkban, platószerűen hordták el a földet. A kibányászott terület nyugati határán kb. 3 m magas, meredek, egyenetlen falú, rézsús lementszés tapasztalható. A kurgán közepében feltárt központi sírkamra szabályos, egyenes oldalfalú gödre süllyed le. A lábi rész és körben a halomszél mindenhol in situ megmaradt és jól azonosítható. Az elhordott terület keleti szélén észak–déli irányú, kb. 1 m magas és 2 m széles földdepónia van elhelyezve töltésszerűen. A roncsolt részeket leszámítva a halomtest teljesen ép, a kurgán eredeti alakja jól kikövetkeztethető. A halom körül az egykori horpa széles sávban, enyhe mélyedés formájában még felismerhető. A sík halomtető közepén beton háromszögelési pont két lapjának maradványa látszik, a mérőpont egyéb részei hiányoznak. A felszín legnagyobb részét értékes löszvegetáció borítja, különösen a nyugati és déli oldalon található egybefüggő állományok, de az északi és a keleti lábreszeken is vannak kisebb foltok. Az északi oldalon, az elhordott plató szélén két idős akácfa áll, alattuk sok letöredezett ággal. Tőlük északnyugatra kis foltban kökény nő. A földdepónia nyugati oldalára végig tamariszkusz-sávot ültettek. Az elhordott, megbolygatott területek növényzete gyomos parlag. A halmot kaszált gyepek veszi körbe, a kurgán területét azonban egyáltalán nem kezelik, csak széleit kaszálják időnként. Szűkebb környezetében földutak, árok, villanyvezeték, facsoportok, fasor, cserjesáv, romtanya, nádas digógödör, mezsgyék, parlagok és szántóföldek találhatók.

A Barcé-halom növényzete

A halmot egy közel ötven éves óparlag borítja, melyben löszfalnövényzet, löszgyep, gyomnövényzet és fásszárú növényzet is megtalálható. A felmért kvadrátokban összesen 49 edényes növényfajt találtunk, emellett további 22 növényfaj előfordulását jegyeztük fel a kvadrátokon kívül. A felmérésünk alapján összesen 71 edényes növényfajt találtunk a halmon (1. melléklet).

Löszfalnövényzet (*Agropyro cristati-Kochietum prostratae* Zólyomi 1958) nagy kiterjedésben fordul elő a tetőn, a déli oldalon és a keleti lábon, melyben állományalkotó a taréjos búzafű (*Agropyron cristatum*), de a heverő seprőfű (*Kochia prostrata*) több száz töves állománya is figyelemre méltó.

A löszgyep társulás (*Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae* Zólyomi ex. Soó 1964) a halom lábi részein, az alsó harmadban található meg minden oldalon. A löszgyepekben két védett növényfajt találtunk. A réti őszirózsa (*Aster sedifolius*) néhány tucat tővel fordult elő, legnagyobb számban a halom déli oldalán, míg a nyúlánk sárma (*Ornithogalum brevistylum*) kisebb egyedszámban az északi oldalon került elő. Számos további értékes és ritka növényfaj előfordulását is kimutattuk; figyelemre érdemes löszgyepi növényfajok a bárányüröm (*Artemisia pontica*), a ligeti zsálya (*Salvia nemorosa*) és a buglyos here (*Trifolium diffusum*) (5. ábra).

Gyomvegetáció (Á-NÉR OF) elsősorban a halomtest megbontott részein jellemző, domináns fajai a foltos bürök (*Conium maculatum*), az útszéli zsázsa (*Cardaria draba*) és az útszéli bogáncs (*Carduus acanthoides*).

A fásszárú vegetáció (elsősorban Á-NÉR S7) jelentős részét idegenhonos fajok alkotják, mint a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), a keleti tamariska (*Tamarix tetrandra*) és a cseresznyeszilva (*Prunus cerasifera*). Az őshonos fásszárú fajok közül a fekete bodza (*Sambucus nigra*) a keleti szélén található, továbbá regisztráltuk a halmon a pusztai élőhelyekre jellemző rozsdás rózsát (*Rosa rubiginosa*) is.



5. ábra Ritka vagy jellemző növényfajok a Barcé-halmon. 1: réti őszirózsa (*Aster sedifolius*); 2: nyúlánk sárma (*Ornithogalum brevistylum*); 3: taréjos búzafű (*Agropyron cristatum*); 4: buglyos here (*Trifolium diffusum*); 5: bárányüröm (*Artemisia pontica*); 6: heverő seprőfű (*Kochia prostrata*) (Bede Á. fényképfelvételei)

Figure 5. Rare or characteristic plant species on the Barcé-halom mound. 1: *Aster sedifolius*; 2: *Ornithogalum brevistylum*; 3: *Agropyron cristatum*; 4: *Trifolium diffusum*; 5: *Artemisia pontica*; 6: *Kochia prostrata* (photos were taken by Á. Bede)

Megvitatás

A Barcé-halom az évszázados bolygatások és a halomtest roncsolt állapota ellenére értékes tájelen, markáns megjelenésével ma is uralja környezetét. A halmot nem csak a régészettudomány és a tájökológia tartja számon, de a helyiek is ismerik: rendszeresen kilátogatnak, időnként kirándulásokat, túrákat szerveznek ide.

Halmunk bizonyítottan őskori (késő rézkori–kora bronzkori) eredetű és a Jamnaja-kultúrkörhöz köthető. Dévaványa belterületén 1887-ben a Templom-domb elhordásakor három, szintén ehhez a korszakhoz köthető sírt dokumentáltak, melyek különböző felhordási rétegekhez tartozhattak (Frenyó 1889, Kalicz 1968, Ecsedy et al. 1982). Ugyancsak Dévaványa területén (annak Csorda-járás nevű határrészén), a Szőr-halmon további három hasonló korú sírt tártak fel, a temetkezések két csecsemőhöz és egy serdülőhöz tartoztak (Ecsedy 1979, Ecsedy et al. 1982). A Barcé-halom szűkebb és tágabb környékén további több tíz kisebb-nagyobb kurgán található (Bede 2014a), melyek minden bizonnyal ugyanebből a korszakból származnak.

Ebben a hajdan vizekben gazdag, de mára kiszárított, a magaslatokon pedig korábban szinte mindenhol beszántott tájban igen kevés elsődleges és másodlagos löszgyep maradt fenn (Molnár et al. 2016). Ezért a fajgazdag óparlagok – mint amilyen a Barcé-halom is – kiemelt figyelmet és védelmet érdemelnek.

Annak ellenére, hogy a halom intenzív szántóföldi művelését csak mintegy ötven évvel ezelőtt hagyták fel, meglepően jól regenerálódott a növényzet. Ennek oka, hogy valószínűleg a szűkebb tájban rendelkezésre állt megfelelő mennyiségű propagulumforrás, illetve a halom talajában is maradhattak fenn magvak, amelyek a művelés felhagyását követően kicsírázhattak. Az 1930-as években a halomtestet jelentős bolygatás érte, a megbontott terület meredekebb peremein és rézsűin is túlélhettek bizonyos fajok (például a löszfalnövényzet).

A nemzeti park növényvilágát feldolgozó monográfia (Jakab 2012) és az országos Online Flóraatlasz a halom közvetlen környékéről említi a nyúlánk sárma előfordulását, a heverő seprőfű és a taréjos búzafű azonban korábban nem volt innen ismert.

Mivel a jellegzetes löszgyepi karakterfajok megtalálhatók a halmon, ezért a halom növényzetének helyreállítása érdekében nincs szükség aktív élőhely-rekonstrukciós beavatkozásra, mint például magvetésre vagy palánták ültetésére. Azt azonban fontos kihangsúlyozni, hogy jelenleg a kurgán semmilyen természetvédelmi célú, gyepi élőhely fenntartását célzó kezelésben nem részesül, ezért javasoljuk az évente egyszeri alkalommal történő kímélő kaszálás elvégzését. A kaszálás során külön figyelmet kell fordítani az évelő heverő seprőfű állományaira, mely fásszárú tövének visszavágása kerülendő. Az avar-felhalmozódás elkerülése érdekében a kaszálást követően a levágott növényzet azonnali elszállítása szükséges. A nem őshonos fásszárúak eltávolítása szintén indokolt.

Fenn kell tartani a halommal közvetlenül érintkező parcella gyep művelési ágát és annak rendszeres kaszálását, hiszen mint pufferzóna öleli körül a kurgán magterületét.

Hosszú távon érdemes lenne renoválni a háromszögelési pontot, valamint külön pályázati forrásból – a növényzet kímélése mellett – fizikailag is helyreállítani a halomtestet.

Köszönetnyilvánítás

A szerzőket az NKFI KH 139937 (DB, BÁ), a KKP 144096 (VO, DB) és a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság (BÁ) támogatta. Köszönetet mondunk továbbá Tirják Lászlónak, Bánfi Péternek, Greksza Jánosnak, Sallainé Kapocsi Juditnak és Pánya Istvánnak is a felméréshez nyújtott segítségért, valamint Malatinszky Ákosnak és Tóth Csaba Albertnek értékes lektori javaslataikért.

Felhasznált térképek

- T.1: Első katonai felmérés. 1783. 1:28.800. XXII.23 (Hadtörténeti Térképtár; Mapire.hu; kiadva: Első katonai felmérés 2004).
- T.2: „Hydrographia depressae Regionis fluviatilis Crisiorum, Magni, Albi, Nigri, Velocis, Parvi, Fl. Berettyó”. 1822. 1:36.000. Huszár Mátyás. 30. szelvény (Magyar Országos Levéltár S 80. Körösök 39; Hungaricana.hu).
- T.3: Második katonai felmérés. 1863–1864. 1:28.800. XL.54 (Hadtörténeti Térképtár; Mapire.hu; kiadva: Második katonai felmérés 2005).
- T.4: „DÉVA VÁNYA / nagyközség / Ecseg, Gabonás, Kérszi= / get pusztákkal”. 1883. 1:2.880. Kračun Miklós, Bodnár Gyula, Albrecht Ernő, Szabó Béla, Holub Károly, Siebert Emil, Malý (MOL S 79. 513/4; Hungaricana.hu).
- T.5: Harmadik katonai felmérés. 1884. 1:25.000. 5166/3 (Hadtörténeti Térképtár; Mapire.hu; kiadva: Harmadik katonai felmérés 2007).
- T.6: Katonai felmérés. 1943. 1:50.000. 5166 NY. (Hadtörténeti Térképtár; Mapire.hu; kiadva: Magyarország topográfiai 2008).
- T.7: Katonai felmérés. 1952. 1:25.000. L-34-30-D-d (Hadtörténeti Térképtár B XV a 40).
- T.8: Katonai felmérés. 1955. 1:25.000. L-34-30-D-d (Hadtörténeti Térképtár B XV a 49/A).
- T.9: Katonai felmérés (polgári sorozat). 1964. 1:10.000. 509-441 (Hadtörténeti Térképtár B XV a 44).
- T.10: Katonai felmérés. 1966. 1:50.000. L-34-30-D (Hadtörténeti Térképtár B XV a 50/A).
- T.11: Egységes országos térképrendszer (EOTR). 1978. 1:10.000. 48-211.
- T.12: Katonai felmérés. 1982. 1:50.000. L-34-30-D (Hadtörténeti Térképtár B XV a 50/B).
- T.13: Katonai felmérés. 1991. 1:25.000. L-34-30-D-d (Hadtörténeti Térképtár B XV a 49/B).

Internetes források és rövidítések

Fentről.hu: A Budapest Főváros Kormányhivatal Földmérési, Távérzékelési és Földhivatali Főosztályának archív légifotó-oldala, Budapest. – Internetes elérése: <https://www.fentrol.hu> (2022. március 31.).

Geoshop.hu: A Budapest Főváros Kormányhivatal Földmérési, Távérzékelési és Földhivatali Főosztályának adatszolgáltató oldala, Budapest. – Internetes elérése: <http://geoshop.hu> (2022. március 31.).

Google Earth: Google Earth Pro online térinformatikai program, Mountain View, Kalifornia, Amerikai Egyesült Államok. – Internetes elérése: <https://www.google.hu/intl/hu/earth> (2022. március 31.).

Hadtörténeti Térképtár: Hadtörténeti Intézet és Múzeum Hadtörténeti Térképtára, Budapest.

Hungaricana.hu: Hungaricana. A budapesti Petőfi Irodalmi Múzeum közgyűjteményi portálja. – Internetes elérése: <https://hungaricana.hu/hu/> (2022. március 31.).

Mapire.hu: Arcanum térképek. – Internetes elérése: <https://maps.arcanum.com/hu/> (2022. március 31.).

MOL: Magyar Nemzeti Levéltár Országos Levéltára, Budapest.

Online Flóraatlasz: Bartha D., Bán M., Schmidt D., Tiborcz V. (szerk.): Magyarország edényes növényfajainak online adatbázisa. Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növényteni és Természetvédelmi Intézet. – Internetes elérése: <http://floraatlasz.uni-sopron.hu> (2022. szeptember 30.)

Irodalom

- Apostolova, I., Nehrizov, G., Tsvetkova, N., Deák, B. 2020: Ancient burial mounds – biodiversity hotspots and refuges for natural flora and vegetation. *Annual of Sofia University* 104: 75–84.
- Árgay Z., Balczó B., Tóth P. 2013: A kunhalmok megőrzésének hagyományos és új módjai, szereplői. *A Falu* 28: 69–80.
- Barcsi A. 2016: Kunhalmok eltemetett talajainak vizsgálata. Szent István Egyetem Egyetemi Kiadó, Gödöllő. p. 179.
- Bede Á. 2014a: Beszámoló a Békés megyei Nagy-Sárrét halmainak felméréséről. *Crisicum* 8: 17–43.
- Bede Á. 2014b: Halmokhoz fűződő történeti és hiedelemmondák a Közép-Tiszántúlon. *Belvedere Meridionale* 26(3): 104–116.
- Bede Á. 2016: Kurgánok a Körös–Maros vidékén... Kunhalmok tájrégészeti és tájökölógiai vizsgálata a Tiszántúl középső részén. Magyar Természettudományi Társulat, Budapest. p. 150.
- Bede Á., Csathó A. I., Csathó A. J. 2012: Előzetes beszámoló a Csanádi-hát halmainak aktuális botanikai felméréséről. *Kitaibelia* 17: 80.
- Benedek Gy., Hajdú J. 2002: Dévaványai iratok. 1548–1809. Dokumentumok Dévaványa történetéhez 2. Dévaványai Kulturális és Hagyományőrző Egyesület, Dévaványa. p. 242.
- Bereczki I. 1968: Történeti hagyományok a Sebes Körös és a Berettyó mellett. I–VI. Kézirat. Dévaványa. p. 245. Néprajzi Múzeum Ethnológiai Adattára 15823.
- Csathó A. I. 2008: Ősi sztyepprétmáradvány a medgyesegyházi temetőben. In: Korsós Z., Gyenis Gy., Penksza K. (szerk.): A Magyar Biológiai Társaság XXVII. Vándorgyűlése. 2008. szeptember 25–26. Magyar Biológiai Társaság, Fővárosi Állat- és Növénykert, Budapest. pp. 19–25.
- Csorba P., Ádám Sz., Bartos-Elekes Zs., Bata T., Bede-Fazekas Á., Czúcz B., Csima P., Csüllög G., Fodor N., Frisnyák S. et al. 2018: Tájak. In: Kocsis K. (főszerk.): Magyarország nemzeti atlasza 2. Természeti környezet. Magyar Tudományos Akadémia, Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont, Földrajztudományi Intézet, Budapest. pp. 112–129.
- Dani J., Horváth T. 2012: Óskori kurgánok a magyar Alföldön. A Gödörsíros (Jamnaja) entitás magyarországi kutatása az elmúlt 30 év során. Áttekintés és revízió. *Archaeolingua Alapítvány*, Budapest. p. 215.
- Dani J. 2020: A kurgánok és az építőik. Az Alföld a bronzkor hajnalán. *Magyar Régészet* 9(2): 1–19.
- Deák, B., Tóthmérész, B., Valkó, O., Sudnik-Wójcikowska, B., Moysiyenko, I. I., Bragina, T. M., Apostolova, I., Dembicz, I., Bykov, N. I., Török, P. 2016: Cultural monuments and nature conservation: A review of the role of kurgans in the conservation and restoration of steppe vegetation. *Biodiversity and Conservation* 25: 2473–2490. DOI: [10.1007/s10531-016-1081-2](https://doi.org/10.1007/s10531-016-1081-2)
- Deák, B., Tölgyesi, Cs., Kelemen, A., Bátor, Z., Gallé, R., Bragina, T., Abil, A., Valkó, O. 2017: The effects of micro-habitats and grazing intensity on the vegetation of burial mounds in the Kazakh steppes. *Plant Ecology and Diversity* 10: 509–520. DOI: [10.1080/17550874.2018.1430871](https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1430871)
- Deák, B., Valkó, O., Nagy, D. D., Török, P., Torma, A., Lőrinczi, G., Kelemen, A., Nagy, A., Bede, Á., Mizser, Sz., Csathó, A. I., Tóthmérész, B. 2020a: Habitat islands outside nature reserves – threatened biodiversity hotspots of grassland specialist plant and arthropod species. *Biological Conservation* 241: 108254. DOI: [10.1016/j.biocon.2019.108254](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108254)

- Deák, B., Bede, Á., Tóth, Cs. A., Valkó, O., Lisetskii, F., Buryak, Z., Bragina, T. M., Apostolova, I., Bán, M., Báthori, F. 2020b: Eurázsiai Kurgán Adatbázis – Új nemzetközi adatbázis a kunhalmok védelméért. *Tájökológiai Lapok* 18: 97–111.
- Deák, B., Rádai, Z., Bátor, Z., Kelemen, A., Lukács, K., Kiss, R., Maák, I. E., Valkó, O. 2021a: Ancient burial mounds provide safe havens for grassland specialist plants in transformed landscapes – A trait-based analysis. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 619812. DOI: [10.3389/fevo.2021.619812](https://doi.org/10.3389/fevo.2021.619812)
- Deák, B., Bede, Á., Rádai, Z., Tóthmérész, B., Török, P., Nagy D., D., Torma, A., Lőrinczi, G., Nagy, A., Mizser, Sz., Kelemen, A., Valkó, O. 2021b: Different extinction debts among plants and arthropods after loss of grassland amount and connectivity. *Biological Conservation* 264: 109372. DOI: [10.1016/j.biocon.2021.109372](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109372)
- Deák, B., Kovács, B., Rádai, Z., Apostolova, I., Kelemen, A., Kiss, R., Lukács, K., Palpurina, S., Sopotlieva, D., Báthori, F., Valkó, O. 2021c: Linking environmental heterogeneity and plant diversity: The ecological role of small natural features in homogeneous landscapes. *Science of The Total Environment* 763: 144199. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2020.144199](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144199)
- Dembicz, I., Moysiyenko, I. I., Kozub, Ł., Dengler, J., Zakharova, M., Sudnik-Wójcikowska, B. 2020: Steppe islands in a sea of fields: where island biogeography meets the reality of a severely transformed landscape. *Journal of Vegetation Science* 32: 12930. DOI: [10.1111/jvs.12930](https://doi.org/10.1111/jvs.12930)
- Dövényi Z. 1986: A szabadkígyósi puszta mikroklímájának viszonyai. *Környezet- és Természetvédelmi Évkönyv* 6: 81–97.
- Dövényi Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. Második, átdolgozott és bővített kiadás. p. 876.
- Ecsedy, I. 1971: Eine neue Hügelbestattung der „Grubengrab“-Kultur (Kupferzeit-Frühbronzezeit) in Dévaványa. *Mitteilungen des Archäologischen Instituts der Ungarischen Akademie der Wissenschaften* 2 (1969): 45–50, Tafel 20–21.
- Ecsedy, I. 1979: The People of the Pit-Grave Kurgans in Eastern Hungary. *Fontes Archaeologici Hungariae*. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 1–85.
- Ecsedy I., Kovács L., Maráz B., Torma I. 1982: Békés megye régészeti topográfiája IV/1. A szeghalmi járás. *Magyarország régészeti topográfiája* 6. A Magyar Tudományos Akadémia Régészeti Intézetének kiadványai. Budapest. p. 239.
- Első katonai felmérés 2004: Az első katonai felmérés. A Magyar Királyság teljes területe 965 nagyfelbontású színes térképszelvényen. 1782–1785. DVD-ROM. Arcanum Kiadó, Budapest.
- Frenyó P. 1889: A dévaványai „Templomdomb”-ról. *Archaeologiai Értesítő* 9: 53–57.
- Godó, L., Tóthmérész, B., Valkó, O., Tóth, K., Radócz, Sz., Kelemen, A., Török, P., Švamberková, E., Deák, B. 2018: Ecosystem engineering by foxes is mediated by the landscape context – A case study from steppic burial mounds. *Ecology and Evolution* 8: 7044–7054. DOI: [10.1002/ece3.4224](https://doi.org/10.1002/ece3.4224)
- Harmadik katonai felmérés 2007: A Harmadik Katonai Felmérés. 1869–1887. DVD-ROM. Arcanum Kiadó, Budapest.
- Jakab G. (szerk.) 2012: A Körös-Maros Nemzeti Park növényvilága. A Körös-Maros Nemzeti Park természeti értékei 1. Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas. p. 414.
- Jakab G., Deli T. 2012: A Dél-Tiszántúl természetföldrajzi viszonyai. In: Jakab G. (szerk.): A Körös-Maros Nemzeti Park növényvilága. A Körös-Maros Nemzeti Park természeti értékei 1. Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas. pp. 26–33.
- Kalicz, N. 1968: Die Frühbronzezeit in Nordost-Ungarn. *Archaeologia Hungarica* 45. Akadémiai Kiadó, Budapest. p. 202.
- Király G. (szerk.) 2009: Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvaló. p. 628.
- Kiss L. 1988: Földrajzi nevek etimológiai szótára I–II. Akadémiai Kiadó, Budapest. Második, javított és bővített kiadás. p. 821, p. 822.

- Liszes-Szabó Zs., Kiss H., Kovács Sz., Molnár A., Pető Á. 2014: A hajdúszoboszlói Kéthalom recens löszvegetációjának fitolit morfortípus-diverzitás vizsgálata. *Botanikai Közlemények* 101: 243–261.
- Lisetskii, F. N., Sudnik-Wójcikowska, B., Moysiyenko, I. I. 2016: Flora differentiation among local ecotypes in the transzonal study of forest-steppe and steppe mounds. *Biology Bulletin* 43: 169–176.
- Magyarország topográfiai 2008: Magyarország topográfiai térképe a második világháború időszakából. DVD-ROM. Arcanum, Budapest.
- Marcsik, A. 1979: The anthropological material of the Pit-grave kurgans in Hungary. In: Ecsedy, I.: *The People of the Pit-Grave Kurgans in Eastern Hungary. Fontes Archaeologici Hungariae. Akadémiai Kiadó, Budapest.* pp. 87–98.
- Második katonai felmérés 2005: A második katonai felmérés. 1819–1869. A Magyar Királyság és a Temesi Bánság nagyfelbontású, színes térképei. DVD-ROM. Arcanum Kiadó, Budapest.
- Molnár Á., Babai D., Széll A., Biró M. 2016: A Dévaványai-Ecsegi puszták növényzete és növényzeti változásai az elmúlt 15 évben. *Crisicum* 9: 65–91.
- Niklfeld H. 1971. Bericht über die Kartierung der Flora Mitteleuropas. *Taxon* 20: 545–571.
- Penksza, K., Kiss, T., Herczeg, E., Nagy, A., Malatinszky, Á. 2011: Anthropogenic impacts and management of natural grasslands on kurgans. In: Pető, Á., Barcsi, A. (eds.): *Kurgan Studies. An environmental and archaeological multiproxy study of burial mounds in the Eurasian steppe zone. British Archaeological Reports International Series 2238. Archaeopress, Oxford.* pp. 329–338.
- Penksza, K., Loksa, G., Barcsi, A., Joó, K., Malatinszky, Á. 2011b: Effects of extrazonal and climatic conditions on the vegetation of kurgans. A pilot study from the Hortobágy (Csípő-halom). In: Pető, Á., Barcsi, A. (eds.): *Kurgan Studies. An environmental and archaeological multiproxy study of burial mounds in the Eurasian steppe zone. British Archaeological Reports International Series 2238. Archaeopress, Oxford.* pp. 347–350.
- Pető Á., Kenéz Á., Braun Á., Kovács G., Skutai J., Dani J., Kulcsár G., Heyd V. 2022. Hajdúnánás-Zagolya ETA-01 kurgán komplex paleoökológiai vizsgálata. *Tájökológiai Lapok* 20 (Suppl. 1): 117–146. DOI: [10.56617/tl.3149](https://doi.org/10.56617/tl.3149)
- Rónai A. 1985: Az Alföld negyedidőszaki földtana. *Geologica Hungarica series Geologica* 21. Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest. p. 445.
- Sudnik-Wójcikowska, B., Moysiyenko, I. I., Zachwatowicz, M. 2011: The value and need for protection of kurgan flora in the anthropogenic landscape of steppe zone in Ukraine. *Plant Biosystems* 145: 638–653.
- Szelekovszky L. 1999: Békés megye kunhalmjai. *Körös-Maros Nemzeti Parkért Egyesület, Békéscsaba.* p. 64.
- Szűcs S. 2003: A pusztá utolsó krónikása. *Alföldi Könyvtéka* 1. Finta Múzeumért Alapítvány, Túrkeve. p. 317.
- Tóth, Cs. A., Rákóczi, A., Tóth, S. 2018: Protection of the state of prehistoric mounds in Hungary: law as a conservation measure. *Conservation and Management of Archaeological Sites* 20: 113–142. DOI: [10.1080/13505033.2018.1486125](https://doi.org/10.1080/13505033.2018.1486125)
- Tóth, Cs. A., Deák, B., Nyilas, I., Bertalan, L., Valkó, O., Novák, T. 2019: Iron age burial mounds as refugia for steppe specialist plants and invertebrates – case study from the Zsolca mounds (NE Hungary). *Hacquetia* 18: 195–206. DOI: [10.2478/hacq-2019-0009](https://doi.org/10.2478/hacq-2019-0009)
- Tóth Cs. A., Pethe M., Prónay Zs., Mcintosh R. W., Novák T. J., Molnár M. 2022: A Zsolcai-halmok földtudományi vizsgálata. *Tájökológiai Lapok* 20 (Suppl. 1): 63–89. DOI: [10.56617/tl.3150](https://doi.org/10.56617/tl.3150)

LANDSCAPE HISTORY AND VEGETATION OF THE BARCÉ-HALOM KURGAN IN DÉVAVÁNYA, HUNGARY

Á. BEDE, O. VALKÓ, B. DEÁK

Lendület Seed Ecology Research Group, Institute of Ecology and Botany,
Centre for Ecological Research
2163 Vácrátót, Alkotmány út 2-4.; e-mail: bedeadam@gmail.com

Keywords: mound (burial mound, kurgan), Yamnaya Culture, landscape change, loess grassland, agricultural landscape

The Barcé-halom mound is situated in the periphery of Dévaványa town, in the Great Hungarian Plain. In 1970 an archaeological excavation revealed that the kurgan was built during the Late Copper Age–Early Bronze Age, and the documented burial is related to the Yamnaya Culture. During the Roman Ages the vicinity of the kurgan was inhabited by Sarmatians. Since the end of the 18th century the surface of the mound was ploughed. In the 1930s a huge amount of soil was excavated from the eastern slope of the kurgan; the landscape scares are still visible. In the 1970s the ploughing was ceased and spontaneous grassland recovery has been started on the kurgan. Present days a considerable area of the kurgan is covered by loess grassland vegetation; however, in the formerly disturbed surfaces patches of weedy and woody vegetation could remain. On the top and on the east- and south-facing slopes *Agropyro cristati-Kochietum prostratae* association occurs. The typical loess grasslands are present on the lower elevated parts of the slopes. They hold two protected species (*Aster sedifolius* and *Ornithogalum brevistylum*) that are present on the south-facing slopes of the mound. Further rare dry grassland plant species confined to the loess grassland patches were *Artemisia pontica* and *Trifolium diffusum*. By holding diverse vegetation with several dry grassland species the mound represents a high conservation value in the otherwise homogenous and transformed landscape. Although being an important site for grassland conservation, the mound is not managed by any means. Accordingly, we suggest introducing annual mowing to reduce the level of biomass accumulation and to suppress weedy species. Also the elimination of the non-native woody species would be favourable for the long-term maintenance of the grassland vegetation. In the long-run it would be important to restore the original structure of the mound.

1. melléklet A Barcé-halom növényzetében megtalált fajok listája; a védett fajokat csillaggal jelöltük
Appendix 1. List of the recorded vascular plant species on the Barcé-halom kurgan; protected species are marked with asterix

Latin név	Magyar név
<i>Achillea collina</i>	Mezei cickafark
<i>Agropyron cristatum</i>	Taréjos búzafű
<i>Alopecurus pratensis</i>	Réti ecsetpázsit
<i>Apera spica-venti</i>	Nagy széltippan
<i>Arabidopsis thaliana</i>	Közönséges lúdfű
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	Kakukk-homokhúr
<i>Artemisia pontica</i>	Bárányüröm
<i>Artemisia santonicum</i>	Sziki üröm
<i>Aster sedifolius*</i>	Réti őszirózsa*
<i>Atriplex oblongifolia</i>	Hosszúlevelű libatop
<i>Ballota nigra</i>	Fekete peszterce
<i>Bromus hordeaceus</i>	Puha rozsnok
<i>Bromus japonicus</i>	Parlagi rozsnok
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Közönséges pásztortáska
<i>Cardaria draba</i>	Útszéli zsázsa
<i>Carduus acanthoides</i>	Útszéli bogáncs
<i>Centaurea jacea</i> ssp. <i>angustifolia</i>	Magyar imola
<i>Cerastium brachypetalum</i>	Ugari madárhúr
<i>Chenopodium album</i>	Fehér libatop
<i>Conium maculatum</i>	Foltos bürök
<i>Consolida regalis</i>	Mezei szarkaláb
<i>Convolvulus arvensis</i>	Mezei szulák
<i>Cruciata pedemontana</i>	Apró keresztfű
<i>Cynoglossum hungaricum</i>	Magyar ebnyelvfű
<i>Cynoglossum officinalis</i>	Közönséges ebnyelvfű
<i>Daucus carota</i>	Vadmurok
<i>Elymus repens</i>	Közönséges tarackbúza
<i>Epilobium tetragonum</i>	Négyélű füzike
<i>Erigeron annuus</i>	Egynyári seprence
<i>Euphorbia virgata</i>	Vesszős kutyatej
<i>Falcaria vulgaris</i>	Közönséges sarlófű
<i>Festuca pseudovina</i>	Veresnadrág-csenkesz
<i>Festuca rupicola</i>	Barázdált csenkesz
<i>Gagea</i> sp.	Tyúktaréj-faj
<i>Galium spurium</i>	Vetési galaj
<i>Galium verum</i>	Tejoltó galaj
<i>Geranium molle</i>	Puha gólyaorr
<i>Hypericum perforatum</i>	Közönséges orbáncfű
<i>Inula britannica</i>	Réti permizs
<i>Kochia prostrata</i>	Heverő seprőfű
<i>Koeleria cristata</i>	Karcsú fényperje
<i>Lactuca serriola</i>	Keszeg-saláta
<i>Limonium gmelinii</i> subsp. <i>hungaricum</i>	Magyar sóvirág

<i>Myosotis stricta</i>	Apró nefelejcs
<i>Ornithogalum brevistylum*</i>	Nyúlánk sárma*
<i>Papaver rhoeas</i>	Vetési pipacs
<i>Picris hieracioides</i>	Közönséges keserűgyökér
<i>Poa angustifolia</i>	Keskenylevelű perje
<i>Poa bulbosa</i>	Gumós perje
<i>Podospermum canum</i>	Közönséges szikipozdor
<i>Polygonum aviculare</i>	Madár-keserűfű
<i>Potentilla argentea</i>	Ezüst pimpó
<i>Prunus cerasifera</i>	Cseresznyeszilva
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Fehér akác
<i>Rosa rubiginosa</i>	Rozsdás rózsa
<i>Salvia nemorosa</i>	Ligeti zsálya
<i>Sambucus nigra</i>	Fekete bodza
<i>Silene alba</i> subsp. <i>latifolia</i>	Fehér mécsvirág
<i>Stachys annua</i>	Tarlóvirág
<i>Tamarix tetrandra</i>	Keleti tamariska
<i>Taraxacum officinale</i>	Pongyola pitypang
<i>Torilis arvensis</i>	Mezei tüskemag
<i>Trifolium angulatum</i>	Sziki here
<i>Trifolium arvense</i>	Tarlóhere
<i>Trifolium diffusum</i>	Buglyos here
<i>Trifolium retusum</i>	Pusztai here
<i>Trifolium striatum</i>	Sávós here
<i>Valerianella locusta</i>	Saláta-galambbegy
<i>Ventenata dubia</i>	Vékonyzab
<i>Veronica arvensis</i>	Mezei veronika
<i>Vicia angustifolia</i>	Keskenylevelű bükköny

A POPULÁCIÓ-REKONSTRUKCIÓ ALKALMAZÁSA A MUFLONNÁL – LEHETŐSÉGEK ÉS KORLÁTOK

MAJOR Fanni és CSÁNYI Sándor

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet, Vadbiológiai és
Vadgazdálkodási Tanszék, 2100 Gödöllő, Péter Károly u. 1.; e-mail: s.csanyi@vadbiologus.net;
major.f.cs@gmail.com

Kulcsszavak: muflon, populáció-rekonstrukció, Országos Vadgazdálkodási Adattár, populáció becslés

Összefoglalás: Elemzésünkben a vadgazdálkodók által jelentett tavaszi muflon állománylétszámok megbízhatóságát értékeltük országos, Borsod-Abaúj-Zemplén megyei és Heves megyei adatok alapján. Az 1994-2019 közötti trófeabírálati adatok alapján populáció-rekonstrukciót végeztünk, majd értékeltük az így kapott adatok és a jelentett létszám, illetve az adott évi hasznosítás közötti összefüggéseket. A populáció-rekonstrukció módszere lehetővé teszi az állomány létszámának és ivari összetételének utólagos felépítését. Előnye, hogy az adatokat nem a vadgazdálkodók jelentik, hanem az bírált trófeák korosztályonkénti számát veszi alapul. Mivel a populáció visszaépítése során ugyanazok az adatok több éven keresztül a számításokban szerepelnek, ezáltal az eredményekben kisebbek az ingadozások. Ezért erős korrelációt lehet várni az összes teríték és a rekonstruált állománylétszámok között. Az adatsorban minden vizsgálati egység esetében a várt trendtől kiugró történt 2002-ben, így a teljes időintervallumot két részre osztottuk (1994-2002, 2003-2011) és külön-külön is megvizsgáltuk. Összességében Borsod-Abaúj-Zemplén megye és az országos adatsor hasonló értékeket mutat, Heves megye ettől eltérőket. Ennek oka feltehetőleg a jelentett teríték koslétszáma és a bírált trófeák közötti évenkénti eltérésekből adódik.

Bevezetés

A populáció-rekonstrukció módszere lehetővé teszi az állomány létszámának és ivari összetételének utólagos felépítését (Hoffman, 1974). Magyarországon őz, muflon és gímszarvas állományok modellezésére is használták már (Csányi és Tóth 2000; Csányi 2000; Majzinger 2007).

A módszer az elejtett kosok korosztályonkénti számát veszi alapul, ami a trófeabírálat adataiból ismert. A populáció-rekonstrukció előnye, hogy az adatokat nem a vadgazdálkodók jelentik, hanem a trófeabírálatból származnak, ezáltal az eredményeket nem befolyásolják más szempontok. Ugyanakkor a populáció visszaépítése során ugyanazok az adatok több éven keresztül a számításokban szerepelnek, ezáltal az eredményekben kisebbek az ingadozások. Ezért (erős) korrelációt lehet várni a teríték összege és a rekonstruált állománylétszámok között.

Bár a populáció-rekonstrukció egy elvileg pontos módszer, de az eredmény függ az adatok megbízhatóságától és teljességtől. Elemzésünkben értékeliük, hogy a vizsgált esetekben milyen tényezők befolyásolhatják a számítások eredményeit. Az adatok ilyen utólagos ellenőrzése azonban még nem elegendő, mert szükség van arra is, hogy a vadgazdálkodók az állományok felmérésére egységes és megbízható módszereket is használjanak.

A becslés az adott paraméter mintavételezésen alapuló meghatározása. Előnye, hogy matematikai statisztikán alapul és hibája/pontossága ismerhető. Abban az

esetben, ha nem reprezentatív a mintavételezés, a populáció-becslés (esetünkben populáció rekonstrukciója) sem fogja tükrözni a valóságot (Csányi 2000).

Meg kell jegyezni, hogy a populáció rekonstrukció alapvetően nem is statisztikai alapú becslés, hanem egy olyan módszer, aminek az állomány teljes (100%) utólagos felépítése a célja. Ebben az esetben "becslés" annyiban történik, hogy a nem ismert paramétereket különböző értékekkel vesszük figyelembe és a lehetséges pontatlanságok hatását (variabilitást) ezeken keresztül próbáljuk modellezni. Amíg a becslési módszereknél a reprezentatív mintavétel a kulcstényező, addig a populáció-rekonstrukcióban a minél teljesebb adatgyűjtés (kor szerinti megoszlás adatai) a cél.

A populáció-rekonstrukció segítségével elméletileg egy múltbeli időpontra vonatkozóan az akkori valóságot tükröző létszámhoz és ivari összetételhez juthatunk. Munkánk során két fő kérdéssel foglalkozunk:

1. Mekkora a különbség a vadgazdálkodási statisztikában szereplő tavaszi jelentett létszámok ("becslés") és a populáció-rekonstrukciók eredményei között;
2. Mik lehetnek ezeknek a különbségeknek az okai és a várttól eltérő adatok miként befolyásolhatják a végeredményt.

Célunk annak bemutatása, hogy az adatok minősége meghatározza a belőlük levonható következtetéseket. Ezért a jövőben nagyobb hangsúlyt kellene kapjon az a szemlélet, miszerint "jó" adatokra és statisztikailag is megalapozottan kellene gazdálkodni. Fontos, hogy a vadgazdálkodók a lehetőségek határai szerint, de ismert pontosságú adatokhoz jussanak és nyomon tudják követni az állomány éves dinamikáját vadászársági szinten is. Jelentős még, hogy a szomszédos területek is pontos/megbízható adatokhoz jussanak vagy gyűjtsenek. Mindezek okán célszerű megfontolni a tavaszi jelentett nagyvad-létszámok felmérésére alkalmas módszerek egységesítésén is. Ha nincs egy megfelelő becslő és monitoring rendszer a területen, akkor ellenőrzésre és komoly tervezésre sincs lehetőség.

Anyag és módszer

Munkánk során az 1994-2019 közötti évek adatai alapján Heves, Borsod-Abaúj-Zemplén megye állományait, valamint a teljes országos adatsort értékeltük. Az alábbi adatokat az Országos Vadgazdálkodási Adattárból a muflonra vonatkozóan:

- Becslés (jelentett állomány létszám): 1994–2011 - Borsod Abaúj- Zemplén megye, Heves megye és összesített országos adatsor
- Hasznosítás: 1994–2019 - Borsod Abaúj- Zemplén megye, Heves megye és összesített országos adatsor
- Trófeabírálat: 1994–2019 - Borsod Abaúj- Zemplén megye, Heves megye és összesített országos adatsor

A populáció-rekonstrukció módszere abban az esetben használható egy állomány nagyságának utólagos meghatározására, ha rendelkezésre állnak az illető állományból elejtett (és elhullott) egyedek életkorára vonatkozó adatok (Csányi és Tóth 2000; Csányi 2002) Ez általában csak intenzíven kezelt/vizsgált területeken fordul elő, ahol

az elpusztult egyedekről adatokat gyűjtenek és egyben meghatározzák az elhulláskori életkort is. A módszer lényegében ugyanazokon az adatokon alapul, mint amik az élettáblázatok szerkesztéséhez szükségesek. De amíg az élettáblázat egy adott időpontban megszületett egyedek (kohort, kohorsz) nyomon követésére szolgál, addig itt a populáció nagyságának utólagos meghatározása az adatok felhasználásának célja (Csányi és Tóth 2000). Az előbbiekből következik, hogy a populáció-rekonstrukció esetében ugyanazok a feltételezések kell, hogy teljesüljenek, mint az élettáblázatok adatai esetében (Csányi 2007).

1. A mintagyűjtésnek minél teljesebbnek kell lennie, hogy a rekonstrukció az egész állomány nagyságának meghatározását eredményezze.
2. Az elhullási okoktól függetlenül minden egyednek egyforma eséllyel kell a mintavételbe bekerülnie.
3. A korbecsléseknek pontosnak kell lennie, hogy a rekonstruált populáció nagysága és összetétele is torzítatlan legyen.

Azon túl, hogy a korbecslések általában nem engedik meg a "pontos" kormeghatározást, a populáció-rekonstrukció alkalmazásának akadály, hogy a kor meghatározása nem teljes körű, csupán az egyedek egy része esetében határozzák meg a kort (Csányi és Tóth 2000; Csányi 2002).

A magyarországi lehetőségek azért különlegesek, mivel szarvasfélék és a muflon esetében 1970 óta minden elejtett hím egyed trófeáját kötelező a bírálatra bemutatni. Ennek eredményeként egy most már közel fél évszázad hosszúságú adatsor áll a szakemberek rendelkezésre. A trófeabírálati adatok felhasználásával az elmúlt évtizedekben készültek országos szintű állomány-rekonstrukciók a gímszarvas (Csányi és Tóth 2000), az őz (Majzinger 2007), és a muflon (Csányi 2002) esetében is.

Amíg a szarvasfélék esetében a trófeabírálat során végzett korbecslés megbízhatósága állandó viták tárgya (Tóth 1987), addig a muflon ebből a szempontból sokkal kedvezőbb faj. A juhfélék esetében ugyanis a korbecslés nem a fogkopáson és/vagy más komparatív morfológiai jellemzőkön alapul, hanem a szarv szaruhüvelyén évente keletkező befűződéseken, amiket "évgyűrűk" néven is szoktak említeni (Mátrai 1980). A megbízhatóbb korbecslés alapján megbízhatóbb állomány nagyságokat is várhatunk a muflon esetében.

Ugyanakkor a muflon esetében is értékelni kell, hogy a populáció-rekonstrukció elvi előfeltételei mennyire teljesülnek:

1. A minta csak a vadászati okok miatt elhullott egyedek adatait tartalmazza, mivel a természetes okok miatt elpusztult egyedekről legfeljebb részleges adatok állnak rendelkezésre.
2. A minta csak a kosok adatait tartalmazza, mert a nőivart nem kell bírálatra bemutatni (így koruk becslése sem történik meg).
3. A legfiatalabb kosok esetében az adatok bizonyosan hiányosak, mivel a bárányokat nem bíraltatják, illetve a teríték statisztikában a hím és a nőtény bárányok nincsenek megkülönböztetve.

Az előbbieket miatt a muflon populáció-rekonstrukció a vadászati okokból elpusztult kosok létszámának egy adott évre vonatkozó kiszámítását teszi lehetővé (1.

és 2. pont). A szaporulat számítása ehhez képest kisebb megbízhatóságú, a bárányok hiányzó adatai miatt (3. pont). Az adott évi nőivarú létszám az utóbbi értéken és a feltételezett szaporodási rátán alapuló számolt érték.

Az előbbi korlátokat a populáció-rekonstrukciók értékelésekor mindig figyelembe kell venni, mivel a módszer nem a tényleges állomány létszámot határozza meg, hanem egy a rendelkezésünkre álló adatok alapján kiszámolt értéket. A várható értékek változatossága például úgy tehető láthatóvá, ha a számításokat különböző paraméterű kombinációk mellett is elvégzik és azokat együtt ábrázolják.

Számításaink során a Csányi (2000) által kidolgozott módszert követtük (1. ábra). A számítások menetét Heves megye adatai alapján mutatjuk be. Fontos megjegyezni, hogy összesen a változók 4 féle kombinációjával végeztük a számításokat, de a táblázatban csak az első felhasznált változók eredményeit lehet látni. A többfajta kombinációt azért tartottuk szükségesnek, mivel így egy átfogóbb képet kapunk a változatosság lehetséges mértékéről (2. ábra).

=SZUM(G11;H11:H12;I11:I13;J11:J14;K11:K15;L11:L16;M11:M17;N11:N18)/((1-(\$D\$2/100)*0,5))															Számított állomány		
Év	Kohort			Életkor az elejtéskor (év)										Kor	Juh	Arány	Összesen
	0'	1	2	3	4	5	6	7	>7								
1994	294	250	225	55	0	0	27	60	60	36	18	10	3	=SZUM(G11;H11:H12;I11:I13;J11:J14;K11:K15;L11:L16;M11:M17;N11:N18)/((1-(\$D\$2/100)*0,5))	1119	1,31	1971
1995	331	281	253	83	0	2	28	60	71	52	29	11	4		805	1,259	2065
1996	322	274	247	90	0	2	12	33	37	21	9	5	1		714	1,228	1942
1997	305	259	233	60	0	4	5	57	37	38	7	13	6		753	1,160	1913
1998	298	254	228	86	0	2	4	52	43	30	20	25	2		759	1,136	1895
1999	270	229	206	83	0	4	13	55	58	40	14	33	3		721	1,027	1748
2000	314	267	240	70	0	0	14	61	50	37	12	2	2		619	1,196	1815
2001	280	238	215	63	0	0	10	35	44	28	12	3	2		611	1,068	1679
2002	402	342	308	82	0	4	43	58	53	42	12	2	1		629	1,531	2161
2003	412	350	315	63	1	7	35	55	26	22	4	2	2		641	1,568	2209
2004	403	343	308	71	0	7	63	51	35	23	11	4	2		744	1,535	2279
2005	370	315	283	73	4	11	54	73	37	26	5	3	3		787	1,410	2198
2006	291	248	223	68	0	3	46	75	36	13	6	0	0		781	1,109	1891
2007	469	399	359	71	1	7	39	58	57	27	3	3	1		756	1,787	2543
2008	486	413	372	87	0	8	42	66	60	36	16	4	2		853	1,852	2705
2009	461	392	353	94	0	11	41	6	49	35	16	2	5		906	1,755	2662
2010	511	435	391	100	0	8	44	82	46	23	18	5	2		1005	1,948	2953
2011	590	501	451	106	1	4	28	52	59	30	14	4	1		1072	2,246	3317
2012						6	23	58	82	51	18	9	5				
2013							43	54	62	50	24	5	3				
2014								86	78	56	27	12	1				
2015									68	71	29	12	10				
2016										64	29	15	7				
2017											40	14	3				
2018												27	18				
2019													10				

1. ábra A populáció-rekonstrukció menete. (Heves megye)
Figure 1. The method of population-reconstruction (Heves county)

Az egyes megyékben a populáció-rekonstrukciókat változók azonos kombinációival végeztük (3. ábra). Minden kombinációban kiszámoltuk az évenkénti értékeket és az eltéréseket a jelentett tavaszi létszámhoz viszonyítva, százalékos arányban jeleztük.

Megnevezés	A modellben használt változók értékei			
	15	20	30	25
m_0	15	20	30	25
m_{1-a}	10	20	10	20
b	0,7	0,8	0,7	0,8
y	25	25	25	25
k _{bh}	10	10	10	10

Év	Becslés		Populáció-rekonstrukció						Teríték	
	db	eltérés (%)	db	eltérés (%)	db	eltérés (%)	db	eltérés (%)	db	eltérés (%)
1994	2278		1971	15,576	2070	10,048	2211	3,030	2148	6,052
1995	2378		2065	15,157	2167	9,737	2335	1,842	2255	5,455
1996	3023		1942	55,664	2038	48,332	2205	37,098	2123	42,393
1997	2909		1913	52,065	2008	44,871	2162	34,551	2089	39,253
1998	2800		1895	47,757	1990	40,704	2139	30,902	2069	35,331
1999	2697		1748	54,291	1836	46,895	1969	36,973	1907	41,426
2000	2536		1815	39,725	1904	33,193	2071	22,453	1988	27,565
2001	2185		1679	30,137	1762	24,007	1908	14,518	1836	19,009
2002	2195		2161	1,573	2266	- 3,133	2489	- 11,812	2373	- 7,501
2003	2109		2209	- 4,527	2317	- 8,977	2545	- 17,132	2426	- 13,067
2004	1845		2279	- 19,043	2391	- 22,836	2608	- 29,256	2498	- 26,141
2005	1698		2198	- 22,748	2306	- 26,366	2500	- 32,080	2404	- 29,368
2006	2545		1891	34,585	1985	28,212	2128	19,596	2062	23,424
2007	3253		2543	27,920	2667	21,972	2926	11,176	2792	16,511
2008	2839		2705	4,954	2838	0,035	3102	- 8,478	2967	- 4,314
2009	2916		2662	9,542	2793	4,404	3038	- 4,016	2915	0,034
2010	3101		2953	5,012	3099	0,065	3371	- 8,009	3234	- 4,113
2011	3291		3317	- 0,784	3480	- 5,431	3799	- 13,372	3637	- 9,513

Korreláció			
Pop.rek. - Teríték (94-02)	0,251	0,250	0,268
Pop.rek. - Teríték (03-11)	0,909	0,909	0,897
Pop.rek. - Becslés (94-02)	-0,153	-0,151	-0,176
Pop.rek. - Becslés (03-11)	0,722	0,722	0,719
Becslés - Teríték (94-02)		0,370	
Becslés - Teríték (03-11)		0,656	
Pop.rek. - Teríték (teljes)	0,662	0,663	0,657
Pop.rek. - Becslés (teljes)	0,461	0,462	0,454
Becslés - Teríték (teljes)		0,556	

2. ábra A modellben felhasznált 4 változó kombinációi (Heves megye)
 Figure 2. The 4 combinations of variables used in our method (Heves county)

Eredmények és megvitatásuk

Borsod-Abaúj-Zemplén megye és az országos adatsor vizsgálata hasonló mintázatokat mutat. Heves megye adatsorában ezektől eltérő változásokat lehet látni. Az eltérés ebben az esetben származhat a jelentett teríték kos létszáma és az elbírált trófeák számának különbségéből. Az eltéréseket a két megye adatsorain keresztül mutatjuk be.

Heves megye populáció-rekonstrukciója

Elsőként a teljes időintervallumot vizsgáltuk (1994-2011). A tavaszi jelentett létszám ("becslés") és a rekonstrukciók közötti korrelációk (r) a következők: 0.461, 0.462, 0.454 és 0.459. A jelentett létszám és teríték közötti korreláció $r=0.556$, amely közepes erősségű kapcsolatot jelez. A teríték és a rekonstruált létszámok közötti korrelációk (r): 0.662, 0.663, 0.657, 0.661.

Külön-külön is megvizsgáltuk a két részüszakot (1994-2002, 2003-2011). Az így kapott eredmények eltérnek az előzőktől. Az első időszakra többnyire gyengébb kapcsolat jellemző, ami azonban a későbbi időszakokra erőssé válik.

Mivel a populáció visszaépítése során ugyanazok az adatok több éven keresztül a számításokban szerepelnek, ezért erős korrelációt lehet várni az összes teríték és a re-

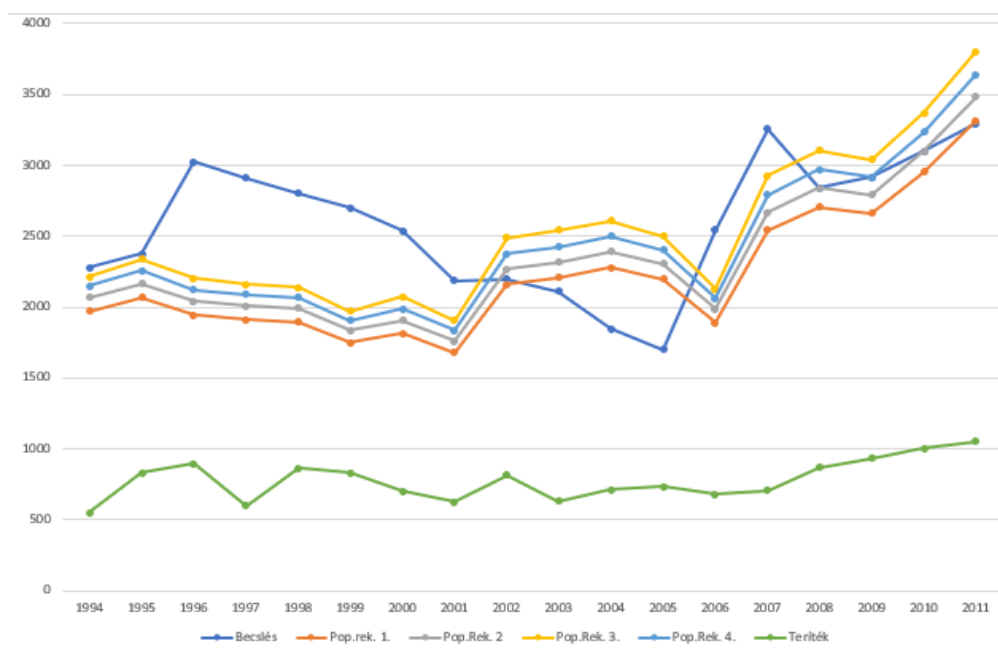
konstruált állománylétszámok között. A három vizsgálati egység közül Heves megyében volt ez a kapcsolat a leggyengébb (r): 0.662, 0.663, 0.657 és 0.661 az említett 4 változó használata során.

Megnevezés	A modellben használt változók értékei			
	m_0	m_{1-n}	b	y
m_0	15	20	30	25
m_{1-n}	10	20	10	20
b	0,7	0,8	0,7	0,8
y	25	25	25	25
k_{bh}	10	10	10	10

Év	Becslés		Populáció-rekonstrukció						Teríték	
	db	db	eltérés (%)	db	eltérés (%)	db	eltérés (%)	db		eltérés (%)
1994	2278	1971	15,576	2070	10,048	2211	3,030	2148	6,052	548
1995	2378	2065	15,157	2167	9,737	2335	1,842	2255	5,455	829
1996	3023	1942	55,664	2038	48,332	2205	37,098	2123	42,393	896
1997	2909	1913	52,065	2008	44,871	2162	34,551	2089	39,253	600
1998	2800	1895	47,757	1990	40,704	2139	30,902	2069	35,331	862
1999	2697	1748	54,291	1836	46,895	1969	36,973	1907	41,426	833
2000	2536	1815	39,725	1904	33,193	2071	22,453	1988	27,565	702
2001	2185	1679	30,137	1762	24,007	1908	14,518	1836	19,009	625
2002	2195	2161	1,573	2266	- 3,133	2489	- 11,812	2373	- 7,501	815
2003	2109	2209	- 4,527	2317	- 8,977	2545	- 17,132	2426	- 13,067	629
2004	1845	2279	- 19,043	2391	- 22,836	2608	- 29,256	2498	- 26,141	713
2005	1698	2198	- 22,748	2306	- 26,366	2500	- 32,080	2404	- 29,368	732
2006	2545	1891	34,585	1985	28,212	2128	19,596	2062	23,424	678
2007	3253	2543	27,920	2667	21,972	2926	11,176	2792	16,511	709
2008	2839	2705	4,954	2838	0,035	3102	- 8,478	2967	- 4,314	870
2009	2916	2662	9,542	2793	4,404	3038	- 4,016	2915	0,034	935
2010	3101	2953	5,012	3099	0,065	3371	- 8,009	3234	- 4,113	1002
2011	3291	3317	- 0,784	3480	- 5,431	3799	- 13,372	3637	- 9,513	1055

Korreláció			
Pop.rek. - Teríték (94-02)	0,251	0,250	0,268
Pop.rek. - Teríték (03-11)	0,909	0,909	0,897
Pop.rek. - Becslés (94-02)	-0,153	-0,151	-0,176
Pop.rek. - Becslés (03-11)	0,722	0,722	0,719
Becslés - Teríték (94-02)	0,370		
Becslés - Teríték (03-11)	0,656		
Pop.rek. - Teríték (teljes)	0,662	0,663	0,657
Pop.rek. - Becslés (teljes)	0,461	0,462	0,454
Becslés - Teríték (teljes)	0,556		

3. ábra Heves megye muflon populáció-rekonstrukció eredményei, az eltérések százalékban jelölve
 Figure 3. The results of the mouflon population reconstruction in Heves county, the differences are marked in percentages



4. ábra Heves megye eredményei diagramon ábrázolva
 Figure 4. The results of Heves county illustrated on diagram

Heves megye bírált trófea és teríték adatai

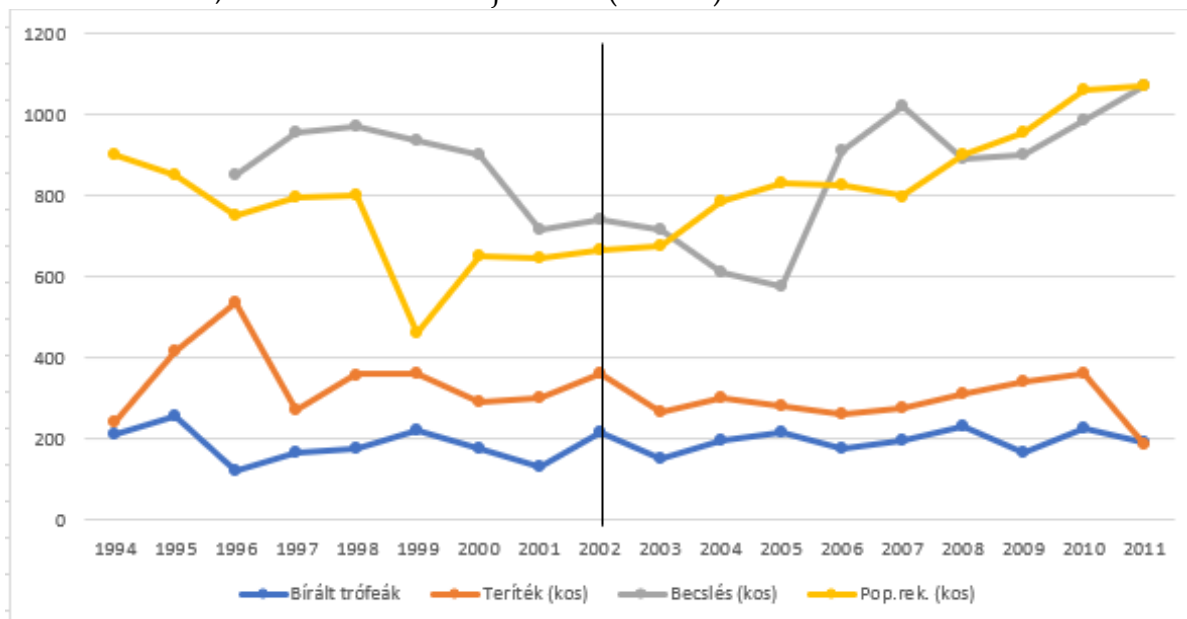
	Bíralt trófeák	Teríték (kos)	Becslés (kos)	Pop.Rek (kos)	BK/KT	J/PRK
1994	214	244		899	-12,3%	
1995	257	418		850	-38,5%	
1996	120	538	851	753	-77,7%	-11,5%
1997	167	272	956	794	-38,6%	-16,9%
1998	178	359	972	801	-50,4%	-17,6%
1999	220	363	935	461	-39,4%	-50,7%
2000	178	293	900	653	-39,2%	-27,4%
2001	134	300	715	644	-55,3%	-9,9%
2002	215	360	740	664	-40,3%	-10,3%
2003	154	267	717	677	-42,3%	-5,6%
2004	196	302	610	786	-35,1%	28,9%
2005	216	284	577	831	-23,9%	44,0%
2006	179	264	909	824	-32,2%	-9,4%
2007	196	275	1021	798	-28,7%	-21,8%
2008	234	314	889	900	-25,5%	1,2%
2009	165	342	898	957	-51,8%	6,6%
2010	228	362	983	1061	-37,0%	7,9%
2011	193	189	1071	1072	2,1%	0,1%

5. ábra Heves megye adatai alapján a kosok létszámára vonatkozó eredmények BK/KT=bíralt trófea/teríték koslétszám és J/PRK=becsült kos/populáció rekonstrukció koslétszáma
 Figure 5. The results for number of rams based on the information of Heves county BK/KT=scored trophies/hunted male individuals and J/PRK=estimated ram numbers/population-reconstruction of male individuals

Az évenkénti elejtett trófeák számát összeadva meg szükséges kapnunk az egyes évek terítékének kos létszámát. Azonban a kapott bíralt trófeák összege minden évben eltért a teríték kos létszámától, amely alacsonyabb korrelációt eredményezhet. A rekonstrukciós módszer alapfeltétele, hogy az adatgyűjtés a lehető legkevésbé legyen pontatlan/hiányos, hogy a koreloszlási adatokból a módszer „fel tudja építeni”

az állomány valódi létszámát (Csányi, 2002). A 2011 évkivételével minden esetben alacsonyabb volt a bírált trófeák összege a teríték kos létszámánál, azaz jogszabályi előírás ellenére nem minden kos mutatott be trófeabírálatra. Amennyiben feltételezzük, hogy a terítékadatok a helyesek, akkor a módszer valószínűleg alábecsüli a populáció méretét.

Az 5. ábrán látható a bírált trófeák számának összehasonlítása a teríték koslétszámához képest. Az eltéréseket százalékos értékben jelöltük. Ezután a becült kosok számát hasonlítottuk össze az adott évi populáció-rekonstrukcióval kapott koslétszámmal, az eltérést szintén jelöltük (6. ábra).



6. ábra A kosok számára vonatkozó adatok (Heves megye)

Figure 6. The data for the number of rams (Heves county)

Borsod-Abaúj-Zemplén megye populáció-rekonstrukciója

A Borsod-Abaúj-Zemplén megyére vonatkozó számításokat ugyanúgy végeztük el, mint Heves megyénél. Ez esetben fontos eltérés, hogy 2006-ban a megyei adatai hiányosak voltak (adatvesztés történt), amit 7. és 8. ábrán a sárga kiemelés jelez. A nagy arányú adathiány miatt ezeket az értékeket a többi év kormegoszlása alapján határoztuk meg ("becsültük" vagy "korrigáltuk"). Ez a populációdinamikai terepvizsgálatokban gyakori, mert szinte sosem lehet minden adatot begyűjteni (Caughley, 1977) Így a számításokhoz, korrelációk kiszámításához (9. ábra) és diagramon (10. ábra) való ábrázolásokban ezt a verziót használtuk. A számítás az alábbiak szerint módosult:

Év	Kohort			Életkor az elejtéskor (év)											Számított állomány			
	Σ_{0-14}	Σ_{15-24}	Σ_{25-34}	0'	0	1	2	3	4	5	6	7	>7	Kos	Juh	Arány	Osszesen	
1994	93	84	63	21	0	1	24	24	20	6	2	1	1	349	356	1,020	704	
1995	164	148	111	25	0	4	8	42	29	10	5	1	2	306	626	2,045	933	
1996	117	105	79	26	0	2	5	28	25	6	3	0	0	289	446	1,542	735	
1997	132	119	89	24	0	0	2	10	19	12	4	1	0	271	502	1,854	773	
1998	157	141	106	31	0	0	8	33	12	12	6	3	0	290	598	2,061	889	
1999	169	152	114	36	0	2	4	23	41	11	7	3	0	291	643	2,208	935	
2000	181	163	122	28	0	2	7	21	12	5	0	0	0	277	689	2,490	965	
2001	166	149	112	38	0	0	16	32	27	6	3	0	0	330	632	1,914	962	
2002	243	219	164	63	1	2	33	33	26	9	4	0	0	319	926	2,903	1244	
2003	179	161	121	50	3	11	25	26	20	4	0	0	0	311	683	2,197	994	
2004	200	180	135	47	0	1	24	18	30	6	3	2	0	290	762	2,625	1052	
2005	233	209	157	46	1	2	21	30	17	3	1	1	2	295	886	3,005	1181	
2006	283	255	191	46	0	0	2	0	0	1	0	0	0	333	1078	3,241	1411	
2007	324	292	219	52	0	7	29	35	19	25	9	2	0	495	1236	2,498	1731	
2008	301	271	203	60	0	12	39	42	25	19	7	0	0	542	1146	2,115	1687	
2009	317	285	214	58	0	11	49	38	21	12	5	2	2	541	1208	2,234	1748	
2010	262	236	177	67	0	14	37	46	38	12	12	3	1	559	999	1,787	1558	
2011	344	309	232	56	0	8	41	40	24	9	5	0	0	498	1309	2,628	1808	
2012				67	0	18	23	48	34	21	8	1	0					
2013				66	0	15	40	28	27	12	11	3	0					
2014				76	0	21	30	55	21	15	5	3	3					
2015				67	0	9	42	42	32	12	6	2	1					
2016				56	0	6	31	28	35	21	13	5	2					
2017				50	3	6	40	34	27	6	8	4	0					
2018				58	0	13	28	40	33	22	12	2	1					
2019													0					

7. ábra Borsod-Abaúj-Zemplén megye populáció-rekonstrukciója (eredeti értékek – magyarázat a szövegben)

Figure 7. Population-reconstruction of Borsod-Abaúj-Zemplén county (the original value – description in the text)

Év	Kohort			Életkor az elejtéskor (év)											Számított állomány			
	Σ_{0-14}	Σ_{15-24}	Σ_{25-34}	0'	0	1	2	3	4	5	6	7	>7	Kos	Juh	Arány	Osszesen	
1994	93	84	63	21	0	1	24	24	20	6	2	1	1	349	356	1,020	704	
1995	164	148	111	25	0	4	8	42	29	10	5	1	2	306	626	2,045	933	
1996	117	105	79	26	0	2	5	28	25	6	3	0	0	289	446	1,542	735	
1997	132	119	89	24	0	0	2	10	19	12	4	1	0	271	502	1,854	773	
1998	159	143	107	31	0	0	8	33	12	12	6	3	0	290	604	2,080	894	
1999	170	153	115	36	0	2	4	23	41	11	7	3	0	293	649	2,218	942	
2000	188	169	127	28	0	2	7	21	12	5	0	0	0	279	717	2,570	996	
2001	185	167	125	38	0	0	16	32	27	6	3	0	0	338	705	2,085	1044	
2002	270	243	182	63	1	2	33	33	26	9	4	0	0	342	1027	3,006	1369	
2003	227	204	153	50	3	11	25	26	20	4	0	0	0	354	863	2,437	1218	
2004	233	209	157	47	0	1	24	18	30	6	3	2	0	370	886	2,393	1256	
2005	239	215	161	46	1	2	21	30	17	3	1	1	2	400	909	2,272	1309	
2006	283	255	191	46	0	4	24	32	18	14	5	1	1	442	1078	2,437	1520	
2007	324	292	219	52	0	7	29	35	19	25	9	2	0	495	1236	2,498	1731	
2008	301	271	203	60	0	12	39	42	25	19	7	0	0	542	1146	2,115	1687	
2009	317	285	214	58	0	11	49	38	21	12	5	2	2	541	1208	2,234	1748	
2010	262	236	177	67	0	14	37	46	38	12	12	3	1	559	999	1,787	1558	
2011	344	309	232	56	0	8	41	40	24	9	5	0	0	498	1309	2,628	1808	
2012				67	0	18	23	48	34	21	8	1	0					
2013				66	0	15	40	28	27	12	11	3	0					
2014				76	0	21	30	55	21	15	5	3	3					
2015				67	0	9	42	42	32	12	6	2	1					
2016				56	0	6	31	28	35	21	13	5	2					
2017				50	3	6	40	34	27	6	8	4	0					
2018				58	0	13	28	40	33	22	12	2	1					

8. ábra Borsod-Abaúj-Zemplén megye populáció-rekonstrukciója (korrigált becslési értékek – magyarázat a szövegben)

Figure 8. Population-reconstruction of Borsod-Abaúj-Zemplén county (corrected estimation – explained in the text)

Megnevezés		A modellben használt változók értékei									
m_0	10	15	20	20							
m_{1-B}	25	35	20	30							
b	0,7	0,8	0,8	0,7							
y	25	25	25	25							
kbh	10	10	10	20							
Év	Becslés		Populáció-rekonstrukció								Teríték
	db	db	eltérés (%)	db	eltérés (%)	db	eltérés (%)	db	eltérés (%)	db	
1994	1412	704	100,53	750	88,32	667	111,69	787	79,33	205	
1995	1269	933	36,05	995	27,60	876	44,88	1070	18,55	247	
1996	1471	735	100,14	783	87,80	693	112,40	835	76,15	258	
1997	1540	773	99,19	824	86,84	727	111,87	884	74,16	234	
1998	1553	894	73,68	953	62,89	840	84,99	1027	51,26	306	
1999	1577	942	67,48	1004	57,05	883	78,51	1083	45,55	355	
2000	1718	996	72,56	1062	61,77	933	84,22	1151	49,26	276	
2001	1336	1044	28,00	1113	20,04	980	36,34	1199	11,47	379	
2002	1429	1369	4,39	1460	-2,15	1280	11,63	1590	-10,12	627	
2003	1261	1218	3,55	1299	-2,91	1141	10,49	1406	-10,28	494	
2004	949	1256	-24,46	1340	-29,18	1178	-19,42	1449	-34,52	463	
2005	1273	1309	-2,72	1396	-8,78	1227	3,71	1507	-15,53	460	
2006	1181	1520	-22,31	1621	-27,16	1425	-17,11	1755	-32,69	457	
2007	1461	1731	-15,59	1846	-20,86	1622	-9,91	1999	-26,92	514	
2008	1493	1687	-11,52	1799	-17,02	1584	-5,74	1939	-22,99	596	
2009	1587	1748	-9,23	1864	-14,88	1640	-3,24	2012	-21,13	572	
2010	1745	1558	12,02	1661	5,08	1465	19,10	1779	-1,93	667	
2011	1855	1808	2,62	1928	-3,80	1693	9,58	2091	-11,29	560	
Korreláció											
Pop.rek. - Teríték (94-02)	0,925		0,925		0,926		0,923				
Pop.rek. - Teríték (03-11)	0,564		0,563		0,570		0,545				
Pop.rek. - Becslés (94-02)	-0,080		-0,079		-0,085		-0,067				
Pop.rek. - Becslés (03-11)	0,769		0,768		0,771		0,761				
Becslés - Teríték (94-02)	-0,098										
Becslés - Teríték (03-11)	0,806										
Pop.rek. - Teríték (teljes)	0,890		0,890		0,890		0,889				
Pop.rek. - Becslés (teljes)	0,165		0,165		0,166		0,162				
Becslés - Teríték (teljes)	0,122										

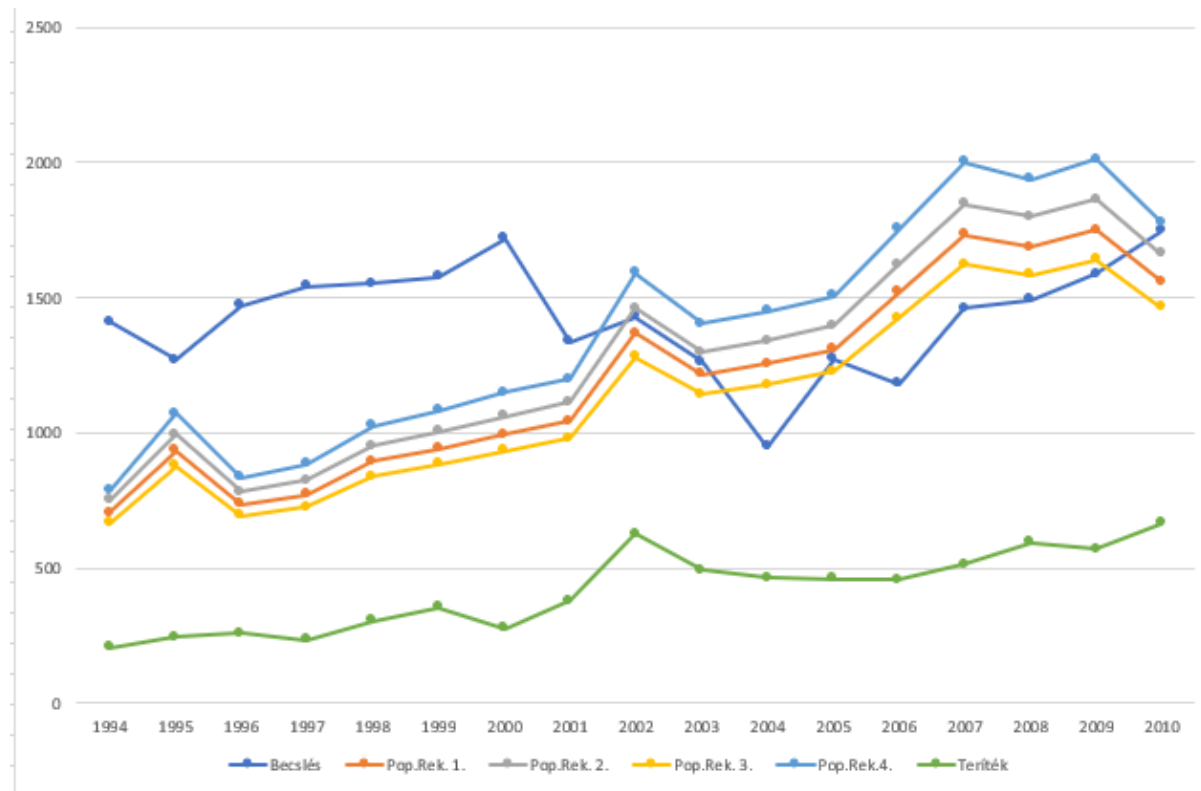
9. ábra Borsod-Abaúj-Zemplén megye eredményeinek összehasonlítása különböző paraméterek feltételezése esetén

Figure 9. The comparison of results for Borsod-Abaúj-Zemplén county, based on different parameters

Borsod-Abaúj-Zemplén megye esetében Heves megyétől eltérő értékeket látunk. Ebben az esetben is, elsőként szintén a teljes időintervallumot vizsgáltuk (1994-2011). A tavaszi jelentett létszám ("becslés") és a rekonstrukciók közötti korrelációk a következők (r): 0.165, 0.165, 0.166 és 0.162. A jelentett létszám és teríték közötti korreláció $r=-0.122$, amely gyenge kapcsolatot jelez az adatsorok között. A teríték és a rekonstruált létszámok közötti korrelációk (r): 0.98, 0.98, 0.98 és 0.889. Az előbbi igen nagy különbség oka is azonnal látható (10. ábra), míg az első szakaszban teljesen eltérő az adatsorok változási aránya, addig a második szakaszban szinte teljesen megegyezik.

Emiatt is, külön-külön megvizsgáltuk a két részidőszakot (1994-2002, 2003-2011). Az így kapott eredmények ismét eltérnek a teljes idősor vizsgálata során találtaktól. Az első időszakban a populáció-rekonstrukció és teríték közötti korreláció vizsgálata során magas értéket kaptunk, mely 0.92 értékhez közelített minden esetben. A második részidőszakban 0.56-hoz közelítő eredményeket kaptunk. Ez gyengébb kapcsolatot jelez.

A populáció-rekonstrukció és a becslés, valamint a becslés és a teríték vizsgálata során egészen más eredményt kaptunk. Az első időszakban az eredmény nulla körüli (nincs kapcsolat), azonban a második időszakra 0,8-hoz közelítő erős korrelációt kaptunk.



10. ábra Borsod-Abaúj-Zemplén megye értékei ábrázolva diagramon
Figure 10. The results of Borsod-Abaúj-Zemplén county illustrated on diagram

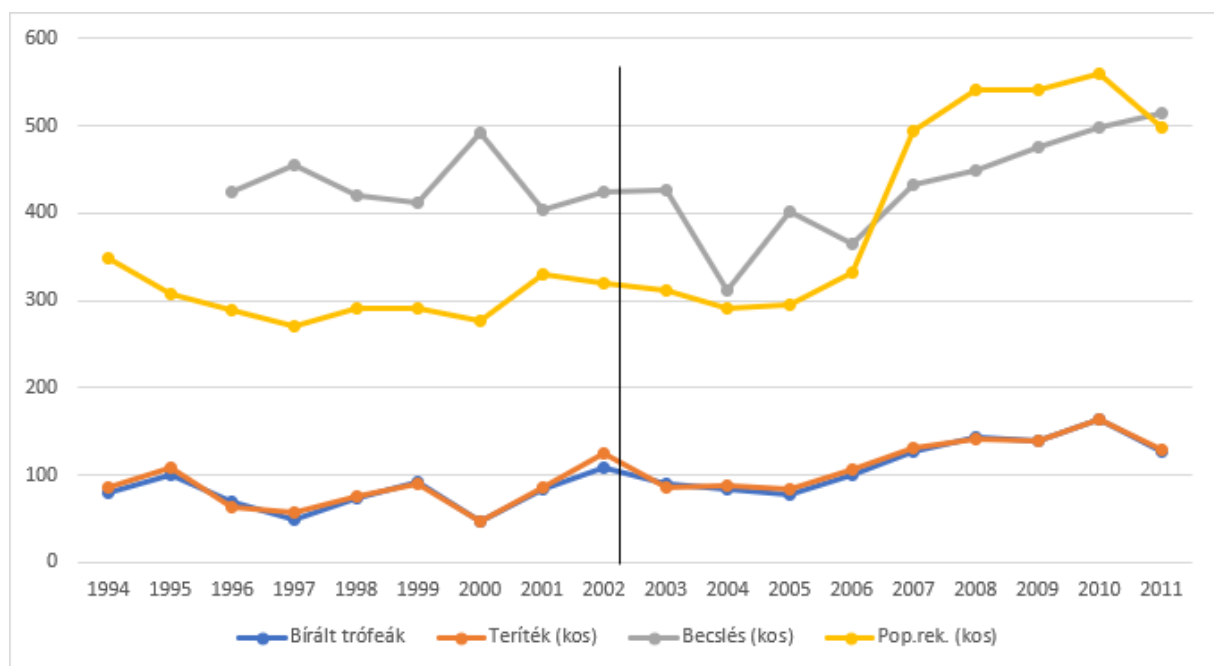
Borsod-Abaúj-Zemplén megye bírált trófea és teríték adatai

Heves megyével megegyező vizsgálatokat végeztük el és annak megfelelően jelöltük/ábrázoltuk az eredményeket. Az első táblázatban a kosokra vonatkozó adatok láthatók, ahol szintén jelöltük az eltéréseket százalékos értékekkel (11. ábra).

Ebben az esetben a bíralt trófeák száma és a teríték koslétszáma minden évben szinte teljesen megegyezik (12. ábra). Ez alapul szolgál annak megállapításához, hogy a Heves megyében végzett rekonstrukció azért lehet kevésbé megbízható és a korrelációk is azért mások, mert ott az adatok nagyobb része hiányzott, mint Borsod-Abaúj-Zemplén megyében és országosan.

	Bírált trófeák	Teríték (kos)	Becslés (kos)	Pop.Rek. (kos)	BK/KT	J/PRK
1994	79	85		349	-7,1%	
1995	101	109		306	-7,3%	
1996	69	63	424	289	9,5%	-31,8%
1997	48	56	456	271	-14,3%	-40,6%
1998	74	76	421	290	-2,6%	-31,0%
1999	91	90	411	291	1,1%	-29,1%
2000	47	47	492	277	0,0%	-43,8%
2001	84	86	404	330	-2,3%	-18,2%
2002	108	124	425	319	-12,9%	-25,0%
2003	89	86	426	311	3,5%	-27,0%
2004	84	87	311	290	-3,4%	-6,7%
2005	78	84	401	295	-7,1%	-26,5%
2006	99	107	364	333	-7,5%	-8,6%
2007	126	130	432	495	-3,1%	14,6%
2008	144	142	448	542	1,4%	20,9%
2009	140	139	475	541	0,7%	13,8%
2010	163	164	499	559	-0,6%	12,0%
2011	127	128	515	498	-1%	-3%

11. ábra Borsod-Abaúj-Zemplén megye adatai alapján a kosok létszámára vonatkozó eredmények BK/KT=bíralt trófea/teríték koslétszám és J/PRK= becslült kos/populáció rekonstrukció koslétszáma
 Figure 11. The results for number of rams based on the information of Borsod-Abaúj-Zemplén county
 BK/KT=scored trophies/ hunted male individuals and J/PRK=estimated ram numbers/population-reconstruction of male individuals



12. ábra Borsod-Abaúj-Zemplén megye kosra vonatkozó adatai
 Figure 12. The data for the number of rams (Borsod-Abaúj-Zemplén county)

Összefüggések következtetései

A populáció-rekonstrukció módszere abban az esetben használható egy állomány nagyságának utólagos meghatározására, ha rendelkezésre állnak az illető állományból elejtett (és elhullott) egyedek életkorára vonatkozó adatok (Csányi és Tóth 2000; Csányi 2002). Elengedhetetlen a minták, esetünkben a trófeák minél inkább hiánytalan rendelkezésre állása, mivel így, egy a valóságot tükröző képet kapunk. Utólag azt ellenőrizni nem lehet, hogy a trófeák nem kerültek megfelelő számban kézre, vagy pedig a teríték létszámok nem voltak pontosak.

A populáció-rekonstrukció során bebizonyosodott, hogy az adatsorok tartalmaztak kiugró értékeket, illetve egyértelműen eltérő szakaszokat is.

1. Az adatsorban 2002-ben található kiugró érték miatt az időintervallumot két részre kell osztani és külön-külön is vizsgálni kell ezeket.
2. A két időintervallum (1994-2002, 2003-2011) korrelációval történő vizsgálata során eltérő eredményeket kaptunk, mint amikor egyben vizsgáltuk a teljes időszakot. Ez azt jelzi, hogy egy-egy vizsgálatban nem elegendő a teljes adatsort értékelni, hanem a szabálytalanságokat is ki kell mutatni és ezek figyelembevételével két vagy több szakasz vizsgálata lehet szükséges.

A teljes adatsorok vizsgálata során a következőket tapasztaltuk:

1. A populáció rekonstrukció és teríték adatok között magas a korreláció Borsod-Abaúj-Zemplén megyében és az országos adatsort tekintve ($r=0.89$, $r=0.82$), Heves megyében pedig ezeknél alacsonyabb ($=0.66$).
2. Borsod-Abaúj-Zemplén megyében és az országos adatsor esetében a teríték koszlétszáma az évek során szinte megegyezik a bírált trófeák számával. Heves megye esetében a teríték koszlétszáma és a bíralt trófeák száma között lényegesen nagyobb eltérés található.
3. Heves megyében, ahol a teríték koszlétszáma és a bíralt trófeák száma között jelentős ($>15\%$) eltérés található, a populáció rekonstrukció és a teríték között is gyengébb a korreláció ($=0.662$).
4. A tavaszi jelentett állomány („becslés”) és a teríték közötti korrelációk Borsod-Abaúj-Zemplén megye és az országos adatok esetében gyengék ($=0.12$, $=0.22$).
5. Heves megye esetében ismét eltérő eredményeket kapunk, és a korreláció itt a legmagasabb, $=0.56$.

Az adatsorokat két időintervallumra osztva és vizsgálva a következőket tapasztaltuk:

1. Borsod-Abaúj-Zemplén megye és az országos adatok esetében a populáció-rekonstrukciók és terítékek közötti korrelációk az első időszakban magasabbak, $=0.92$ és $=0.86$, a második időrészben alacsonyabbak, $=0.56$, $=0.72$. A két igen szoros korreláció azt jelezheti, hogy a teríték lehet jó indexe a populáció nagyságának.
2. Az említett adatok esetében a populáció-rekonstrukció, valamint a becslés közötti korrelációk az első időszakban alacsonyabbak, $=(-0.08)$, $=0.34$, a másodikban magasabb $=0.77$, $=0.93$. Feltételezhető, hogy 2002-től olyan

változások történtek, ami miatt a vadgazdálkodási egység adatai erősebben korrelálnak a zsákmány mennyiségével. Ilyen változás lehetett a lelövés kvóták központi meghatározása.

3. Az említett adatsorokban a becslés és teríték közötti korrelációk az első időszakban gyengébbek = (-0.098), = (-0.145), majd a későbbi időszakban jelentősen erősebbek 0.806, 0.697.
4. Heves megyében kivétel nélkül az első időszakban alacsonyabbak a korrelációk, majd a második időszakra erősebbé válik.
 - Populáció rekonstrukció-teríték: =0.250, =0.909 (1994-2002, 2003-2011)
 - Populáció-rekonstrukció-becslés: = (-0.153), =0.772
 - Becslés-teríték: =0.370, =0.656

A Borsod-Abaúj-Zemplén megyei adatok az országos adatsorhoz közelebb állnak, hasonló mintát követnek a kapott korrelációk. Heves megye azonban eltér tőlük.

A felsoroltakat figyelembe véve az alábbiak mondhatók:

1. A populáció-rekonstrukció megfelelő alapot teremt egy adott állomány utólagos „felépítésére”, ezáltal a jelentett létszámok visszaellenőrzésére. A bemutatott eredményekből látszik, hogy a leggyengébb korrelációk a rekonstrukció és a jelentett létszámok között vannak. Így tehát nem meglepő, hogy a „becslések” keletkezésének módszere ismeretlen (Csányi 1987).
2. Erősebbek a korrelációk a teríték és a rekonstrukció számai között, ami azt jelezheti, hogy a vadgazdálkodók az állomány létszámát a teríték alapján (vadászati siker) jelentik, ezért a kettő között lehet/van pozitív kapcsolat (Csányi és Márton, 2016) Ezért lehet a teríték az állomány indexe, de az index és a tényleges állomány nagysága közötti kapcsolat szorosságát nem tudjuk ellenőrizni.
3. Az eredmények azt is jelzik, hogy a koreloszlás adatok (trófeabírálat) és a teríték számai közötti jelentősebb eltérés jelezheti azt, hogy az adatok hiányosak és ez a rekonstrukció eredményének használhatóságát gyengíti, sőt alá is áshatja. Ennek ellenére ez az adatok minőségének ellenőrzésére jó lehetőség, ami már az induláskor jelezheti a várható eredmény használhatóságát.
4. Az adatok utólagos ellenőrzése összességében arra alkalmas, hogy egy múltbeli adatsort értékeljünk. A jelenre vonatkozóan ez csak korlátozottan használható és ezért is szükség van arra, hogy a vadgazdálkodók a mai állományok felmérésére egységes és megbízható módszert használjanak. Megfelelő monitorozással és a kellő adatok birtokában megfelelően tudunk tervezni és a fajjal kapcsolatos populáció-dinamikai vizsgálatokra is lehetőség van.

A bemutatott eredmények rámutattak arra, hogy utólagos számításokkal tudjuk értékelni a rendelkezésre álló múltbeli adatok megbízhatóságát. A két megye és az országos adatok alapján végzett populáció-rekonstrukciók rávilágítottak a módszer korlátaira és gyengeségeire. A módszer megfelelhet arra, hogy a vadgazda múlt történéseiről és az adatok minőségéről valósabb képet kapjon. Ennek ismeretében választhatja meg azokat a módszereket, amivel muflonállományát már jobb minőségű adatok alapján kezelheti.

Irodalomjegyzék

- Caughley, G. 1977: Analysis of vertebrate populations. J. Wiley & Sons, Chichester/New York/Brisbane/Toronto. p. 226.
- Csányi S. 1987: Vadállományok dinamikája és hasznosítása. Jegyzet vadgazdálkodási szakmérnökök részére. GATE Állattani és Vadbiológiai Intézet, Gödöllő, p. 152.
- Csányi S. 2002: Populáció-rekonstrukció alkalmazása a muflonállomány létszámának meghatározására. Vadbiológia 9: 54–65.
- Csányi S. 2007: Vadbiológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 135.
- Csányi S., Márton M. 2016: A vaddisznó jelentett létszáma, mint a hasznosítás sikerességének indexe? Vadbiológia 18: 35–43
- Csányi S., Tóth P. 2000: Populáció-rekonstrukció alkalmazása a hazai gímszarvas állomány létszámának meghatározására. Vadbiológia 7: 27–37.
- Demeter A., Kovács Gy. (1991): Állatpopulációk nagyságának és sűrűségének becslése. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Faragó S. 2002: Vadászati állattan. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Faragó S. 2009: Vadász enciklopédia. Totem Plusz Kiadó, Budapest.
- Faragó S., Náhlik A. 1997: A vadállomány szabályozása. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Hoffmann, G. 1974. Méthodes de recensement des populations de cerf (*Cervus elephus*) et chevreuil (*Capreolus capreolus*). Bulletin de l'Office National de la Chasse (Spéc. No. 2.): 3–34.
- Kóhalmy T. 1994: Vadászati enciklopédia. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Majzinger I. 2007: A magyarországi őzállomány létszámának meghatározása populáció-rekonstrukcióval. Vadbiológia 13: 11–23.
- Mátrai G. 1980: A muflon és vadászata. Mezőgazdasági Könyvkiadó Vállalat, Budapest.
- Szemethy L., Bíró Zs. 2005: Emlősök anatómiája és élettana. Egyetemi jegyzet. Szent István Egyetem, Vadgazda Mérnök Szak, Vadbiológia és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő, p. 107. + Melléklet p. 20.
- Szemethy L., Bíró. Zs., Heltai M. 2005: Vadászati állattan és etológia. Emlősök. Egyetemi jegyzet. Szent István Egyetem, Vadgazda Mérnök Szak, Vadbiológia és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő, p. 103.
- Tóthné Lőkös K. 2006: Statisztika példákon keresztül. Egyetemi jegyzet. Szent István Egyetem, Vadgazda Mérnöki Szak, Vadvilág Megőrzési Intézet, Gödöllő. p. 120.
- Urr A., Mátrai K. 2000: A muflon élőhelyhasználata egy dombvidéki élőhelyen Magyarországon. Vadbiológia 7: 54–62.

ON THE USE OF POPULATION REKONSTRUCTION IN MOUFLON: OPPORTUNITIES AND WEAKNESSES

F. MAJOR, S. CSÁNYI

Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute for Wildlife Management and Nature Conservation, Department of Wildlife Biology and Management
2100 Gödöllő, Páter Károly u. 1.; e-mail: s.csanyi@vadbiologus.net; major.f.cs@gmail.com

Keywords: mouflon, population-reconstruction, Országos Vadgazdálkodási Adattár, population estimation

In this study, we analyzed the reliability of the reported mouflon population size in the spring, using data available for Borsod-Abaúj-Zemplén and Heves county and national recordings. We analyzed the period between 1994-2019 by applying population-reconstruction using trophy scoring data. After that, we compared the results of our population-reconstructions with the reported mouflon population sizes. The population-reconstruction method allows us to collect information about our researched population (sex ratio, age composition) years after the data collection. The most significant benefit of this method is that we use the number of age classes of scored trophies, which means that there is no need to rely on the data reported by wildlife managers exclusively. During the reconstruction of our population, we used the corresponding data throughout multiple years of calculations, which will result in less fluctuation regarding the outcome. This also results in a high expected correlation between the number of hunted individuals and the reconstructed population's size. After revealing some typical changes in the data/calculations, we divided the whole sets into two parts (1994-2002, 2003-2011). This decision relied on the fact that every single one of the studied territorial units deviated from the expectations in 2002. In summary, we can say that Borsod-Abaúj-Zemplén county and the national reports reveal similar values. Meanwhile, Heves county's differs from the previous territories meaning that the number of hunted male individuals and scored trophies were too different. It is a clear indication that the data set did not include all trophies.

A KARANCS-VÖLGY FELHAGYOTT SZŐLŐINEK TÁJHASZNÁLAT-TÖRTÉNETE ÉS NÖVÉNYZETE

MALATINSZKY Ákos, NOVÁK Eszter

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Természetvédelmi és Tájgazdálkodási Tanszék
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: malatinszky.akos@uni-mate.hu

Kulcsszavak: élőhely, szőlőhegy, természetesség, történeti térkép, védett növény

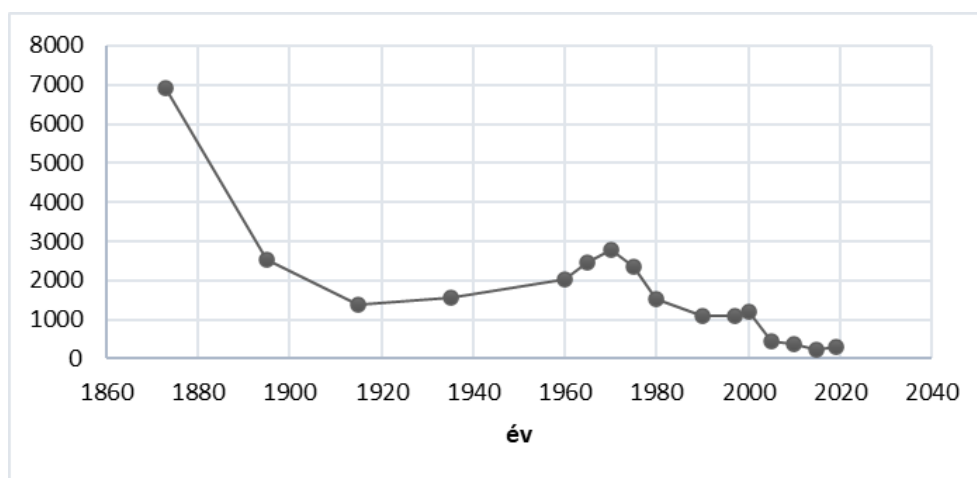
Összefoglalás: A felhagyott szőlők botanikai értékeire, és ezek megjelenésének, élőhelyi viszonyainak tájhasználat-történeti összefüggéseire a közelmúltban több kutatás is ráirányította a figyelmet. Nógrád megye legészakibb részén, a délibb területekkel ellentétben, még nem készült ilyen felmérés. Célunk Karancsberény és Karancslapujtó egykori szőlőinek felkutatása, tájhasználat-történetük áttekintése, a védett és ritka növényfajok feltérképezése, a szőlők helyén átalakulóban lévő élőhelyek állapotának felmérése volt. A két település összesen 8 felhagyott szőlőterületét 2019–2020. vegetációs időszakában havi rendszerességgel bejártuk, feljegyezve az edényes növényfajokat, a védett fajok egyedszámát, emellett térképi, statisztikai és irodalmi források, valamint személyes adatközlők segítségével feltártuk a tájhasználat-történet fő motívumait. A felhagyás óta végbement szukcessziós folyamatok napjainkra természetvédelmi szempontból kedvező fajkészletű élőhelyeket eredményeztek. Az edényes növényfajok Simon-féle természetvédelmi érték kategóriái alapján a természetes viszonyokra utaló fajok aránya egy kivétellel minden területen meghaladja a degradációra utalókat. Néhány tövet leszámítva nem találtunk aggodalomra okot adó mennyiségben özönfajokat. Kiemelendő hét védett (*Adonis vernalis*, *Centaurea sadleriana*, *Dianthus deltoides*, *Linum hirsutum*, *L. tenuifolium*, *Ornithogalum brevistylum*, *Scabiosa canescens*) és további két ritka (*Chamaecytisus virescens*, *Thymelaea passerina*) növényfaj előfordulása. A területek jelenlegi kezelése (legeltetés, egy helyen kaszálás) segíti értékeik megőrzését, azonban több parcella kezelés hiányában erősen cserjésedik, ami a ritka fajok eltűnéséhez vezethet.

Bevezetés

Évszázados távlatokban Nógrád megyében nem volt akkora jelentősége a szőlőtermesztésnek, mint a nagy történelmi borvidékeinken, de a táj képéhez itt is hozzátartoztak a szőlővel beültetett domboldalak. A tatár és török dúlás idején sok szőlőt felhagytak és ezek a területek 150 év alatt teljesen beerdősültek. A 18. században jelentősen megnőtt a szántóföldi gazdálkodás és ekkor a szőlő-, dohány- és gyümölcsstermesztés is új erőre kapott. Penc, Kozárd és Szanda környékét is jó bortermő körzetként tartották számon. A filoxéra pusztítását jól szemlélteti, hogy míg 1888-ban 12802 kataszteri hold területen műveltek szőlőt, 1899-re ez 132 kat. holdra esett vissza. Azt a folyamatot, hogy miként változott át egy határozottan mezőgazdasági jellegű vidék ipari vidékké, legjobban talán Nógrád megyében lehet megfigyelni. Az 1950-es évek megpecsételték a mezőgazdaság és azon belül a szőlőtermelés sorsát: az addig gazdálkodó parasztemberek kényszerűségből az iparban helyezkedtek el. Az 1950-es és 1960-as években végrehajtott szőlőrekonstrukciók növelték ugyan a szőlőterületeket, de ezek már nagyüzemi

fajtasorok voltak, amelyeket nem hagyományosan műveltek, hanem a gépeké lett a főszerep, ami miatt a meredek oldalak művelését felhagyták (Mravcsik et al. 2009).

Nógrád megye szőlőművelésű területeinek változásait az 1. ábra szemlélteti 1873-tól napjainkig. A grafikon első adata még a filoxéravész előtti év, majd jól látható a zuhanás: csak 1915. után kezd magához térni az ágazat. Nagyon lassan újratelepítik a szőlőket, de a 19. század végi termőterületeket már meg sem tudják közelíteni. A lassú emelkedést az 1970-es évektől újra csökkenés követi. Napjainkban (2019-ben) Nógrád megyében 305 ha a művelt szőlők által lefedett terület, mely 4,4%-a az 1873-ban termő szőlővidéknek; a megye mezőgazdaságilag hasznosított területének kevesebb, mint fél százalékán folyik szőlőtermesztés.



1. ábra Nógrád megye szőlőterületeinek változása 1873-tól. Forrás: Mravcsik et al. 2009 és <http2>

Figure 1. The area of vineyards in Nógrád County, Hungary since 1873.

Sources: Mravcsik et al. 2009, <http2>

Ahogy egyre inkább gazdaságtalanná vált e nagy élőmunka erőt kívánó ágazat, a szőlőket fokozatosan felhagyták (vagy a filoxéra vész után nem telepítették újra), ami másodlagos, napjainkra természetközeli állapotú gyepi élőhelyek kialakulásához, majd néhol cserjésedéshez vezetett. Az egykori szőlőparcellák egy részén ma már újra cseres-tölgyes erdőt találunk, vagy fenyővel telepítették be, de akadnak jószámmal olyan területek is, ahol a parlagosodás folyamata zajlik. Természetvédelmi szempontból érdekesek lehetnek a természet ezen új területfoglalásai, hiszen a bolygatástól távol eső, magukra hagyott szőlők helyén értékes növénytaxonok bukkanhatnak fel. A szukcessziós folyamatok eredményeként természetközeli állapotú élőhelyek alakulhatnak ki. E potenciálisan értékes területek felkutatása, állapotfelmérése fontos, hiszen természetvédelmi jelentőségük függvényében tervezhető jövőbeni sorsuk: védelmük, hasznosításuk, kezelésük.

Nógrád megye északi részén, a Karancs hegy lábánál, Karancslapujtó és Karancsberény egykori nagy kiterjedésű erdőinek helyén évszázadokkal ezelőtt mezőgazdasági kultúrákat telepítettek. A szántóföldi művelésre meredeksége okán nem alkalmas domboldalak egy része leginkább a szőlőtermesztés igényeinek felelt meg. Az idősebb, most 80 év körüli generáció tagjai emlékeznek még bizonyos sokat

emlegetett szőlőkre a két falu határában, sőt némelyikük egészen pontos behatárolásokat tudott adni ezek helyét illetően. Mivel a botanikai változások a táj- és tájhasználat-történeti változásokkal szoros kapcsolatban vannak, célunk az volt, hogy feltárjuk: hol műveltek szőlőt az elérhető források alapján bármikor az elmúlt két és fél évszázad során a két falu határában, mik a felhagyás fő okai, milyen ritka növényfajok találtak életteret az egykori parcellákon, és milyen tényezők veszélyeztetik helyzetüket jelenleg és a közeljövőben.

Anyag és módszer

Természetföldrajzi adottságok

A Karancs hegy a maga 729 méteres tengerszint feletti magasságával méltán érdemelte ki a Palóc Olümposz nevet, hiszen a környező völgyekkel szabdaltságból markánsan emelkedik ki. A hegy földtörténeti kialakulása szerint a Cserháthoz tartozik, noha a Medves vidékkel együtt emlegetik (lásd pl. Karancs–Medves Tájvédelmi Körzet). A lábának keleti lefutása alatt kanyargó Tarján-patak völgye határvonalat képez, elválasztva egymástól a Karancsot és a tőle eltérő földtani múltú Medvest. A vizsgált terület az új tájbeosztás szerint az Északi-középhegység középtáj Cserhát-vidék kistájcsoportjának Karancs-vidék kistája (Csorba et al. 2018), amely két nagyobb területi egységből áll: a keleti oldalán É–D-i vonulatú vulkáni tömbből, mely maga a Karancs hegy, valamint a tőle ÉNY-ra fekvő, három folyóvíz (Dobroda-patak, Ipoly, Fülek-patak) közötti közepes magasságú dombvidék hazánk területére eső részeiből. Tengerszint feletti magassága 184–729 méter, az átlagos relatív relief 140 m/km². A dombvidék erősen denudálódott, átlagmagassága 300 m, É–D-i vonulatú völgyközi háta alkotják, lejtése D-i, DNY-i, nagymértékben jellemző az erózióveszély.

A Karancs középső-miocénbeli andezit lakkolitja a tőle nyugatra, a tárgyalt területen a felszínen lévő, felső-oligocén homokkőre, márgára települt, illetve ezek közé ékelődött. Éghajlata mérsékelten száraz és mérsékelten hűvös: a napfényes órák száma 1860 körüli évente, az évi középhőmérséklet 8,8–9 °C (a Karancs tetőn 8 °C alatt marad). Az éves csapadékmennyiség 600–630 mm, melyből 350–380 mm a vegetációs időszakban hull. A környezetéhez viszonyítva jó vízellátású terület a Dobroda felső vízgyűjtő területéhez tartozik. A patakon a vízhozam nagy ingadozást mutat a hegység csapadékkiváltó szerepe és a kevésbé áteresztő, lejtős felszín hatására. A térség uralkodó talajtípusa az agyagbemosódásos barna erdőtalaj és annak erodált változatai. Agyagos vályog fizikai féleségű, mely nem kedvez a vízgazdálkodásának. A vidéken gyakran feltűnő, gyeppel nélküli, borókás kopárok a slír alapkőzet földes kopár talajának jellegzetes foltjai. A dombvidék alacsonyabban fekvő felszínein barnaföldeket találunk (Dövényi 2010).

A Karancs-vidék legkiterjedtebb erdőtársulása a cseres-tölgyes. Északi kitettségű részekén és a völgyekben gyertyános-tölgyeseket és szubmontán bükkösöket találunk, savanyú talajokon mészkérülő bükkösökkel és tölgyesekkel. A mozgó kőfolyásokon törmeléklető-erdők, míg a vízfolyások mentén égerligetek alakultak ki. Az elmúlt időszak intenzív antropológiai behatásai a kőbányászat mellett a legeltetés,

makkoltatás voltak. Gyakoriak a másodlagos homoki gyepek és a másodlagos borókás legelők is. Tájidegen fajokból telepített erdők is jelen vannak (Vojtkó 2010). Növényföldrajzilag a Pannóniai flóratartomány (*Pannonicum*) Északi-középhegység flóraidékének (*Matricum*) Nógrádi flórajárásához (*Neogradense*) tartozik.

Vizsgálati módszerek

Vizsgálatainkat Karancsberény és Karancslapujtó települések közigazgatási határában végeztük. A tájtörténeti kutatás alappilléreit jelentették a levéltárból, könyvtárból, statisztikai hivataltól, nemzeti park igazgatóságától (illetve tájegységtől), önkormányzatoktól, internetről beszerezhető anyagok, köztük térképek (katonai felmérések, kataszteri, topográfiai), műholdfelvételek, adatösszeírások, monográfiák, korabeli jelentések, statisztikai adatok. Nagy segítségünkre voltak a helyi lakosok, azok az idősödő falubeliek, akik visszaemlékezésükkel segítettek megtalálni a falvak határában egykor meghúzódó szőlőhegyeket, kiegészítve és pontosítva a történeti térképeket. Történeteik, leírásaik nyomán a területet bejárva szinte megelevenedtek az egykori birtokok. E források szintetizálásával jelöltük ki Karancsberény és Karancslapujtó közigazgatási határának egykori szőlőit, amelyeken ezt követően részletes vizsgálatokat kezdtünk meg. A vizsgált területek egyike sem áll természetvédelmi oltalom alatt. A felméréshez mintát biztosítottak Dedák és Sulyán (2013), illetve Malatinszky és Mravcsik (2013) publikációi: ők szintén Nógrád felhagyott szőlőit kutatták, a megye más-más részein. Mintaként szolgált továbbá Számel (2022) dolgozata.

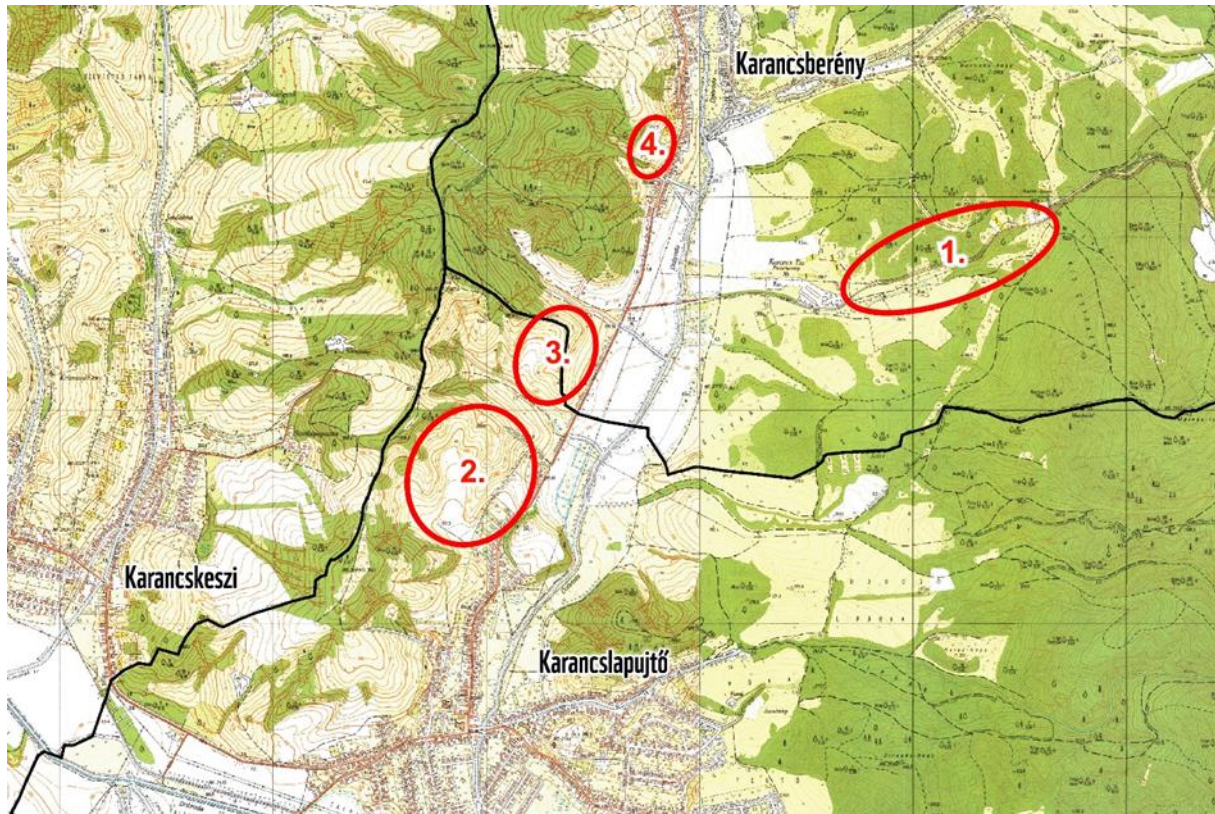
A terepi vizsgálatokat 2019 augusztusától 2020 augusztusáig rendszeresen végeztük, a kiválasztott területeket havi szinten bejárva a vegetációs időszakban. A térképek és a helybeli lakosok elmondása alapján meghatározott egykori szőlőterületeket négy fő egységre különítettük el, és ezeken belül a domb/hegy/orom nevét használtuk az egyes területek azonosítására (1. táblázat, 2. ábra). A terepi adatrögzítést GPS jeleket biztosító telefon biztosította. A növényfajok megnevezésekor Király (2009) munkáját követjük. A florisztikai adatokat a fellelt ritka, illetve védett növényfajok esetében összevetettük Magyarország Flóratérképezési Adatbázisának (Bartha et al. 2015) online verziójával (<http1>). A vizsgálati terület a Közép-európai Flóratérképezési Rácsháló 7884.1 és 7884.2 hálózemeiben helyezkedik el.

1. táblázat A vizsgált mintaterületek

Table 1. The study areas

Sorszám a 2. ábrán	Település	Dűlőnév	Terület (ha)	KEF kvadrát száma
1.	Karancsberény	Ördög-orom és Kerek-domb (5 alrészlet)	9,36	7884.2
2.	Karancslapujtó	Öreg-hegy	21,1	7884.1
3.	Karancslapujtó	Nyíresberek-puszta (Kalasza)	7,53	7884.1
4.	Karancsberény	belterület, zártkert	1,62	7884.1

A fajlisták révén a Simon-féle természetvédelmi érték kategóriák alapján értékeltük a vizsgált területeket. A természetes/természetközeli állapotra jellemző, és a degradált körülményeket indikáló fajok aránya jól jellemzi az adott hely természetességi állapotát, ezért a cikkünkben összevontan ábrázoljuk a természetességet, illetve a degradációt jelző csoportokat (Simon 2000). Nem végeztünk cönológiai felvételezést, az értékelést a fajok prezenciája alapján készítettük. Az élőhelytípusok meghatározását és állapotuk Németh–Seregélyes-féle természetesség szerinti jellemzését Bölöni és munkatársai (2011) alapján végeztük.



2. ábra A vizsgált területek elhelyezkedése. Forrás: M.N.Térk.Int.,1969

Figure 2. The study areas around Karancsberény and Karancslapujtó villages, Hungary.

Source: National Map Institute, 1969

A mintaterületek rövid bemutatása

1. Karancsberény, Ördög-orom és Kerek-domb: A Karancslapujtót Karancsberénnel összekötő műútról leágazó, az egykori kőbányához vezető mellékút a tsz-időkbeli Pacsirta-major tehenészete mellett halad el. Ennek szomszédságában kezdődik az általunk lehatárolt egykori szőlőhegy délnyugati sarka, az Ördög-orom, és az úttal párhuzamosan fut kb. 1 km hosszan. A merdek oldal végig déli fekvésű, kitettsége kedvező volt a szőlőnek, de meredeksége miatt nehezen volt művelhető. A dombtetőt a szőlők felhagyása után a helyi termelősövetkezet fenyővel telepítette be. Öt folt volt érdemes alapos vizsgálatra, mert ezeken maradtak fenn fátlan részek a jelenleg is zajló cserjésedés ellenére, lehetőséget adva másodlagosan kialakult, gyepes élőhelyek megfigyelésére.

2. Karancslapujtó, Öreg-hegy: Karancslapujtó északi részének házai felett magasodó, egy völgyet U-alakban övező vonulat.

3. Karancslapujtó, Nyíresberek-puszta (Kalasza): A Karancslapujtót Karancsberénnyel összekötő út mellett, az úttal párhuzamosan, nagyjából D–É irányban húzódó terület, lejtése NY-K-i.

4. Karancsberény, zártkert: A többi területtől kissé távolabb, Karancsberény belterületére eső folt.

Eredmények és értékelésük

Az egykori szőlőhegyek a Karancs környékén jellemzően szórtan helyezkedtek el, hiszen a táj nagyfokú tagoltsága a szőlőtelepítés lehetőségeit nagyban korlátozta. Már a legkorábbi irodalmak is hangsúlyozzák, hogy a környéken nincsenek ideális területek szőlő telepítésére. Az egyéb mezőgazdasági művelésre alkalmatlan, meredek, déli, délnyugati fekvésű domboldalok egy részét ugyan beültették tőkékkel, de a Karancs hegységéből lezúduló, olykor áradásszerű vizek jórészt elmosták a talaj termőrétegét. A 18–19. századi összeírások alapján tudjuk, hogy a környék rétjei és legelői voltak leginkább hasznosíthatók a mezőgazdaság számára, s ez a mai napig így van. A termelőségvetkezeti időkben ugyan megművelték az arra alkalmas adottságú területeket, a domboldalokon ribizli ültetvényekkel próbálkoztak, és nem maradhatott ki a szőlők újratelepítése sem néhány egykori birtokrészen, de ezeket rövid időn belül (legkésőbb a tsz-ek felszámolásával) újra felhagyták.

A két falura vonatkozó legkorábbi adat 1715-ből való, mely alapján egyik településnek sem voltak nyilvántartott szőlői (Schneider 1973). A 18. század végén Lapujtón a helyzet nem változott a század első évtizedeihez képest, Berényben azonban már voltak utalások bortermelésre: „Berényinek évente 1–2 alkalommal bort visznek Karancsberényből a Nyitra megyei Bodokba” (Schneider 1971). 1828-ban Berényben már nem említenek szőlőt, Lapujtónek viszont 6,2 pozsonyi mérő (nagyjából 1,3 ha) szőlője volt (Shvoy 2006). Az 1874–75-ös évek adatait tekintve Berénynek 87 hold (50 ha), Lapujtónek 104 hold (60 ha) szőlőjét művelték (Kiss et al. 2007).

Az Első Katonai Felmérés térképein még nem jeleznek szőlőket a vizsgált két településen. A legkorábbi térképi adatokat az ebben a szelvényben (XXXV/44) 1854-ben készült Második Katonai Felmérés szolgáltatja: az 1. és a 2. sz. mintaterületünkön szőlőt jeleznek, és az 1867-es kataszteri térképeken is részletesen megmutatkoznak a szőlőparcellák, majd az itt 1882–1883-ban készült Harmadik Katonai Felmérésen is. A 3. sz. mintaterületen később indult meg a szőlőtermesztés; az 1941-es Katonai Felmérés szerint már szőlőművelés folyt itt, és az 1969-es topográfiai térkép is ugyanezt mutatja. A helyiek elmondása alapján ez volt a jellemző állapot az 1980-as évek végéig.

Tájtörténeti kutatásaink során a 4. sz. területről nem találtunk régebbi szőlős múlt utaló információkat. Ez a terület Karancsberény belterületén helyezkedik el, a fő utca néhány házának végében, azok kertjére merőlegesen fut (2. ábra). Jelenleg is telek, kert. Ide a termelőségvetkezeti időkben került szőlő, amit a felszámolással együtt fel is

hagytak. Ez a magyarázata annak, miért nem szerepel szőlőként a korai térképeken.

Összességében elmondható, hogy a kijelölt helyek nagy területeit elfoglaló szőlők a filoxéra-járvány után már csak részben tudtak újraéledni. A leírások és a térképek is arról tanúskodnak, hogy a 20. század elejétől csak kisebb parcellákra került vissza a szőlő. Jelenleg nincs szőlőparcella egyik falu határában sem, csak a kiskertekben találunk kisebb-nagyobb lugasokat.

1. számú terület: Karancsberény, Ördög-orum és Kerek-domb

Kerek-domb I.

Ez a fátlan rész az egész egység lakott területektől legtávolabbi szelvénye. A valamikori szőlősbirtokra utaló látványos jelek, így a csőszkunyhó maradványai az északi oldalon még jelen vannak csakúgy, mint a teljes 1. sz. terület északi hegygerincén. Bár ott csak a földbe vájt mélyedések jelzik az egykori kunyhók helyét, itt még áll a rozoga, korhadásnak indult faszerkezet. Az út melletti akácok lombjaiba felkapaszkodtak a megmaradt szőlők elvadult indái. A fátlan folt tulajdonosa egy karancsberényi gazdálkodó, aki rendszeresen kaszálja. 2020. április elején 50 tő tavaszi hérics (*Adonis vernalis*) jegyeztünk fel. A fajnak ebből a KEF kvadrátból nincs adata, legközelebb a 7884.4 kvadrátból ismert (http1). Dornyai viszont a Karancs Cebra völgyének torkánál jelzi nagy számban (Csiky 2004).

A területen nagyobb a természetességre utaló fajok aránya, mint a degradációt jelzőké. Ennek ellenére a Németh–Seregélyes-féle természetességi skálán a 3-as kategóriába sorolható (Bölöni et al. 2011), közepesen regenerálódott állapotú, jellegtelen száraz/félszáraz gyep (ÁNÉR2011: OC). Veszélyeztető tényező az északi irányból egyre dél felé húzódó fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) és a közönséges fagyal (*Ligustrum vulgare*), amelynek déli határa a tavaszi hérics (*Adonis vernalis*) állományától mindössze néhány méterre húzódik. Az élőhely állapotmegóvása érdekében javasolt a kaszálás rendszerességének ritkítása, az északi vonal cserjéinek, akácainak visszaszorítása.

Kerek-domb II.

Fajkészlete az előző foltéhoz hasonló, de nincs kaszálva, legeltetve, emiatt cserjésedésnek indult, minden irányból (az utat kivéve) a sűrűbb cserjés, akácossal záródik. A fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) mellett veszélyeztető tényező a közönséges fagyal (*Ligustrum vulgare*), a gyepűrózsa (*Rosa canina*) és gyorsan terjed az egybibés galagonya (*Crataegus monogina*) is. A tavaszi hérics (*Adonis vernalis*) 10 tőnyi állománya mellett 15 tő árlevelű lent (*Linum tenuifolium*) is feljegyeztünk. Ez utóbbi fajt ugyan nem erről a területről, de a 7884.2 KEF kvadrát más pontjáról közölték Csiky és munkatársai (1999).

A fajok természetességi mutatóját tekintve a kísérőfajok kiemelkedő száma jellemzi, a zavarástűrők aránya fele a kísérőfajokénak. A természetességre utaló fajok aránya nagyobb, mint a degradációt jelzőké. Köves talajú lejtősztyep (ÁNÉR2011: H3a) élőhely, 3-as természetességi kategóriájú. Javasolt a rendszeres cserjeirtás és a behúzódó akácok (*Robinia pseudoacacia*) visszaszorítása a szakszerű tisztító kaszálás

mellett a védett taxonok fennmaradása és a gyep állapotromlásának megakadályozása érdekében.

Kerek-domb III.

Az előzőhöz hasonló kitettségű, nagyságú és adottságú folt, attól légvonalban kb. 200 méterre. Erdősödésének kezdetét jelzi egy csertölgy (*Quercus cerris*) csemete és egy fiatal vadvadkörte (*Pyrus pyraeaster*), emellett a kökény (*Prunus spinosa*) és a közönséges fagyal (*Ligustrum vulgare*) térhódítása is megfigyelhető. Aggasztó az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*) jelenléte is. A 2020. tavaszi bejárásán 15 tő tavaszi héricset (*Adonis vernalis*) jegyeztünk fel.

A 4. sz. karancsberényi zártkerti vizsgált terület mellett itt a leginkább kiegyenlített a természetvédelmi érték szerinti besorolás alapján a természetességre, illetve a degradációra utaló fajok aránya. Köves talajú lejtőszyep (ÁNÉR2011: H3a), 3-as természetességi értékű, közepesen regenerálódott állapotú. A terület természetességi mutatóit javítandó beavatkozások első feladata az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*), a fagyal (*Ligustrum vulgare*) és a kökény (*Prunus spinosa*) visszaszorítása, a felnyílt erdőrésszel természetvédelmi célú kaszálása.

Kerek-domb IV.

Az 1. számú terület legnagyobb, kezeléstől mentes része, mely jelenleg még hosszan benyúlik észak–déli irányban a fenyvesbe. Déli, enyhébb lejtésű részét egy jóval meredekebb, a környező fenyves vonulatát követő, nehezen járható északi rész váltja fel. Az előforduló edényes növényfajok nagyobb része természetközeli állapotra utal. Az előző területekhez hasonlóan ez is köves talajú lejtőszyep (ÁNÉR2011: H3a) és a 3-as természetességi kategóriába sorolható. A fás szárúak és a kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*) visszaszorítása szükséges az árlevelű len (*Linum tenuifolium*) 9 tövének megóvása érdekében.

Ördög-orum

Az egykori szőlőhegy nyugati orra. A többi területhez képest és a kiterjedését tekintve is nagy a növénytaxonok száma. Jelentős tőszámmal képviselteti magát a pusztai csenkesz (*Festuca rupicola*), mezei zsálya (*Salvia pratensis*), ligeti zsálya (*S. nemorosa*), olasz harangvirág (*Campanula bononiensis*), kunkorgó árvalányhaj (*Stipa capillata*), sarlós gamandor (*Teucrium chamaedrys*), szurokfű (*Origanum vulgare*), töviskés imola (*Centaurea spinulosa*), közönséges spárga (*Asparagus officinalis*), zászlós csüdfű (*Astragalus onobrychis*). Cserjék közül kökény (*Prunus spinosa*), közönséges fagyal (*Ligustrum vulgare*) és közönséges boróka (*Juniperus communis*) igyekszik területet hódítani. A fatermetűeket néhány fiatal vadvadkörte (*Pyrus pyraeaster*) képviseli. Árlevelű len (*Linum tenuifolium*) 86 töves és borzas len (*L. hirsutum*) 16 töves állományát találtuk. Az *Astragalus onobrychis*-t (miként a *Linum tenuifolium*-ot is, mint korábban említettük) Csiky és munkatársai (1999) jelzik ugyanezen KEF kvadrát más pontjáról, míg a *Linum hirsutum*-ot az országos flóratérképezési program során gyűjtött adatként közölte (http1). A *Thymalaea passerina* esetében azonban nem volt korábbi adat ebből a

kvadrátból; legközelebb Malatinszky és munkatársai (2014) közölték Etes mellől (7884.3).

Bár a foltokban jelen lévő, néhol már sűrűbben záródó cserjést látva aggasztónak tűnik az élőhely sorsa, ez a folt tudott leginkább regenerálódni a szőlők felhagyását követően. A természetes állapotokra utaló fajok aránya több mint kétszerese a degradációra utalókének. Köves talajú lejtősztyep (ÁNÉR2011: H3a), természetessége 4-es. Fenntartása, állapotának egyensúlyban tartása a korábbiakban leírt módokon lehet eredményes.

2. számú terület: Karancslapujtó, Öreg-hegy

A korábbi szőlőhegy jelentős területét foglalja el mára akácos, az akác (*Robinia pseudoacacia*) egyedei már megtalálhatók a kijelölt folt délkeleti határvonalán belül csakúgy, mint a selyemkóró (*Asclepias syriaca*), a kanadai aranyvessző és a parlagfű. A dombok gerince D–É és D–ÉNY irányú, a középen kihagyott, nagyjából téglalap alakú völgy a térképek tanúsága szerint sosem volt szőlős. Jelenleg villanykarámmal elkerített szarvasmarha-legelő, a völgyben lucernással. A természeteshez közeli állapot részben a rendszeres legeltetésnek, másrészt a viszonylag korai felhagyásnak köszönhető: a térképi és egyéb információk alapján komolyabb kiterjedésű szőlős csak a filoxéra járványt megelőző időkben, a 19. század végéig volt itt, ezt követően csak 1-2 kis parcellán. Noha Bocsárlapujtónek (a korábbi Karancslapujtónek) az egyetlen, hagyományos értelemben vett szőlője ez az egy terület volt, az 1900-as évek eleji visszatelepítésekkel már csak részben került ide szőlő. Visszaigazolja a természetes folyamatok térnyerését az is, hogy a degradációra utaló fajok aránya az összes vizsgált terület közül itt a legalacsonyabb.

Unikális érték a szürkés ördög szem (*Scabiosa canescens*), aminek mintegy 850 töves állományát találtuk egy a térképek tanúsága szerint korábban sem legeltetett vagy kaszált részen. A szürkés ördög szem nem volt ismert korábban sem ebből a kvadrátból, sem a környezőkből. Legközelebbi adata a 7984.1-ből van, Sóshartyán mellől (Csiky et al. 1999) valamint Bárna, Mátraszele területéről (Csiky 2004). A zöldellő törpezanótnak (*Chamaecytisus virescens*) eddig nem volt adata a Karancs, a Medves, az Északi- és a Központi-Cserhát területén; legközelebb a Cserhát legdélibb pontjáról (Bér, 8183.1, Schmotzer A. ined. [http1](http://)), az Ózdi-dombvidékről (Domaháza, 7886.1, Beránek 2008) és Fülekről (Csiky 2004) ismert. A *Thymelaea passerina* szintén új erre a kvadrátra.

A felhagyás utáni, kedvezőnek tartott változásokra utaló taxonok aránya háromszoros a gyomokkal és zavarástűrő fajokkal szemben. Élőhelyi besorolás tekintetében ez a terület sem tér el az előzőktől: a köves talajú lejtősztyepek (ÁNÉR2011: H3a) 4-es természetességű jellemzőit mutatja. Az élőhely mostanáig tartó szukcessziója kedvező folyamatokról árulkodik, de fontos feladat megfékezni az említett özönnövények térhódítását. A legeltetés, kaszálás nem élőhelyvédelmi célból folyik, de mindenképpen jó irány a természetesség felé igyekvő élőhelyet tekintve. A lucernás É–ÉNY-i határán emelkedő meredekebb domb túllegeltetettnek bizonyult, állapota igen leromlott a taposás miatt, de a többi részen megfelel a természetvédelem szempontjainak a legeltetéssel való fenntartás.

3. számú terület: Karancslapujtó, Nyíresberek-puszta (Kalasza)

Szőlőst itt először az 1941-es Katonai Felmérés jelez, majd az 1969-es topográfiai térképen is megtalálhatók a parcellák. A falubeliek emlékei szerint az 1960–1985. közötti években foglalkoztak itt szőlővel. A domboldal északi végén sűrűbben, máshol elszórtan maradtak meg szőlőtövek. A domb alsó felét szántják, 2020-ban lucernát telepítettek (itt korábban sem volt szőlő). Az egykor szőlős részeken ma szarvasmarhával legeltetnek, illetve kaszálnak.

Állományalkotóként a lappangó sás (*Carex humilis*) viszonylag nagy állománya, pusztai csenkesz (*Festuca rupicola*) és a tollas szálkaperje (*Brachypodium pinnatum*) érdemel említést. Sajnos megjelent a domboldalon a selyemkóró (*Asclepias syriaca*), melynek visszaszorítása még könnyen jó eredményt hozna, hiszen csak néhány tő van belőle. Védett növényfajok közül 8 tő árlevelű lent (*Linum tenuifolium*) jegyeztünk fel.

Az árlevelű lennek (mint fentebb említettük) volt már adata ebből a kvadrátból. A szintén megtalált zászlós csüdfű (*Astragalus onobrychis*) erre a kvadrátra új, csak a szomszédos (7884.2) kvadrátból közölték Csiky és munkatársai (1999), a már említett *Chamaecytisus virescens* és *Thymelaea passerina* szintén. A rekenyő (*Rapistrum perenne*) is új erre a flóratérképezési hálószeremre, legközelebb a 7884.3-ból ismert ([http1](http://)).

A vizsgált területeket alapul véve fajszáma magas, azonban ezen belül kiugróan magas a gyomnövények és a zavarástűrők aránya, míg alacsony az állományalkotóké és a kísérőfajoké. A körülbelül 30–35 éve felhagyott szőlők helyén ma a szukcessziós folyamatok azon fázisa zajlik, melyben a degradációt jelző taxonok túlsúlyban. 3-as természetességű, köves talajú lejtősztyep (ÁNÉR2011: H3a). Kezelése a már elért állapot fenntartásán túl az élőhelyet alkotó természetes növényzet erősítése a gyomok, inváziós fajok, zavarástűrők rovására. Cserjésedéstől egyelőre nem kell tartani, a vaddisznók általi zavarás viszont problémát jelent.

4. számú terület: Karancsberény, zártkert

Jellegre, fajkészletre is a többi mintaterülettől eltérő vonásokat mutat. Jelenlegi tulajdonosa közel 20 éve gondozza: juh- és szarvasmarha-legelőként, kaszálóként hasznosítja, noha korábban építési telekként vásárolta. Szőlős múltja korántsem nyúl vissza olyan régre, mint a többi vizsgált területé. Ez a szőlőparcella tulajdonképpen szőlőskert jellegű, elhelyezkedését és nagyságát tekintve is. Mivel a rendelkezésre álló katonai térképek nem utaltak szőlő jelenlétére az akkori időkben, az ilyen irányú hasznosítása csak a 20. század közepére datálható.

Botanikai felméréseink alapján is ez látszik igazolódni: a természetességi mutatókat elemezve ennek az élőhelyfoltnak még nem állt rendelkezésére elegendő idő, hogy regenerálódjon a kapálásos művelés után. Mindezek mellett 3 védett fajt találtunk: budai imola (*Centaurea sadleriana*) 3 tő, réti szegfű (*Dianthus deltoides*) 58 tő és nyúlánk sárma (*Ornithogalum brevistylum*) 87 tő. Állományalkotó a sudár rozsok (*Bromus erectus*) és a pusztai csenkesz (*Festuca rupicola*). Az *Ornithogalum brevistylum* (*O. pyramidale* szinonim néven is rákeresve) eddig nem volt ismert ebből a kvadrátból. Legközelebb a 7884.3-ból van publikált adata (Malatinszky et al. 2014). A *Centaurea*

sadleriana sem volt ismert ebből a kvadrátból, legközelebbi adata a 7883.4-ből van (Harmos K., országos flóratérképezési program – [http1](#)). A *Dianthus deltoides* ismert (Csiky J., országos flóratérképezési program – [http1](#)).

Az egykori szőlők friss hajtásai több helyen megtalálhatók. A terület gyakrabban legeltetett/kaszált déli fele vizsgálataink idején még lassabban nyeri vissza természeteshoz közeli állapotát, mint az elkerített részen túli, északi dombtető szinte érintetlennek tűnő gyepjei. Természetességet és zavarást jelző fajai jelenleg egyforma arányban vannak jelen. A két részt összességében tekintve 3-as természetességű, típusa kevert, a köves talajú lejtősztyepek (ÁNÉR2011: H3a) és a veres csenkeszes rétek (ÁNÉR2011: E2) elemei jellemzik. Kezelését, fenntartását a továbbiakban is a megszokott módon érdemes folytatni. Az elkerített részen ugyan nincs cserje, de az északi felén a kökény (*Prunus spinosa*) visszaszorítására figyelmet kell fordítani, ugyanis ennek környékbeli, erőteljes térhódítása rövid időn belül teljesen elnyomhatja a nyúlánk sármában (*Ornithogalum brevistylum*), réti szegfűben (*Dianthus deltoides*) bővelkedő élőhelyfoltot.

Következtetések és javaslatok

Nógrád megyén belül a Karancs hegy környéke napjainkban már nem számít szőlőtermelő vidéknek, ahogyan ezt a statisztikai jelentések is igazolják. A nógrádi felhagyott szőlőkről készült korábbi publikációkban (Dedák és Sulyán 2013, Malatinszky és Mravcsik 2013) olyan települések határában végzett felmérések szerepelnek, melyek nevéhez egykor szorosan kapcsolódott a szőlőművelés. Adatgyűjtésünk során meglepetten tapasztaltuk, hogy ezen ágazat pl. Pásztó környékén a mai napig hoz bortermelési adatokat. A megye délibb részein tevékenyen működik a hegyközség intézményrendszere, míg az általunk vizsgált térségben már nem, hiszen nincsenek szőlőhegyek vagy külterületi szőlőparcellák, csak a kiskertekben találunk néhány tövet. Kutatásaink során ennek oka is kiderült. A terület hőmérsékleti viszonyait és éves hőösszegét, domborzatát, és részben ezáltal is a napsütéses órák számát tekintve már körülhatárolható a mezőgazdaság szinte minden területére kedvezőtlen hatással bíró adottság: a meredek lejtők, a hegyekről, domboldalokról lezúduló, olykor jelentős mennyiségű csapadék eróziós munkája és a hazai viszonylatban hűvösnek számító klíma miatt nem kedveznek az ökológiai adottságok a szőlészetnek. A két falu határában volt azonban olyan terület, amelynek minden adottsága megfelelőnek bizonyult az efféle gazdálkodáshoz (pl. 2. számú terület) és rövidebb ideig egyéb alkalmasnak tűnő parcellákon is eredményesen termesztettek szőlőt (pl. 1. és 4. számú terület).

Összességében elmondható azonban, hogy ez a térség addig foglalkozott szőlővel, amíg nem lett elérhető viszonylag könnyen és jóval olcsóbban a nagy borvidékek bora. A 19. század végéig mondhatók jelentősnek a telepített területek, majd a filoxeravész követően hanyatlásnak indult a környék szőlőművelő kultúrája. A helyi lakosok elmondása szerint sem a megtermelt szőlő minősége, sem a mennyisége nem jelentett akkora motivációt a földek mindenkori birtokosainak, hogy a korábbi területeket

változatlanul hasznosítsák. Oka a fent leírtakban keresendő, ekkorra a piacot ellátták a környező települések és a szomszédos megyék kedvezőbb adottságú gazdasági jó minőségű borral. Így a 20. századot már szinte szőlős nélkül kezdte a két község. Voltak még ezt követően próbálkozások a borászat felélesztésére (pl. tsz-idők), de ezek sorra elbuktak. A vizsgált területeket más-más időkben hagyták fel, ennek megfelelően eltérő szukcessziós stádiumban találtak a növényzetet.

A felhagyott területek további kezelésére vonatkozó javaslatainkat két részre célszerű osztani. A magukra hagyott területeken megindult az özönfajok térnyerése és a cserjésedés. E területek olyan fekvésűek, vagy olyan lejtésűek, hogy a jelenlegi gazdasági körülmények mellett nem várható ismételt hasznosításba vételük, vagy akár csak karbantartásuk, legfeljebb célzott támogatásokkal. Ezzel szemben azokon a parcellákon, ahol a felhagyást követően nem maradt el a kezelés, elsősorban a legeltetésnek köszönhetően nem terjedtek el az inváziós fajok és/vagy a cserjék, megőrizve a gyepek sokszínűségét. Fontos leszögezni, hogy a túllegettetést kerülni kell, annak negatív hatásai szembeűnők a karancslapujtói Öreg-hegy korábban szőlővel nem borított részén. A korábban készült nógrádi szőlőhegyi florisztikai adatközléseket (Malatinszky et al. 2014, Mravcsik et al. 2009) ismelve több különlegesség, védett faj előkerülését vártuk. Hiányuk vélhetően a táji szintű élőhelyszerkezetből adódik: a nagyarányú erdősültségből és a hűvösebb, csapadékosabb éghajlatból fakadóan az erdőssztyep élőhelyek egymástól távolabb esnek, szigetszerűek, emiatt a szőlőművelés felhagyása után a propagulumok nehezebben kerülnek ide. Felmerült annak lehetősége is, hogy bizonyos fajok fellelhetőségének északi határvonala fölé esnek az általunk vizsgált parcellák, de a rendelkezésre álló adatok (Beránek 2008, Csiky 2004, Csiky et al. 1999, [http1](http://)) alapján ezt a lehetőséget elvetettük. A talált védett növények fajszáma ugyan nem számottevő, de a területek nagyságához viszonyított egyedszámok alapján értékesnek mondhatók a lehatárolt részek (2. táblázat).

2. táblázat Védett növényfajok tőszámai területenként
Table 2. Number of protected plant specimens in each study area

Magyar név	Tudományos név	Területek/tőszám						
		Karancsberény, zártkert	Karancsberény, Kerekdomb I.	Karancsberény, Kerekdomb II.	Karancsberény, Kerekdomb III.	Karancsberény, Kerekdomb IV.	Karancsberény, Ördög- orom	Karancslapujtó, Nyíresberek-pusztja
Árlevelű len	<i>Linum tenuifolium</i>		15		9	86	8	248
Borzas len	<i>Linum hirsutum</i>					16		
Budai imola	<i>Centaurea sadleriana</i>	3						
Nyúlánk sárma	<i>Ornithogalum brevistylum</i>	87						
Réti szegfű	<i>Dianthus deltooides</i>	58						
Szürkés ördögzem	<i>Scabiosa canescens</i>							850
Tavaszi hérics	<i>Adonis vernalis</i>		50	10	15			

Összességében megállapítható, hogy a táj- és tájhasználat-történeti változásokkal szoros kapcsolatban álló növényzeti átalakulások lehetővé tették ritka növényfajok megtelepedését, illetve fennmaradását a vizsgált két település szőlőhegyein, még ha csekélyebb faj- és egyedszámban is, mint a tágabb környezet hasonló múltú élőhelyfoltjain. Megőrzésük érdekében időszerű feladat a természetvédelmi kezelés megkezdése a jelzett foltokon.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a helyi lakosok – Szűcs Vince, Szűcs Vincéné (Karancsberény), Tózsér Jánosné, Novák Györgyné, Novák György (Karancslapujtó) szóbeli adatközléseit, Szűcs Vincének és Novák Györgynek a területek helyszíni bemutatását is. A 4. számú terület tulajdonosának, Szűcsné Fodor Cecéliának köszönjük, hogy többször is bejárást biztosított a kertjébe, így ezen az egykori szőlőhegyen is elvégezhetjük a vizsgálatokat. Köszönjük a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak, Stoszek Krisztinának, Bócsó Anitának, Lantos Istvánnak, hogy a náluk hozzáférhető szakmai anyagot (kiadványok, térképek, egyéb információk) rendelkezésünkre bocsátották. A szakirodalmi háttérhez való hozzáférést segítette a salgótarjáni Balassi Bálint Megyei Könyvtár munkatársa, Szűcs Margit és a Nógrád Megyei Levéltárban dolgozó Galcsik Zsolt. A terepi bejárások alkalmával segítségünkre volt továbbá dr. Morvay György.

Irodalom

- Bartha D., Király G. (szerk.) 2015: Magyarország edényes növényfajainak elterjedési atlasza. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. p. 329.
- Beránek Á. 2008: Adatok a Heves-Borsodi-dombság és az Upponyi-hegyhát flórájához II. *Kitaibelia* 13(1): 34–45.
- Bölöni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.) 2011: Magyarország élőhelyei. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót. p. 441.
- Csiky J. (2004): A Karancs, a Medves-vidék és a Cerová vrchovina (Nógrád-Gömöri bazaltvidék) flóra- és vegetációtérképezése. Szerzői kiadás, Pécs. p. 451.
- Csiky J., Sulyok J., Schmotzer A. 1999: Adatok a Salgótarján körüli oligocén kori homokkő flórájához. *Kitaibelia* 4(1): 55–63.
- Csorba P., Ádám Sz., Bartos-Elekes Zs., Bata T., Bede-Fazekas Á., Czúcz B., Csima P., Csüllög G., Fodor N., Frisnyák S., Horváth G., Illés G., Kiss G., Kocsis K., Kollányi L., Konkoly-Gyuró É., Lepesi N., Lóczy D., Malatinszky Á., Mezősi G., Mikesy G., Molnár Zs., Pásztor L., Somodi I., Szegedi S., Szilassi P., Tamás L., Tirázi Á., Vasvári M. (2018): Tájak. In: Kocsis K. (szerk.): Magyarország Nemzeti Atlasza 2. kötet. Természeti környezet. MTA CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest. pp. 112–129.
- Dedák D., Sulyán P.G. 2013: Felhagyott szőlők tájtörténeti és botanikai vizsgálata a Kelet-Cserhátban. *Természetföldrajzi Közlemények a Pécsi Tudományegyetem Földrajzi Intézetéből* 2(2): 23–33.
- Dövényi Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. pp. 699–702.
- Király G. (szerk.) 2009: Új magyar fűvészkönyv. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvaló. p. 616.
- Kiss G., Baráz Cs., Gaálóvá K., Judik B. (szerk.) 2007: A Karancs–Medves és a Cseres-hegység Tájvédelmi körzet – Nógrád és Gömör határán. Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, Eger. p. 382.
- Malatinszky Á., Mravcsik Z. 2013: Az Északi-Cserhát szőlőhegyeinek tájtörténete és természetvédelmi jelentősége. In: Muskovics A.A. (szerk.): Borkultúra és társadalom, visszatekintve a 21. századi Magyarországról. Agroinform Kiadó, Budapest. pp. 215–223.
- Malatinszky Á., Mravcsik Z., Dedák D. 2014: Florisztikai adatok a Cserhát felhagyott szőlőiből. *Kitaibelia* 19(2): 260–266.
- Mravcsik Z., Harnos K., Malatinszky Á. 2009: Felhagyott szőlők botanikai és tájtörténeti vizsgálatai az Északi-Cserhátban. *Tájökológiai Lapok* 7(2): 477–478.
- Schneider M. (szerk.) 1971: Dézsma és robot. A jobbágyság helyzete a XVII. század végén a mai Nógrád megye területén. In: Adatok és források a Nógrád megyei levéltárból. Nógrád megyei levéltár és a Magyar Történelmi Társulat Nógrád megyei csoportja, Salgótarján. p. 29.
- Schneider M. (szerk.) 1973: A török után. Az 1715. évi országos összeírás adatai a mai Nógrád megye községeiről. In: Adatok és források a Nógrád megyei levéltárból. Nógrád megyei levéltár és a Magyar Történelmi Társulat Nógrád megyei csoportja, Salgótarján. p. 27.
- Shvoy M. 2006: Nógrád megye leírása (1874-1875). Nógrád Megyei Levéltár, Salgótarján. pp. 39–40, 51.
- Simon T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest. p. 976.
- Számel R. 2022: Botanikai és tájhasználat-történeti kutatások Balaton-felvidéki felhagyott szőlőkben. *Tájökológiai Lapok* 20(Suppl.1): 161–187. DOI: [10.56617/tl.3153](https://doi.org/10.56617/tl.3153)
- Vojtkó A. 2010: Növényzet. In: Dövényi Z. (szerk.): Magyarország kistájainak katasztere. Karancs. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest. pp. 700–701.
- http1: <http://floraatlasz.uni-sopron.hu/> (2020. augusztus)
- http2: http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_omn024b.html (2020. augusztus)

LANDSCAPE-USE HISTORY AND VEGETATION OF ABANDONED VINEYARDS IN THE KARANCS VALLEY, HUNGARY

Á. MALATINSZKY, E. NOVÁK

Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Department of Nature Conservation and Landscape Management, 2100 Gödöllő, Páter K. 1., email: malatinszky.akos@uni-mate.hu

KEYWORDS: grape production, historical map, landscape management, naturalness, protected plant species, wine production

Numerous recent studies have focused on botanical values and their relations with habitat conditions in light of landscape-use history. In the northernmost part of Nógrád County (Hungary), however, there has been no such kind of research, contrary to the southern areas of this county. Our aim was to explore the one-time vineyards of Karancsberény and Karancslapujtő villages in the northernmost part of Nógrád County, as well as to get to know the history of their landscape use, register the occurrences of protected and rare plants, and explore the condition of the habitats under succession after abandonment. Field investigations were done during the vegetation period of 2019 and 2020., in altogether 8 vineyard territories. We made a list of the vascular plants and the number of specimens in the case of protected plant species. We compiled landscape-use history information from various sources, such as historical and recent maps, statistics, literature sources, interviews with old local inhabitants, etc. The succession processes since the abandonment resulted in habitat patches with high natural value. Based on the nature conservation indicator values of vascular plants after Simon (based on the Ellenberg system), the ratio of species that refer to natural conditions overrides the rate of degradation-tolerant species everywhere, except for one area. There are almost no invasive alien species in the studied sites, except for a couple of specimens. The occurrence of seven protected (*Adonis vernalis*, *Centaurea sadleriana*, *Dianthus deltoides*, *Linum hirsutum*, *L. tenuifolium*, *Ornithogalum brevistylum*, *Scabiosa canescens*) and two other rare species (*Chamaecytisus virescens*, *Thymelaea passerina*) has to be emphasized. The current land management (grazing, and mowing in one site) helps the preservation of their values, but scrub encroachment dominates several parcels in lack of management, leading to the disappearance of some rare species.

TERMÉSZETVÉDELMI CÉLÚ TÖRTÉNETI ELEMZÉS – A PESZÉRI-ERDŐ ELMÚLT HÁROM ÉVSZÁZADA

MOLNÁR Ábel Péter¹, ERDÉLYI Arnold², HARTDÉGEN Judit³, BIRÓ Marianna⁴,
PÁNYA István⁵, VADÁSZ Csaba⁶

¹Magyar Agrár és Élettudományi Egyetem, Szent István Campus, Vadgazdálkodási és
Természetvédelmi Intézet / Biológiai Tudományi Doktori Iskola,
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: molnarabel@gmail.com

²Magyar Agrár és Élettudományi Egyetem, Szent István Campus, Vadgazdálkodási és
Természetvédelmi Intézet / Környezettudományi Doktori Iskola, 2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

³Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, 1121 Budapest, Költő u. 21.

⁴Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

⁵Kecskeméti Katona József Múzeum, 6000 Kecskemét, Bethlen krt. 1.

⁶Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, 6000 Kecskemét, Liszt Ferenc u. 19.

Kulcsszavak: homoki erdőössztyepp, Kiskunság, erdőtörténet, tájhasználat-történet

Összefoglalás: A Peszéri-erdő hazánk egyik kiemelten értékes homoki erdőössztyepp élőhelykomplexe. A 19. században még olyan értékes fajok élőhelyeül szolgált, mint az osztrák sárkányfű (*Dracocephalum austriacum*), a magyar sakktáblalepke (*Melanargia russiae clotho*) és az érdes vemhe (*Onconotus servillei*). Az elmúlt években végzett vegetációdinamikai vizsgálatok és a természetvédelmi tervezések során felmerülő kérdések megteremtették az igényt az erdő történeti elemzésének elkészítésére. A Peszéri-erdő az Észak-Kiskunságban, Kunpeszér településtől észak-keletre található. Az erdő alatt egy homokbuckás vonulat húzódik, amely heterogén termőhelyi viszonyokat teremt. Az erdő tisztásain napjainkban is kiemelten értékes homoki gyepek és láprétek találhatóak. A Peszéri-erdő a Ráckevei uradalom részét képezte a 18. század elejétől a 20. század közepéig. Az erdőt a 19. század végéig rövid vágásfordulójú sarjerdő-üzemmódban gazdálkodták. A tisztásait a 19. század közepétől kezdték el erdősíteni, így a kezdetben 40% körüli gyepkomponens az 1990-es évekre fokozatosan 9,2%-ra csökkent. Az erdő területén a környező táj használatánál jóval alacsonyabb intenzitású gyephasznosítás folyt a 19–20. században. A heterogén termőhely, a gyepes-erdős mozaikosság és az alacsonyabb intenzitású gyephasználat együttesen eredményezhette az egyedi fajkészlet 19. század végéig való fennmaradását. A 20. század során alapvetően a tisztások szinte teljes megszűnése okozhatta a fajkészlet egyes érzékenyebb fajainak kipusztulását. A történeti vizsgálat alapján a Peszéri-erdő mindmáig megmaradt értékes fajkészlete hosszú távon a tisztások arányának növelésével és az őshonos erdők strukturális diverzitásának fenntartásával őrizhető meg.

Bevezetés

A természetközeli erdőössztyepek Eurázsia-szerte drasztikusan lecsökkentek (Erdős et al. 2018). A Peszéri-erdő hazánk egyik utolsó tölgyes alapmátrixú homoki erdőössztyepp-mozaikja (Molnár és Kun 2000), mely olyan megritkult fajoknak ad otthont, mint a *Gladiolus palustris*, *Jurinea mollis*, *Iris arenaria*, *Sternbergia colchiciflora*, *Anemone sylvestris*, *Euphydryas maturna*, *Bolbelasmus unicornis*, továbbá számos Natura 2000 jelölő élőhely fordul elő (2340*, 6260*, 91I0*, 91N0*, 6410, 7230) (Máté és Vidéki 2015, Erdélyi és Hartdében 2020). Magyarországon az erdőössztyepp-erdők (91I0*) 92%-a eltűnt az elmúlt három évszázadban (Bíró et al. 2018), ezért kiemelkedően

értékesnek tekinthetők a Peszéri-erdőben spontán regenerálódó homoki erdőssztyepp tölgyesek (Molnár et al. 2017).

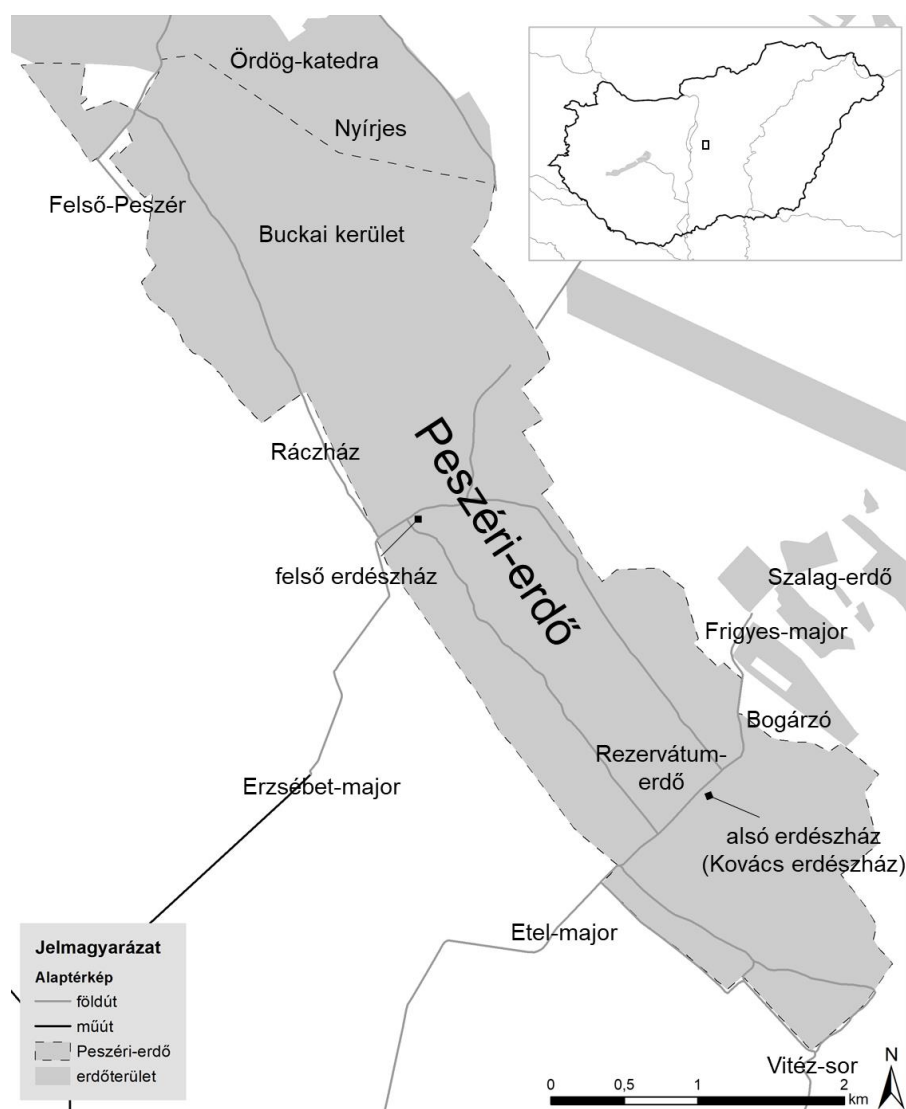
A megmaradt erdőssztyepp-erdők ökológiai állapota nagyon eltérő (Molnár és Kun 2000), természetvédelmi kezelésük igen részletes dinamikai háttérismeretet igényel (Molnár 2014). Az ilyen célú kezelések tervezésében egyre nagyobb hangsúly helyeződik az adott ökológiai rendszer hosszútávú történetének ismeretére (Biró és Molnár 2010). Az előzetes vizsgálatok alapján (lásd Molnár 2019b) meglepően nagyszámú forrás áll rendelkezésre a Peszéri-erdő múltjából, ennek ellenére még nem készült átfogó történeti elemzés.

A Peszéri-erdő elmúlt három évszázadának történeti elemzését alapvetően a terület vegetációdinamikai vizsgálata során felmerülő kérdések inspirálták. A Peszéri-erdő erdei specialista növényfajokban igen szegény, miközben az erdő tisztásain és nyílt erdőiben számos gyepi és szegélyfaj fordul vagy fordult elő, miközben a huzamos erdőborításra utaló rozsdabarna erdőtalaj csupán apró foltokban található meg az erdő területén (a környező buckásokban viszont gyakorinak tekinthető). Természetvédelmi szempontból igen érdekes és fontos kérdés, hogy a Peszéri-erdőhöz egykor kötődő különös fajgazdagság és fajkészlet milyen állapotokon keresztül jutott el a mai, még mindig értékes, de egészen más jellegű állapotába. Célunk az elemzéssel hozzájárulni a hazai homoki erdőssztyepppek történetének ismeretéhez, továbbá segíteni aktuális állapotuk értelmezését és természetvédelmét.

Anyag és módszer

A terület leírása

A Peszéri-erdő (másik helyi nevén Nagy-erdő) az Észak-Kiskunságban helyezkedik el, Kunpeszér településtől észak-keletre (N47.10, E19.30; 1. ábra). A vizsgálati terület a Peszéri-erdő kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület (HUKN20002) nagyobb részét alkotó, 1.152 ha-os erdőtömb (a Natura 2000 terület része még a Szalag-erdő is, melyet jelen tanulmányban nem tárgyalunk). A térségben az évi középhőmérséklet 10,2–10,5 °C, a csapadék évi mennyisége 530–570 mm, az uralkodó szélirány északnyugati (Kocsis 2018).



1. ábra A Peszéri-erdő elhelyezkedése és jelentősebb helynevei
 Figure 1. The Peszér Forest with the most important geographical names

Az erdő egy ÉNy-DK irányú homokbucka-vonulaton található, két oldalról mélyebb térszínek határolják. Talajai a meszes homoki talajok különböző típusai. A rozsdabarna erdőtalaj nagyon sporadikus a Peszéri-erdő területén. A 29/A erdőrészletben ismerünk nagyon kezdetleges rozsdabarna elszíneződést, egy eltemetett szintről van szóbeli közléses forrásunk (Jakab Gergely *ex verb.* 2019), továbbá a 45/F és E erdőrészlet területén vannak nagyobb rozsdabarna foltok. A környező buckásokban viszont rendszeresen nagyobb kiterjedésben is megfigyelhető a rozsdabarna erdőtalaj, buckaoldalban vagy sík részeken (Dabastól Tatárszentgyörgyön keresztül Kunbaracsig).

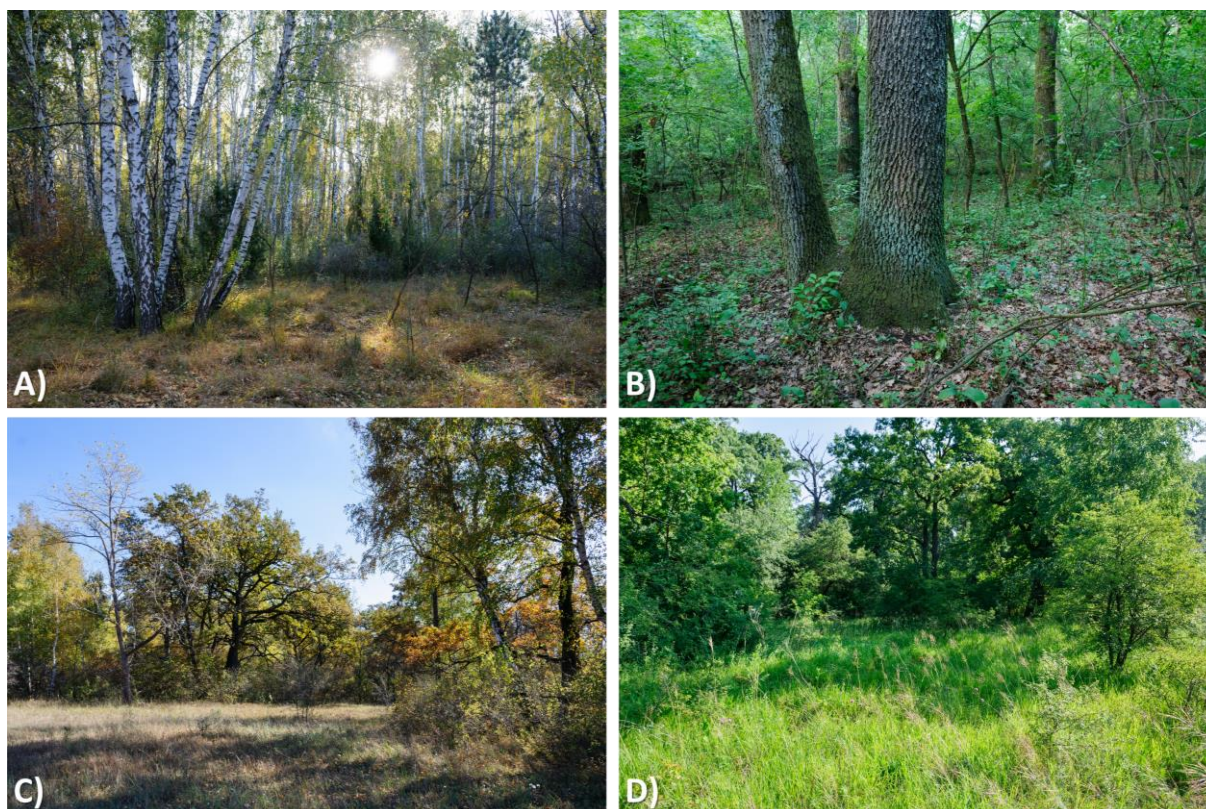
A Peszéri-erdő területének nagy részén már történt valamilyen jellegű talajbolygatás a nagy részletességű digitális domborzatmodell alapján (LIDAR felvétel). Az erdő jelenlegi kiterjedésének a 60%-a másodlagos felszínű (talajbolygatás biztosan történt), a 36%-a elsődleges felszínű (talajbolygatás biztosan nem történt), 4%-a pedig bizonytalan vagy egyéb bolygatással érintett (pl. vaditató, udvar). Az erdő

területén számos kör vagy négyzet alakú apró sáncolás található, melyeket zömében a 18. század óta hozhattak létre.

Az Árpád-korban elszórt, aprófalvas településrendszer volt a környező tájban (Czagányi 2000). A mai Peszéri-erdő nyugati peremén volt megtalálható a török hódoltság idején elnéptelenedett Peszér falu (Czagányi 2000, Pánya István *ex verb.* 2021), és az erdőtől északra lehetett Hartyán település (Czagányi 2000). Peszér falu templomának romjait a 18. századi térképek még jelölik (Kneidinger 1778, Első Katonai Felmérés 1783).

A Peszéri-erdőben jelenleg alacsony azoknak az erdei specialista növényfajoknak a száma, amelyek rossz terjedőképességük miatt a tartamos erdőborítás indikátorainak tekinthetők (megtalálható fajok: *Arum maculatum*, *Circaea lutetiana*, *Convallaria majalis*, *Galeopsis pubescens*, *Lithospermum purpureocaeruleum*, *Neottia nidus-avis*, *Polygonatum latifolium*; csak archív adat: *Lathyrus vernus*, *Vitis sylvestris*; továbbá kétes őshonosságú fajok: *Acer tataricum*, *Carpinus betulus*, *Corylus avellana*, *Viburnum lantana*), miközben a környező erdőkben számos további faj előfordul (pl. *Acer tataricum*: Kunbaracs; *Carpinus betulus*: Kunbaracs; *Corylus avellana*: Kunbaracs; *Paris quadrifolia*: Gyón; *Salvia glutinosa*: Kunbaracs, Gyón, Pusztavacs; *Scilla vindobonensis*: Gyón; *Stachys sylvatica*: Gyón; *Viburnum lantana*: Kunbaracs). A huzamos erdőborítás miatt kisavanyodott homoki gyepekre jellemző fajok közül a *Rumex acetosella* van jelen, míg a *Jasione montana* (Pusztavacs) és a *Corynephorus canescens* (Pusztavacs) hiányzik a Peszéri-erdő területéről. Az erdő tisztásain és nyílt erdőiben számos gyepi és szegélyfaj fordul vagy fordult elő (*Anemone sylvestris*, *Campanula glomerata*, *Ephedra distachya*, *Festuca wagneri*, *Gladiolus palustris*, *Iris arenaria*, *Jurinea mollis*, *Pulsatilla nigricans*, *Seseli libanotis*, *Sternbergia colchiciflora*; továbbá csak archív adat: *Dianthus diutinus*, *Dracocephalum austriacum*). A 20. század elején kipusztult rovarfajok közül is több a gyeppekhez kötődött (pl. *Melanargia russiae clotho*, *Onconotus servillei*, *Oxytrypia orbiculosa*).

A Peszéri-erdő alapmátrixát napjainkban akácosok (*Bromo sterilis*-*Robiniatum*) és homoki nyáras-tölgyesek (*Polygonato latifolio*-*Quercetum roboris*, *Populo canescenti*-*Quercetum roboris*) alkotják, amelyekben homoki sztyepprétek (*Astragalo austriaci*-*Festucetum sulcatae*), nyílt homoki gyeppek (*Festucetum vaginatae*), nyíresek, kékperjés rétek (*Molinio*-*Salicetum rosmarinifoliae*) és zárt cserjések (*Pruno spinosae*-*Crataegatum*) fordulnak elő foltszerűen (Erdélyi és Hartdégén 2020; 2. ábra).



2. ábra A Peszéri-erdő jellegzetes élőhelytípusai: A) kékperjés nyíres,

B) idős homoki kocsányostölgyes, C) a Rezervátum-tisztás félig nyílt homoki gyepes szegélye és

D) élesmosófűves szegélye (fotók: Molnár Ábel Péter)

Figure 2. Characteristic habitat types of the Peszér Forest. A) Silver birch forest with purple moor-grass

B) old common oak forest on sand, C) glade with sand steppe vegetation at the forest edge,

D) forest edge with bunchgrass *Chrysopogon gryllus* (photos: Ábel Péter Molnár)

A tájhasználat-történeti elemzés módszere

A vegetáció változásának történeti elemzését a Peszéri-erdő aktuális vegetációdinamikai elemzése (lásd Molnár et al. 2017), illetve a környező táj történeti ökológiai elemzése előzte meg (lásd Molnár 2019a). A Peszéri-erdő történeti elemzéséhez részletes forrás-gyűjtést végeztünk.

Kulcsszavas keresések az alábbi adatbázisokban történtek: Arcanum Digitális Tudománytár (adtplus.arcanum.hu), Hungaricana Könyvtár (library.hungaricana.hu), The Biodiversity Heritage Library (biodiversitylibrary.org), Elektronikus Periodika Archívum és Adatbázis (epa.oszk.hu), Magyar Nemzeti Múzeum Régészeti adatbázisa (archeodatabase.hnm.hu), Magyar Néprajzi Múzeum Fényképgyűjteménye (gyujtemeny.neprajz.hu).

A következő témakörökben teljességre törekvő irodalmi feldolgozás készült: Peszéri-erdőre vonatkozó botanikai, rovtani, talajtani és erdészeti publikációk; környező települések helytörténeti tanulmányai; környező településeket említő késő középkori oklevelek; Peszér környéki erdeifenyő- említések. Továbbá megtörtént a Ráckevei uradalom 34 dobozos erdőgondnoksági iratanyagából 18 doboz átnézése (Magyar Nemzeti Levéltár, Országos Levéltár); Anton Kerner 102 florisztikai cikkéből (Kerner 1869–1879) a Peszér környékére vonatkozó említések kigyűjtése; Boros Ádám

naplójából (Boros 1915–1972) a Kunpeszér környékére vonatkozó részletek kigyűjtése és digitalizálása; a hazai digitalizált herbáriumi gyűjtemény-nyilvántartásokból (Magyar Természettudományi Múzeum, Debreceni Egyetem) a Kunpeszér környéki települések herbáriumi anyagainak lekérdezése.

A 20. század második felének történeti eseményeire vonatkozóan 2018 és 2021 között 9 személlyel készültek félig strukturált interjúk.

A térképekről leolvasható információk kigyűjtéséhez és feldolgozásához az alábbi forrásokat használtuk: kéziratos térképek (maps.hungaricana.hu, MNL), katonai felmérések és a 19. századi kataszteri térképek (maps.arcanum.com), archív és közelmúltbeli légifelvételek és térképek (fentrol.hu, geoshop.hu, erdoterkep.nebih.gov.hu); a Peszéri-erdő növénybiotikai adatbázisa és digitális domborzatmodellje (LIDAR felvétel).

A történeti vizsgálatot megelőzően, illetve során terepi vizsgálatokat készítettünk, melyek a vegetáció-dinamikai elemzések mellett mikrodomborzat-elemzésekkel, fajelőfordulások regisztrálásával a történeti adatok megbízhatóbb értelmezését hivatottak segíteni. A térinformatikailag kezelhető fedvények rendszerezéséhez a QGIS programcsomagot használtuk. A szöveges forrásokat Word programban rendszereztük. Az eredeti szövegrészek beemelásával egy 942 oldalas gyűjtemény jött létre (Molnár 2022).

Eredmények és megvitatásuk

A Peszéri-erdő és táji környezete az Árpád-kortól a 18. századig

A Peszéri-erdőről, mint erdőfoltról az első forrás a 18. századból származik (Kneidinger 1778). Ezt megelőzően a tájról és növényzetéről felületes ismereteink vannak. A 13–15. század közötti időszakból csupán a mai Peszéri-erdőtől keletre fekvő Gyón és Esső területéről ismerünk a vegetációra vonatkozóan kisebb-nagyobb információtartalmú okleveleket. A Peszéri-erdőtől közvetlenül keletre fekvő Esső településhatárának leírását tartalmazó 1385. évi oklevél az akkori Esső település északi határáról tövis bozótot (*Thywys bozót*), délkeleti határpontjáról egy irtványt (*Irthwan-nak nevezett irtvány*), közvetlen közeléből két borókás dombot (*inter duos monticulos juniperosos, Iwantarya nuncupatos*), a déli határról Gyékényes nevű rétet (*Géneken nevű rét*), a nyugati határról lólegeltetésre utaló Ménes-kutat (*Meneskwth*) és egy Rekettyés nevű cserjést (*ad quedam rubetam Rekettye dictam*) említ (MNL OL DL 99040, idézetek Bakács 1982 átiratából). Az oklevél helyjellemzései jól lokalizálhatók a Ruttkay (1765) kéziratos térkép alapján (lásd Molnár 2019a). Egy 1477. évi oklevél (MNL OL DL 73453) Gyón területéről réteket (*pratum/prata*), berket (*nemus*) és erdőt (*silva*) említ. Az erdőket és berkeket kőris (*Kerewsberek*), fűz (*quasdam arbores salicum*), különböző nyárok (*Nyaras, Iegenyes*) és talán nyír (*Gyrews*) alkothatta az oklevél alapján (szavak jelentése Magyar 1975 szerint). Konkrétan a Peszéri-erdőre lokalizálható erdő- vagy faemlítés még nem került elő a 18. század előtti időszakból, ahogy a terület használatáról sem rendelkezünk információval.

A Peszéri-erdő, mint a Ráckevei uradalom része

Peszér-pusztá – és vele a mai Peszéri-erdő területe – a 17. században Ráckeve pusztái közé került (Szakály 1994), majd átmenetileg Kecskemét pusztája volt (F. Szabó 1930), de 1736-ban, amikor Ráckeve és pusztái a királyi család birtokába kerültek újra Ráckevéhez tartozott már (Miskei 2016). A birtok vezetését 1839-ig a jószágkormányzó, 1840-től a tiszttartó látta el, akinek alárendelve Erdőhivatal (Waldamt) működött. A főerdész (Waldbereitherr) feladata az erdő- és a vadgazdálkodásra terjedt ki (Miskei 2016). A császári és királyi tulajdonban lévő Ráckevei uradalom – melynek a Peszéri-erdő is részét képezte – az 1945. évi földreformkor szűnt meg (Miskei 2016).

Erdőállományok

A 18. század végi térképek következetesen ábrázolják az erdőt (Kneidinger 1778, Első Katonai Felmérés 1783, Anonymus ~1787, Bedekovich 1792, Balla 1792), míg a korábbi térképeken vagy nem tüntették fel az erdőket (Mikoviny 1737), vagy a Peszéri-erdő területe éppen nem szerepel a térképen (Ruttkay 1763, 1765).

A Peszéri-erdőre, mint erdőállományra vonatkozó legkorábbi forrás egy Ráckevei uradalmat ábrázoló térkép (Kneidinger 1778). A Peszéri-erdőre vonatkozó 18. századi források kizárólag térképek vagy térképen szereplő szövegek.

A 18. század végén a hosszanti erdőtömb középső szakasza tölgyből, míg tőle délre nagyobb, északra kisebb területen nyíres-nyáras ritkás erdőt ábrázolnak a térképek (Kneidinger 1778, Anonymus ~1787). Kneidinger (1778) két részre osztja, az északi részt „Peszér birtok tölgyes erdeje”, míg a délit „nyár és nyír erdő” megnevezéssel látja el. Anonymus (~1787) három részre tagolja az erdőt: déli része „nyárfával vegyes nyíres erdő”, középső része „tölgyes erdő” (benne a felső-erdészházzal), míg az északi része „a nyíres erdőhöz tartozó” [értsd a déli részhez tartozó] megnevezést kapta. A térkép a tölgyes részt részletesen kidolgozva tisztásokkal tagolt erdőnek, míg a nyáras-nyíres részeket felületesen egy zárt erdőtömbnek ábrázolja, mely ábrázolási különbség az erdőrészek gazdasági hasznosságából származhat, és nem feltétlenül tükrözi a valódi különbségét a mozaikosságuknak.

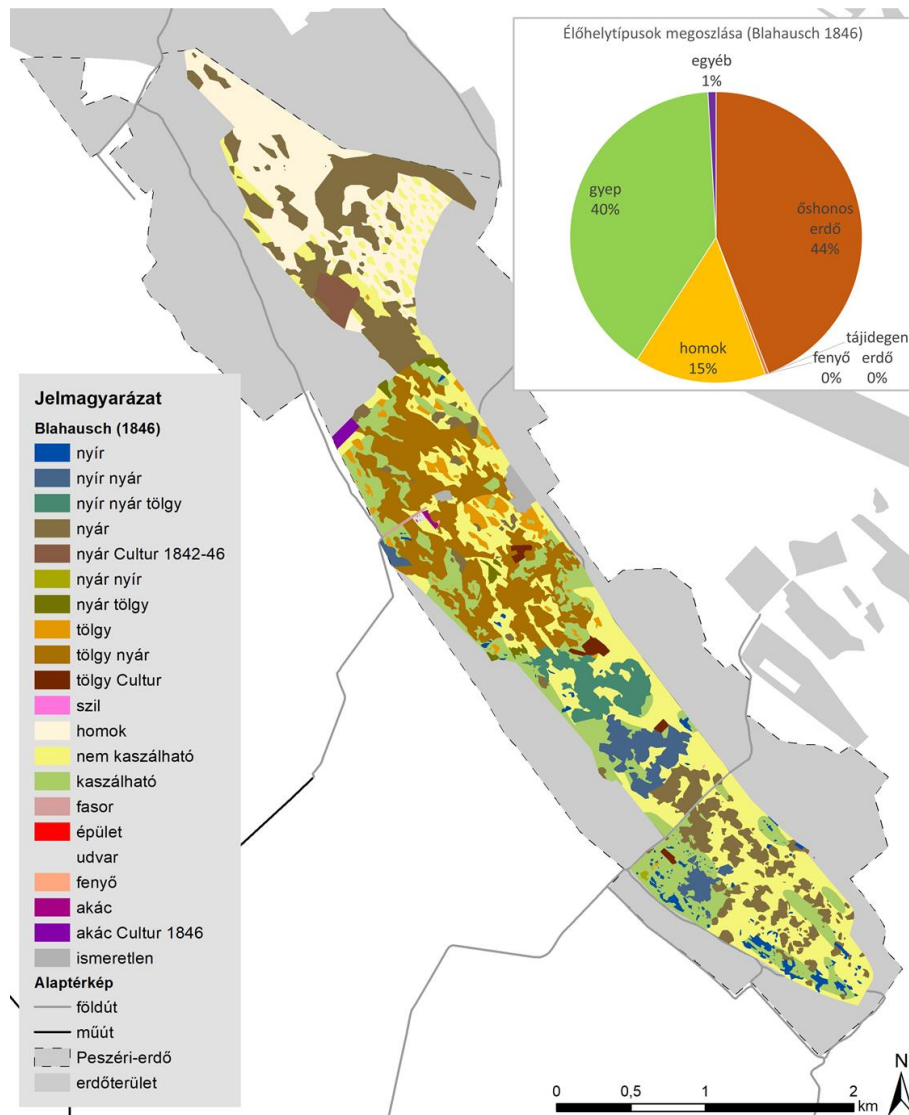
A felső-erdészház már jelen van a 18. század végi térképeken (Kneidinger 1778, Első Katonai Felmérés 1783, Anonymus ~1787). Az ellenőrzött erdészeti jelenlétre utal a déli résznek a kijelölése, miszerint „a helység [község] színe előtt ezeket [foglalt részeket] kijelölték és megjelenítették [kialakították a határt], a körös-körül lévő és szomszédos legelőktől pedig el kellett ezeket [foglalt részeket] különíteni” (Anonymus ~1787).

A tölgyes „közepes méretbe tartozó” volt (Országleírás 1783), az erdőfoltok mellett „kaszálók”-at és „terméketlen homok miatt fátlan részek”-et tartalmazott (Anonymus ~1787). Az északi rész „igen ritkás nyárfákkal borított, (...) homokos talajú” és „sok fiatal sarjadék van rajta, [ezért] ha a fák kivágása után megkímélnék a legeltetéstől, akkor erdővé sarjadna” (Anonymus ~1787). A déli rész hasonló az északi részhez, főleg „oldalvást a foglalt részesedések [erdőhatár és erdőfolt között], melyek legnagyobb részt fiatal, végül azonban erdővé alakuló hajtásokkal gyarapodnának, ha a jószágok legeltetéséből majd kimaradnak (Anonymus ~1787).

A Peszéri-erdő egy alapvetően fátlan környezetben található markáns erdőfolt maradt a 19. században is: „a Peszéri-erdő oázisszerűen fekszik egy kiégett homokpuszta közepén” (Landbeck 1843); „a puszta-peszéri erdő (...) a vízenyős rétség és sivatag homoktenger közepett viruló oázként terül el” (Frivaldszky 1859).

A 19. század első felében a Peszéri-erdő a rendelkezésre álló erdészeti térképek (Stulmiller 1839, Blahausch 1846) és szöveges források (Ballabár 1835, Landbeck 1843) alapján gyepekkel erősen tagolt, facsoportok és erdőfoltok változatos mozaikja volt. Az erdőfoltokat tölgy, nyír, szil, fehér nyár és rezgőnyár (Landbeck 1843), Blahausch (1846) térképének jelmagyarázata szerint tölgy, nyár, nyír, szil, erdei fenyő és akác alkotta. A fafajok legrészletesebb felsorolását Frivaldszky (1859) adja meg: „a Százados Tölgy [*Quercus robur*], az Ágasbogas Gyertyán [*Carpinus betulus*], a Dús lombosú Kőrös [*Fraxinus cf. angustifolia*], Sötétzöld Topoly [*Populus nigra*], Suttogó Jegenyé [*Populus tremula*], Szomorú Nyír [*Betula pendula*], Buja Fűz [*Salix sp.*], Sima kérgű Éger [*Alnus incana*] és Hatalmas Szil [*Ulmus minor/laevis*], a Terepélyes Vadalma [*Malus sylvestris*] s Körtefák [*Pyrus pyraeaster*] díszlenek itt; nem hiányzik még az Örökzöld Fenyő [*Pinus sylvestris*] s a Boróka [*Juniperus communis*] sem.”

A Blahausch (1846) térkép alapján az erdő nagyobb vegetációs egységei a következőképpen alakultak: őshonos fafajú erdő 44%, tisztások 40%, nem őshonos fafajú erdők 0,3%, mozgó homokfelszínnek 14,5% (3. ábra). A Peszéri-erdő három részre tagolódott a 19. században: a legészakibb részen futóhomokos, nyarasokat és gyepeket is tartalmazó mozaik volt (Blahausch 1846), a középső rész alapvetően tölgy dominanciájú erdőkből állt (Ballabár 1835, Blahausch 1846), míg a déli részt nyaras-nyíresek alkották (Ballabár 1835, Blahausch 1846). A Peszéri-erdőnek mind a tölgyes, mind a nyíres-nyáras részek tisztásokkal erősen átjártak voltak, valójában a Peszéri-erdő egy gyepes alapmátrixban lévő kisebb-nagyobb facsoportok hálózata volt (Ballabár 1835, Stulmiller 1839, Blahausch 1846). A digitális domborzatmodell (LIDAR felvétel) és a Blahausch (1846) térkép összehasonlításából kiderül, hogy az erdőfoltok többnyire a buckaközökben voltak, a buckatetők pedig nagyrészt fátlanok voltak, miközben voltak gyepes buckaközök és erdőszült buckák is, melyet több írásos forrás is megerősít (pl. Landbeck 1843, Frivaldszky 1859). Az apró-foltos gyep-erdő mozaikosságából adódik, hogy jelentős volt a szegélyélőhelyek kiterjedése.



3. ábra A Peszéri-erdő Blahausch (1846) térképén (szerkesztette: Molnár Ábel Péter)
 Figure 3. The habitat map and habitat ratios of the Peszér Forest according to Blahausch (1846)
 (edited: Ábel Péter Molnár)

Az erdőfoltokat alapvetően 1–2, néha három fafaj dominálta (Blahausch 1846), melyet Landbeck (1843) leírása is megerősít, ugyanis az erdőfoltokat többnyire egyfajúnak érzékeli. Landbeck (1843) a tölgyekről a következőt írja: „a göcsörtös törzsek, amelyek már 60 éves korukban – talán a túl nedves altalaj következtében, amelybe a gyökerek fokozatosan behatolnak – gyengülni kezdenek, csúcscsáradtá válnak, vagy megfagynak és teljesen elpusztulnak.” A fehér nyárat magasnövése miatt emeli ki (Landbeck 1843).

A Peszéri-erdő intenzív gazdálkodása ellenére (lásd később) változatos erdőállományokkal rendelkezhetett a 19. század közepén. Ballabár (1835) írja, hogy a tölgyes részen egy „33 hold 1006 négyszögölnyi területen egy vágástól megkímélt, vágáséretté vált, satnya tölgyes is létezik”, miközben a másodosztályú részen „a faállomány nyírből és satnya törzsű nyárakból áll, (...) az erdő keresztül-kasul igen ritkásan nő, (...) az eddig legkedvezőtlenebbül benőtt állományokat már kitermelték, ezért most a sűrűbben benőtt”

erdőterületet tervezik levágni, továbbá Frivaldszky (1859) szerint az erdő „különnemű fái és cserjéi választékos csoportozatban valódi természetes angol parkot képeznek.”

Anton Kerner járt a Peszéri-erdőben, ugyanis „1860-ban (...) az erdőket monornál és a Peszér Pusztán alaposan átvizsgáltam” (Kerner 1867). A 19. század közepén egy erdőfolt volt Peszér Puszta területén (Második Katonai Felmérés 1859). Puszta Peszérhez az alábbi fafajokat sorolja fel (jelenlegi latin nevek): *Fraxinus ornus* [minden bizonnyal *F. angustifolia*], *Ulmus minor*, *Quercus robur*, *Carpinus betulus* (Frivaldszky-tól idézi), *Salix alba*, *Populus alba*, *P. × canescens*, *P. tremula*, *P. nigra*, *Betula pendula*, *Alnus glutinosa*, *Pinus sylvestris* (Kerner 1867–1879).

A cserjefajokról Landbeck (1843) szűkszavú megjegyzést tesz: „csak a Németországban is elterjedt cserjefajok fordulnak elő”, miközben Frivaldszky (1859) nagyobb figyelmet szentel nekik: „A ligeteket képző cserjék mintegy vetélkedve magasztos rokonaikkal, szinte dús változatosságban tűnnek fel. Itt tenyészik az illatos virágú Fagyal (*Ligustrum*), a Pirosló Kecskerágó (*evonymus*) [*Euonymus europaeus*], Veres Gyűrű (*cornus*) [*Cornus sanguinea*], a Hófehér Labdabokor, vagy Bangita (*viburnum*) [*Viburnum opulus/lantana*], a Sóska vagy Borboja (*berberis*) [*Berberis vulgaris*], a Festő Benge (*rhamnus*) [*Rhamnus cathartica*], a Kékény, Bodza és Csipkerózsa, több Zanot faj (*cythisus*) stb. A kúszó Bércse Iszalag, Vadszőlő [*Vitis sylvestris*], Földi Szeder [*Rubus caesius*] s más folyondárok helylyel helylyel járhatatlan sűrűséget képeznek, védhelyül szolgálva több állatfaj szaporodásának.” Kerner (1867–1879) Puszta Peszérhez az alábbi cserjefajokat sorolja fel: *Berberis vulgaris*, *Euonymus europaeus*, *Rhamnus cathartica*, *Rubus caesius*, *Rosa gallica*, *Cornus sanguinea*, *Viburnum lantana*, *Ligustrum vulgare*, *Juniperus communis*. A 19. századi erdészeti térképek nem jelölnek cserjéseket, melynek térképészeti oka is lehet.

Az erdőfoltok alatti aljnövényzetről kevés adatunk van. Lehettek gyepesebb aljú részek, illetve teljesen zárt, szinte növénymentes foltok egyaránt (Landbeck 1843, Frivaldszky 1859). Az erdőben „az aljas árnyas helyeken a hegyközi növényzetet, az illatos Ibolyát [*Viola odorata*], Gyöngyvirágot, Tavaszi Ledneket [*Lathyrus vernus*], s ezekhez hasonlókat találunk” (Frivaldszky 1859). Kerner (1867–1879) által Peszér Pusztáról említett lágyszárúak közül az alábbiakat gondoljuk a Peszéri-erdő zártabb erdőfoltjaihoz köthetőnek: *Vicia dumetorum*, *Lathyrus sylvestris*, *Lactuca quercina*, *Polygonatum multiflorum*, *Polygonatum latifolium*, *Convallaria majalis*.

A Peszéri-erdő még a 20. század elején is alapvetően fátlan környezetű: „az egész peszéri erdő (...) mintegy oázist képez a beláthatatlanul elterülő szántóföld és legelő, valamint a Peszértől jobbra-balra (...) húzódó turjánok között (Abafi-Aigner 1902a).

A Peszéri-erdő mozaikosságának változásáról 1846 és 1958 (első ismert üzemterv) között nem rendelkezünk információval.

A 20. század elején az erdőfoltokat alapvetően az erdészeti hasznosítás határozta meg. A felső-erdésztháztól délre akáccal és nyárral elegyes idősebb tölgyes szálerdők, míg északra a 19. század legvégén kitermelt, éppen újrasarjadó tölgyes-nyáras-akácós állományok voltak (Abafi-Aigner 1902a).

Frohawek és Rothschild (1912) a magyar sakktáblalepke élőhelyéül szolgáló Peszéri-erdő középső (tölgyes) és déli részét a következőképpen jellemzi az 1910-ben tett bejárásuk alapján: „Az erdő középső harmada nagyrészt tölgyfából áll (vagy talán inkább

állt), amelyek között számos fátlan terület van, a talaj pedig homok és humusz keveréke (...). Az erdő legdélebbi része a középső részhez hasonlít, (...) de nagymértékben hiányzik belőle a tölgy, amelyet itt a nyírfa vált fel."

Az utolsó rovarász, aki a Peszéri-erdőben magyar sakktáblalepkét fogott, 1912. júniusi bejárása alapján így jellemzi az erdőt: „a Peszéri-erdő egy hosszú, keskeny erdősáv, amely főként akác- és nyárfákból áll, bár egy részen a tölgy és a nyír dominál; a talaj nagyon homokos. Az erdő déli végén számos homokdomb található, amelyek között nyílt tisztások vannak; a növényzet rendkívül dús és változatos” (Gurney 1913).

Boros Ádám először 1920. június 30-án halad keresztül a Peszéri-erdőn (Boros 1915–1972). Az erdő déli részét „szép homoki cserjés-erdő”-nek nevezi, majd a felső-erdészház felé haladva a fafajok közül a következőket említi: *Quercus robur*, *Pyrus pyraeaster*, *Pinus sylvestris* („ültetve” megjegyzéssel), *Betula pendula*. Következő bejárása során, 1933. augusztus 15-én észak felől érkezik, és a Peszéri-erdő északi részét jellemzi: „homokbuckás erdő (...), legszebb rész az „Ördög-katedra” nevű nagy bucka (119 m.) környéke, tiszta nyíres-tisztásokkal” (Boros 1915–1972).

A Peszéri-erdőben a 20. század első felében vágáséretté váló tölgyesek jelentős részét érinthette az állomány-átalakítás, amelyről Babos (1958a) számol be: „1922–1936 között gazdasági megfontolások alapján mintegy 100 ha területen elegyetlen akácossá alakítottuk át Kunpeszér gyöngyvirágos-tölgyes-nyárasainak egy részét.”

„A peszéri erdőnek akácossá átalakítása már a múlt század közepén (1862) kezdetét vette, nagy arányokat azonban 1924–1936 között öltött, amikor a ligetes tölgyes-nyárasokat a vágásfelújítások során azért alakították át akácossá, mert a tölgy és a nyár fáját helyben nehezen tudták értékesíteni” (Kolossváry 1961). A 20. század közepén már az erdőállományok 65%-ában a fehér akác volt a főfafaj (Kolossváry 1961). Részben erdők (Babos 1958a), részben még fennálló tisztások helyén hozhattak létre akácokat (a mai akácok és a domborzatmodell összehasonlítása alapján).

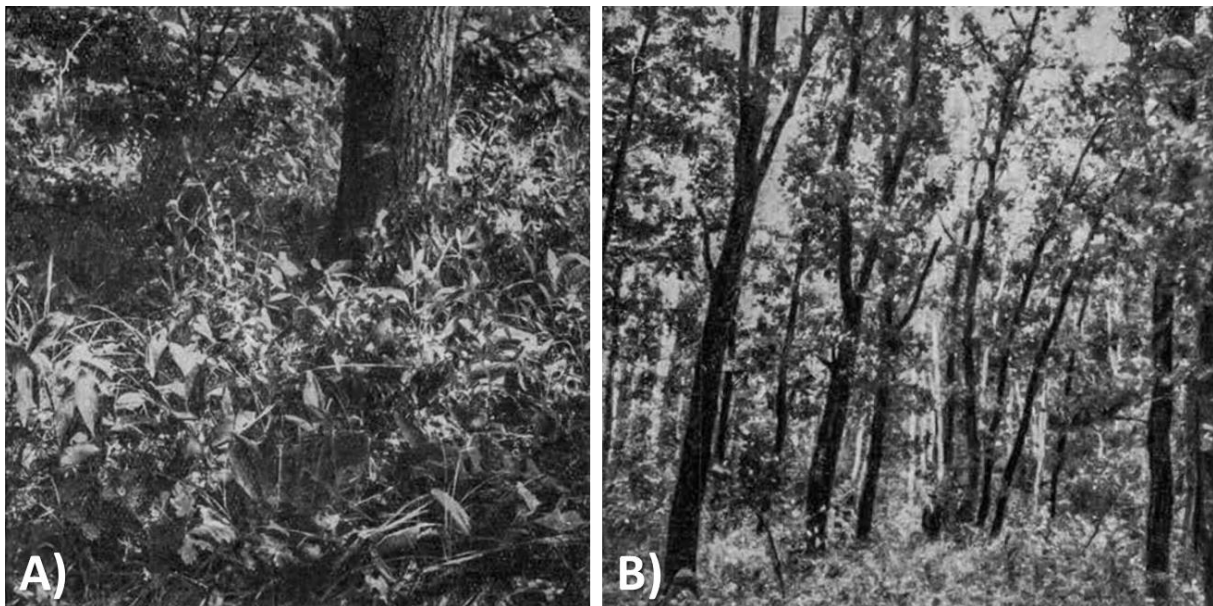
Az 1920-as évek legvégén a Peszéri-erdő „fő fafaja a Robinia; a tölgyek, kőrisek, fehér nyár és fenyők többnyire elszórtan fordulnak elő. A boróka és a kökény gyakran megtalálható aljnövényzetként. Az erdőt számos nyiladék/tisztás szeli át, amelyek a legjobb gyűjtőhelyek közé tartoznak [rovartani szempontból] a *Scabiosa* és a bogáncsok jelenléte miatt. (...) Normál években az északi rész helyenként nedves jelleget mutat; 1928-ban, ottlétünk idején [július 1–14.] ennek szinte semmi jele nem volt, csak a fű eltérő növekedése alapján lehetett felismerni ezeket a helyeket” (Daniel & Kolb 1929).

A 20. század első feléből két alkalommal ismerünk jelentősebb tűzeseményt a Peszéri-erdőben.

Az első említés Babos (1955a) egyik fényképének leírásában szerepel: „az egykori tölgyes-nyáras helyén 102 évvel ezelőtt erdeifenyőt ültettek. Az 1922-ben leégett fenyvesből 16 törzs maradt életben, az elpusztult állomány helyét akáccal ültették be.” Majd a második világháború idején a „peszéri „Ördögkatedra” alatti borókás-nyárfás is leégett” (Kolossváry 1961).

A Peszéri-erdőben a 20. század közepén a tölgyeseket Babos (1955a) két csoportra osztva jellemzi: 1) „A gyöngyvirágos kocsányostölgyes-nyárasok. Rendszerint kis csoportokban, elegyedve települ. Ritka a nyárfák egyenkénti előfordulása, gyakoribb ez a tölgyek

esetén. Az erdőtípus a domborzati viszonyoktól függően mélyebb fekvésű tisztásokkal és fátlan, alacsony homokhátakkal tagolt, kissé ligetszerű. Cserjeszintjére jellemző a vörösgyűrű som szórványos, a fagyal foltokban zárt előfordulása. Igen gyakori a csíkos kecskerágó, a varjútövis, elvétve található a bodza. Tömeges a gyöngyvirág jelentkezése, helyenként a szeder talajborítása. Gyakori a kőmagvú gyöngyköles, ritka az erdei gyöngyköles (*Lithospermum purpureo-coeruleum*) előfordulása. Nagyobb csomókban jelentkezik az erdei szálkaperje, igen gyakori a széleslevelű Salamon pecsétje (*Polygonatum latifolium*).” 2) „A tulajdonképpeni gyöngyvirágos kocsányostölgyesek. Az előbbi típusra a nyárfák túlsúlya, itt a tölgyek majdnem tökéletes elegyetlensége a jellemző. A fehérnyárok már csak kis csoportokban biztosíthatják területüket. A tölgyek között elszórtan vadgyümölcsfák találhatók. Cserjeszintjük eléri a 60%-os borítást. Jellemző a vörösgyűrű som tömeges előfordulása, ritkán a mogyoró jelentkezése. Elmaradhatatlanok a fagyal, a varjútövis. Vályogtalajon az alsó szintben jelentkezik a mezeijuhar. A lágyszárúak közül jellemző a gyöngyvirág, az erdei szálkaperje, a kőmagvú gyöngyköles, az erdei varázslófű (*Circea lutetiana*), az édeslevelű csüdfű (*Astragalus glycyphillus*) előfordulása.” Leírásából és a fényképfelvételekből (4. ábra) a mai tölgyesekhez nagyon hasonló erdőképre következtethetünk, valamivel fiatalabbak az állományok, kevésbé dús a cserjeszintjük, de hasonlóan erdei lágyszárúakkal jellemezhető a gyepszintjük, tehát akkor sem a gyepi fajok voltak jelen az erdők alatt.



4. ábra Gyöngyvirágos tölgyes a Peszéri-erdőben (Zsabakorszky J. felvétele, Babos 1955a)

Figure 4. *Polygonato latifolio-Quercetum roboris* stand in the Peszér Forest

(photo: J. Zsabakorszky, Babos 1955a)

Az 1958-as üzemterv alapján „Kunpeszéren az erdősült területnek 51%-át, (...) 11–20 éves állományok foglalják el” (Kolossváry 1961). A 20. század második felében a Peszéri-erdőből írásos élőhelyjellemezés meglepően kevés született. A legfontosabbnak a védett területek jellemzése tekinthető: 1) „Kunpeszéri gyöngyvirágos tölgyesek – A Duna–Tisza-közi homokhát középső részén ma még elszórtan megtalálható pusztai tölgyesek (*Festuco-*

Querceto roboris danubiale) legjobb foltjait nyilvánították védetté (...). Ezek jelentik az oázist a száraz homoki akácok, kultúrfenyvesek között, gazdag cserjeszinttel és lágyszárú növényekkel. Érdekes a kányabangita (*Viburnum opulus*), ostorbangita (*Viburnum lantana*) és fagyal (*Ligustrum vulgare*) tömeges előfordulása. Lágyszárú jellemzők a gyöngyvirág (*Convallaria majalis*), ligeti perje (*Poa nemoralis*), erdei szálkaperje (*Brachypodium silvaticum*) és a gyöngyköles (*Lithospermum purpureo-coeruleum*).” 2) „Kunpeszéri nyíres-nyáras – A Duna–Tisza-közi homokhát buckaközi teknőjében humuszos homokkal borított réti talajkombináción álló 50–70 év közötti életkorú nyíres-nyáras erdőrészlet, elszórtan kocsányostölgy eleggyel.” (Tóth 1973).

Erdőgazdálkodás

A Peszéri-erdőben a 18. században tervezett erdőgazdálkodás folyt, melyre az erdő három vágássorozatra osztottsága utal Anonymus (~1787) térképén. A térkép sarkában található leírásokban „két évnyi vágásterület” és a „18 évnnyi vágásterület” megjegyzések is szerepelnek. Eszerint az erdőt tervszerűen, évente egy-egy sáv tarvágásával, majd a levágott terület sarjztatásával hasznosították. Az erdő megújulását nehezítette a déli és északi rész legeltetése. Erdőtelepítésről a 18. századból nincsen adatunk.

A 18. század végén már ábrázolják a térképek a felső-erdészházat (Kneidinger 1778, Első Katonai Felmérés 1783, Anonymus ~1787), mely a 19. században folyamatosan használatban lehetett, ugyanis az összes térkép ábrázolja (Második Katonai Felmérés 1859, Harmadik Katonai Felmérés 1882, Kataszteri térkép 1880, Stulmiller 1839, Blahausch 1846). Landbeck (1843) leírása szerint az erdészház „egy lankás dombon fekszik, amelyet magas tölgy- és nyárfaerdő vesz körül”, melyet a Blahausch (1846) térkép is megerősít. A 19. század második felében létesülhetett az erdő középső részén található négyzetes alakú épület (lásd Kataszteri térkép 1880), amely funkciójáról egyelőre nem rendelkezünk információval.

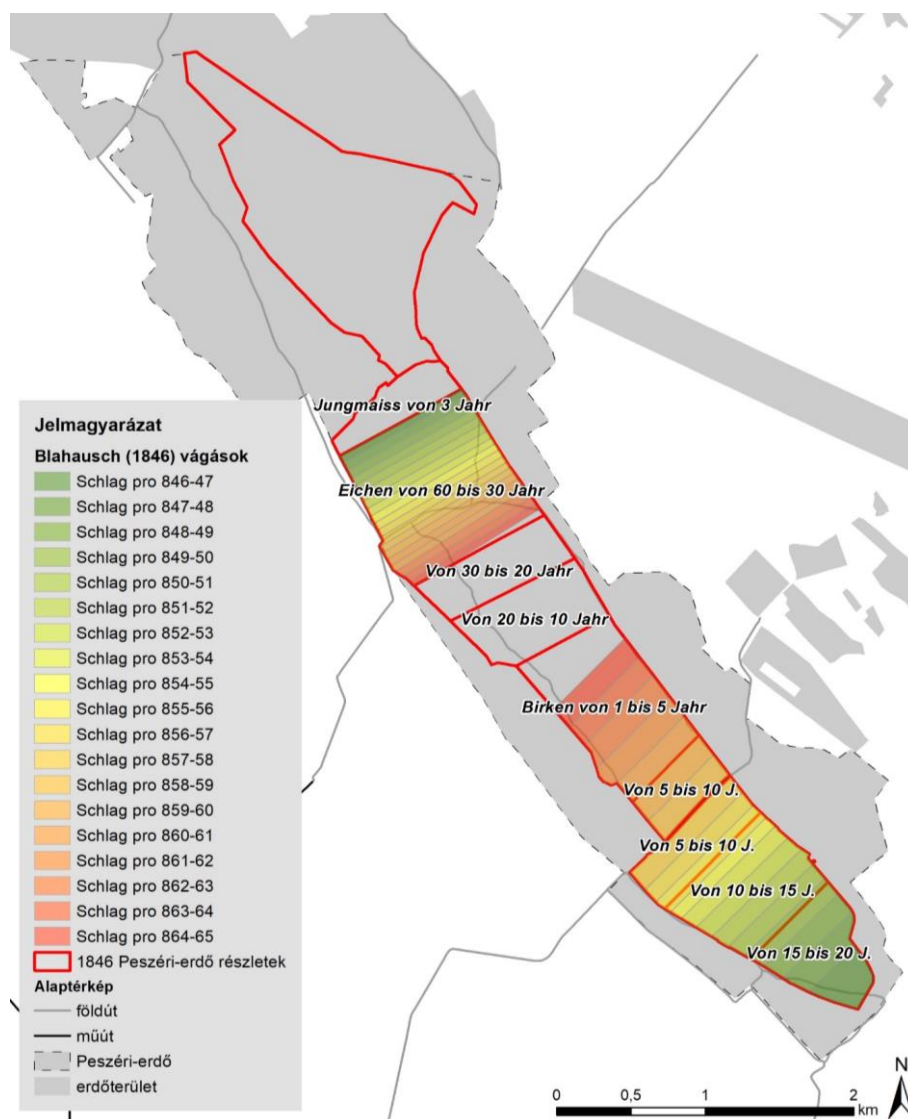
A Peszéri-erdő uradalmi erdőként funkcionált a 19. században. Sánccal volt körbekerítve, melynek töréspontjain határkövek álltak (Blahausch 1846). A sánc legtöbb szakasza és a kövek egy része még napjainkban is megtalálhatók (Rácz 2020). A Peszéri-erdőt gazdasági szempontból Ballabár (1835) két részre tagolva mutatja be: „169 hold tölgyerdő, 248 hold pusztaság” és „másodosztályú [állomány], amely vegyes nyár- és nyírerdőt tartalmaz, az erdőállomány 277 hold, a pusztaság 217 hold.”

A 19. században folytatódik a 18. századra is jellemző vágássorozatok alapján történő rövid vágásfordulóú sarjerdő-gazdálkodás. A tölgyes részen megnövelik a vágásforduló idejét „mindeddig 10 éves, [most] azonban a tölgyállomány számára a jobb fejlődés és nagyobb növekmény érdekében 40 éves növekedési időszakot irányoztak elő”, a másodosztályú részen „18 éves növekedési időszakot irányoztak elő” (Ballabár 1835). A 19. század első felében két térkép is készült a Peszéri-erdőről (Stulmiller 1839, Blahausch 1846), mindkettőn ábrázolják a vágássorozatokat, de ezek egymással csak részben fednek át, illetve Ballabár (1835) leírásának sem teljesen felelnek meg. Az erdészeti térképek vágássorozat-beosztásának eltérései ellenére az biztosnak tekinthető, hogy a Peszéri-erdőt az erdőtömb hosszanti irányára merőleges sávok tarvágásával és

sarjazzatásával hasznosították, hasonlóan a 18. századi használathoz. Külön vágássorozatokra osztva vágták az erdőtömb tölgyes és nyáras-nyíres részeit (Ballabár 1835, Stulmiller 1839, Blahausch 1846; 5. ábra).

A tarvágásokat telente végezték (Blahausch 1846). Az adott évre betervezett területről a „[fa]tönkre vágott rönkfát árverés útján értékesítik” mind a tölgyes, mind a nyíres-nyáras részen (Ballabár 1835), melyről részletes kimutatás is készül (elérhetőek a Ráckevei uradalom iratanyagai között, MNL OL).

Blahausch (1846) térképe alapján a 19. század közepén a legidősebb erdőrészek 60–80 évesek voltak, melyek kitermelése a vágássorozat szerint 1865-ig megtörténik.



5. ábra A vágássorozatok (színskála) és az állományok aktuális kora a Blahausch (1846) térképen.

Kiegészítés a jelkulcs értelmezéséhez: „Schlag pro 846-647” jelentése a jelkulcsban:

1846–1847 év során való vágásra kijelölt részlet

Figure 5. The series of forest clearings (colour scale) and the actual age of stands according to Blahausch (1846). Supplement to the interpretation of the legend: ‘Schlag pro 846-47’ denotes the section selected for felling in 1846–1847

Az uradalomban üzemterv alapján zajlott az erdőgazdálkodás a 19. század második felében. *„Kunpeszérre legelőször 1860-ban (...) készült erdőtérkép. Az üzemterv szerinti gazdálkodás egészen 1848-ig vezethető vissza a ráckevei uradalmi erdők esetében”* (Kolossváry 1961).

A Ráckevei uradalom erdészeti tevékenységéről Véssey (1881) részletesen beszámol, de nincsenek a Peszéri-erdőre megbízhatóan lokalizálható jellemzései.

A 19. század végén a Peszéri-erdőben a vágásforduló 40 év volt (Anonymus 1897). A Ráckevei uradalom területén még mindig a rövid vágásfordulójú sarjerdő-gazdálkodás működött, *„az évi vágásterület a részletes terv szerint jelöltetik ki és mérőlánc segítségével tűzetik ki. A használt vágásmód a tarvágás, és történik ősszel és télen október hó elejétől egész január végéig”* (Anonymus 1897).

A vágássorozat-alapú rövid vágásfordulójú sarjerdő-üzemmódról az erdőrészlet-alapú gazdálkodásra a 20. század elején álltak át (Kolossváry 1961). Az első ismert üzemtervi térkép (1958) már a maihoz nagyban hasonló erdőrészlet-beosztást ábrázol, nem vehető ki a 19. századra jellemző sávós erdőgazdálkodás. Vannak adatok a 19. század második és a 20. század első feléből üzemtervekre (Kolossváry 1961, Pirkner 1915), de ezeket egyelőre még nem sikerült elérni.

Az uradalmi erdők gazdálkodásában 1922-ben változás történt: korábban *„évente mintegy 50 ha területet erdősítettek. (...) 1922-ben megszűnt a bécsi vezérigazgatóság erdőgazdálkodást felkaroló tevékenysége. (...) Az erdősítésekre rányomta bélyegét a pénztelenség. Elterjedt a sarjról való felújítás”* (Kolossváry 1961).

A 19. század közepén jól dokumentált rövid vágásfordulójú sarjerdő-üzemmód északról dél felé haladó kitermelési ütemezése még tetten érhető a 20. század legelején, ugyanis *„az erdészlaktól északnak eső részt már régebben vágták ki”* míg *„az erdészlaktól délnek még épségben áll, de évről-évre fogy, mivel rendszeresen kivágják”* (Abafi-Aigner 1902a).

A tölgyesek kitermeléseit rendszeresen követte mesterséges talajelőkészítés és állomány-átalakítás: *„kétkezes munkával, 50 cm teljes talajfordítással készítettük elő a letarolt és kituskózott tölgyes-nyárasok területén az akácok ültetését”* (Babos 1958a). A Ráckevei uradalom területén a 20. század legelejétől válik egyre elterjedtebbé a kitermelt állományok kituskózása, a talaj forgatása és a csemetével történő erdőfelújítás (Pirkner 1915).

Az *„1922–1936 között gazdasági megfontolások alapján”* (Babos 1958a) akácossá alakított tölgyesek után nem állt le a tölgyesek kitermelése és átalakítása. Például az 1950-es évek elején: *„a kitermelendő állomány 40–60 éves gyökértuskóról nőtt, tölgy-sarj erdő volt”* (Kalády 1952).

A 20. század közepén a Peszéri-erdőben található gyöngyvirágos tölgyesek gazdálkodásának koncepciója: *„Felújítása a természetes és a mesterséges erdősítés kombinációja. Előzetesen részben vagy teljesen távolítsuk el a sok vizet fogyasztó cserjeszintet. A tarvágást megelőzően vessük alá a területet lehetőleg helyben gyűjtött tölgyekkel. Biztosítsuk az állomány gyors bontásával az újulat növekedését. Óvjuk az újulatot a tarolást követően nyesséssel a katlanos tuskózás nyomán feltörő nyár- és gyökérsarjaktól, tányéros kapálással a gyomnövényzettől. Támogassuk a tölgyek fejlődését tisztításaink, gyérítéseink*

során. Telepítsük alá a legkedvezőbb mikroklímájú termőhelyeken gyertyánnal a tölgyek csoportjait. Helyes, ha tág hálózatban a földártól mindenkor megkímélt területrészeken koránfakadó kanadainyárákat ültetünk. Ápoljuk, gondozzuk azokat és termeljük ki már az előhasználataink során. Ne erőszakoljuk az állományok közötti mélyfekvésű tisztások erdősítését. Rendesen talajhibásak és fagyzugok. Ültessünk ezzel szemben feketefenyőt a fátlan, alacsony, közbefogott homokhátakra” (Babos 1955a).

Csupán az 1950-es évekre készül el a Babos (1958a) által említett tölgy-akác átalakítások kiértékelése, miszerint „nem volt tehát helyes a rendszerint gyöngébb tölgyesek-nyárasoknak akáccal lecserélése. Ehelyett a jobb termőhelymozaikokon a csoportos tölgy-nyárfoltok meghagyása, egyébként pedig az erdeifenyő-akác-nyár célállomány kialakítása javasolható. (...) A Duna–Tisza közti homokhát erdőgazdasági táján ma már sehol sem helyeselhető a még meglevő, kis területű, őshonos tölgyes-nyárasok átalakítása. Ezekre magtermésük miatt is szükségünk van” (Babos 1958a). Úgy tűnik, hogy a 20. század közepén konszenzus születik az akácosításról: „A természetes tölgy-nyár állományoknak akácosokká átalakítása és a száraz termőhelyekre – a homokdombok tetejére – akácállományok telepítése az erdőgazdálkodás súlyos tévedése volt. Az akácosok többsége ma gyenge fejlődésű, kis hozamú állomány” (Kolossváry 1961).

A tölgyesek kitermelése és részben átalakítása egészen az 1990-es évek közepéig tartott a Peszéri-erdőben. 1991–1992 telén a felső-erdészháznál egy 117 éves tölgyest tarvágás útján, mesterséges talajelőkészítéssel nyár-akác főfafajú ültetvényyé alakítottak át (üzemtervek). „Ki volt már öregedve, 100 éven felül volt, sok volt benne a kiszáradt. Nem volt cserjés, tiszta volt az alja” (Gengelicki István *ex verb.* 2021). Legutoljára, 1994 évelején a Rezervátum-tölgyestől északra termeltek le egy 100 éves tölgyest (Berta Tibor *ex verb.* 2021). A kocsányos tölgy kivágásának tilalma az 1990-es évek közepén lépett érvénybe a Peszéri-erdőben (Máté András *ex verb.* 2021).

Az alsó-erdészház létesítésének pontos időpontját nem ismerjük, de a második világháború előtt építették (Gengelicki István *ex verb.* 2021), és először 1941-ben jelenik meg a térképeken (Negyedik Katonai Felmérés 1941). A 20. század második felében a „a nyiladék szélén lenyesték a fákat, hogy ne hajoljon annyira össze, nem volt gyepes, kaszált sáv a nyiladékokon” (Kovács Jánosné *ex verb.* 2021)

Erdőtelepítések és tájidegen fafajok

Az új erdőfoltok telepítése a 19. század első felében kezdődik meg. Az első utalás, miszerint szükséges volna erdőt telepíteni, a másodosztályú erdő területének kihasználtságát célozza: „művelés alá kell fogni azokat a pusztaságokat és legelőket, amelyek az erdőterületek között fekszenek” (Ballabár 1835). E javaslatnak a kezdeti megvalósulása lehet a Blahausch (1846) térkép eredeti rétegének „Cultur” felirattal ellátott akácos (1 db), nyáras (1 db) és tölgyes (4 db) erdőrészlete. Nagyobb erdősítések csupán a térkép használata közben (rarájzolás útján) született második rétegen jelennek meg, tehát valamikor közvetlen 1846 után történhettek. A felső-erdészház körül akác (7 db) és erdeifenyő (1 db) csemetekert-parcellákat ábrázol Blahausch (1846) térképének eredeti rétege, míg a rarájzolt rétegen újabb 31 parcella létesítése látható.

A Ráckevei uradalom 18–19. századból származó erdészeti irataiban a 19. század közepéig szinte kizárólag faeladás szerepel (környékbelieknek az erdőből), majd az 1840-es évektől jelenik meg az összesítő táblázatokban a fatelepítés is (tölgy és akác) (Ráckevei uradalom iratai). A Peszéri-erdőben az első akáctelepítés 1846-ban történhetett, ugyanis a Blahausch (1846) térképén szereplő egyedüli akácfoltban „Cultur [1]846” felirat olvasható, hasonló jelölésből ítélve az első nyártelepítés pedig 1842–46 között. A tölgytelepítéseknél nem szerepel évszám, de ezek alapján tölgyet is telepítettek a Peszéri-erdő területén 1846 előtt, négy foltban, összesen 3,8 ha-on. A többi tölgyes ezek alapján, illetve a domborzatot lekövető foltmintázatuk szerint elsődlegesnek tekinthető. Állományaik a sarjztatás során elsősorban sarjról újulhattak fel.

Az erdő területére az erdészeti tevékenység által már a 19. század végén számos fafaj bekerülhetett, ugyanis a Ráckevei uradalom területén 1866 körül *„bálványfa, gleditsia, déli celtisz, szederfa, jegenyenyárfa sat.-nek nagyobb mennyiségben faiskolában való nevelése és kiültetése dívott”*, továbbá az 1870–80-as években az uradalmi területek *„tisztá futóhomokból álló részei, nyár, fűz és akác csemetékkal, a fűvel borított s részben már megkötött részek erdei- s fekete fenyő s a mélyebb, az agyagos altalajhoz közelebb eső részek pedig tölgy, kőris, nyír s hamvas égerfa csemetékkal s esetleg tölgyemaggal ültetnek be”* (Véssey 1881). Az uradalom általános erdőtelepítési módszere a homokos területeken Véssey (1881) leírása szerint az alábbi volt a 19. század második felében: *„jelenleg a területek tiszta futóhomokból álló részei, nyár, fűz és akác csemetékkal, a fűvel borított s részben már megkötött részek erdei- s fekete fenyő s a mélyebb, az agyagos altalajhoz közelebb eső részek pedig tölgy, kőris, nyír s hamvas égerfa csemetékkal s esetleg tölgyemaggal ültetnek be. Ha azonban a talaj minőségét s azt, vajjon melyik fanemnek felel meg az leginkább, különböző okok miatt felismerni nem lehet, akkor egyes sorokban felváltva, az akác, fűz- és nyárfa, esetleg erdei- és feketefenyő ültetetik, s már rövid idő lejárta után az egyes fanem plántái útmutatóul fognak szolgálni, hogy jövőre ezen területen mely csemeték lesznek leginkább alkalmazandók.”* Véssey (1881) leírásából pontosan nem derül ki, hogy a Peszéri-erdőben konkrétan milyen telepítések történtek. Ugyancsak az uradalom területéről származik a leírás, miszerint *„a részben megkötött legalább némi fűvel benőtt [homokos] részek pedig erdei és fekete fenyővel, továbbá tölgy, kőris, hamvas égerrel ültetettnek be”* (Anonymus 1897).

A századfordulón a magok egy része a Dunántúlról érkezhetett a területre: *„az elvetésre szánt magvak közül az akácot neveljük, ha makktermés volt, úgy a tölgyet is, a többi magcsemetéket azonban Meithner körmendi magpergetőtől hozatjuk”* (Anonymus 1897), majd 1912-ben újra egy körmendi csemetekerttől érkezik feketefenyő csemete, akác mag és nyír csemete (Ráckevei uradalom okiratai, MNL OL).

Az *„1908–1912 között az ősi, pusztai tölgyerdőket kiegészítő peszéri erdőtelepítések”* (Babos 1972) egy aktívabb erdőtelepítési időszakra utal.

A Ráckevei uradalomban az 1920–30-as években egyre elterjedtebbé vált a mesterséges talajelőkészítés: *„gőzekével szántásba ültettek, vagy Kalocsáról fogadott kubikosokkal végeztették a talajforgatást, vagy helyben alkalmazott munkások rigolíroztak. Ahol letarolt erdőket fajajcserével újítottak fel, bakacsolást végeztek (tuskózással egybekötött 50*

cm-es mélyszántást). A fenyőket mindig mély művelésű, forgatott talajba ékásóval ültették” (Kolossváry 1961).

A 20. század elején nyáras foltokat is telepítettek „az uradalmi erdőgondnokság a kunpeszéri erdő laposaiban elegyetlen fehér- és szürkenyárfásokat telepített, amelyek ma magtermelési és nemesítési célokra szolgálnak” (Kolossváry 1961).

A Peszéri-erdő Arborétumnak nevezett erdőrészletét (minden ismert üzemtervben: 8B) 1937-ben létesítették, majd az ERTI továbbfejlesztette (Kolossváry 1961).

A Peszéri-erdő a 20. század folyamán a környező gyepek és szántók erdősítése révén fokozatosan szélesebbé vált. Az apróbb foltok erdősítését követően az 1940-es évek végétől az 1970-es évek végéig történik nagyobb területeken erdőtelepítés a Peszéri-erdő peremén (Negyedik Katonai Felmérés 1941, archív légifelvételek, üzemtervek). A Szalag-erdő különálló erdőfoltjait az 1940–50-es években telepítették (üzemtervek).

A 20. század közepén a tuskózást még kézi erővel végezték: „ásták, fordították és a gyökeret dobálták ki. Azt hazavitték. A helyét meg ültették be tölgygel vagy más fával. De ha szabadon szedtél tuskót az erdőben, az feles volt” (Gengelicki István *ex verb.* 2021). Az 1970-es évek előtt a mesterséges erdőfelújításokban az első néhány évben köztes művelés folyt: „az ültetvénybe kukorica volt közévetve, krumpli, vagy répa, ha olyan volt a föld. Csemetével együtt kellett kapálni az egész területet. Az első-második évben csinálták, mert utána már beárnyékolta a növény. Amikor bejöttek a gépek, akkor [fix] sortáv volt, tárcsázták a közét, akkor már nem tudtak vetni. Mert még lovakkal ekézték a csemetéket meg a terményt. Volt, aki még dinnyét is vetett közé. Kiadta az erdészet bérbe” (Gengelicki István és Aranka *ex verb.* 2021). A mesterséges erdőfelújításokat „általában kapálták, elejében kiadták, ahol föl volt szántva, lehetett bele vetni krumplit, ezt-azt, és akkor megkapálták, és ezzel együtt meg lett kapálva a csemete is, az első három-négy évben csinálták ezt. Utána volt tisztítás, ami volt sarj, azt levágták, az ott maradt, elszáradt, elkorhadt, nem hozták ki. Ritkítás is volt, az értékeseit ezeknek már felhasználták. Fatermelésnél az értékes fát felhasználták tűzifának meg épületfának, a gallyat meg összeszedték” (Kovács Jánosné *ex verb.* 2021).

Gyeppek

A Peszéri-erdőt ábrázoló legkorábbi kéziratos térképek közül a részletgazdagabb (Anonymus ~1787) már jelöl tisztásokat, illetve nagyobb gyepes foltokat, sőt legeltetést és kaszálást is említ. Anonymus (~1787) térképének feliratai szerint a Peszéri-erdő tölgyes részének 41%-a erdő, 8%-a kaszáló és 51%-a puszta volt, míg a nyíres-nyáras résznek 56%-a volt ritkás erdő és 44%-a puszta. Ballabár (1835) is minden bizonnyal ezt a felmérést vette alapul, ugyanis ugyanezeket az arányokat írja le. A Peszéri-erdő legkorábbi ismert állapotáról (Anonymus ~1787) tehát elmondhatjuk, hogy az erdőkomponens mellett igen jelentős volt a gyepes komponens is, amely nem csupán az erdő környezetében volt jellemző (lásd Első Katonai Felmérés 1783), hanem az erdő belsejében is. A puszta/pusztaság egyszerűen fátlan gyepes területet jelenthetett az uradalmi erdő területén.

A 19. század közepén a Peszéri-erdő erdőállománnyal borított részei (44,5%, 257 ha) mellett jelentős arányban voltak még jelen a gyeppek (40%, 231 ha) (Blahausch 1846). A

gyepek 36,5%-a kaszálható (véltetően üdőbb), 63,5%-a nem kaszálható (véltetően szárazabb) jelölést kapott Blahausch (1846) térképén.

Landbeck (1843) leírása szerint az erdőfoltok „sok fűvel és más szép, illatos növényekkel borított homokdombokkal váltakoznak, néha kitűnően festői csoportokat alkotva.”

Landbeck (1843) a tisztásokról az alábbi fajokat említi: *Linum austriacum*/perenne, *Achillea nobilis* (elképzelhető, hogy *A. ochroleuca*), *Thymus angustifolius* (*Th. glabrescens*/*pannonica*), *Centaurea coriacea* és *C. atropurpurea* (*C. scabiosa*), *Galium verum*, *Gypsophila fastigiata*, *Stipa pennata*. Frivaldszky (1859) bevezetőként leírja, hogy „a vigályos [ritkás] erdő virányos [virágos] oázai”-ban milyen gazdag rovarvilág van, majd később részletesen is beszámol az erdőben található gyepekről: „A homokdombok Serte levelű Cziczkóróval (*achilea setacea*) [elképzelhető, hogy *A. ochroleuca*], Vesszős és Nyéltelen Bókával (*astragalus virgatus* és *exscapus*) [*Astragalus varius*, *A. exscapus*], Sallangos Pofókával [*Dracocephalum austriacum*], a Derczefű (*gypsophila*) több fajával, s foltonként Homoki Gyopárral [*Helichrysum arenarium*] borítóák (...) a nyílt lapályos-nedves rétek szokott dús növényzetökkel díszlenek.” Kerner (1867–1879) Peszér Pusztához felsorolt lágyszárú fajtái közül az alábbiakról feltételezzük leginkább, hogy csak a Peszéri-erdő tisztásain láthatta: *Dracocephalum austriacum*, *Geranium sanguineum*, míg további érdekes fajemlétsései (pl. *Dianthus polymorphus*, *Astragalus exscapus*) származhatnak az erdőn kívülről is.

A Peszéri-erdőben a 20. század elején a felső-erdészháztól délre húzódó „buczkás területű szál erdőnek [tölgyes] azonban sok tisztása van, – részint homokos dombocskák, melyeken (...) a *Gnaphalium arenarium* [*Helichrysum arenarium*], valamint a nálunk ritka *Dracocephalum ruschyanum* [értsd *Dracocephalum austriacum*] is előfordul, – részint pedig mélyebben fekvő völgyecskék, melyekben mindenféle fű és virág buján terem” (Abafi-Aigner 1902). Minden bizonnyal ezeket a tölgyeseket és apró tisztásait érinthette „a vágásérett, gyöngyvirágos tölgyeseknek akácossá váló átalakítása” (Babos 1972) az 1920–30-as években (Babos 1958a).

A Peszéri-erdő északi végében az 1910-es években a már megkötött, de még többnyire gypes-cserjés homokbuckák között meglepően vízgazdag „mocsárszemek” voltak: „maguk a mocsárszemek a buczkák közötti mélyedésekben vannak; nyirkos teknők, laposok, amelyekben már egy-két ásónyom mélységben szennyes, sárgás víz fakad. Közepükön igen gyakran kerekded, süppedős víztócsa van, a mely vagy be van nőve, vagy közepén nyílt víztükröt mutat” (Tuzson 1915).

Az 1910-es években a felső-erdészháztól délre biztosan voltak még tisztások, ugyanis a magyar saktáblalepke két tisztáson fordult elő, melyek „nincsenek messze egymástól, és egy-egy hektárnyi területűek” (Gurney 1913). Az erdő középső és déli részében „a buckákon csak kevés növény található (...), de a köztük lévő jó vízellátottságú laposabb részeket sokféle virág borítja, sőt, néhány esetben, a különösen mélyfekvésű részekben, a talaj kifejezetten mocsaras, kedvez a nádnak” (Frohawk & Rothschild 1912). Hasonlóan a Peszéri-erdő vízbő buckaközeit emeli ki Schmidt (1913): „az erdők és tisztások mélyebben fekvő helyein nád, sás, *Iris pseudacorus* és egyéb vízi- illetőleg mocsári növények jelzik az egykori mocsarak nyomait.”

Az erdő déli részének szárazgyepjeiből 1920-ban Boros Ádám az alábbi fajokat jegyzi fel: *Helianthemum nummularium*, *Astragalus varius*, *Linum glabrescens* [*L. hirsutum*], *Dianthus serotinus*, *Sedum hillebrandtii*, *Thesium ramosum*, *Orobanche arenaria*, *Dorycnium sericeum* [*D. germanicum*], *Thalictrum flexuosum* [*Th. minus*], *Erigeron acer*, *Thalictrum galioides* [*Th. simplex* subsp. *galioides*], *Melampyrum arvense*, *M. cristatum*, *Anacamptis pyramidalis*, *Geranium divaricatum*, *Iris variegata*, *Anthericum ramosum*, *Peucedanum arenarium* (Boros 1915–1972).

Boros Ádám 1920-ban a Peszéri-erdőben található „buckaköz, mélyebb helyek” növényei közül az alábbiakat sorolja fel: *Hypochoeris maculata*, *Inula salicina*, *Centaureum uliginosum*, *Trifolium medium*, *Betonica officinalis*, *Veronica longifolia*, *Epipactis palustris*. A 13 évvel későbbi bejárása során, 1933. augusztus 15-én az erdő északi részén lévő homokbuckásból az alábbi fajokat említi: „*Populus tremula* (...), *Ephedra distachya*, *Carex glauca* [*C. flacca*], **Anacamptis pyramidalis*, **Epipactis atropurpurea*, **Salix alba*, **Betula pendula*, *Linum glabrescens* [*L. hirsutum*], *Helianthemum nummularium*, **Gentiana crutiata*. A *jelűek főleg nyírfás laposokban, a *Gentiana* csak egy ilyen mélyedésben. E helyeket jellemzik még a következők állományai: *Deschampsia caespitosa*, *Molinia caerulea*, *Schoenus nigricans*” (Boros 1915–1972).

A rendelkezésre álló források alapján úgy gondoljuk, hogy a Peszéri-erdő még jelentős mennyiségű gyepkomponenst tartalmazhatott a 20. század elején. A gyepek jelentős része buckatetők nyílt homoki gyepjei és buckaoldalak sztyepprétei lehettek, miközben a buckaközökben változó vízbőségű kékperjések, láprétek és mocsárfoltok voltak. Az üde teknők növényzete az 1920-as években a környező tájban lezajlott lecsapolási munkálatokat követően drasztikusan szárazodhatott, ugyanis „méréseinkkel a húszas évek végén megállapítottuk, hogy a talajvíz szintje kereken másfél méterrel szállt alá a peszéri erdőben” (Babos 1942). Az 1920-as évek legvégén tett bejárások alapján írja Daniel & Kolb (1929), hogy „Pfeiffer [helyi vezetőjük] szerint az erdő a korábbi években sokkal nedvesebb volt, és ennek megfelelően sokkal gazdagabb növényzetet mutatott. Például a nyiladékokban található kiterjedt *Scabiosa*-állományokból, amelyekkel H. Pfeiffer még korábban találkozott, a mi kétéves tartózkodásunk alatt csak apró maradványokat találtunk. Ez a kiszáradás minden bizonnyal a talajvízszint csökkenése miatt történt, melyet a mocsaras területek lecsapolása okozott.”

Az erdőbelseji gyeppek a beerdősítés, illetve az elcserjésedés következtében csökkenhettek le. A folyamat pontos üteméről azonban nincs információnk, ugyanis a Blahausch (1846) térkép és az első légifelvételek (1970-es évek) között nem rendelkezünk az erdő belső mozaikosságát ábrázoló forrással. A 19. század közepi 40%-os gyepkomponenssel szemben az 1990-es években csupán 9,2% volt a tisztások kiterjedése (ugyanarra a területre vonatkoztatva), amely azóta a cserjésedés miatt lényegesen tovább csökkent (1992-es és 2010 utáni légifelvételek).

Gyephasználat

A 18. század második feléből származó egyedüli gyephasználatot is tartalmazó forrásunk az Anonymus (~1787) térkép. A térképen egy helyen jelöl egy kaszálót a déli rész északi végében (a foltban szerepel a „*falcastrum*” felirat), továbbá a közepső

(tölgyes) részre vonatkozóan fás, kaszáló és puszta kategóriákra adja meg a területi arányokat. A térkép sarkaiban található jellemzéseknél legeltetés miatt gyengén fejlődő sarjerdőket ír az erdő északi és déli részéhez, amely legeltetést korlátozták a térkép létrehozásakor. A déli rész nyugati peremén egy pásztorszállást is ábrázol, „*Tugurium Pastorum*” felirattal. A középső rész leírása nem tartalmaz legeltetéssel kapcsolatos megjegyzést, miközben az erdő tisztásokkal erősen tagolt (Anonymus ~1787).

Az uradalmi erdőben található gyepek 19. századi használatáról is csupán szorványadataink vannak. Ballabár (1835) az erdőtömb déli részéről „*erdőterületek között fekvő*” „*pusztságokat és legelőket*” említ, Landbeck (1843) az 1838 nyarán történt bejárásának leírásában írja: „*a Peszéri-erdő kiváló legelőket kínál, amely megkönnyíti az ebben a végtelen pusztságban mindenképpen szükséges állattartást*”. Frivaldszky (1859) semmilyen gyephasználati tevékenységet nem említ. Blahausch (1846) térképe az erdő területén található gyepeket a kaszálhatóságuk alapján kategorizálja, mely utalhat aktuális vagy tervezett használatukra. A 19. század második felében a Kataszteri térképen (1880) az uradalmi erdő északi és déli foltjában az erdőt jelölő grafika mellett „L” betűt tüntetnek fel, tehát legeltetés is történt, miközben a középső részen az erdő-grafika mellett csak „sz.e.” (szálerdő) jelölés áll. A 19. században mindkét természettudományos forrás (Landbeck 1843, Frivaldszky 1859) az erdő környezetét pusztságként jellemzi, míg az erdőben virágos réteket ír, gazdag rovarvilággal, mely alapján a gyepek alacsonyabb intenzitású használatára következtethetünk.

A 20. század elejének gyephasznosításáról ugyancsak nagyon kevés adatunk van, de rendelkezésre áll három fénykép, melyeken a Peszéri-erdő egy-egy tisztása szerepel (6. ábra). Egy fényképpár készült 1910-ben, melyek a magyar sakktáblalepke élőhelyéül szolgáló két tisztást ábrázolják (Frohawk & Rothschild 1912). A harmadik fénykép 1912-ben készült, vélhetően ugyancsak az egyik sakktáblalepkés tisztáson (Gurney 1913). Az egyik 1910-es képen egy rendszeresen használt tisztás (legeltetett/kaszált), míg a másikon és az 1912-esen egy huzamos ideje kezeletlen tisztás látható. A fényképek alapján a Peszéri-erdőben egyaránt voltak kaszált és/vagy enyhén legeltetett, illetve használatlaltal régebb óta nem érintett tisztások.



6. ábra A magyar sakktáblalepke élőhelyéül szolgáló tisztások a Peszéri-erdőben a 20. század elején. A) „tipikus «Buczka»” (Frohawk és Rothschild 1912), B) „tipikus lapos nyílt hely” (Frohawk és Rothschild 1912), C) Czillinger János, erdőfelügyelő (balra) és Schmidt Antal lepkész (jobbra) (Gurney G.H. fényképe, Bálint és Katona 2013)

Figure 6. Photos of the habitats of the Hungarian Marbled White in the Peszér Forest at the beginning of the 20th century. A) 'typical "Buczka"' (sand dune) (Frohawk & Rothschild 1912), B) 'typical flat open space' (Frohawk és Rothschild 1912), C) János Czillinger forest inspector (left) and Antal Schmidt lepidopterologist (right) (photo: G.H. Gurney, Bálint és Katona 2013)

Egy szóbeli közlés alapján az első világháború idején – a Tanácsköztársaság alatt – szarvasmarhákat rejtettek el az erdőben (Rusznyák István *ex verb.* in Bálint & Katona 2013; ezt a szóbeli közlést megerősítő vagy cáfoló forrást nem ismerünk).

Az 1950-60-as években az arra alkalmas tisztásokat környékbeliek kaszálták. A széna felét az erdészeti lovak részére le kellett adni (Kovács Jánosné és Gengelicki István *ex verb.* 2021). „Ilyen kaszálók az erdő szélein voltak főleg, Bogárzói rész, meg az erdő vége felé. Az erdőben lévő tisztásokat lehetett kaszálni, szóltak az erdésznek, vagy megengedte vagy nem.

Az erdő alatt nem kaszáltak, nyiladékokat nem kaszálták” (Kovács Jánosné *ex verb.* 2021). „*A Rapcsák Pista bácsi abból pénzült egész nyáron. Az erdészetnél dolgozott, de amikor letették a munkát, akkor ment ezeket a tisztásokat kaszálni. Az erdészetnek is voltak lovai, és felezték. (...) Május végén kaszálni kell a tisztásokat. A fák alatt is kikaszálták, ahogy befértek*” (Gengelicki István *ex verb.* 2021). A tisztások ilyen típusú kaszálása akkor szűnt meg, amikor a lovakat gépekre váltották, tehát az 1960-as évek végén. Ezt követően a Bogárzó-tisztás kivételével nem volt kaszálás a belső tisztásokon (Kovács Jánosné és Gengelicki István *ex verb.* 2021).

Az erdő tisztásain a 20. század második felében alapvetően nem történt legeltetés, csupán az 1980-as évek végén a felső-erdészház körülöttei tisztásokat legelte hat-hét darab hízó bika. „*Szabadon jártak, nem voltak bekerítve. Járták a tisztásokat. Kárt nem csinált benne, csak tisztán tartotta az erdőnek az alját. Ekkoriban már a tisztásokat nem kaszálták*” (Gengelicki István *ex verb.* 2021). Az erdő nyugati és délkeleti szegélyét az 1990-es években juhokkal legeltették (Kajdácsi Józsefné *ex verb.* 2021).

Homokmozgások

A 19. század első felében a környező tájban több helyen is voltak mozgó homokbuckások, melyek általában túllegeltetés során alakultak ki. Megkötésüket fásítással és/vagy a legeltetés korlátozásával végezték (Molnár 2019a). A Peszéri-erdő környezetében a 18. századból nincsen egyértelmű homokmozgásra utaló adat, az első egy 1820–30-as évekből származó térképfelirat a mai Robbantó-tér környéki területről: „*Peszéri határra fekvő homok*” (Kaszap-Nagy 1820/1831).

A futóhomok megkötése korán megkezdődhetett, mert a Blahausch (1846) térkép egy 1842–46 között telepített nyárust jelöl a mozgó homokbuckás részről, illetve Frivadszky (1859) már így jellemzi az erdő északi részét: „*éjszak felől habos idomú, dombjait futó, részben már megkötött homok, aljasait televény képezi*”. A 20. század eleji magyar rovarászoktól származhat Frohawk & Rothschild (1912) információja, miszerint az erdő „*északi harmadát mintegy nyolcvan évvel ezelőtt [1830 környékén] mesterségesen erdősítették, és nagyrészt akácfaiból (Robinia pseudacacia) és nyárfákból áll, amelyeket olyan homokdombokra ültettek, amelyek az erdősítés idején szélfúttá és mozgó homokdombok voltak.*”

A Peszéri-erdő középső és déli részén nem volt a 19. században mozgó homokfelszín, kizárólag az északi részen (Buckai kerület északi fele) és az erdőtől közvetlen délre (a Vitéz-soron) jelölik a térképek, sokszor egészen pontosan lehatárolva a mozgó foltokat.

A homokmozgás megfékezése sokáig elhúzódhatott, mert az 1850-es években még nagy kiterjedésben (Második Katonai Felmérés 1859), majd az 1880-as években már kisebb kiterjedésben láthatók növénymentes foltok (Harmadik Katonai Felmérés 1882, Kataszteri felmérés 1880). Véssey (1881) részletesen jellemzi a futóhomok megkötésének szükségességét és gyakorlatát a Ráckevei uradalom területén, például, hogy a „*tiszta futóhomokból álló részei nyár, fűz és akác csemetékkal*” köthetők meg. A 20. század elejére megszűnhettek a mozgó homokbuckások a Peszéri-erdő környezetében, ugyanis „*sívó homok csak a peszéri üzemosztályhoz tartozó adacsi pusztán található*” a

Ráckevei uradalom területén (Anonymus 1897), és se Tuzson (1915) se Boros Ádám 1920-ban (Boros 1915–1972) nem számol be róluk, a Buckai kerületből csupán gyepes-cserjés homokbuckásokat említenek.

Védetté nyilvánítások

A Peszéri-erdő bizonyos részeit már a 20. század elején védetté nyilváníthatták, ugyanis 1913-ban már mint védett területet említik: „Magyarországon több védett terület is van, az egyik Puszta-Pészer, Pest megyében” (Anonymus 1913). A védettség instabilitására utal az, amit 1915-ben jegyeztek meg a területről: „Magyarországon a legkritkább fajok közül többeket a pusztulás veszélye fenyeget, különösen azokat, amelyek a Nagy-Alföldön fordulnak elő. Öröndetes, hogy (...) a jól ismert Puszta-Peszeren is erőfeszítéseket tesznek mintegy hét hektárnyi terület megőrzésére” (Anonymus 1915). A védettségi státusz valószínűleg annyira külföldi kezdeményezés lehetett, hogy még Kaán Károly sem értesült róla, mert a következőket írja: „egy rezerváció önkéntes létesítése nem került volna számottevő áldozatába ott [a magyar sakktáblalepke élőhelyén] az uradalomnak” (Kaán 1931). Mivel a „lepke az erdőgazdasági üzem során úgylátszik végleg kipusztult” (Kaán 1931) nem is kapott védelmet az erdő ebben az időszakban.

A 20. század második felében történnék meg az első védetté nyilvánítások, Babos Imre javaslatára, immár a különleges homoki erdők védelmét célozva (Csapody & Szodfridt 1970). Helyi védettséget kapott 1958-ban a „Gyöngyvirágos-tölgyes” (jelenleg 7B) (1194/1958. számú OTT. határozat), majd 1965-ben a „Nagy-tölgyfai-tag erdőállománya” (jelenleg 32D, a Rezervátum-tölgyes) és a „Nyíres-nyáras” (jelenleg 3C) (1984/1965. számú OTvH. határozat).

Az 1993-ban létrehozott Peszéradacsi Tájvédelmi Körzetnek (17/1993. (IV. 7.) KTM rendelet), és jelenlegi utódjának, a Peszéradacsi réteknek (22/1996. (X. 9.) KTM rendelet) nem része a Peszéri-erdő, továbbá a Kunpeszéri Szalag-erdő országos jelentőségű természetvédelmi terület (24/1998. (VII. 10.) KTM) is a klasszikus értelemben vett Peszéri-erdőtől keletre található.

A Peszéri-erdő szinte teljes területe (a honvédelmi rendeltetésű, észak-keleti rész kivételével) a Natura 2000 hálózat részévé 2004-ben a Felső-Kiskunsági szikes puszták és turjánvidék különleges madárvédelmi terület (HUKN10001), majd 2010-ben a Peszéri-erdő kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület (HUKN20002) formájában vált (14/2010. (V. 11.) KvVM rendeletet).

Kiemelt jelentőséggel bíró fajok

Osztrák sárkányfű (*Dracocephalum austriacum*): Frivaldszky (1859) a Peszéri-erdő gyepjeiből „Sallangos Pofóka”-ként említi, majd Kerner az 1860-as Peszér-pusztát is érintő bejárása során (Kerner 1867) láthatta és említi adatközlő cikksorozatában: „auf der Puszta Peszér bei Alsó Dabas” (Kerner 1874). Ezt követően két herbáriumi lapon szerepelnek Peszér Pusztáról gyűjtött példányok (Richter 1889: „Puszta-Peszér”; Steetz 1893: „Puszta Peszér”, cédula nyomtatott felirata: „Richter L. gyűjteményéből”). A faj utolsó említését és egyben legpontosabb lokalizálását Abafi-Aigner (1902) adja meg, miszerint az állomány a felső-erdészház körülötte tölgyes szálerdő homokdombos

tisztásain fordul elő, együtt a *Helichrysum arenarium*-mal. Boros Ádám több ízben is járt a Peszéri-erdőben (1920, 1933, 1934), de nem említi a fajt, miközben a Nyíri-erdőben még látta (Boros-napló 1915–1972).

Közönséges gyertyán (*Carpinus betulus*): A gyertyánt Frivaldszky (1859) megemlíti a Peszéri-erdő fafajai között („*Ágasbogas Gyertyán*”). Ma öt erdőrészből ismertek középidős egyedei. Babos Imre a Peszéri-erdőt jól ismerte, mégis azt írja, hogy csak Pótharaszton és Kunbaracson van aktuálisan (1954-ben) gyertyán állomány, továbbá, hogy „*be fogjuk vinni többek között Kunpeszér (...) tölgyesei, tényleg jó akácokai alá*” (Babos 1954). Arra következtethetünk, hogy a gyertyán jelen volt őshonos fajként az erdőben még a 19. században, de mai állományait a 20. század közepén telepítették. Jelenleg a gyertyán az üzemtervek szerint a Kunpeszér 115C és 32B erdőrészekben fordul elő, továbbá előkerült a 26F, a 29D (csak újulat), illetve a 8G és 8B határán két helyről is (Erdélyi et al. 2019a).

Hamvas éger (*Alnus incana*): A faj alföldi, homokbuckás környezetből származó adata meglepő, ezért érdemes foglalkozni eredetével, őshonosságával. Első adata az 1850-es évekből származik, „*Sima kérgű Éger*” megnevezéssel említi Frivaldszky (1859). A 19. század második felében a Ráckevei uradalom területén egyéb fafajok mellett a hamvas égert is ültették az üdébb termőhelyekre (Véssey 1881), majd a század végén írják, hogy a „*a tisztán futóhomok területek nyár és akácczal, a részben megkötött legalább némi fűvel benőtt részek pedig erdei és fekete fenyővel, továbbá tölgy, kőris, hamvas égerrel ültettetnek be*” (Anonymus 1897). Napjainkban a Buckai kerületben két buckaközi állománya ismert (Vadász Csaba *ex verb.* 2018, Erdélyi et al. 2019a). A faj őshonossága nem egyértelmű az eddig előkerült irodalmi adatok alapján, ugyanis az 1850-es években már legalább egy évtizede történtek uradalmi erdőtelepítések.

Mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima*): A fafajt a Ráckevei uradalom területén ugyan már az 1860-as években is csemeteként nevelik és kísérleteznek a telepítésével, de „*nagyban sikerülteknek még sem mondhatók (...) bálványfa a nálunk észlelhető késő fagyokat meg nem tűri*” (Véssey 1881). Valószínűleg a sikertelenség miatt végül nem telepítik széles körben. A Peszéri-erdőben először Faragó (1964) jelzi a 8B kísérleti erdőrészlet környékéről. Leírása alapján valószínűsíthető, hogy a fafaj már az 1930-as évek végétől jelen van a területen. Az üzemtervekben először csak 1971-ben jelenik meg, viszont ugyanebből a lokalitásból jelzik. Tömegessé válása az ezredfordulón következhetett be, jelenleg a Peszéri-erdő teljes területén elterjedtnek mondható (Erdélyi et al. 2019b, Hajagos 2019).

Zöld juhar (*Acer negundo*): A Ráckevei uradalomban már a 19. század végén is jelen volt a faj (Anonymus 1897). Peszéri-erdőbe bekerülését a 20. század első felére feltételezzük, 1958-ban már az erdő területén két állománya is volt, egy a mai 19A (1958: 20M,F) a másik a 26F (1958: 26A,G) erdőrészletben. Jelenleg a faj néhány foltban gyakori (Erdélyi et al. 2019a).

Kései meggy (*Prunus serotina*): a fafajt először 1937-ben ültették a Peszéri-erdő kísérleti erdőrészletébe (Babos 1954, Bidló és Faragó 1991), az üzemtervekben viszont csak sokkal később, 2002-ben jelent meg (Erdélyi et al. 2021b). Ma a teljes területen elterjedtnek mondható (Erdélyi et al. 2019a).

Nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*): Megjelenéséről pontos adattal nem rendelkezünk, mert a Ráckevei uradalomból Véssey (1881) a „*déli celtisz*” (*Celtis australis*) csemetekerti nevelését és kiültetését említi, Anonymus (1897) ugyancsak uradalmi léptékű kéziratában a „*Celtis australis*” áthúzva szerepel. Az 1958-as és 1971-es üzemtervekben nem szerepel a faj, az 1982-esben viszont már a 17-es erdőtagból (1982: 17A) és a 19D (1982: 19B), 29D (1982: 19H), 10B (1982: 10B) erdőrészekből is jelzik. Az utóbbi években kitermelt nyugati ostorfa egyedek tőkorong-számlálása egyöntetűen 75 (+5) évet eredményezett, tehát az 1940-es évektől biztosan jelen van a faj a Peszéri-erdőben (Erdélyi et al. 2021a). Ma a teljes területen gyakori (Erdélyi et al. 2019a).

Magyar sakktáblalepke (*Melanargia russiae clotho*): Bálint & Katona (2013) a magyar sakktáblalepke első Peszéri-erdőből történő említését a Frivaldszky (1859) tanulmányhoz kötötte. Landbeck 1838-ban járt a Peszéri-erdőben és 1843-ban megjelent cikkében a faj nagy egyedszámú jelenlétéről ír: „*a közönséges sakktáblalepkéhez (...) hasonló, de annál nagyobb és szebb nappalilepke faj (Melanargia clotho) virágról virágra repkedett a napsütötte homokdombokon. Ez utóbbi faj mérhetetlenül sok volt [ungemein zahlreich], de nehéz volt elkapni a ragyogó napsütésben; ezzel szemben reggel, amikor harmattól átázva, még álmosan lógtak a virágokról, minden mennyiségben le tudtuk szedni az ujjunkkal.*” A századforduló időszakából számos megfigyeléssel és gyűjtési adattal rendelkezünk (lásd Bálint & Katona 2013). Új forrásként került elő Gurney (1913) cikke. A korábbi évekbeli említésektől eltérően nagy mennyiségben látja a magyar sakktáblalepkét a szerző az 1912-es bejárása során: „*két óra körül értük el ennek a nagyon lokális fajnak (Melanargia iapygia var. suvarovius) a lelőhelyét, két helyen nagyon bőségesen és tökéletes állapotban találtuk*” (Gurney 1913). A bejárásról készült fotó hátulján kézírással szereplő mondat is erre utal: „*Suw. sok volt*” (lásd in Bálint & Katona 2013). A faj utolsó említései 1912-es vagy 1913-as bejárásokból származnak. Az első világháború után nem találták már meg a fajt. A kipusztulás oka egyelőre nem teljesen tisztázott (lásd Bálint & Katona 2013), elképzelhető, hogy több tényező együttesen járult hozzá az utolsó két részpopulációjának végleges kipusztulásához (pl. táji lecsapolások, legeltetés, erdősítések).

Tüskés lábú pozsgóc (*Bradyporus dasypus*): Egyetlen adata a bécsi Brunner-gyűjteményben található két lárva stádiumú egyed, amelyek céduláin Pusztá-Peszér áll: „*Pusztá-Peszér (duo specimina larvarum vidi Viennae in coll. Brunneriana.)*” (Pungur 1918). Egyelőre nem ismert a gyűjtő (lehetett Metelka Ferenc, mert osztrák rovargyűjtővel kapcsolatban állt, Váangel 1885b), a gyűjtés dátuma (ha Metelka gyűjtötte, akkor 1854 és 1885 között), illetve Peszér-pusztán belüli pontos gyűjtési lokalitása (egyelőre nem tudjuk, hogy a Peszéri-erdőből származnak-e a példányok vagy valahonnan a környező gyepekből). A pozsgóc peszéri előfordulásáról több forrással nem rendelkezünk, tehát Kolics et al. (2010) és Szövényi (2018) a pozsgóc peszéri előfordulása kapcsán hivatkozott Frivaldszky (1865) téves idézés, mert nem szerepel a tanulmányban erre utaló említés.

Érdes vemhe (*Onconotus servillei*): A pozsgóccal szemben több adata is van Peszér-pusztáról, konkrétan a Peszéri-erdőből: „*a peszéri pusztán*” (Frivaldszky 1865);

„pestmegyei Peszéri homoktalajú pusztán” (Frivaldszky 1867); „[Metelka Ferenc] a peszéri erdőben találta meg” (Vángel 1885b); „az 1879-ik év július havában, midőn a peszéri erdőt meglátogattam, a többi között e szöcskéből is két, még teljesen ki nem fejlődött példányt sikerült kézrekerítenem.” Vángel (1885a); „Alsó-Dabas, Örkény, Pusztá-Peszér” Pungur (1918). Az utolsó – megfigyelésen alapuló – említésnek dátuma, kipusztulásának lehetséges időszaka még nem tisztázott.

Kék vércse (*Falco vespertinus*): Az első kék vércse adat Petényi Salamonhoz köthető, aki az 1820-as években a faj viselkedését és tojásait alaposan tanulmányozza a Peszéri-erdőben (Herman 1891). Majd az 1930-as évek végén Landbeck (1843) említi, aki Petényivel járt a területen. Az 1850-es években „a Vörhenyeslábu Sólyom (*falco rufipes*) (...) itt nagy mennyiségben tenyészik” (Frivaldszky 1859). Egyszer még megemlíti egy összefoglaló munkában (Frivaldszky 1879a), de Bécsy (1971–1972) már nem említi az erdőből.

Fakó keselyű (*Gyps fulvus*): A faj egyedüli említése a Peszéri-erdőből Frivaldszky Imrétől származik: „1854-ben európai ragadozóink legnagyobbika, egy pár fakó keselyű is tartózkodott ezen erdőségben, valószínűleg fészkelési szándokkal; de, mielőtt ezt létesítheték, a vadász szenvedélynek estek martalékul” (Frivaldszky 1859).

Következtetések és javaslatok

A Peszéri-erdő hosszú távú vegetációs változásait és múltbeli használatát feltáró kutatásunk eredményei alapján elmondható, hogy a Peszéri-erdő a legkorábbi források (18–19. század) szerint tisztásokkal tagolt, pontosabban gyepes mátrixban elhelyezkedő erdőfoltok hálózata volt az erdészeti átalakítások előtt. A tisztások területének csökkenése már a 19. század közepén megindult. A gyepeket fokozatosan beerdősítették, a megmaradt tisztásokon az utóbbi évtizedekben intenzív cserjésedés zajlik.

A 18. században a tisztásokat kisméretben kaszálták, nagyobb részben legeltették. A legeltetés a 19. században valószínűleg csökkent, de nem szűnt meg; kaszálásról nincs konkrét adat. A 20. században a legeltetés többnyire csak a szegélyeken volt jellemző, a belső tisztásokon legfeljebb rövidebb ideig történt. A belső tisztásokat az 1960-as évek végéig kézzel kaszálták. A 18–20. század során a tisztásgyeppek használatát nem lehet pontosan feltárni, de a szórványadatokból körvonalazható, hogy a környező táj gyepjeinél lényegesen enyhébben használták az uradalmi erdő gyepjeit. Az enyhébb használatnak jelentős hatása lehetett a gyeppek fajkészletére, és hozzájárulhatott bizonyos fajok túléléséhez.

A heterogén termőhely, a gyepes-erdős mozaikosság és az alacsonyabb intenzitású gyephasználat együttesen eredményezhette a Peszéri-erdő egyedi fajkészletének 19. század végéig való fennmaradását. A Peszéri-erdő különleges gyepi fajainak egyik része a tisztások beerdősítésével párhuzamosan pusztult ki (pl. *Melanargia russiae clotho*, *Onconotus servillei*, *Dracocephalum austriacum*), másik része viszont a mai napig megtalálható a megmaradt tisztásokon (pl. *Anemone sylvestris*, *Gladiolus palustris*, *Iris arenaria*, *Iris variegata*, *Jurinea mollis*, *Pulsatilla nigricans*, *Seseli libanotis*).

A Peszéri-erdő elsődleges erdőállományát (tölgy, nyár, nyír erdőfoltok) a 18–19. században néhány évtizedes vágásfordulóval gazdálkodták, mely a kor fahiányából adódó „kényszermegoldás” volt. A rövid vágásforduló hozzájárult ugyan a tisztások fennmaradásához, de az erdők erős kihasználását jelentette.

A történeti vizsgálat alapján a Peszéri-erdőre jellemző egyedi fajkészlet megőrzésében kiemelt szerepe van a gyeperdő mozaikosságnak (amelyet a gyepekhez és az erdőszegélyhez kötődő fajok relatív nagy száma is jelez), ezért a tisztások arányának növelését, tehát a még meglévők fenntartását és lehetőség szerint újabb tisztások kialakítását javasoljuk. Az utóbbi évek sikeres kezeléseinek tapasztalatai alapján (OAKEYLIFE 2017–2022) lehetőség van az erdőállományok és a tisztások hosszú távú együttes fenntartására.

Számos növény- és állatfajnak a Peszéri-erdőben élő állományai Duna-Tisza közti léptékben is kiemelt jelentőségű (pl. *Anemone sylvestris*, *Gladiolus palustris*, *Jurinea mollis*, *Pulsatilla nigricans*, *Seseli libanotis*, *Sternbergia colchiciflora*, *Bolbelasmus unicornis*, *Euphydrias maturna*). A regionálisan ritka fajok lokális kihalásának veszélye jelenleg is releváns (pl. tisztások cserjésedése, termőhelyi és klimatikus változások). A történeti vizsgálat során előkerült források (térképek, leírások, szóbeli közlések) a Peszéri-erdő ritka állat- és növényfajainak gyakorlati természetvédelmében jelentős szerepet kaphatnak. Lehetőség nyílik ugyanis annak vizsgálatára, hogy a lokálisan értékes fajok aktuális előfordulási mintázatait milyen múltbeli (vegetációmintázat, használat, bolygatás) és jelenlegi adottságok (termőhely, vegetációszerkezet, erdőművelés) határozzák meg.

Köszönetnyilvánítás

Közvetlenül a történeti munkában nyújtott segítségükért hálás köszönettel tartozunk: Bálint Zsolt (MTTM), Barina Zoltán (MTTM), Bölöni János (ELKH), Darányi Nikoletta, Demeter László (ELKH), Hajagos Gabriella (MATE), Horváth Ferenc (ELKH), Horváth Gergő (MNL JNSZML), Höhn Mária (MATE), Irwin, Tony (Norfolk Museum), Katona Gergely (MTTM), Kocsis Katica, Künstlerné Virág Éva (MNL OL), Lestyán Csaba János, Máté András, Molnár Zsolt (ELKH), Németh Imre (KEFAG), Pifkó Dániel (MTTM), ifj. Pongrácz József (KEFAG Zrt.), Puskás Gellért (MTTM), Rác Nándor, Saláta Dénes (MATE), Semanova, Magdalena (STM KE), Szövényi Gergely (ELTE), Takács Attila (DE), Tímár Gábor (NFK), Tóth György, Török Enikő (MNL OL), Zsupos Zoltán (MNL OL).

Szóbeli közléseikért köszönettel tartozunk: Bartalné Kovács Ildikó, Berta Tibor, Gazdik Istvánné, Gengelicki Aranka, Gengelicki István, Kajdácsi Józsefné, Kovács Jánosné, Máté András, Németh Imre, Németh Lajos, Pajor Mihály, Szörös Kálmán.

A kézírásos latin és német nyelvű források fordításaiban köszönjük Péterfi Bence és Palásti Péter segítségét. Az összefoglaló angol fordítását Biró Marianna és Öllerer Kinga készítette.

A kutatás megvalósulását segítette a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság és a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, továbbá az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-20-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból finanszírozott szakmai támogatása.

Köszönjük Öllerer Kingának és Oroszi Sándornak a kézirat lektorálását.

Irodalom

- Abafi-Aigner L. 1902: Peszéri kirándulásaim. Rovartani lapok 9(4): 75–82.
- Anonymus ~1787: Delineatio generalis sylva betularea, populis intermixtae praedii Pöszer (S 168 - No. 32. Kunpeszér (Pest m., ma Bács-Kiskun m.)). Kéziratós térkép, Magyar Nemzeti Levéltár Országos Levéltára, Budapest.
- Anonymus 1897: Nincs cím. – Kézszel írott kézirat, P2178 F 1. 209 és 219. doboz, Magyar Nemzeti Levéltár Országos Levéltára, Budapest.
- Anonymus 1915: The President's Adress. Transactions of the Entomological Society of London 131–151.
- Babos I. 1942: Időszerű kérdések. Erdészeti Lapok 81(7): 301–308.
- Babos I. 1954: Alsó koronaszintek létesítése a Duna-Tisza-köze homokhátán. Erdőgazdaság 8(18): 10–11.
- Babos I. 1954: Hozzászólások. A Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományok Osztályának Közleményei 4(1-2): 83–86
- Babos I. 1955a: A Duna–Tisza közti homokhát termőhelyfeltárása. Erdészeti Kutatások 2: 3–53.
- Babos I. 1958a: Szemelvények a homoki akácok termőhelyvizsgálati eredményeiből. Az MTA Agrártudományok Osztályának Közleményei 3–4: 381–398.
- Babos I. 1972: A ráckevei volt királyi uradalom peszéri és adacsi erdeinek a történetéből. Az Országos Erdészeti Egyesület Erdészettörténeti Szakosztálya Közleményei 5–7: 53–60.
- Bakács I. 1982: Iratok Pest megye történetéhez 1002–1437. Pest Megyei Levéltár, Budapest. p. 532.
- Bálint, Zs., Katona, G. 2013: Notes on the Hungarian populations of *Melanargia russiae* (Esper, 1783) extinct since a hundred years (Lepidoptera: Nymphalidae, Satyrinae). Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici 105: 179–198.
- Balla A. 1792: Mappa specialissima regionibus coeli juxta recentissimas observ: astronomicas accomodata i. regni Hungariae comitatuum Pest Pilis et Solth articulariter unitorum: item Jazygiae Cumaniae Majoris et Minoris. S_107_-_No._76/1-2. 1:300 000. Magyar Nemzeti Levéltár Országos Levéltára, Budapest.
- Ballabár A. 1835: Beszámoló a Peszéri kerületről. P-2178-F-1 1834–1836, Magyar Nemzeti Levéltár Országos Levéltára, Budapest.
- Bécsy L. 1971–1972: Adatok a Peszéri-erdő madárvilágához. Aquila 78–79: 93–97.
- Bedekovich L. 1792: Mappa super situ, et extensione aquarum a Danubio videlicet usque territoria Iocorum Oltsa, Inács, Gyón, Eső, Sz/ent/ György, Baracs, Kiss Balázs, ac Izsák diffusarum juxta illum statum, in quo die 22 et successivis app, et maji diebus constiterunt, delineata, T_21. Magyar Nemzeti Levéltár Jász-Nagykun-Szolnok Megyei Levéltára, Szolnok.
- Bidló A., Faragó S. 1991: Exótatelepítések a Duna-Tisza közti homokterületen. Erdészeti Lapok 124(5): 143–144.
- Biró, M., Bölöni, J., Molnár, Zs. 2018: Use of long-term data to evaluate loss and endangerment status of Natura 2000 habitats and effects of protected areas. Conservation Biology 32(3): 660–671. DOI: [10.1111/cobi.13038](https://doi.org/10.1111/cobi.13038)
- Blahausch, W. 1846: Forst-Karte über den zur k. k. Familie Herrschaft Peszérer Wald [S 168 - No. 41. Kunpeszér (Pest m., ma Bács-Kiskun m.)], 1:5680. Kéziratós térkép. Magyar Nemzeti Levéltár Országos Levéltára, Budapest.
- Boros Á. 1915–1972: Florisztikai jegyzetek. Kézirat, MTM Tudománytörténeti Tára, Budapest.
- Czagányi L. 2000: Bugyi község története. Bugyi Önkormányzat, Bugyi. p. 971.
- Csapody I., Szodfridt I. 1970: Természetes erdőtípusok védelme. Erdészeti Lapok 105(5): 222–226.
- Daniel, F., Kolb, L. 1929: Beiträge zur Lepidopteren-Fauna Zentral-Ungarns. Mitteilungen der münchener entomologischen Gesellschaft 19–20: 335–346.
- Erdélyi A., Hartdégén J. 2020: Élőhelytérképezés a Peszéri-erdőben. Kutatási jelentés, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest. p. 80.

- Erdélyi A., Hartdégén J., Halpern B., Vadász Cs. 2019a: A Peszéri-erdőben előforduló idegenhonos fásszárú növényfajokról. Kutatási jelentés, Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Erdélyi A., Hartdégén J., Molnár Á.P., Vadász Cs. 2019b: A mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima* (Mill) Swingle) finomléptékű elterjedésének vizsgálata archív és recens adatok alapján a Peszéri-erdőben. Tájökológiai lapok 17(1): 75–84.
- Erdélyi A., Hartdégén J., Molnár Á.P., Malatinszky Á., Vadász Cs. 2021a: A nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis* L.) elterjedése a Peszéri-erdőben. Poszter, 12. Magyar Ökológus Kongresszus, Vác.
- Erdélyi A., Knakker B., Hartdégén J., Malatinszky Á., Vadász Cs. 2021b: Inváziós fafajok első megjelenési helyszíneinek (primer fertőzési góccainak) finom léptékű meghatározása a Peszéri-erdőben. Poszter, 12. Magyar Ökológus Kongresszus, Vác.
- Erdős, L., Ambarlı, D., Anenkhonov, O.A., Bátori, Z., Cserhalmi, D., Kiss, M., Kröel-Dulay, Gy., Liu, H., Magnes, M., Molnár, Zs., Naqinezhad, A., Semenishchenkov, Y.A., Tölgyesi, Cs., Török, P. 2018: The edge of two worlds: A new review and synthesis on Eurasian forest-steppes. Applied Vegetation Science 21(3): 345–362. DOI: [10.1111/avsc.12382](https://doi.org/10.1111/avsc.12382)
- F. Szabó G. 1930: Pest-Pilis-Solt-Kiskun vm. általános ismertetője és címtára. Budapest. p. 360.
- Faragó S. 1964: A bálványfa. In: Lengyel Gy. (szerk.): Erdészeti kutatások. Az Erdészeti Tudományos Intézet közleményei 60: 87–110.
- Frivaldszky I. 1865: Jellemző adatok Magyarország Faunájához (13 kőrajzú tábla). A Magyar Tudományos Akadémia Évkönyvei 11. kötet (1864–1869). pp. 1–275.
- Frivaldszky J. 1867: A magyarországi egyenesröpiék magánrajza (Monographia orthopterorum hungariae). Székfoglaló értekezés, Budapest. p. 216.
- Frivaldszky J. 1879: A budapesti fauna rövid rendszeres átnézete a fajok lelhelyeivel s azokra vonatkozó jegyzetekkel, Aves-Madarak. In: Margó T (szerk.): Budapest és környéke állattani tekintetben II. A budapesti fauna rövid rendszeres átnézete.
- Frivaldszky, I. 1859: Hazánk faunájára vonatkozó adatok és a puszta-peszéri erdő. Magyar Tudós Társaság Évkönyvei 9: 19–28.
- Frohawck, F.W., Rothschild, H.N. Ch. 1912: Some Notes on the Life-history of *Melanargia japiigia* subsp. suwarovius. The Entomologist 45: 237–241.
- Gurney G.H. 1913: A Month's Collecting in Hungary. The entomologist 46: 54–57, 101–104, 158–164.
- Hajagos G. 2019: A mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima*) tömegességi viszonyainak vizsgálata a Peszéri-erdőben archív üzemtervi adatok alapján. Diplomadolgozat, Szent István Egyetem, Gödöllő. p. 51.
- Herman O. 1891: J. S. v. Petényi Der Begründer der Wissenschaftlichen Ornithologie in Ungarn 1799-1855 – Ein Lebensbild. Ungarisches Nationalmuseum, Budapest. p. 137.
- Kaán K. 1931: A Kiskunsági ősturjánok és tartozékaik. In: Kaán K. (szerk.): Természetvédelem és a természeti emlékek. Révai testvérek irodalmi Intézet Rt., Budapest. pp. 130–134.
- Kalády J. 1952: Tegyük ipari jellegűvé a fakitermelés munkáját. Erdészeti lapok 87(2): 107–115.
- Kaszap Nagy J. 1820, 1831: Halász Péter Úr három, ugmint Péter, Zsigmond és Julianna successori gyóni és némely a dabasi külső és belső allerodialis birtokainak föld abrosza (PML IV. 165. d. (PMU) 77. Gyón és Dabas (Pest m.) közötti határban lévő, a Halász családot illető földterületekről készített térkép), 1:7200. Kéziratós térkép. Pest Megyei Levéltár, Budapest.
- Kerner, A. 1867: Die Vegetations-Verhältnisse des mittleren und östlichen Ungarns und angrenzenden Siebenbürgens, I. Einleitung. Oesterreichische Botanische Zeitschrift 17(5): 133–141.
- Kerner, A. 1867–1879: Die Vegetations-Verhältnisse des mittleren und östlichen Ungarns und angrenzenden Siebenbürgens 1–102. Oesterreichische Botanische Zeitschrift.
- Kneidinger, A. 1778: Charten von denen ka[mmer]al Pradien Adáts und Pöszér zur Herrschafft Ráczeve gehörig, der löbl. Pester Gespannschafft einverleibet ... (S 11 - No. 830:96.), 1:57 600. Kéziratós térkép, Magyar Nemzeti Levéltár Országos Levéltára, Budapest.

- Kocsis K. (szerk.) 2018: Magyarország Nemzeti Atlasza. Természeti környezet. Magyar Tudományos Akadémia, Csillagászati és Földtudományi Kutatóközpont, Földrajztudományi Intézet, Budapest. p. 187.
- Kolics B., Zilay T., Dragan C., Kolics-Horváth É., Müller T. 2010: A magyarországi fauna kipusztult szöcskeóriása: a tüskéslábú pozsgóc (*Bradyporus dasypus*). Összefoglaló a faj biológiájáról, a tartásáról és visszatelepítésének lehetőségeiről. *Állattani Közlemények* 95(1): 35–46.
- Kolossváry Sz. 1961: Adatok a kerekegyházai homokfásító kísérleti erdészet történetéből. *Erdészeti kutatások* 1–3: 241–273.
- Landbeck L. 1843: Der Pöszérer-Wald und seine Bewohner. *Das Buch der Welt* 2: 164–169.
- Magyar E. 1975: Dabas és környéke a középkorban. In: Petri E. (szerk.): *Tanulmányok a 700 éves Dabas történetéből*. Dabas Nagyközségi Tanács, Dabas. pp. 30–54.
- Máté A., Vidéki R. 2015: Peszéri-erdő (HUKN20002) kiemelt jelentőségű természetmegőrzési terület. Natura 2000 fenntartási terv. Felsőcsatár-Kecskemét. p. 114.
- Mikovinyi S. 1737: Pest megye térképe. Országos Széchenyi Könyvtár.
- Miskei A. 2016: A Csepel-sziget és Ráckeve mint királyi és szultáni birtok (15–18. század). *Líceum Kiadó, Eger*. p. 426.
- Molnár Á.P. 2019a: A Turjánvidék Natura 2000 terület déli részének tájtörténeti elemzése. *Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest*. p. 159.
- Molnár Á.P. 2019b: Monitoring-tevékenységet megalapozó tájtörténeti elemzés a Peszéri-erdő kiemelt jelentőségű természetmegőrzési területen. *Kutatási jelentés, Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét*. p. 828.
- Molnár Á.P. 2022: A Peszéri-erdő tájtörténeti forrásadatbázisa. *Kézirat, Gödöllő*, p. 942.
- Molnár Á., Demeter L., Fülöp B., Csicsek G., Nyári L., Vadász-Besnyői V., Koncz P., Deák M., Bódis J., Sisák I., Lestyán Cs. J., Vadász Cs. 2017: Az észak-kiskunsági meszes homoki erdőössztyepp-komplex recens vegetáció-dinamikája. *Poszter, XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Eger*.
- Molnár Zs., Biró M. 2010: A néhány száz évre visszatekintő, botanikai célú történeti tájökölógiai kutatások módszertana. *Földrajzi Tanulmányok* 5: 109–126.
- Molnár Zs., Kun A. (szerk.) 2000: Alföldi erdőössztyepp-maradványok Magyarországon. *WWF Füzetek* 15. *WWF Magyarország, Budapest*. p. 55.
- Molnár Zs. 2014: 9110 Kontinentális erdőössztyepp-tölgyesek. In: Haraszthy L. (szerk.): *Natura 2000 fajok és élőhelyek Magyarországon. Pro Vértes Közalapítvány, Csákvár*. pp. 904–909.
- Pirkner E. 1915: Az uralkodó család ráczkevei uradalma. *Erdészeti lapok* 54(2): 46–60.
- Pungur Gy. 1918: Ordo. Orthoptera. Classis. Insecta. In: Paszlavszky J. (szerk.): *A Magyar Birodalom állatvilága III. Arthropoda, Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest*: 1–16. (kézirat lezárva 1899)
- Rácz N. 2020: Keresőzés fémkereső nélkül. *Kézirat, Szentendre*. p. 14.
- Ruttkay, M. 1763: *Generalis Topographia defluxus Danubii per Comitatus Articulariter unitos Pest-Pilis-Solth decurrentis, ... S_12_-_Div._XIV._-_No._3*.
- Ruttkay, M. 1765: *Specialis Delineatio Praedii Eszód Inclyto Comitatu Pestiensi adjacentis Cum designatione Plagarum Controversarum, circa idem Praedium occurentium, unius nempe, cum Vicina Possessione Gyón, alteriu vero, cum Praedio Peszér, Simul ac expressione Situs Nat (S 11 - No. 718.), 162 mm = 1 200 bécsi öl. Kézirat térép. Magyar Nemzeti Levéltár Országos Levéltára, Budapest*.
- Schmidt A. 1913: Az *Oxytrypia orbiculosa* Esp. fejlődési és elterjedési viszonyai. *Rovartani Lapok* 20(3–6): 33–62.
- Stulmiller, M. 1839: *Situations Plan von dem k. k. Wald in Pescér (S 168 - No. 33.), 1:11 040. Kézirat térép. Magyar Nemzeti Levéltár Országos Levéltára, Budapest*.
- Szakály F. 1994: Gazdasági és társadalmi változások a török hódítás árnyékában. *Előadások a történettudomány műhelyeiből* 5. *História Könyvtár, Budapest*. p. 39.

- Szövényi G. 2018: Egyenesszárnyú rovarok a Duna–Tisza közti Turjánvidéken (Orthoptera). In: Korda M. (szerk.): Természetvédelem és kutatás a Turjánvidék északi részén. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. pp. 473–508.
- Tóth K. 1973: Természetvédelem Bács-Kiskun megyében. Erdészeti Lapok 108(5): 227–232.
- Tuzson J. 1915: A Magyar Alföld növényföldrajzi tagolódása. Matematikai és Természettudományi Értesítő 33: 170–179.
- Váangel J. 1885a: Várnász egy szöcskefajnál. Rovartani lapok 2(1): 18–19.
- Váangel J. 1885b: Metelka Ferencz életrajza (1814–1885). Rovartani Lapok 2(7): 129–133.
- Véssey F. 1881: A cs. és kir. család ráczkevei uradalma futóhomok-területének erdősítése. Erdészeti Lapok 20(5): 329–337.

Egyéb források

- Első Katonai Felmérés, Magyarország (1782–1785). Arcanum Adatbázis Kft., Österreichisches Staatsarchiv, <https://maps.arcanum.com/hu/map/firstsurvey-hungary>
- Második Katonai Felmérés, Magyar Királyság (1819–1869). Arcanum Adatbázis Kft., Österreichisches Staatsarchiv, <https://maps.arcanum.com/hu/map/secondsurvey-hungary>
- Harmadik Katonai Felmérés, Habsburg Birodalom (1869–1887), 1:75000. Arcanum Adatbázis Kft., HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Hadtörténeti Térképtára, <https://maps.arcanum.com/hu/map/thirdsurvey75000>
- Negyedik Katonai Felmérés, Magyarország (1941). Arcanum Adatbázis Kft., Hungarian War Archives, <https://maps.arcanum.com/hu/map/hungary1941>
- Kataszteri térképek, Habsburg Birodalom (XIX. század). Arcanum Adatbázis Kft., <https://maps.arcanum.com/hu/map/cadastral>
- Erdészeti üzemtervek 1958–2002, KEFAG Zrt. Észak-Kiskunsági Erdészete, Kerekegyháza.
- LIDAR felvétel 2020: A Peszérei-erdő digitális domborzatmodellje. Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság.
- Ráckevei uradalom okiratai, Magyar Nemzeti Levéltár Országos Levéltára, Budapest.
- Országleírás 1783: A II. József-féle (I.) katonai felmérés Országleírás című, német nyelvű, katonai szempontú szöveges jegyzőkönyvei. HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum Hadtörténeti Térképtára, Budapest.
- 99040 1385. szeptember 1. Magyar Nemzeti Levéltár Országos Levéltárának Diplomatikai Levéltára
- 73453 1477 november 19. Magyar Nemzeti Levéltár Országos Levéltárának Diplomatikai Levéltára

HISTORICAL ANALYSIS FOR NATURE CONSERVATION – THE PAST THREE CENTURIES OF THE PESZÉR FOREST

Á.P. MOLNÁR¹, A. ERDÉLYI², J. HARTDÉGEN³, M. BIRÓ⁴, I. PÁNYA⁵,
Cs. VADÁSZ⁶

¹Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute for Wildlife Management and Nature Conservation / Biological Sciences Doctoral School, H-2100 Gödöllő, Páter k. u. 1., e-mail: molnarabel@gmail.com

²Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute for Wildlife Management and Nature Conservation / Environmental Sciences Doctoral School, H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1.

³Duna-Ipoly National Park Directorate, H-1121 Budapest, Költő u. 21.

⁴Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany, H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

⁵Katona József Museum of Kecskemét, 6000 Kecskemét, Bethlen krt. 1.

⁶Kiskunság National Park Directorate, H-6000 Kecskemét, Liszt Ferenc u. 19.

Keywords: sand forest steppe, Kiskunság, forest history, land-use history

The Peszér Forest is one of the most valuable sand steppe forest habitat complexes in Hungary. It was once the habitat of valuable species such as the Austrian dragonhead (*Dracocephalum austriacum*), the Hungarian Marbled White (*Melanargia russiae clotho*), and the Southern Barbed-wire Bush-cricket (*Onconotus servillei*). Recent studies on vegetation dynamics and issues raised during conservation planning created the need for a historical analysis of the forest. The Peszér Forest is located in the Northern Kiskunság, northeast of Kunpeszér village, in the Danube–Tisza Interfluve. The undulating sand dune system under the forest creates heterogeneous habitat conditions for the vegetation. Sand grasslands and fens in the clearings of the Peszér Forest are still of outstanding conservation value. The Peszér Forest was part of the Ráckeve estate from the early 18th century until 1945. The forest was managed as a short-rotation coppice forest until the end of the 19th century. The clearings were afforested from the mid-19th century onwards so that the initial ca. 40% coverage of grasslands gradually decreased to 9.2% by the 1990s. Grassland management intensity was much lower in its territory than in the surrounding landscape during the 19th and 20th centuries. The diverse combination of heterogeneous habitat conditions, various grassland–forest mosaics, and low grassland management intensity may have resulted in the development and survival of a unique species composition until the end of the 19th century. The main cause of the extinction of some vulnerable species might have been the almost complete disappearance of clearings during the 20th century. Based on the historical study, the valuable species composition of the Peszér Forest can be sustained in the long term by increasing the proportion of clearings and maintaining the structural diversity of the native forests.

AZ NRMH MÓDSZERTANÁNAK FEJLESZTÉSE A BUDAI SAS-HEGYEN

PÁCSONYI Diána¹, BAKÓ Gábor²

¹Óbudai Egyetem, Interspect Kutatócsoport
1034 Budapest, Doberdó u. 6., e-mail: pacsonyi.diana@gmail.com

²Interspect Kft.
2314 Halásztelek, II. Rákóczi Ferenc út 42., e-mail: bakogabor@interspect.hu

Kulcsszavak: természetvédelem, nagyfelbontású légi távérzékelés, tájvédelem, élőhely, ortofotó

Összefoglalás: A Nagyfelbontású Repülőgépes Monitoring Hálózat (NRMH) olyan extrém nagy felbontású (0,5–5 cm-es) légi távérzékelésű felvételekkel és háttéradatbázissal dolgozik, melyek terepi vizsgálatokkal kiegészítve részletes adatokat szolgáltatnak tájakat reprezentáló mintaterületekről. Európai és hazai vegetáció-, élőhely- és biodiverzitás-monitorozó hálózatokkal összhangban számos környezet- és természetvédelmi probléma megoldásához jelentenek az ily módon szerzett adatok hatékony hozzájárulást. Kutatásunkban az NRMH módszertanának fejlesztését ismertetjük, mely során a felszínborítási térképek megalkotásában automatizált lépéseket vezettünk be, ezzel jelentősen csökkentve a szükséges időráfordítást, mely ilyen nagy részletességű téradatak esetében számottevő. Ezáltal a vegetációtérképezési műveletek gyorsabbakká és könnyebben elvégezhetőbbekké válnak, lehetővé téve a módszertan nagyobb területekre való kiterjesztését. Vizsgáltuk a módszer korlátait, például melyek azok a felszínborítási kategóriák és társulások, amelyek térképezése terepi jelenlét nélkül nem oldható meg kellő pontossággal. A fejlesztést a Budai Sas-hegy Természetvédelmi Területen végeztük el és megalkottuk a terület felszínborítási, vegetáció- és élőhelytérképét, illetve felmértük természetességét.

Bevezetés

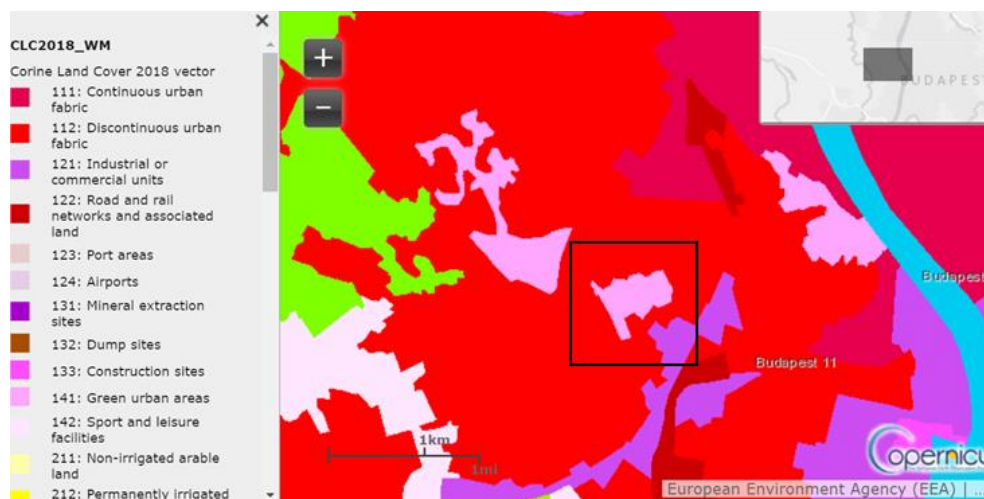
Korunk tudományos fejlődése egyre kifinomultabb informatikai eszközök bevonását teszi lehetővé a természetvédelem feladatának elvégzésébe, annak minél hatékonyabb megvalósítása érdekében. A részletes adatgyűjtés és a komplex adatfeldolgozás növeli a természetmegőrzési beavatkozások hatékonyságát (Fisher et al. 2018). A számos alkalmazási terület közül a légi távérzékelés, mint az új monitoring hálózatok alappillére, gyors ütemben fejlődik, jelenleg is számos hazai és külföldi szervezet foglalkozik a benne rejlő, de még ki nem dolgozott lehetőségek kiaknázásával.

Az Interspect Kft. kutatócsoportja egy az egész országra kiterjedő repülőgépes megfigyelőrendszer felállításán és tökéletesítésén dolgozik. 2008 és 2018 között kialakítottunk egy új, minden eddiginél részletesebb légi felméréseken alapuló módszert, a Nagyfelbontású Repülőgépes Monitoring Hálózatot (NRMH; angolul High Resolution Aerial Monitoring System, HRAMS), melyet jelenleg 25 mintaterületen tesztelünk.

A természetvédelmi területek távérzékelési és térinformatikai módszerekkel végzett vizsgálata jelenleg az egyik legjobb módszer, ugyanis így a terepi adatgyűjtés aránya és a fizikai kontaktus lecsökkenthető; az eljárási módok és eszközök nagy választékának köszönhetően szinte bármilyen térképezési jellegű monitoring kutatást támogathatunk vele; feltérképezhetővé teszi a földön nehezen megközelíthető

területeket; illetve gyors és költséghatékony módszert jelent (Belényesi et al. 2013). A légi távérzékelés modern formája az NRMH módszertanában is alkalmazott extrém nagy felbontású repülőgépes felmérés, ezek az eljárások komoly múltra tekintenek vissza (Koch 2015). A fél centiméteres terepi felbontást épp Magyarországon érték el először, ennek a hálózatnak az előkészítő kísérletei során (Bakó et al. 2014). A légi fotogeometria Európában már régóta nagy szerepet játszik, például az erdőgazdasági készletek nyilvántartásában (Koch 2015). Számos tanulmány foglalkozik a vegetáció térbeli állapotváltozásának nyomon követésével, azonban jelentős részük elsősorban műholdas adatok feldolgozására fókuszál, pedig a nagy terepi felbontású légi távérzékelési eljárások hatékonyabban segítik a növényzet élőhelyen belüli változásainak detektálását (Murariu et al. 2017). Ezért az Amerikai Egyesült Államokban is ez utóbbit alkalmazzák például a rovarok károkozásainak feltérképezésében, mert a műholdakkal gyűjthető paramétereken túl még számos nagyléptékű információra is szükség van a természetvédelmi és az erdőgazdálkodási beavatkozások megtervezéséhez (Cortés és Moltzan 2017).

Hazánkban a természeti értékek megőrzéséért és a természeti erőforrásgazdálkodás hatékony működéséért alkalmaznak többek közt számos kisléptékű téradatot, és az európai szintű CORINE téradatbázist, ugyanakkor ez utóbbi elsősorban műholdas felvételekkel dolgozik; részletes elemzések nehezen valósíthatók meg vele (1. ábra) (Bakó 2019a). A magyar tájakban bekövetkező gyors változások (pl. inváziós növényfajok térhódítása, mikroklíma átalakulása, átformálódó gazdálkodások által elindított folyamatok) megfigyelése egy a CORINE rendszerével harmonizált, de az abban felhasználtknál nagyobb felbontású és gyakrabban készülő felmérések segítségével lenne sikeres (Bakó 2019a).



1. ábra A Sas-hegyet a CORINE Land Cover 2018 adatbázisában „Városi zöldterület” (141) felszínborítási kategória fedi

Figure 1. Mt Sas-hegy is indicated as 'Green urban area' in CORINE Land Cover 2018 database

Az NRMH hosszútávú célja egy az ország természeti területeit monitorozó repülőgépes megfigyelő hálózat megvalósítása. Célunk, hogy általa válaszokat találjunk a fenntartható tájgazdálkodás legsürgetőbb kérdéseire, országos lefedettséget biztosítsunk, továbbá a hálózat objektív, jól dokumentálható és visszaellenőrizhető legyen. A módszertan lényege, hogy sűrű ismétlésű légi felvételekkel (0,5–5 cm terepi felbontású ortofotókat rögzítve és háromdimenziós pontfelhőket megalkotva) részletes felvételek készülnek a szakemberek által kijelölt mintaterületekről; ezekből különböző, a szakterületeknek lényeges információk olvashatók ki, melyekből idősoros, változáskövető térinformatikai adatbázis hozható létre (Bakó 2019b).

A nagy terepi felbontás megnöveli a légi felmérésekből megszerezhető információk mennyiségét és minőségét, olyan lehetőségeket is kínálva, amelyeket a klasszikus (5–20 cm) terepi felbontású ortofotók nem támogatnak (Bakó 2019b). Rendszeres légi felmérések készítésével a kinyert információkból lehetőség nyílik vegetációtérképezésre; erdőszegélyek, gyepek változásainak nyomon követésére; egyes beavatkozásoknál alapállapot rögzítésre, a rehabilitáció, környezetrekonstrukció sikerének ellenőrzésére; továbbá vízimadár populáció vizsgálatára, fenntartható erdő- és gyepgazdálkodás ellenőrzésére, stb. (Bakó 2019b). Mivel a repülőgépről 800 méteres magasságban is készíthetők nagy felbontású felvételek, az alapfelmérés során a vizsgált közeget nem éri zavaró hatás (Molnár és Góber 2020).

Felméréseink során jelenleg pilóta által vezetett merevszárnyú repülőgépeket használunk; a drón, avagy UAV, alkalmazása egyelőre a berendezések minőségéből és a jogi korlátokból adódóan erősen korlátozott a módszertanban, a területek nagy száma és termelékenységi igények miatt. A kisméretű (<6 kg) UAV-okra gyárilag telepített szenzorok színvisszaadása és képdinamikája elégtelen az NRMH követelményeihez. A konzumer drónok fényképein a lombkoronák csúcsa beég, a talajon az árnyékos részek feketék, nem létezik optimális expozíció például a téli erdőfelvételek esetében. Ez a technológia ezért csak kiegészítő lehetőségként van jelen, pl. hirtelen fellépő, azonnali kivizsgálást igénylő anomáliák felvételezésénél (Bakó 2019a).

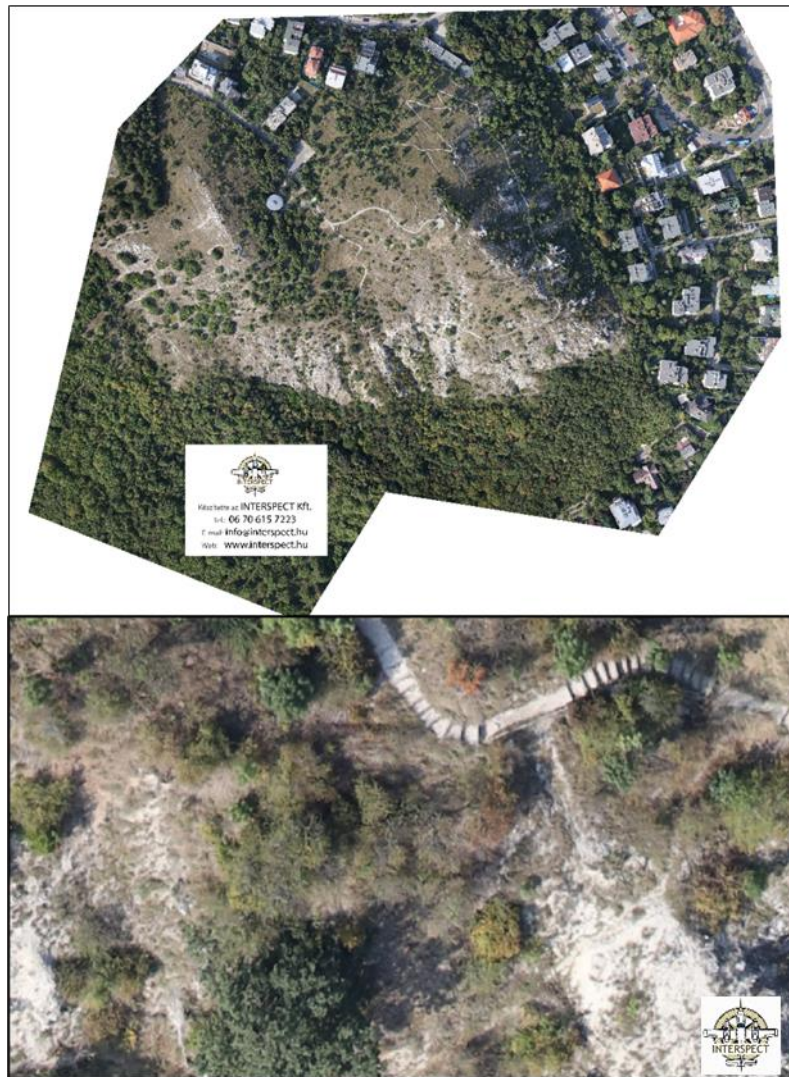
A repülőgépről mérőkamerával készített extrém nagyfelbontású légi felmérések akkor jelentenek költséghatékony módszert, ha csupán kisebb, néhány négyzetkilométeres területről készülnek, ezért a módszerhez a vizsgált tájakat reprezentáló mintaterületeket választunk ki (Bakó 2019a). Ezek kijelölésében nemzeti parkok, természetmegőrzési intézmények vannak segítségünkre. A munkálatokat országos területi hatályú természetvédelmi engedéllyel végezzük. Hazánk összes jellemző természetes tájrészletét és élőhelyét 400–600 mintaterülettel lehetne lefedni az NRMH módszertanát alkalmazva; ugyanakkor a természetközeli területek mellett érdemes lehet különböző mértékben beépített településrészekre is kiterjeszteni a hálózatot a környezetvédelem és városrendezés szolgálatáért (Molnár és Góber 2020).

A következőkben ismertetett kutatás az NRMH módszertanát veszi alapul, célja az azon belül már alkalmazott jelenlegi folyamatok automatizált lépések bevezetésével

való fejlesztése, annak érdekében, hogy gyorsabbak és könnyebben elvégezhetőek legyenek a vegetáció térképezési műveletek, melyek a nagy részletességű téradatok esetében rendkívül időigényesek. Amennyiben a vizsgálati folyamatok gyorsabban, hatékonyabban, megbízhatóbban zajlanak, több és nagyobb méretű mintaterület vonható be a hálózatba. Ennek érdekében terveztük meg automatizálható lépések bevezetését a felszínborítási elemek detektálásában és lokalizálásában. Vizsgáltuk a módszer korlátait, például hogy melyek azok a felszínborítási kategóriák és társulások, amelyek meghatározása nyári aszpektusban nem oldható meg terepi jelenlét nélkül kellő pontossággal. Célunk volt továbbá terepi és labormunkáinkkal kiterjeszteni az NRMH mintaterületeinek hálózatát a Budai Sas-hegy Természetvédelmi Területre, melyet méretéből adódóan sűrű időközönként csak nagymértékű automatizálással lehet hatékonyan monitorozni. A terület korábbiaknál részletesebb élőhelytérképének megalkotása elengedhetetlen lépése volt a kutatásnak.

A módszertan fejlesztését így a Dunai-Ipoly Nemzeti Parkhoz tartozó Budai Sas-hegy Természetvédelmi Területen teszteltük. A felszínborítási, vegetáció- és élőhelytérképek elkészítésével lehetővé válik felvétele az NRMH mintaterületeinek hálózatába. Ez a fokozottan védett terület különleges kincse Budapestnek: annak ellenére, hogy a város szorosan köré épült, egyedülálló módon megmaradt természetközeli állapotában, sziklagyepjei számos védett és ritka növényfajnak adnak otthont, mikroklimája megfelelő élőhelyet biztosít maradvány- és bennszülött fajoknak. A hasonlóan elszigetelt és hasonló összetételű élőhelyek állapotváltozásainak megfigyeléséhez is példaként szolgálhat.

A terület legutolsó élőhelytérképe 2012-ben készült (Tóth és Illyés 2012), mely a most is érvényes hazai szabványt használta a kategóriák megállapítása során, az 1997-ben kidolgozott, az országban folyó élőhely monitorozási munkákat összehangoló Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszert (ÁNÉR 2011) (Bölöni et al. 2011). Ezen kutatásban a legértékesebbnek számító, csúcsok környéki őshonos vegetációs területeknél a következő potenciális kategóriákat állapították meg: mészkedvelő nyílt sziklagyeppek (G2), zárt sziklagyeppek (H1) és felnyíló, mészkedvelő lejtő és törmelékgyeppek (H2). A valóságban azonban ezeket komplex élőhelyekként értékelték, ugyanis erősen mozaikoltak másodlagos élőhelytípusokkal: galagonyás-kökényes-borókás száraz cserjések (P2b), idegenhonos cserje vagy japánkeserűfű uralta állományok (P2c), ültetett erdei- és feketefenyvesek (S4), jellegtelen száraz-félszáraz gyeppek (OC).



2. ábra A Sas-hegy Interspect Kft. által készített ortofotójának részlete
Figure 2. Ortho-image of Mt Sas-hegy by Interspect Ltd.

Anyag és módszer

A felmérés kezdő lépéseként távérzékelési feladatokhoz átalakított merevszárnyú repülőgéppünk 700 m terepfeletti repülési magasságban, előre programozott, D-GPS-technológiával vezérelt saját gyártmányú digitális mérőkamerával (IS 5) fényképezte a Sas-hegyet. A teljes területfedéses, nagyjából azonos részletességű fényképezést a terepkövető repülés tette lehetővé, amely a domborzatot követve osztja fel repülési sorokra a munkaterületet. A felvételek közötti 80 – 80 % átfedés teszi lehetővé a részletes háromdimenziós feldolgozást, a felületmodell és az ortofotó előállítását. Erre azért volt szükség, mert minél több fényképfelvételen jelenik meg egy térpont, annál pontosabban mérhető be a fotogrammetriai fázisban annak x, y koordinátája és tengerszinthez viszonyított magassága, illetve a több pixel a színvisszaadás pontosságát is javítja. A terep felett nagy magasságban zajlott a repülőgépes fényképezés, így az nem zavarta meg az élővilágot és a látogatóközpont hétköznapjait sem. Másrészt a terep feletti 500–800 m repülési magasság kellően alacsony ahhoz,

hogy a légkör spektrális torzító hatásai még ne érvényesüljenek radikálisan. Ennek ellenére az ortofotóink spektrális kalibráción is átestek, amelyben a kiegészítő spektrométeres mérés volt segítségünkre.

A direkt tájékozási adatokkal ellátott fényképeket eredményező repülést terepi geodéziai mérés (illesztőpont gyűjtés) és fotogrammetriai labormunka követte (egy blokkban kezelt sugárnyaláb kiegyenlítéses eljárással), amelynek eredményeként előállítottuk a nagyrészletességű háromdimenziós színezett pontfelhőt és az ortofotó mozaikot (geoTIF formátum). Ezek a 3 cm terepi felbontású, kiemelkedően részletes geokódolt állományok teszik lehetővé a pontos kiértékeléseket a labor- és terepi feladataink során.

A következő lépés a rögzített terület vektorgrafikus felszínborítási, élőhely-, természetesség- és vegetációtérképének előállítása volt. Ebben a fázisban számítógépen interpretáltuk a téradatokat, azaz elkészítettük a munkaterület tematikus vektorgrafikus folttérképét. Ezt a QGIS (Quantum Geographical Information System – Földrajzi Információs Rendszer) programban végeztük el. Az ortofotó teljes fedésű, átfedés- és hézagmentes folttérképpé alakításának elve az NRMH módszertanán alapul, mely szerint egy olyan téradatbázist alakítottunk ki, amely a felszínborítási elemek megfelelő jelölésével statisztikailag összehasonlítható más, a rendszerünkhöz tartozó területtel (1. táblázat).

1. táblázat A felszínborítás fedvény jelrendszere

Table 1. Key of the land cover layer

LC (Felszínborítás, Land Cover) jelölése (http)	
1	Fás szárú vegetáció lombkorona borítás
2	Erdei lékek
3	Mesterséges objektumok
4	Borításmentes vízfelületek
5	Kopár talaj
6	Gyep
7	Karok, kopár sziklák
8	Mesterséges burkolatok
9	Antropogén területek (sűrűn beépített, az építmények és szilárd burkolatok között nem természetes vegetációval borított egybefüggő területek)

A Sas-hegy területén számtalan helyen látható sziklakibúvás, a felszínt nagy százalékban a hegy felépítő kőzete, a dolomit adja. Ezen 7-es felszínborítási kategória manuális térképezése (berajzolása) roppant időigényes munka lett volna, ezért itt bevezettünk egy automatizálási módszert, ezzel kezdve a vektorgrafikus folttérkép létrehozását.

A módszer hatékonynak bizonyult, ugyanis a 3 cm terepi felbontású ortofotó-mozaikunkon egyetlen geoprocesszel 5 cm élességgel leválogattuk a nyílt terület összes sziklakibúvását és felszíni kőzetét. Ennek érdekében az első lépésben RGB színek szerinti határértékek mentén létrehoztuk a terület raszteres dolomit

térképfedvényét (Shapiro és Stockman 2001). Feketével helyettesítettük az ortofotó azon pixeleit, amelyek intenzitás értéke kisebb volt az általunk kijelölt határértéknél. Ezt az értéket a felszínborítás elemzésével, a határértékek változtatásának empirikus követésével határoztuk meg. Ennek a lépésnek a lényege a felszíni kőzettel borított területek kijelölése volt, melyek alapvetően fehéres színűek, de a szennyezések okozta elszíneződések és az árnyékok színmódosító hatása miatt szélesebb színintenzitási skálát adnak ki. Ily módon fehér színt kapott minden, nem felszíni kőzettel borított terület, míg feketével kitöltve jelent meg minden felszíni kőzetmegjelenés.

Az így létrejövő egycsatornás, kizárólag 0 vagy 255 értékeket tartalmazó raszteres képen a QGIS szoftverrel elvégeztük a „Raster to Vector” felületkészítési eljárást. Az eredményről kapott Shape (.shp) formátumú vektor az alacsony intenzitású metaadattal rendelkező poligonok törlése után kizárólag a felszíni kőzetek borítását tartalmazza. Az MMU (minimal mapping unit, azaz legkisebb térképezési egység) miatt jelen esetben a 0,0056 m²-nél kisebb foltokat törölni kellett, ami legegyszerűbben az attribútum tábla terület oszlopának növekvő elrendezésével, és a kisebb értékek törlésével valósítható meg. A raszteres állományból, mint bemenő adatból, a vektorgrafikus fedvényt létrehozó algoritmus a pixelek sarkában hibásan zárja a szigetpoligonokat, mert a foltok találkozásánál közös koordinátapárba teszi az elemeket. Emiatt szükséges a QGIS eszköztárában megtalálható „Geometriai javítás” futtatása, amely egzakt felszínborítási felületeket tartalmazó vektorgrafikus térképfedvénné alakítja a geometriai hibákkal terhelt fájlt. Felismertük továbbá, hogy a geometriák akkor is alkothatnak önálló szigeteket egy ilyen félautomatikus munkamenet lefutása után, amikor ez nem célszerű. Ebben az esetben több poligonhoz közös attribútum sor tartozik a háttéradatbázisban, ami szerkesztési hibákhoz és a terepi hardverek hibás működéséhez vezethet a későbbiekben. Ezt a problémát a „Multipart Split” nevű beépülő modullal orvosoltuk.

Mindemellett szükséges a térkép kézi szerkesztése és ellenőrzése is, mert a karrokra, dolomit sziklakibúvásokra vonatkozó folttípus csak 98%-os felületi pontossággal ábrázolja ilyen nagy léptékben a terepi valóságot, így esetlegesen tévesen ebbe a kategóriába kerülhetnek ide nem tartozó objektumok.

Az árnyékok okozta zavarás nagyrészt javítható, azok külön, automatikus kijelölésével és – a megvilágítási iránytól függően – a legközelebbi megfelelő folthoz adásával. Ezek után még érdemes átnézni a kiértékelt térképet és manuálisan javítani az esetleges hibákat.

Az erdőfoltok és bokorcsoportok leválasztása hasonló automatizált módon lehetséges, kiegészítve szín es textúra alapú, valamint objektumorientált képelemzési eljárásokkal. Így minden szabadon álló fa- és cserjeegyed, illetve nagyobb erdőrésztlet és cserjés folt külön lehatárolható automatikusan. Azok a foltok, amelyek nem különíthetők el öntanító algoritmusok alkalmazása nélkül, manuálisan, vizuális interpretációval kerülnek lehatárolásra. A nagyobb facsoportban lévő eltérő lombkoronájú fákat külön poligonként berajzoltuk utólag, illetve a holt fákat is bejelöltük. Lombkoronakontúrok, illetve a gyepek esetén az ortofotón is egyértelműen látható eltérő foltok határvonalai mentén szegmentáltuk a területet, előkészítve az

élőhelytérkép megalkotását. Manuálisan határoltuk le a mesterséges objektumokat, épületeket, mesterséges burkolatokat.

Ezzel a félautomatikus módszerrel nagyságrendekkel gyorsítható a kiértékelés, így évente akár 4 légi felmérés is elvégezhető volna.

A fenti lépésekkel létrehoztuk a terület teljes felszínborítási adatbázisát. A következőkben ennek az adatbázisnak az attribútum adatokkal való feltöltését végeztük el, először laboratóriumi interpretációs módszerrel, majd terepbejárással pontosítva az adatokat.

A térképezésnek szintén fontos eleme a területspecifikusan kialakított adatbázis megtervezése. Kialakítottuk az adott terület vektorgrafikus felület alapú téradatbázisának mintatábláját, úgy, hogy az illeszkedjen az NRMH módszertanába ([http](http://)), ugyanakkor könnyű legyen lekérdezéseket és komplex számításokat végezni vele a terület kezelőjének.

A felmérés során alkalmazott attribútumok a 2. táblázatban olvashatók.

2. táblázat A felmérés során vizsgált attribútumok

Table 2. Attributes studied during the survey

Kategória	Leírása
Domináns faj	A felső lombkoronaszint, vagy a gyepek domináns növényfajai
Kísérőfaj	A foltban észlelt egyéb fás és lágyszárú növényfajok, illetve gombafajok
LC (Felszínborítás, Land Cover)	Milyen felszínborítási elemet jelöl a folt; 1-től 9-ig
Élőhely	Az adott folt élőhely besorolása (ÁNÉR 2011)
Talajadottságok	Talajtípus
Potenciális vegetáció	Az adott területen ilyen vegetáció valószínűsíthető antropogén hatás nélkül
Természetesség	Növényzetértékelési szempont; 0-tól 5-ig
Tájhasználat	A felszín funkcionalitása
Terület	Folt valószínű mérete (m ²) (automatikusan számolt)
Anomáliák	A foltban tapasztalt szokatlan jelenségek, melyeket fontos megemlíteni, pl. bolygatás, degradációt okozó vagy veszélyeztető tényezők
Megjegyzés	Kifejthető a folt bármely releváns tulajdonsága, például itt jelöljük meg a holtfa jelentését is
Originator	Folt adatainak feltöltésében résztvevők felsorolása
Azonosító	Folt azonosító száma (automatikus)

A Természetesség kategóriákat az Ökológiai Kutatóközpont honlapján is ismertetett tematika szerint soroltuk be (Takács és Molnár 2007).

Az élőhelyek kategóriákba való besorolása során az ÁNÉR (Bölöni et al. 2011) típusait és jelöléseit használtuk, figyelembe véve a 2012-ben készült élőhelytérkép osztályozását is (Tóth és Illyés 2012). Ez utóbbi hibrid kategóriákkal dolgozott, ugyanis sok foltban mozaikos komplex megjelenés tapasztalható, így mi is ezeket használtuk. Jelölésükben az elsőnek említett élőhelytípus az uralkodó – a második- vagy

harmadikféle elem többségében becserjésedett jellegre utal. Az első (fő-) kategóriák magyarázata:

- G2-mészkedvelő nyílt sziklagyep
- H1-zárt sziklagyep
- H2-felnyíló, mészkedvelő lejtő és törmelékgyep
- P2b-galagonyás-kökényes-borókás száraz cserjések
- P2c-idegenhonos cserje vagy japánkeserűfű uralta állományok
- S4-ültetett erdei- és feketefenyvesek
- OC-jellegtelen száraz-félszáraz gyep

Az adatbázisunk feltöltésében használt hibrid kategóriákat a 3. táblázatban ismertetjük.

3. táblázat A területen előforduló élőhelytípusok és kódjaik (ÁNÉR 2011) (Bölöni et al. 2011)
Table 3. Habitat categories and codes in the area (ÁNÉR 2011) (Bölöni et al. 2011)

Hibrid ÁNÉR kód	Név
G2-H2	nyílt dolomitsziklagyep és dolomit sziklafüves lejtő élőhelymozaik
G2-P2c	cserjésedő nyílt dolomitsziklagyep
H1-P2b	cserjésedő budai nyúlfarkfüves dolomitsziklagyep
H1-P2b-P2c	cserjésedő zárt dolomitsziklagyep
H1-P2c-P2b	cserjésedő zárt dolomitsziklagyep
H1-S4	feketefenyővel beültetett zárt dolomitsziklagyep
H2-P2b	cserjésedő dolomit sziklafüves lejtő
H2-P2c	erodált felszínű, cserjésedő dolomit sziklafüves lejtő
OC-H2	elgyomosodott és kaszált dolomit sziklafüves lejtő
P2b-P2c	inváziós és őshonos fajokkal cserjésedett terület
P2b-P2c-G2	becserjésedett nyílt dolomitsziklagyep
P2b-P2c-RDb	nagyrészt őshonos fajokkal cserjésedő, erdősödő nagy kiterjedésű terület
P2c	orgonabozót
RDb-P2b-P2c	cserjésedő, erdősült terület
S4-H1	zárt dolomitsziklagyep helyére telepített sűrű feketefenyő állomány
U2	magán kert

A felszínborítási térkép térinformatikai rendszerben való megrajzolása után több alkalommal terepi validálást végeztünk a vegetáció feltérképezéséhez, különös tekintettel a sziklagyep élővilágára. Az adott foltokhoz (amelyeket előzetesen rajzoltunk meg a feljebb ismertetett módon) az összes domináns fajt és az élőhelytípusokat határoztuk meg, illetve minimum 10 kísérőfajt, amennyiben jelen volt ennyi. Továbbá rögzítettük a felmért foltok talajtípusát, természetességét. A kísérőfajok meghatározásának módszertana kettős súlyozási rendszeren alapul:

1. A nagyobb borítású fajoknak általában nagyobb az ökológiai hozzájárulásuk, ez érvényesül a legtöbb esetben az ökoszisztéma szolgáltatásokban. Ezért ez az elsődleges adattárolási szempont.

2. Milyen különleges fajok találhatók az adott foltban:
 - 2a) védettek
 - 2b) környezeti szennyezést jelentenek (inváziós fajok, környezetátalakító funkciókkal)
 - 2c) adott klímaterületen nem jellemzőek (érdekességek, megfigyelések).

Az adatokat egyszerre rögzítettük papíron és tableten is, ez utóbbin a QGIS program telefonkompatibilis QField alkalmazásában, az oda előzőleg feltöltött ortofotó és a megrajzolt felszínborítási térkép alapján. Ez hasznos tapasztalatszerzés volt a terepi hardverigények felméréséhez: az applikáció gyorsaságát jelentősen befolyásolta a terület mérete és a vektoros térkép részletessége, illetve a vektorgrafikus fedvény geometriai hibátlansága.

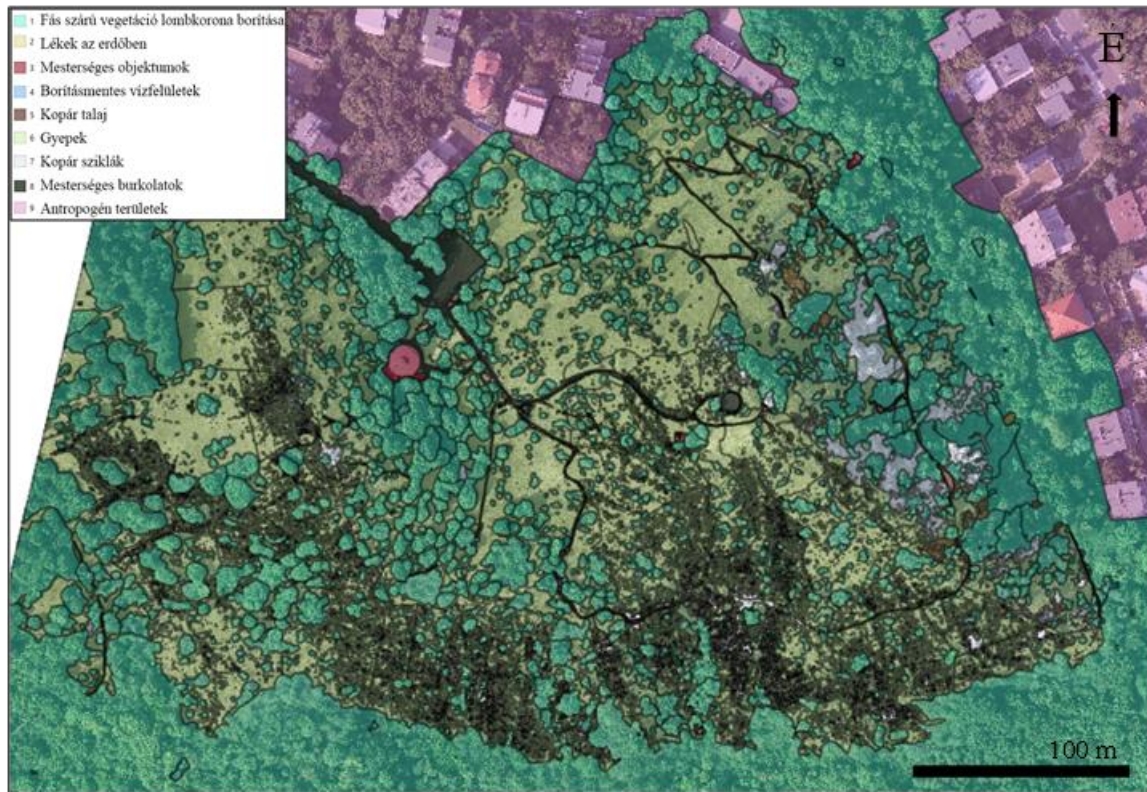
Labormunka során a terepi felmérés alkalmával gyűjtött adatok alapján (ezt jelölve a térkép attribútum táblázatában) hozzáálltunk azon foltok attribútumainak kitöltéséhez, melyeket nem mértünk fel a terepen. Az ortofotó és a terepen beazonosított fajok jelölése alapján, a foltok színeit és textúráját figyelve, meghatároztuk a teljes térképhez a domináns és kísérőfajokat. Következéseinkhez felhasználtunk korábbi irodalmi munkákat, élőhely- és vegetációtérképezéseket is, elsősorban Tóth Zoltán és Papp László „A budai Sas-hegy edényes flórája” (Tóth és Papp 2012), illetve Tóth Zoltán és Illyés Zoltán „A budai Sas-hegy vegetációtérképezése” (Tóth és Illyés 2012) című publikációit.

A következő terepi periódusban a becsült adatok ellenőrzése történt, ahol szükséges, javítva az attribútumokat. A tévesen rögzített adatokat számszerűsítve kiszámoltuk a labormunka pontosságát, megállapítva mennyire hatékony megoldás a módszer nyári aspektusban alkalmazva, és melyek azok a társulások, amelyek felméréséhez elengedhetetlen a terepi szemle.

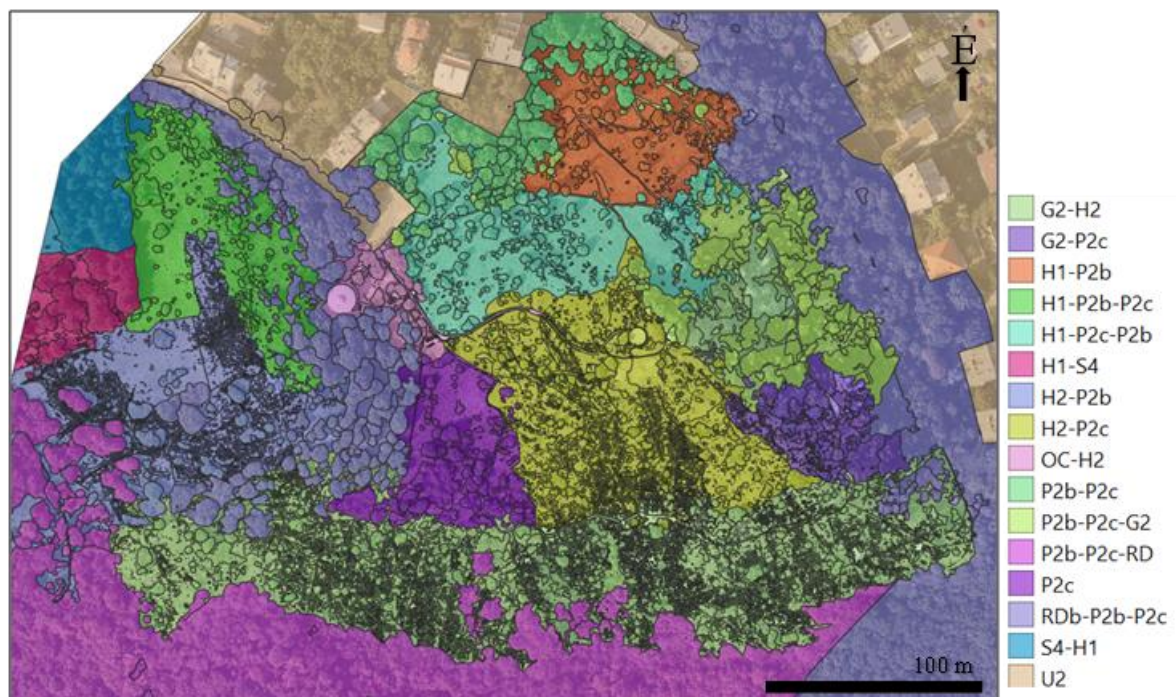
Eredmények és megvitatásuk

Bevezettünk automatizálható lépéseket a felszínborítási kategóriák lokalizálásában, ezáltal gyorsabban lehet megalkotni a vektorgrafikus folttérképet az ortofotó-mozaik alapján. A karrok, dolomitsziklakibúvások automatikus detektálása és lehatárolása ennek a mintaterületnek az esetében legalább harmadára csökkentette a térképezéshez szükséges időráfordítást a kézi vizuális interpretációs teszt alapján. Ez a felszínborítási kategória foglalja magában a töréspontokat a legnagyobb arányban a teljes vektoros térképműben.

Távérzékelési adataink alapján létrehoztuk a Sas-hegy eddigi legrészletesebb vegetáció- és ökoszisztéma szolgáltatás térképét (3–4. ábra). Az elkészült térképek illeszkednek az NRMH módszertanába, tartalmazzák a hálózatba való felvételhez szükséges attribútumokat: felszínborítás, domináns fajok, kísérőfajok, élőhelytípus, természetesség, talajjellemzők, terület.



3. ábra A Sas-hegy megrajzolt felszínborítási térképe és jelkulcsa
 Figure 3. The land cover map of Mt Sas-hegy with legend



4. ábra Az elkészült élőhelytérkép (kategóriák különböző színnel jelölve)
 Figure 4. The habitat map (categories marked by different colours)

A területről készült klasszikus léptékű vegetáció- és élőhelytérképezés (Tóth és Illyés 2012) eredményeivel összehasonlítva elmondható, hogy az általunk alkalmazott nagyléptékű (3 cm terepi felbontású) vizsgálattal a kisebb élőhelyfoltok is észlelhetők,

így pontosabb adatok nyerhetők többek közt élőhely-besorolás tekintetében, legfőképp a cserjésedő nyílt és zárt dolomitsziklagyeppek, az inváziós és őshonos fajokkal cserjésedett területek és a dolomit sziklafüves lejtők lehatárolásánál (4. táblázat). Felmerülhet, hogy az eltérő területnagyságok a két felmérés közt eltelt 8 éves időszak alatt történt valós változásokkal is magyarázhatók, azonban ekkora mértékben változások nem mentek végbe, a területen folyamatosan jelen lévő természetvédelmi szakemberek elmondása szerint sem.

4. táblázat A klasszikus léptékű (2012) és az NRMH módszerével (2020) készült felmérések összehasonlítása az élőhelyek felmérésében

Table 4. Comparison of surveys taken with classical resolution (2012) and the method of HRAMS (2020) in habitat mapping

ÁNÉR hibrid kategóriák	Terület 2012 (m ²)	Terület 2020 (m ²)	Mennyivel pontosabb az NRMH módszere (%)	Élőhelyek eloszlása a térképezett területen (2020) (%)
G2-H2	18042,49	19582,66	8,54	20,41
G2-P2c	1419,90	2106,43	48,35	2,20
H1-P2b	2709,31	3609,57	33,23	3,76
H1-P2b-P2c	3979,03	5175,51	30,07	5,40
H1-P2c-P2b	6113,84	6361,07	4,04	6,63
H2-P2b	8272,01	7922,72	4,22	8,26
H2-P2c	11878,77	11272,43	5,10	11,75
OC-H2	1126,67	1394,85	23,80	1,45
P2b-P2c	5243,43	3899,03	25,64	4,06
P2b-P2c-G2	7095,26	5246,66	26,05	5,47
P2c	3520,53	3724,93	5,81	3,88
RDb-P2b-P2c	21961,44	25630,97	16,71	26,72
Egyéb élőhelytípusok	4564,18	-	-	-

A vizsgált terület egészen jelöltük a foltok természetességi kategóriáját (Takács és Molnár 2007). Ez labormunkával elvégezhető volt a foltok attribútumai alapján. Az adatértékelésnél nem számoltuk bele az ortofotón látható, azonban a természetvédelmi terület kerítésén kívül eső antropogén területeket (0 és 1 természetességi besorolás). A növényzetet értékelve megállapítottuk, hogy a terület mintegy 90%-a természetes állapotú, mely igazolja a természetvédelmi terület védettségi státuszát, illetve az utóbbi évtizedek természetmegőrzési munkálatainak sikerességét (5. táblázat).

5. táblázat Természetességi kategóriák szerinti területi eloszlás a Sas-hegy vizsgált területén
Table 5. Distribution of naturalness categories in the studied area of Sas-hegy

Természetességi besorolás	Terület (m ²)	Területi eloszlás (%)
0	2415,77	1,58
1	2718,39	1,77
2	5415,50	3,53
3	1691,23	1,10
4	2376,58	1,55
5	138586,88	90,46

Megvizsgáltuk, hogy melyek azok a felszínborítási kategóriák és társulások (elsősorban a Sas-hegyre is jellemző nyílt, zárt és cserjésedő sziklagyepek, illetve bokorerdővel mozaikolt lejtő- és törmelékgyepek esetében), amelyek meghatározása nem oldható meg terepi jelenlét nélkül kellő pontossággal. Ennek a vizsgálatnak elsősorban az volt a célja, hogy megállapítsuk, hogy a nem legmegfelelőbb időszakban, azaz nem ősszel vagy kora tavasszal, hanem a nyári időszak végén, mikor még meglehetősen homogén a zöld lombzat, milyen pontossággal lehet leválogatni kizárólag labormunkával a fa- és cserjefajokat. Tehát ennél az eredménynél mindenképp csak pontosabb leválogatást tesz lehetővé egy a megfelelő időben készített felvétel, amire már rendelkezésre állnak publikációk (<http>). A következő fajok meghatározása esetében a terepi jelenlétet elengedhetetlennek tartjuk (6. táblázat):

- Deres csenkesz (*Festuca pallens*)
- Egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*)
- Virágos kőris (*Fraxinus ornus*)
- Magas kőris (*Fraxinus excelsior*)
- Csertölgy (*Quercus cerris*)

6. táblázat A leggyakoribb fajok labormunkával történő leválogatásának pontossága
Table 6. Accuracy of selecting the most common species by laboratory analysis

	Helyes foltbesorolás	Téves foltbesorolás	Pontosság
Csertölgy	45	11	80,4%
Deres csenkesz	10	18	35,7%
Egybibés galagonya	38	22	63,3%
Feketefenyő	9	0	100,0%
Magas kőris	10	3	76,9%
Virágos kőris	15	5	75,0%

Megállapítható, hogy a repülőgépes mérőkamerás légi távérzékeléssel nyert 3 cm terepi felbontású felvételek jóval pontosabb és részletesebb élőhely-, vegetáció- és természetesség-térkép megalkotását teszik lehetővé a korábban használt (5–10 cm terepi felbontású) ortofotók és a 0,5 méteres részletességű felületmodellekhez képest.

Az automatizálás a felszínborítási térkép megalkotását gyorsabbá és könnyebben elvégezhetővé tette. Az automatizált lépések bevezetésével a módszertan nagy területekre is kiterjeszhető lehet, a megállapított limitációk figyelembevételével.

A területre jellemző fajok esetében ez a részletesség a jövőben elengedhetetlen, amennyiben idejekorán ki szeretnénk mutatni a kedvezőtlen végkifejlettel járó változásokat és megállítani a természeti értékekre károsan ható folyamatokat.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk a Duna-Ipoly Nemzeti Park, a Sas-hegyi Látogatóközpont munkatársainak, Vatai Annának és Morvai Gyöngyinek a segítségükért, illetve az Ökológiai Kutatóközpont munkatársainak: Berki Boglárkának, Csákvári Edinának és Csecserits Anikónak, akik botanikai ismereteikkel nagy segítséget nyújtottak kutatásunkhoz. Köszönet Demény Krisztina hasznos javaslataiért. Köszönjük Molnár Zsolt és Arday András munkáját a távérzékelési fázisban.

Irodalom

- Bakó G. 2019a: Nagy terepi felbontású és frekvenciájú légi felmérésen alapuló monitoring-hálózat kiépítési módszertana. *Tájökológiai Lapok* 17(1): 63–78.
- Bakó G. 2019b: Új eljárás a természetvédelem eszköztárában: Repülőgépes megfigyelőhálózat. *Élet és Tudomány* 74(8): 242–244.
- Bakó G., Tolnai M., Takács Á. 2014: Introduction and testing of a monitoring and colony-mapping method for waterbird populations that uses high-speed and ultra-detailed aerial remote sensing. *Sensors* 14(7): 12828–12846. DOI: [10.3390/s140712828](https://doi.org/10.3390/s140712828)
- Belényesi M., Burai P., Czímber K., Király G., Kristóf D., Tanács E. 2013: Távérzékelési adatok és módszerek erdőterképezési célú felhasználása. An Augur Kft., Budapest. p. 96.
- Bölöni J., Molnár Zs., Kun A. (szerk.) 2011: Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 145–161.
- Cortés, H., Moltzan, B. (eds.) 2017: National reports of forest insect and disease conditions in the United States 2017. p. 29.
- Fisher J.R.B., Acosta E.A., Dennedy-Frank P.J., Kroeger T., Boucher T.M. 2018: Impact of satellite imagery spatial resolution on land use classification accuracy and modeled water quality. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 4: 137–149. DOI: [10.1002/rse2.61](https://doi.org/10.1002/rse2.61)
- Koch B. 2015: Remote sensing supporting national forest assessments. Department of Remote Sensing and Landscape Information Systems, Faculty of Forest and Environmental Sciences, Albert-Ludwigs University of Freiburg. In: Knowledge reference for national forest assessments. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. pp. 81–82.
- Molnár Zs., Góber E. 2020: Repülőgépes adatgyűjtés a fenntartható jövőért. *Természettudományi közlöny*. 2020. február: 66–69.
- Murariu, G., Hahuie, V., Murariu, A., Georgescu, L., Iticescu, C., Calin, M., Preda, C., Buruiana, D., Carp, G.B. 2017: Forest monitoring method using combinations of satellite and UAV aerial images. Case study – Bălăbănești forest. *International Journal of Conservation Science* 8: 703–714.
- Shapiro, L.G., Stockman, G.C. 2001: *Computer Vision*. Prentice Hall Inc., Upper Saddle River, New Jersey. p. 580.
- Takács G., Molnár Zs. (szerk.) 2007: Nemzeti biodiverzitás-monitorozó rendszer XI. Élőhely-térképezés, Második átdolgozott kiadás, MTA ÖBKI, KvVM, Vácrátót. pp. 23–24.
- Tóth Z., Illyés Z. 2012: A budai Sas-hegy vegetációtérképezése. In: Kézdy P., Tóth Z. (szerk.): *Természetvédelem és kutatás a budai Sas-hegyen*. Tanulmánygyűjtemény. Rosalia 8: 225–245.
- Tóth Z., Papp. L. 2012: A budai Sas-hegy edényes flórája. In: Kézdy P., Tóth Z. (szerk.): *Természetvédelem és kutatás a budai Sas-hegyen*. Tanulmánygyűjtemény. Rosalia 8: 189–224.

Internetes hivatkozás

http: <https://www.interspect.hu/NRMH.html>, megtekintés: 2021.05.13.

DEVELOPING THE METHODOLOGY OF HRAMS ON MT SAS-HEGY

D. PÁCSONYI¹, G. BAKÓ²

¹Óbudai Egyetem, Interspect Kutatócsoport
1034 Budapest, Doberdó u. 6., e-mail: pacsonyi.diana@gmail.com

²Interspect Ltd.
2314 Halásztelek, II. Rákóczi Ferenc út 42., e-mail: bakogabor@interspect.hu

Keywords: nature conservation, high spatial resolution aerial remote sensing, landscape protection, habitat, orthophoto

The High Resolution Aerial Monitoring System (HRAMS) sets up a database based on extremely high-resolution (0,5-5 cm) remote aerial sensing surveys and field studies, therefore reveals the state of representative spots typical to the landscape. It can provide useful information in case of solving problems in fields of environmental protection and natural conservation by linking vegetation, habitat and biodiversity monitoring networks at continent and state levels. Our research discusses the development of the methodology by setting up automatized steps in land cover mapping, which reduce the time required by the process. In this way vegetation mapping becomes more efficient, which enables us to spread the network to larger areas. The limits of the method were also studied, including those land cover categories and associations that cannot be detected properly without field studies. Developments were carried out on the nature reserve of Mt Sas-hegy. In the course of our research, we created its land cover, habitat and vegetation maps, and studied its naturalness.

HEGY- ÉS DOMBVIDÉKI SPONTÁN ERDŐÁLLOMÁNYOK FAJÖSSZETÉTELÉNEK VIZSGÁLATA A POTENCIÁLIS TERMÉSZETES VEGETÁCIÓ ÉS AZ ÉGHAJLAT ÖSSZEFÜGGÉSÉBEN

ZAGYVAI Gergely, BARTHA Dénes

Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Környezet- és Természetvédelmi Intézet
9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4., e-mail: zagyvai.gergely@uni-sopron.hu

Kulcsszavak: spontán erdősődés, fajösszetétel, potenciális természetes vegetáció, erdészeti aszályossági index, klímaváltozás

Összefoglalás: Munkánk során összekapcsoltuk az Országos Erdőállomány Adattár állományait a potenciális természetes erdőtársulások (PTE) adatbázisával és a változó klímára vonatkozó adatokkal. Kiemelt PTE kategóriák esetében (bükkös, gyertyános-kocsánytalan tölgyes, cseres-kocsánytalan tölgyes, mész- és melegkedvelő tölgyes) főkomponens analízissel (PCA) és redundancia analízissel (RDA) elemeztük a spontán erdők fajösszetételét bevonva a következő háttérváltozókat: erdészeti aszályossági index (FAI), a FAI változásának mértéke, környező erdőrészek fajösszetétele. A spontán erdők legfontosabb fajai esetében összehasonlítottuk az említett változók eloszlását potenciális természetes társulásonként, valamint a spontán előfordulások és a nem spontán eredetű előfordulások halmaza között. Inváziós fajok közül a fehér akác mind a négy vizsgált PTE területén veszélyforrást jelent, a gyertyános-tölgyesek és cseres-tölgyesek esetén kritikus mértékben. Részben ezzel összefüggően, részben klimatikus okokból erősen korlátozott a bükk és a kocsánytalan tölgy szerepe a spontán erdősődésben. Az eredményekből levont következtetések alapján, potenciális természetes társulásonként azonosítottuk azokat az őshonos fajokat is, melyek a változó klíma mellett is ígéretes eszközei lehetnek az erdőborítás spontán szukcesszió útján történő növelésének, úgy hogy a természetvédelmi szempontok is érvényesüljenek. Ezek közé tartoznak az erdészeti gyakorlatban alulértékelt, mezofil pionír fajok, valamint különböző klimatikus adottságok esetén a molyhos tölgy, a csertölgy, a virágos kőris, a mezei juhar és a közönséges gyertyán. A vizsgált fajok nagy többségére jellemző, hogy üdébb termőhelyeken terjed, mint ahol nem spontán eredetű állományai előfordulnak.

Bevezetés

A felhagyott területeken zajló spontán erdősődés a tájhasználat változásának jellemző folyamata Kelet-Európában a 20. század utolsó évtizedétől (Alexander et al. 2012). A jelenség az eltérő történelmi helyzetű, gazdasági és társadalmi háttérű nyugat- és dél-európai országokban is megfigyelhető (Barbati et al. 2011). A spontán erdősődéssel foglalkozó hazai kutatások jellemzően kisebb mintaterületek, tájrészletek adatain alapulnak (Csontos és Tamás 2005, Zagyvai et al. 2012, Zagyvai 2016). Magyarország egészére vonatkozóan nehezen becsülhető az érintett területek nagysága. Az Országos Erdőállomány Adattár 2016-os adatai szerint a spontán erdőként azonosítható erdők kiterjedése 42 640 ha (Zagyvai 2020), ami inkább egy minimális nagyságnak értékelhető. Az idézett kistáj léptékű kutatások tapasztalatai szerint a spontán erdőállományok reális nagysága, az előzőekben említett terület többszöröse, akár több százezer hektár lehet.

Az előzőek alapján megállapítható, hogy nagy területen zajlott és jelenleg is zajlik olyan erdők keletkezése, amelyek nem az ember célirányos tevékenysége nyomán alakultak ki. Ez a folyamat veszélyeket és lehetőségeket is magában rejt. A spontán cserjésedés és erdősödés értékelése a gyepek és azok természetvédelmi értékei szempontjából is releváns és kutatott kérdés (Jakucs 1972, Teleki et al. 2019). A gyepek sorsától függetlenül, a természetvédelmi nézőpontot az erdészeti szempontokkal kiegészítve is gyökeresen eltérő foratókönyvek vázolhatók fel az erdőszukcesszió minőségére vonatkozóan. Magyarországon a spontán erdősödés legtöbb esetben az inváziós fafajok térhódításához vezet, de kedvező körülmények között sikeres lehet az őshonos fafajokkal történő regeneráció is (Tiborcz et al. 2019, Zagyvai 2020). A spontán erdőkre irányuló kutatások fontos kérdése, hogy melyek azok a tényezők, amelyek támogatják a természet szerű erdőállományok létrejöttét a spontán szukcessziós folyamatok során. A hazai tapasztalatok mellett a nemzetközi szakirodalom is beszámol a biodiverzitás növelése szempontjából előnyös szukcessziós foratókönyvekről (Whisenant 2005, Adamowski és Bomanowska 2011). A természetes regeneráció pozitív hatása az erdő záródását megelőzően (Ruskule et al. 2012) és az erdőszukcesszió késői fázisában is érvényesül, összevetve az egyéb úton létrejött erdőkkel (Cojzer et al. 2014).

A szukcessziós folyamat hatótényezői rendkívül összetettek, közülük meghatározó jelentőségűek a termőhelyi tényezők, a fafajok propagulumának elérhetősége és a felhagyás óta eltelt idő. A termőhelyi tényezők változóinak koncentrált kezelésére és vizsgálatára ad lehetőséget a potenciális természetes erdőtársulás (PTE) koncepciója. A potenciális természetes társulás (elméleti) fafajösszetétele viszonyítási lehetőséget is nyújt az aktuális állapotok értékelésére (Bartha 2005, Bartha et al. 2014). A PTE háttértényezőinek legdinamikusabb eleme a klíma, amely a potenciális természetes társulások legfontosabb fafajainak vágáskorát figyelembe véve bizonyosan jelentős mértékben elmozdul arról a kategóriáról, amely a PTE meghatározásánál felhasznált üzemtervekben szerepel. A potenciális természetes vegetáció és a prognosztikus klímadatok jövőbeli összekapcsolásának igénye a MÉTA terepi felmérései alapján felépített, a potenciális természetközeli vegetációra vonatkozó térképes becslés kapcsán is megfogalmazódott (Molnár et al. 2008, Somodi et al. 2017).

A klíma változásának jelenleg is érzékelhető erdőkre gyakorolt hatásai a jövőben várhatóan fokozódnak a Kárpát-medencében (Mátyás 2009, Barcza et al. 2011, Bartholy et al. 2011). A leglátványosabb és leginkább kutatott hatások az erdészeti szempontból fontos, állományalkotó fafajokat érintő erdőpusztulások (Berki 2007, Kotroczó et al. 2007, Molnár és Lakatos 2007, Somogyi 2007, Mátyás et al. 2010b). A prognosztizált folyamatok a mortalitás növekedésén keresztül nyilvánvalóan befolyásolják a fafajok elterjedését, illetve a növény-társulások faji, szerkezeti és működési jellemzőit. A dinamikának azonban csak egy része az egyes fafajok mortalitásának feltűnő növekedése. Nyertes fafajokra is számíthatunk, ha a zárt erdő szempontjából nem határtermőhelyről van szó. Az intenzív erdőművelési tevékenység nehezíti az átrendeződési folyamatok érzékelését. Bár a „talált” erdők spontán eredete nem egyenlő háborítatlanságukkal, összetételi jellemzőik magukon viselik az utóbbi

évtizedekben már zajló klimatikus változásokat, ugyanakkor nélkülözik a közvetlen emberi hatást a fafajválasztást illetően.

A várható változások becslése során, erdészetileg fontos, állományalkotó fajok mellett nem szabad elfeledkezni azonban a többi honos állományalkotó vagy elegy fajokról sem, amelyek az erdőtársulásokban ökológiai szempontból fontos szerepet töltenek be, valamint komoly indikációs értékkel bírnak. Egyrészt, a spontán erdőállományokban megfigyelhető elegyarányok alapján képet kaphatunk ezeknek a fajoknak a terjedési (és felújulási) képességeiről. Másrészt, egyes pozitívan reagáló (terjedő), eddig háttérbe szorított fajok alkalmazkodási lehetőséget kínálhatnak az erdészet és a természetvédelem számára egyaránt.

Az eddigi bevett erdészeti gyakorlattól eltérő fafajösszetétel és elegyességi jellemzők is szükségessé válhatnak, mivel eddig egymással nem kombinálódó termőhelyi jellemzők jelenhetnek meg, valamint a társulások fafajainak eltérő érzékenységből adódó dinamika olyan közösségeket tehet potenciálissá, amelyekre jelenleg nincsenek definíciók.

Az összes potenciális természetes erdőtársulás (PTE) spontán erdőrészleteinek tanulmányozása meghaladta volna e tanulmány kereteit, ezért a háttérváltozók számának csökkentése érdekében leszűkítettük körüket a következő PTE kategóriákra: hegy- és dombvidéki bükkös (HDB), gyertyános-kocsánytalan tölgyes (GY-KTT), cseres-kocsánytalan tölgyes (CS-KTT), valamint mész- és melegkedvelő tölgyes (BAZ-T). A szűkítést indokolja, hogy a felsorolt társulások többletvízhatástól függetlenek, valamint a nedvességellátottság grádiense szerint sorba állíthatók, egymással határos regionalitásúak vagy egymással mozaikolnak, így a klímaváltozás hatásait tanulmányozhatóvá és az átrendeződési folyamatokat becsülhetővé teszik.

Anyag és módszer

Felhasznált adatbázisok

Elemzésünk alapját három eltérő információ-tartalmú adatbázis, az Országos Erdőállomány Adattár, a potenciális természetes erdőtársulások (PTE) adatbázisa és a klímát jellemző adatok összekapcsolása jelentette.

A spontán eredetű erdőállományok térképi és üzemtervi adatait az Országos Erdőállomány Adattárból (2016-os állapot) válogattuk le. Azoknál az erdőrészleteknél volt ez a művelet lehetséges, amelyeket az elmúlt két évtizedben, az újonnan történt tíz éves ciklusú üzemtervezés során, eredetük szempontjából már besoroltak a „talált erdő” kategóriába. A spontán erdőállományoknak csak egy részét regisztrálták „talált erdőként”, viszont az ilyen besorolású erdőrészletek túlnyomó többségükben ténylegesen spontán eredetűek, így alkalmasak spontán erdősődés területi és összetételi jellemzőinek tájankénti összehasonlítására. A továbbiakban a „spontán erdő” kifejezés az előzőekben leírt módon leválogatott erdőrészletekre vonatkozik.

A potenciális természetes erdőtársulások (PTE) aktuális elterjedési mintázatát tükröző térinformatikai adatbázis, egy korábbi munkára alapozva épült fel (Bartha et al. 2014). Az adatbázist továbbfejlesztettük az idézett korábbi tanulmányban leírt

állapotához képest, erdészeti tájanként javítottuk a helyi sajátosságoknak megfelelően, valamint korrigáltuk azokat a hibákat (pl. nem létező termőhelytípus-változatok), amelyek a kiinduló üzemtervi adatokból származnak (Bartha et al. 2018). Jelen cikkünkben az adatbázis PTE kategóriái közül a bükkös (HDB), gyertyános-kocsánytalan tölgyes (GY-KTT), cseres-kocsánytalan tölgyes (CS-KTT), valamint mész- és melegkedvelő tölgyes (BAZ-T) erdőrészeteket vizsgáljuk.

Az elemzések során havi átlaghőmérsékletekből (T) és csapadékösszegekből (P) származtatott erdészeti szárazsági mutatót (FAI) használtuk (Führer 2010, 2011, 2018).

$$FAI = \frac{T_{júl-aug}}{P_{máj-júl} + P_{júl-aug}} * 100$$

Az 1961–2010-es időszak hőmérséklet- és csapadékviszonyait rácsra interpolált meteorológiai állomásadatokkal (Lakatos et al. 2013) jellemeztük, kiegészítve az Országos Meteorológiai Szolgálat állomásadataival. A 21. században várható klimatikus tendenciákat regionális klímamodellek eredményeinek átlaga alapján elemeztük, az IPCC A1B kibocsátási forgatókönyv feltételezésével (IPCC 2013). A változásokat egy 30 éves jövőbeli átlagidőszakra (2021–2050) határoztuk meg, az 1981–2010-es referencia periódushoz képest.

A 2021–2050-es időszakra becsült FAI és a 1981–2010-es periódus FAI értékek különbségeként kaptuk a klíma változásának gyorsaságát jellemző változó értékeit (dFAI).

Alapadatok összekapcsolása

Az Országos Erdészeti Adattár és a PTE térképi állományait összemetsztük a térinformatikai adatfeldolgozás során. Mindkét térkép erdőrészet alapú, de nem egybevágo, mivel különböző időszakból származó adatok alapján készült. A további elemzéshez csak az átfedő poligonok metszetét jelentő területegységeket tartottuk meg, amelyek az üzemtervi adatok és a potenciális természetes erdőtársulás kategóriája is rendelkezésre álltak.

A poligonokhoz hozzárendeltük az 5×5 km-es hálózat legközelebbi eleméhez tartozó FAI (1981–2010) értékeket és a változását jellemző értékeket (dFAI).

A művelet jellemzőinek ismerete az eredmények értelmezése szempontjából nagy fontosságú. A PTE meghatározásnál felhasznált kis felbontású termőhelyi tényezők az Országos Erdészeti Adattárban megtalálhatók. Ezek közé tartozik az erdészeti klíma kategória is, amely a PTE kategória hozzárendelésénél felhasználásra került. Így az erdészeti klíma besorolás erdőrészet léptékű, finomabb felbontást jelent, mint a FAI értékeket tartalmazó ponthálózat, amely a számszerűsített klímaadatok sajátosságaiból adódóan az 5×5 km-es felbontásnál tovább már nem finomítható. A ponthálózatból származó adatokat viszont szükségszerű felhasználni, mert a klíma utóbbi évtizedben történt és aktuális változásait jobban követik, mint az üzemtervek kategóriái, amelyek gyakran évtizedről-évtizedre öröklődnek. A klímára vonatkozó két vizsgált változó (FAI₁₉₈₁₋₂₀₁₀ és dFAI_{2021-2050 - 1981-2010}) számításánál felhasznált adatok

releváns időszakra vonatkoznak, mivel a vizsgált spontán állományok többségének kora nem haladja meg a néhány évtizedet, így a változó klíma ténylegesen hatott a fafajösszetétel alakulására. Az előzőek alapján a két eltérő léptékű klímára vonatkozó adattípus összekapcsolása, az eredményeket megfelelően értelmezve, értékes következtetések lehetőségét nyújtja. A termőhelyek mozaikosságát a PTE térkép követi le jobban, míg a klíma változására csak a FAI adatbázisból következtethetünk.

Spontán erdőrészek környezetének jellemzése

A szukcesszió legfontosabb tényezői közé tartozik a propagulumok elérhetősége, esetünkben ezt a spontán erdősődő terület környezetében található erdők fafajösszetételével jellemeztük. A honos fafajok elérhetőségének és az inváziós fafajok veszélyének számítására az erdészeti adattárban található, erdőrészekhez rendelt természetességi mutatót használtuk fel. A mutató értéke arányos a honos és adventív fafajok hányadával. A spontán eredetű erdőrészek környezetét jellemző természetességi értéket a következő módon képeztük. A PTE- és klímaadatokat is tartalmazó térkép spontán állományainak poligonjait összemetsztük a MÉTA felmérés (Molnár et al. 2007) során használt, tájökológiai elemzésekre is alkalmas, 35 ha-os elemekből felépülő hatszög hálóval. A vizsgált erdőrészetet körülvevő, elmetszett hatszögekre vonatkozóan összesítettük a természetesebb ($TERM_{1-3}$ = természetességi mutató: 1–3) és kevésbé természetes ($TERM_{4-6}$ = természetességi mutató: 4–6) erdők területét. Ezekből az értékekből egy olyan indexet (TERM) képeztünk az alábbi módon, amely minden olyan spontán állomány esetében egységesen -100-tól 100-ig terjed, amelynek vizsgált környezetében van üzemtervezett erdőállomány (tehát a nevező nem 0).

$$TERM = (TERM_{1-3} - TERM_{4-6}) / (TERM_{1-3} + TERM_{4-6}) \times 100$$

Adatfeldolgozás

Az adatok térinformatikai feldolgozásához Topoxmap és QGIS.16.3 szoftvert használtunk. A statisztikai adatfeldolgozás Microsoft Excel és PAST 4.06 programmal történt. A sokváltozós elemzés során főkomponens analízist (PCA) és redundancia analízist végeztünk (RDA).

A fafajokra vonatkozó elemzések során az Országos Erdészeti Adattár fafajsortait használtuk fel, amelyek az erdőrészek 5%-os elegyarány értéket elérő fafajainak adatait tartalmazzák.

Az adatfeldolgozás során először jellemeztük az összes spontán eredetű erdőrészetet. Annak érdekében, hogy bizonyos zavaró tényezőket minimalizáljunk, ezt követően szűrt erdőrészekkel dolgoztunk. Azok az erdők kerültek be a szűrt halmazba, amelyek többletvízhatástól független termőhelyen vannak, kiegyenlített hosszúság-szélesség aránnyal rendelkeztek (Terület / Kerület > 20), nem túlságosan kis méretűek (Terület > 0,5 ha) és inváziós veszélyeztetettségük alacsony ($TERM > 33$ vagy az erdőrészet vizsgált környezetében nincs üzemtervezett erdőállomány).

A sokváltozós statisztikáknál szintén a szűrt erdőrészleteket elemeztük. Az eredményeket bemutató diagramokon szereplő fajok nevének rövidítése az 1. táblázatban látható (ÁESZ 2004). A fajok megnevezésének terén Király (2009) munkáját követtük.

1. táblázat A sokváltozás vizsgálatokban előforduló fajok nevének rövidítései

Table 1. Abbreviations of tree species in the multivariate statistics

A	Fehér akác	<i>Robinia pseudoacacia</i>	LF	Lucfenyő	<i>Picea abies</i>
B	Közönséges bükk	<i>Fagus sylvatica</i>	MÉ	Mézgás éger	<i>Alnus glutinosa</i>
CS	Csertölgy	<i>Quercus cerris</i>	MJ	Mezei juhar	<i>Acer campestre</i>
CSNYE	Madárcezesznye	<i>Cerasus avium</i>	MK	Magas kőris	<i>Fraxinus excelsior</i>
EF	Erdeifenyő	<i>Pinus sylvestris</i>	MOT	Molyhos tölgy	<i>Quercus pubescens</i>
FF	Feketefenyő	<i>Pinus nigra</i>	MSZ	Mezei szil	<i>Ulmus minor</i>
GY	Közönséges gyertyán	<i>Carpinus betulus</i>	NYI	Bibircses nyír	<i>Betula pendula</i>
KFÜ	Kecskefűz	<i>Salix caprea</i>	RNY	Rezgő nyár	<i>Populus tremula</i>
KH	Kislevelű hárs	<i>Tilia cordata</i>	FRNY	Fehér nyár	<i>Populus alba</i>
KST	Kocsányos tölgy	<i>Quercus robur</i>	VF	Vörösfenyő	<i>Larix decidua</i>
KT	Vadkörte	<i>Pyrus pyraeaster</i>	VK	Virágos kőris	<i>Fraxinus ornus</i>
KTT	Kocsánytalan tölgy	<i>Quercus petraea</i>			

A fajok szerepének értékeléséhez a különböző potenciális erdőállományokban a következő jellemzőket, adatokat használtuk fel:

- életmenet stratégia, szukcessziós jelleg (Majer 1989)
- honosság, inváziós jelleg (N – honos, A – adventív, N/A – bizonytalan vagy behatárolt honosság, I – inváziós) (Bartha 2021)
- vízigény (x – xerofil, xm – xeromezofil, m – mezofil, mh – mezohigrofil, h – higrofil) (Bartha 1999)
- T%_{összes}: faj területaránya az összes erdőállományra vonatkoztatva
- T%_{spontán}: faj területaránya a spontán eredetű erdőállományokra vonatkoztatva
- T%_{szűrt spontán}: faj területaránya a szűrt spontán eredetű erdőállományokra vonatkoztatva
- dT: T%_{spontán} – T%_{összes}
- TSI: (T%_{spontán} – T%_{összes}) / (T%_{spontán} + T%_{összes}) (Zagyvai 2020)

Eredmények

Potenciális hegy- és dombvidéki bükkösök (HDB)

Az összes (nem csak spontán eredetű) potenciális hegy- és dombvidéki bükkös (HDB) kategóriába sorolható erdőállomány legfontosabb faja a bükk (49,1%). Meghatározó elegyfajok a gyertyán (13,3%) és a kocsánytalan tölgy (11,4%). Kisebb területarányal rendelkezik, de fontos elegyfaj a cser (6,5%) és a magas kőris (3,6%). Az összes potenciális bükkösben a honos fajok aránya meghaladja a 90%-ot, az inváziós fajok

aránya mindössze 1,9%, amit csaknem teljesen a fehér akác tesz ki. A K-stratégista fajok aránya 71,7%, míg a pioníroké mindössze 5,3% (az akác nélkül 3,4%). Az elemzett erdőállományokban az egyértelműen mezofil vagy ennél vízigényesebb fajok aránya meghaladja a 73%-ot (2. táblázat).

2. táblázat A potenciális bükkös termőhelyeken fekvő spontán erdőállományok legfontosabb fajainak ($T\%_{\text{spontán}} > 1\%$) területarányai és kapcsolódó egyéb vizsgált jellemzői

Table 2. Area proportion and other related attributes of the most important tree species of spontaneous forest stands on potential beech forest sites

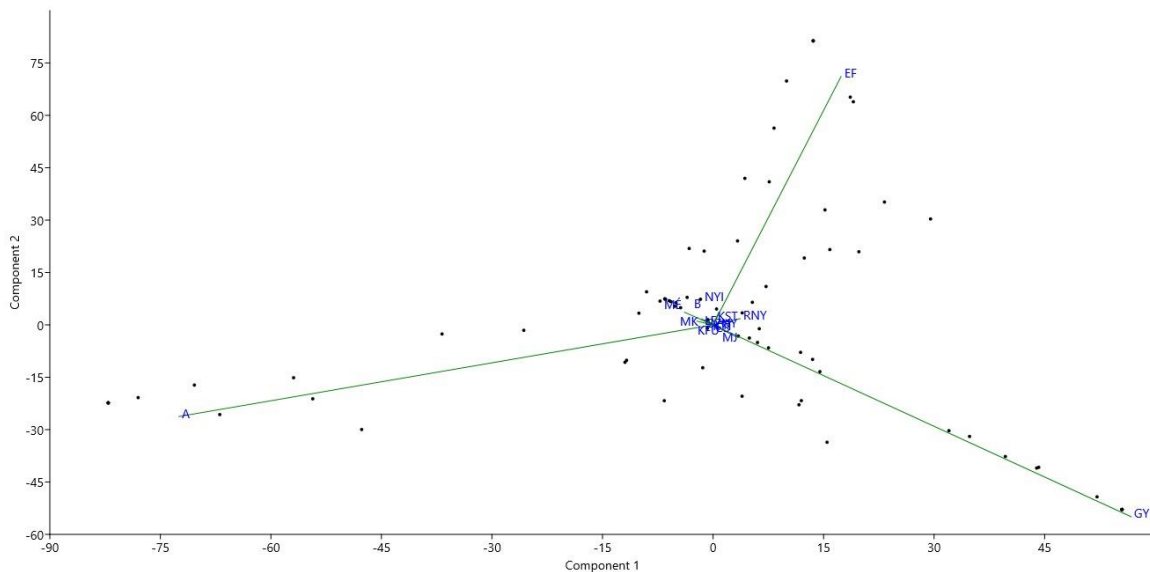
Faj	Stratégia	Honosság	Vízigény	T%összes	T%spontán	T%szűrt spontán	dT	TSI
Közönséges gyertyán	r - K	N	m	13,339	23,528	23,873	10,189	0,276
Fehér akác	r	I	xm	1,914	17,047	5,381	15,133	0,798
Erdeifenyő	r	N/A	x - h	2,270	11,602	15,895	9,332	0,673
Bükk	K	N	m	49,112	9,841	17,025	-39,271	-0,666
Mézőgás éger	r	N	h	0,606	8,255	3,405	7,649	0,863
Rezgő nyár	r	N	m	0,159	4,991	5,937	4,332	0,938
Mezei juhar	r - K	N	xm	0,457	4,897	4,963	4,141	0,829
Csertölgy	K	N	xm	6,451	3,181	3,860	-3,271	-0,340
Magas kóris	r - K	N	m	3,624	3,099	5,721	-0,525	-0,078
Bibirceses nyír	r	N	m	0,254	2,491	3,133	2,238	0,815
Kocsányos tölgy	K	N	xm - mh	1,619	2,295	2,292	0,677	0,173
Kocsánytalan tölgy	K	N	xm - m	11,436	1,546	1,787	-9,891	-0,762
Lucfenyő	K	N/A	m	2,439	1,249	0,917	-1,189	-0,322
Kecskefűz	r	N	m	0,059	1,091	1,297	1,032	0,897
Nemes nyár	r	A	m - mh	0,012	1,074		1,062	0,978

A potenciálisan bükkös kategóriába sorolt spontán erdőállományokban a gyertyán (23,5%) a meghatározó faj, míg a bükk (9,8%) jelentősége jóval kisebb. Bár a tipikus bükkös termőhelyek és a bükkösök táji környezete nem kedvez az akácnak, a talált erdőkön belül területaránya meghaladja a 17%-ot. Pionír fajok közül legnagyobb területarányú az erdeifenyő (11,6%), fontos faj a rezgő nyár (5%) és az üde vagy nedvesebb termőhelyeken ugyancsak pionírként viselkedő mézőgás éger (8,3%). Az összes erdőállományra vonatkozó minimális területarányához képest (0,5%) jelentős a mezei juhar részesedése (4,9%) a spontán erdőkben. A K-stratégista fajok területaránya alacsony (18,8%), míg az inváziós akácot nem számolva a pionírok és r-K stratégisták aránya egyaránt 30% körüli. A spontán eredetű potenciális bükkösök üdebb körülményeket kedvelő fajainak aránya csak 57,8%, ami klimatikus változásokra is utalhat, de a pionír fajok magasabb aránya miatt az összehasonlítás az összes erdőállomány hasonló értékével (73,4%) óvatosságot kíván.

A spontán eredetű potenciális bükkös állományokból leszűrtük a többletvízhatástól független, kiegyenlített terület/kerület arányú, magas természetességű állományokkal körülvett erdőrésztleteket (lásd Anyag és módszer). A szűrés feltételeknek megfelelően ebben az esetben az akác területaránya csak 5,4%. A többletvíz nélküli termőhelyeken az éger spontán előfordulása is jóval alacsonyabb (3,4%). A szűrt potenciális bükkös erdőrésztletek fajaira vonatkozó adatok azt mutatják, hogy amennyiben a fajforrások adottak az erdőrésztletek környezetében, az erdősödés

döntően őshonos fajokkal történik, melyek között kiegyenlítettebbek az arányok szukcessziós jelleg szempontjából, mint nem szűrt erdőrészek esetében.

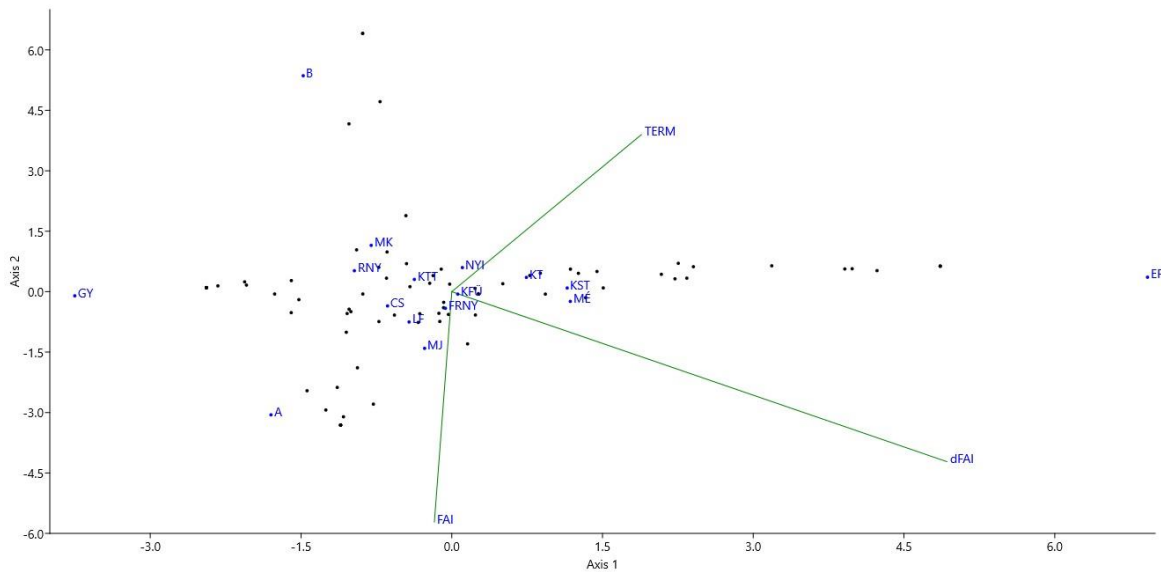
Az előzőekben tárgyalt szűrt erdőrészek ordinációjának (PCA) 1. és 2. komponense azt mutatja, hogy a fajok közül a gyertyán, az erdeifenyő és a kisebb összesített területarányú akác nagyobb varianciájúak, illetve inkább jellemző állományokra az elegyetlenség. A 3. kiszámított komponens bevonása a bükk jelentőségét emeli ki (1. ábra).



1. ábra A potenciális bükkös (HDB) kategóriába sorolt, szűrt spontán erdőállományok és legfontosabb fafajainak helyzete főkomponens-analízis (PCA) alapján (a fajok nevének rövidítése az 1. táblázatban található)

Figure 1. Positions of the most important tree species and forest stands using principal component analysis (PCA), according to data of filtered spontaneous forest stands on potential beech forest sites (abbreviations: see Table 1.)

Spontán erdőállományok fajösszetételét meghatározó háttértényezőként megvizsgáltuk az Erdészeti Aszályossági Index (FAI) és változásának (dFAI) szerepét. A bükk spontán állományai főként a csapadékosabb és a klíma átalakulása során kevésbé szárazodó termőhelyekre koncentrálnak. Az akác jelenléte potenciális bükkös termőhelyen a magasabb FAI értékekhez kötődik. Kisebb mértékben a mezei juharra is érvényes ez a megállapítás, ami logikus következménye annak, hogy mindkét faj előfordulásának súlypontja a bükkös régiónál mélyebben van. A kocsányos tölgy, a vadkörte és különösen az erdeifenyő jellemző azokra a beerdősült területekre, melyek esetében az aszályossági index gyorsabban nő és ezek a változások nem magas FAI értékekből indulnak ki. Ezzel ellentétben a gyertyán, rezgő nyár és magas kőris nagyobb elegyaránya az évtizedes léptékben stabilabb csapadékelátottsággal (alacsony dFAI) mutat összefüggést. A klímára vonatkozó két változó egymással is összefügg: ahol magasabb a FAI, ott nagyobb a változása is (2. ábra).



2. ábra A potenciális bükkös (HDB) kategóriába sorolt, szűrt spontán erdőállományok és legfontosabb fafajainak helyzete redundancia-analízis (RDA) alapján, az erdőrészetek környezetének természetessége (TERM), az erdészeti aszályossági index (FAI) és annak változása (dFAI) függvényében (a fajok nevének rövidítése az 1. táblázatban található)

Figure 2. Positions of the most important tree species and forest stands using redundancy analysis (RDA), according to data of filtered spontaneous forest stands on potential beech forest sites, depending on the naturalness of the environment of forest stands (TERM), forest aridity index (FAI), change of FAI (dFAI) (abbreviations: see Table 1.)

Bevontuk az elemzésbe a spontán eredetű erdőrészetek környezetének természetességét jellemző változót (TERM), amely utal az őshonos fajok elérhetőségére a szukcessziós folyamatok során. A statisztikák szerint ez az érték csaknem ellentétes tendenciát mutat a FAI értékekhez képest, amennyiben az akácra vonatkozó adatokat is figyelembe vesszük. A jelenség magyarázata, hogy a magasabban fekvő, csapadékosabb középhegységi tájak kevésbé átalakítottak és nagyobb arányban megőrizték a természetes erdővegetáció elemeit, mint az alacsonyabb középhegységi tájrészetek vagy dombvidékek. Ha az akácot (területaránya a vizsgált erdőrészetekre vonatkozóan 5,3%) kiemeljük a statisztikából, már árnyaltabb képet kapunk az őshonos fajok viselkedését meghatározó szomszédosságra vonatkozóan. Azokban az állományokban, amelyek természetesebb környezetben helyezkednek el és erősebben szárazodnak, nagyobb szerephez jut az erdeifenyő. Ellenkező esetben, kisebb FAI változásnál és kevésbé természetes erdőkkel körülvéve a gyertyán jut nagyobb szerephez a potenciális bükkös termőhelyeken a spontán erdőszedés során.

Potenciális gyertyános-kocsánytalan tölgyesek (GY-KTT)

Az összes (nem csak spontán eredetű) erdőállományra vonatkozóan a potenciális gyertyános-kocsánytalan tölgyes termőhelyek állományainak legfontosabb faja a

kocsánytalan tölgy (22,4%). Csaknem egyforma területarányú az inváziós akác (17,9%) és a csertölgy (17,8%). Utóbbi faj magas részesedése jelentős részben az elmúlt évszázadok erdészeti gyakorlatának köszönhető. A gyertyán aránya mindössze 10,8%, amely mögött jelentős részben szintén állománytörténeti okok állnak. Fontos fajoknak számítanak a kocsányos tölgy (6,7%), az erdeifenyő (5,7%) és a bükk (5,4%). Az inváziós fajok közül az akác a meghatározó, területarányuk a potenciális bükkös állományokét jelentősen meghaladva a 18%-ot. A fajok vízigényértékei alapján éles kontraszt vázolható fel a potenciális bükkös termőhelyek állományaihoz képest. A mezofil vagy vízigényesebb fajok aránya 24%, míg a xeromezofil vagy szárazságtűrőbb fajok részesedése 39,3% (akác nélkül 21,4%) (3. táblázat).

3. táblázat A potenciális gyertyános-kocsánytalan tölgyes termőhelyeken fekvő spontán erdőállományok legfontosabb fajainak ($T\%_{\text{Spontán}} > 1\%$) területarányai és kapcsolódó egyéb vizsgált jellemzői

Table 3. Area proportion and other related attributes of the most important tree species of spontaneous forest stands on potential sessile oak–hornbeam forest sites

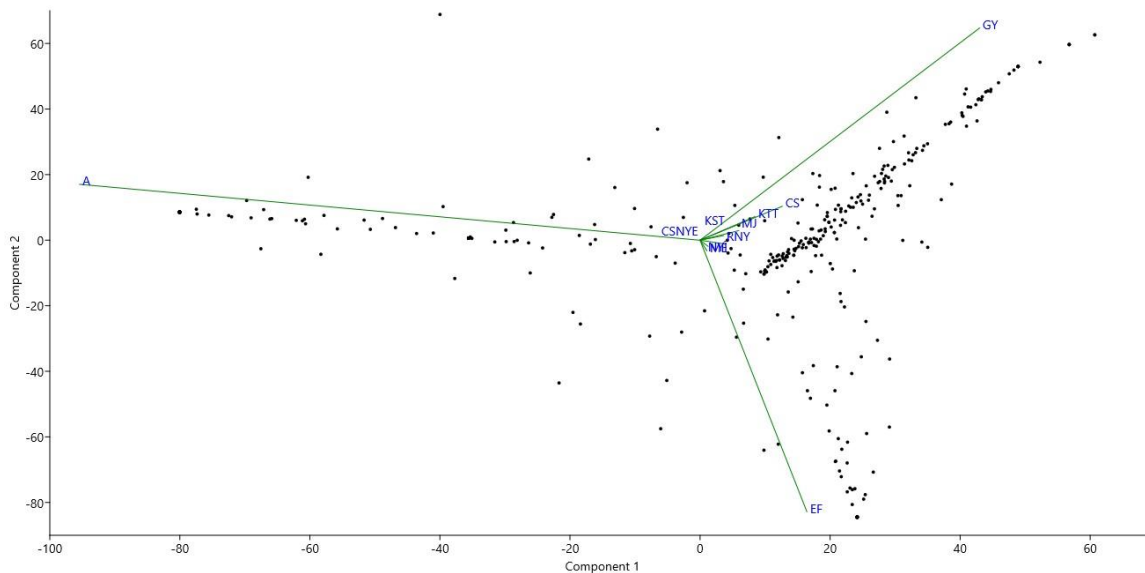
Faj	Stratégia	Honosság	Vízigény	T%összes	T%spontán	T%szűrt spontán	dT	TSI
Fehér akác	r	I	xm	17,883	44,592	12,850	26,709	0,428
Közönséges gyertyán	r - K	N	m	10,780	11,836	21,619	1,055	0,047
Erdeifenyő	r	N/A	x - h	5,711	8,738	10,749	3,027	0,210
Csertölgy	K	N	xm	17,757	7,022	14,434	-10,735	-0,433
Mézgás éger	r	N	h	1,009	4,843	2,098	3,834	0,655
Mezei juhar	r - K	N	xm	1,006	4,653	5,399	3,647	0,644
Kocsánytalan tölgy	K	N	xm - m	22,357	3,299	10,526	-19,058	-0,743
Rezgő nyár	r	N	m	0,262	3,178	6,444	2,917	0,848
Kocsányos tölgy	K	N	xm - mh	6,665	2,101	3,528	-4,564	-0,521
Bibircses nyír	r	N	m	0,225	1,053	1,718	0,828	0,648

A potenciális gyertyános-kocsánytalan tölgyes termőhelyen lévő spontán állományok csaknem felét akác borítja (44,6%), így valószínűsíthető, hogy a faj intenzív terjeszkedése felülírja az őshonos fajokkal történő regeneráció esélyét a vonatkozó erdőrészletek meghatározó részénél. A fontosabb fajok közül a gyertyán (11,8%) és erdeifenyő (8,7%) aránya kis mértékben meghaladja az összes erdőrészletre vonatkozó, korábbiakban említett értékeket. Ezt az összehasonlítást megismételve a mézgás éger (4,8%), mezei juhar (4,7%) és rezgő nyár (3,2%) többszörös területarányal szerepelnek az erdősült területeken. A potenciális társulás legfontosabb fajaként feltűnő a kocsánytalan tölgy (3,3%) minimális szerepe ezekben az erdőkben. Ennek az értéknek több, mint kétszerese a jobb terjedőképességű cser (7%) részesedése.

A többletvízhatástól független, kiegyenlített terület/kerület arányú, magas természetességű állományokkal körülvett erdőrészletek esetében, a potenciális gyertyános-kocsánytalan tölgyes termőhelyek spontán erdőrészletei az előzőektől eltérő összességű elegyarányokkal jellemezhetők. A módszerből adódóan az akác területaránya itt is jóval kisebb (12,8%), mint a szűrés nélküli halmaz esetében, azonban a faj további terjeszkedése szempontjából nem elhanyagolható. A jobb természetességű erdőkkel körbevett állományok erdősődésében szintén a gyertyán

(21,6%) a legfontosabb faj, de a szűrés nélkül kapott értékekhez képest nagyobb a szerepe a csernek (14,4%) és a kocsánytalan tölgynek (10,5%) is. A szukcessziós jellegre vonatkozó kategóriák arányát megvizsgálva látható, hogy a szűrt, potenciálisan gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőrészekben a K-stratégista fajok aránya (31,1%) magasabb, mint a szűrt potenciális bükkösök esetében (26,6%).

A főkomponens analízis (PCA) eredményei azt mutatják, hogy a potenciális gyertyános-kocsánytalan tölgyes termőhelyen kialakult erdők esetében meghatározó típust jelentenek az akácos jellegű állományok még a szűrést követően is. Fontos rendezői az ordinációnak az erdeifenyő dominancia viszonyai is. Az erdőrészek többségében a gyertyán jelenléte meghatározó. A (szinte) elegyetlen gyertyánosok mellett jellemző típust képeznek a cserrel és kocsánytalan tölgyvel elegyes spontán állományok, de fontos elegyfajként lép fel a rezgő nyár, mezei juhar és a mézgás éger (3. ábra).

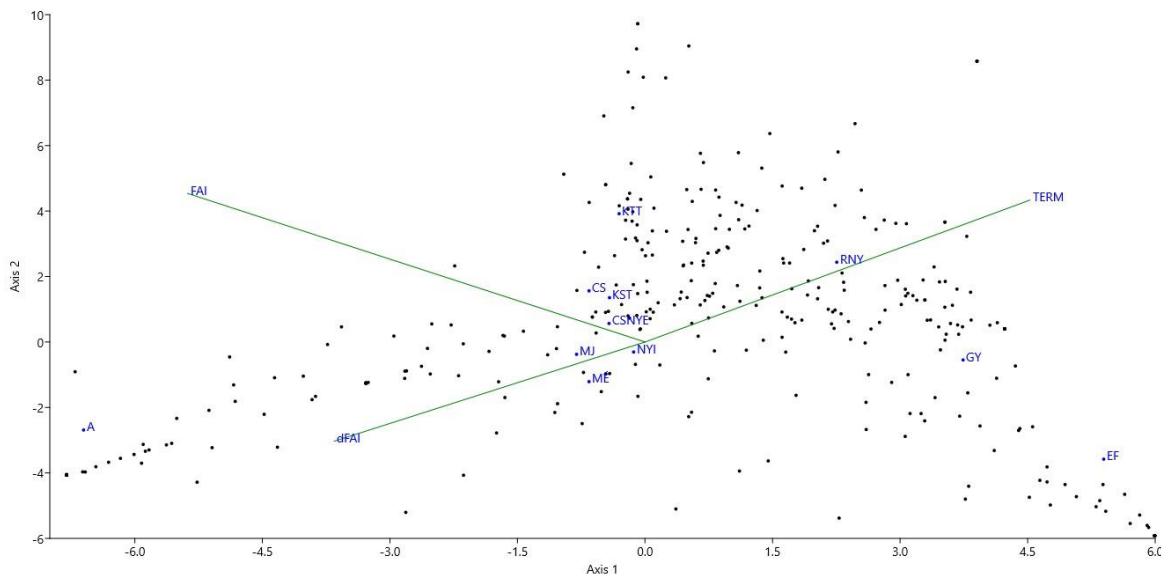


3. ábra A potenciális gyertyános-kocsánytalan tölgyes (GY-KTT) kategóriába sorolt, szűrt spontán erdőállományok és legfontosabb fajaik helyzete főkomponens-analízis (PCA) alapján (a fajok nevének rövidítése az 1. táblázatban található)

Figure 3. Positions of the most important tree species and forest stands using principal component analysis (PCA), according to data of filtered spontaneous forest stands on potential sessile oak–hornbeam forest sites (abbreviations: see Table 1.)

Míg a fajösszetételt meghatározó háttérváltozók közül a potenciális bükkösök spontán állományai esetében az erdőrészet környezetének természetessége (TERM) és a FAI volt szinte teljesen ellenkező előjelű, egymással fordítottan arányos, addig a potenciális gyertyános-kocsánytalan tölgyes termőhely talált erdei esetében a természetességi változó a FAI változás (dFAI) értékeivel mutat ellentétes összefüggést. Az erőteljesebben szárazodó, természetzerű erdőkkel kevésbé körbevett területekre jellemző inkább a mézgás égerrel és mezei juharral történő erdősődés, ellentétes esetben jellemzőbb a gyertyán és a rezgő nyár nagyobb aránya. Az erdeifenyő azokon

a területeken kap nagyobb szerepet, ahol a FAI alacsony és az erdőrésztetek környezetében az erdők természetessége magas (4. ábra).



4. ábra A potenciális gyertyános-kocsánytalan tölgyes (GY-KTT) kategóriába sorolt, szűrt spontán erdőállományok és legfontosabb fafajainak helyzete redundancia-analízis (RDA) alapján, az erdőrésztetek környezetének természetessége (TERM), az erdészeti aszályossági index (FAI) és annak változása (dFAI) függvényében (a fajok nevének rövidítése az 1. táblázatban található) Figure 4. Positions of the most important tree species and forest stands using redundancy analysis (RDA), according to data of filtered spontaneous forest stands on potential sessile oak–hornbeam forest sites, depending on the naturalness of the environment of forest stands (TERM), forest aridity index (FAI), change of FAI (dFAI) (abbreviations: see Table 1.)

Potenciális cseres-kocsánytalan tölgyesek (CS-KTT)

A potenciális cseres-kocsánytalan tölgyes termőhelyeken álló összes (nem csak spontán eredetű) erdőállomány csaknem harmadát akác alkotja (33%), amelyet a társulás uralkodó fafajai a cser (26,6%) és a kocsánytalan tölgy (12,1%) követnek területarányuk sorrendjében. Fontos elegyfaj a kocsányos tölgy (4,6%) és a tájidegenként fellépő erdeifenyő (6,8%). A mezofil vagy vízigényesebb fajok aránya 9,1%, míg a xeromezofil vagy ennél szárazságtűrőbb fajok 65,9%-ot borítanak (akác nélkül 33%).

A cseres-kocsánytalan tölgyes PTE területén a honos fajok erősen háttérbe szorultak az akáccal (59,9%) szemben a spontán erdőszukcesszió során. Az összes honos tölgyfajra jellemző, hogy a spontán állományokban alulreprezentáltak az összes erdőhöz képest. A kocsánytalan tölgy (1,8%) esetében tapasztalható a legnagyobb különbség, amelyhez viszonyítva a cser (10,6%) egyértelműen jobb terjedőképességgel rendelkezik. A tölgyekhez képest ellenkező előjelű folyamat körvonalazódik a mezei juhar, gyertyán és mézgás éger esetében, amely fajok területaránya viszonylag alacsony, spontán állományokban viszont nagyobb arányban vannak jelen, mint az összes erdőállományban (4. táblázat).

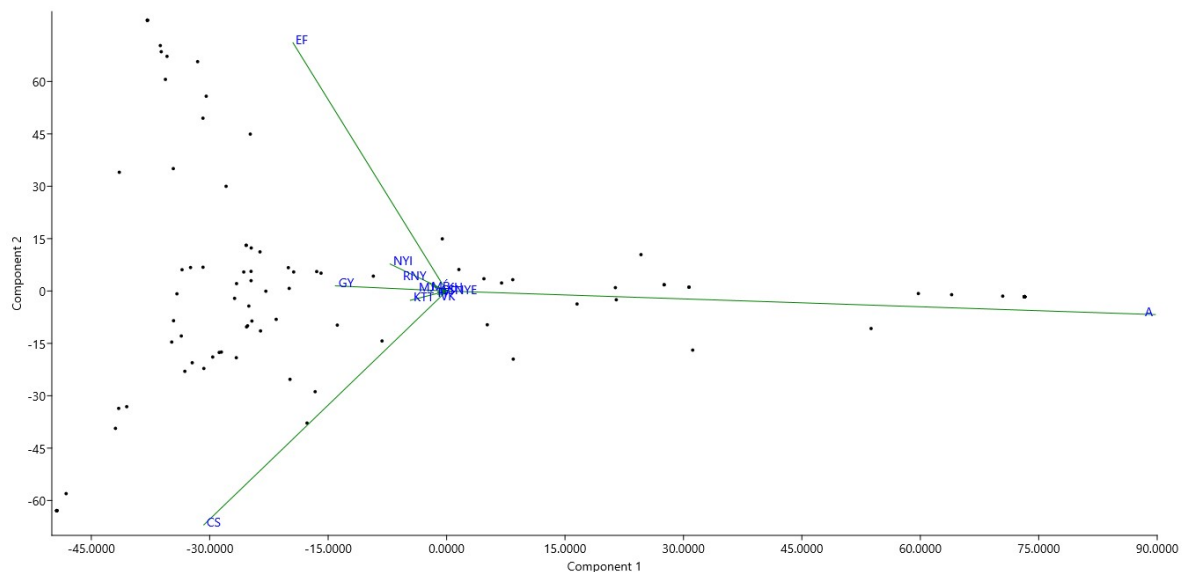
4. táblázat A potenciális cseres-kocsánytalan tölgyes termőhelyeken fekvő spontán erdőállományok legfontosabb fafajainak ($T\%_{\text{spontán}} > 1\%$) területarányai és kapcsolódó egyéb vizsgált jellemzői

Table 4. Area proportion and other related attributes of the most important tree species of spontaneous forest stands on potential turkey oak–sessile oak forest sites

Fafaj	Stratégia	Honosság	Vízigény	T%összes	T%spontán	T%szűrt spontán	dT	TSI
Fehér akác	r	I	xm	32,956	59,899	18,866	26,943	0,290
Csertölgy	K	N	xm	26,633	10,621	29,503	-16,013	-0,430
Erdeifenyő	r	N/A	x - h	6,801	5,576	12,450	-1,225	-0,099
Közönséges gyertyán	r - K	N	m	2,352	3,347	9,861	0,995	0,175
Mezei juhar	r - K	N	xm	1,371	3,299	3,342	1,928	0,413
Mézgás éger	r	N	h	0,689	2,858	2,015	2,169	0,612
Kocsánytalan tölgy	K	N	xm - m	12,157	1,792	6,609	-10,365	-0,743
Fehér fűz	r	N	h	0,103	1,384		1,281	0,861
Kocsányos tölgy	K	N	xm - mh	4,660	1,197	0,954	-3,463	-0,591
Bibircses nyír	r	N	m	0,160	1,143	3,561	0,983	0,754

Az potenciális cseres-kocsánytalan tölgyes termőhelyeken a többletvízhatástól független, kiegyenlített terület/kerület arányú, magas természetességű állományokkal körülvett spontán erdőrészekre szűkített halmazt vizsgálva már nem az akác a legfontosabb, bár magas aránya (18,9%) még ezekben a magasabb természetességű tájrészekben is folyamatos inváziós veszélyforrást jelent. A csertölgy (29,5%) és a kocsányos tölgy (6,6%) a propagulumforrások könnyebb elérhetősége miatt sikeresebbek az erdősődésben. Kiemelten igaz ez a kocsánytalan tölgyre, amelynek részesedése potenciális társulásban betöltött szerepéhez képest alacsony, de a nem szűrt halmazhoz képest többszörös ezeken a termőhelyeken. A gyertyán aránya szintén jelentős (9,9%), így a tájhonos fajokot figyelembe véve a potenciális cseres-kocsánytalan tölgyes termőhelyek spontán állományaira inkább illik a cseres-gyertyános jelző (5. ábra).

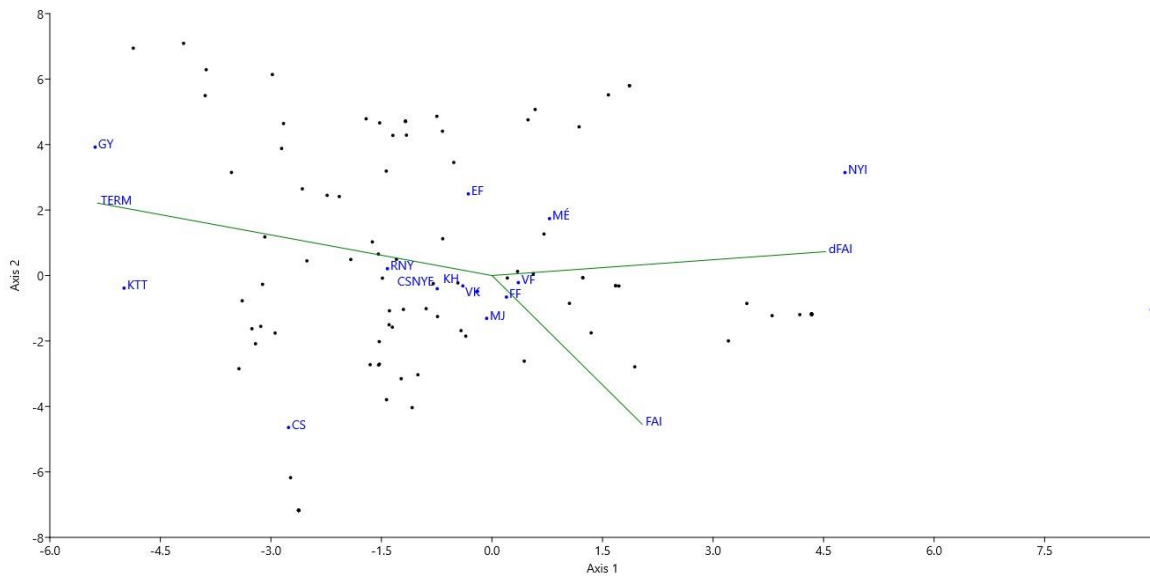
A potenciális gyertyános-kocsánytalan tölgyes termőhely spontán (szűrt) állományaihoz hasonlóan, a potenciális cseres-kocsánytalan tölgyesek esetében is elkülönül az erdeifenyő és akác csoport a PCA diagramon. Az összesített variancia jelentős hányadáért felelős a harmadik – potenciális cseres-kocsánytalan tölgyes erdőrészekre jellemző – fafaj, a csertölgy, amely gyakran a gyertyánnal elegyedik.



5. ábra A potenciális cseres-kocsánytalan tölgyes (CS-KTT) kategóriába sorolt, szűrt spontán erdőállományok és legfontosabb fafajainak helyzete főkomponens-analízis (PCA) alapján (a fajok nevének rövidítése az 1. táblázatban található)

Figure 5. Positions of the most important tree species and forest stands using principal component analysis (PCA), according to data of filtered spontaneous forest stands on potential turkey oak–sessile oak forest sites (abbreviations: see Table 1.)

Az előzőekben ismertetett eredmények már utaltak rá, hogy a kocsánytalan tölgy ezeken a termőhelyeken már csak korlátozottan vesz részt az erdők regenerációjában. A sokváltozós statisztika azt mutatja, hogy ez a faj mindkét klíma változó (FAI, dFAI) szempontjából a felvázolt gradiens szélén, alacsony értékeknél jellemző. A pionír fajok közül a rezgő nyár mutat hasonló jellemzőket. Karakteres összefüggést mutat a többi pionír faj is. Erőteljesebben növekvő aszályossági indexszel rendelkező területeken még szerepet kap a bibircses nyír és a mézgás éger. Alacsony FAI értékeknél, nedvesebb klímán jó terjedési képességeket mutat az erdeifenyő. Magasabb természetességű erdők övezte helyzetben nagyobb szerepet kap az erdőszukcesszióban a kocsánytalan tölgy, a gyertyán, a madárcseresznye és a rezgő nyár (6. ábra).



6. ábra A potenciális cseres-kocsánytalan tölgyes (CS-KTT) kategóriába sorolt, szűrt spontán erdőállományok és legfontosabb fafajainak helyzete redundancia-analízis (RDA) alapján, az erdőrészek környezetének természetessége (TERM), az erdészeti aszályossági index (FAI) és annak változása (dFAI) függvényében
(a fajok nevének rövidítése az 1. táblázatban található)

Figure 6. Positions of the most important tree species and forest stands using redundancy analysis (RDA), according to data of filtered spontaneous forest stands on potential turkey oak–sessile oak forest sites, depending on the naturalness of the environment of forest stands (TERM), forest aridity index (FAI), change of FAI (dFAI) (abbreviations: see Table 1.)

Potenciális mész- és melegkedvelő tölgyesek (BAZ-T)

A potenciális mész- és melegkedvelő tölgyes állományok összességét (nem csak spontán eredetű állományokat) vizsgálva a legnagyobb területarányal az akác (27,9%) rendelkezik. Fontossági sorrendben ez után következik a potenciális élőhely két fontos tölgyfaja, a cser (24,1%) és a molyhos tölgy (10,6%). A termőhelyre jellemző honos fajok közül a virágos kóris (7,6%) és a kocsánytalan tölgy (6,1%) területaránya számottevő. Egyes tájakon a termőhely állományainak fontos faja az adventív feketefenyő (8,3%). A mezofil vagy ennél vízigényesebb fajok aránya 6,1%, a xeromezofil vagy ennél szárazságtűrőbb fajoké 81% (akác nélkül 53%) (5. táblázat).

5. táblázat A potenciális mész- és melegkedvelő tölgyes termőhelyeken fekvő spontán erdőállományok legfontosabb fafajainak ($T\%_{\text{spontán}} > 1\%$) területarányai és kapcsolódó egyéb vizsgált jellemzői

Table 5. Area proportion and other related attributes of the most important tree species of spontaneous forest stands on potential thermophilous forests forest sites

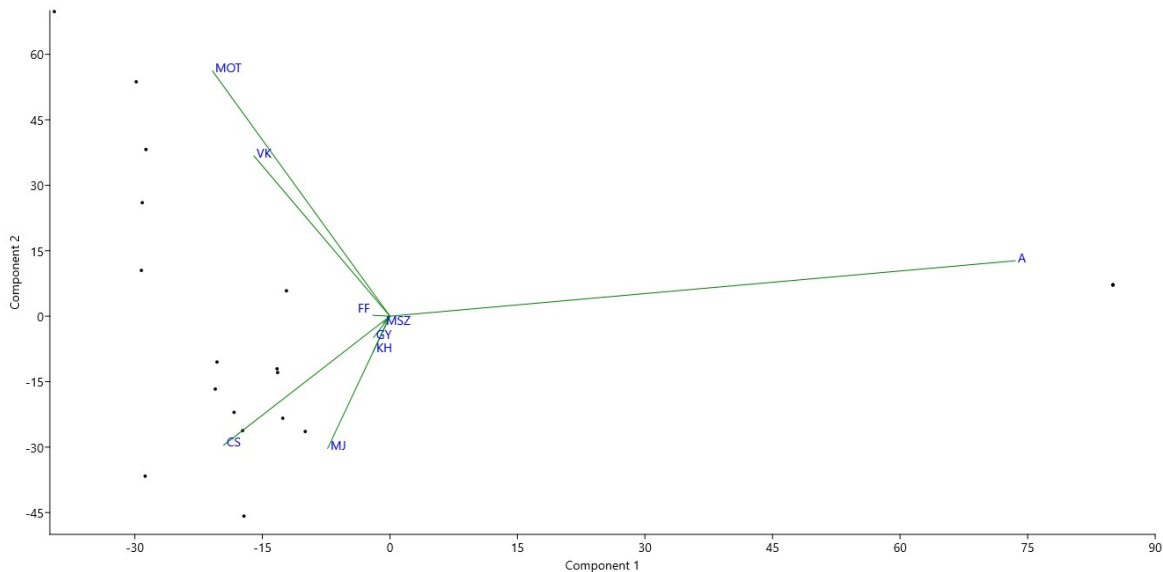
Fafaj	Stratégia	Honosság	Vízigény	T%összes	T%spontán	T%szűrt spontán	dT	TSI
Fehér akác	r	I	xm	27,930	62,380	12,743	34,450	0,381
Csertölgy	K	N	xm	24,054	7,995	34,799	-16,060	-0,501
Molyhos tölgy	K	N	x	10,569	4,315	20,802	-6,254	-0,420
Mezei juhar	r - K	N	xm	1,795	4,271	6,943	2,476	0,408
Virágos kőris	r - K	N	x	7,595	4,260	13,970	-3,336	-0,281
Mezei szil	r - K	N	xm - mh	0,637	2,946	2,222	2,309	0,645
Feketefenyő	r - K	A	x	8,323	2,526	1,872	-5,797	-0,534
Királydió	K	A	m	1,106	2,332	0,000	1,226	0,357
Mirigyes bálványfa	r - K	I	x	0,581	1,538	0,000	0,957	0,452
Nyugati ostorfa	r - K	I	xm mh	1,053	1,419	0,000	0,366	0,148
Erdeifenyő	r	N/A	x - h	3,238	1,101	0,000	-2,137	-0,493

A spontán erdőállományokra vonatkozóan a potenciális mész- és melegkedvelő tölgyes termőhelyeken az akác területaránya a potenciális cseres-kocsánytalan tölgyeseknél látható magas értéket is felülmúlja (62,4%). A fontosabb őshonos fafajok közül egyedül a mezei juhar területaránya nagyobb a spontán erdőkben, mint összesített adatok alapján (4,3%). A csertölgy területaránya nagyobb (8%), a molyhos tölgyé kisebb arányban (4,3%) csökken, ugyanilyen módon összehasonlítva az értékpárokat. Ez az összehasonlítás a virágos kőris számára még kedvezőbb, területaránya 4,3% a talált erdőkben. A kocsánytalan tölgy szerepe minimális a potenciális élőhely spontán szukcessziós folyamataiban (0,7%), holott a társulás fontos elegyfajának számít.

A spontán erdősödés irányát tekintve kettősség figyelhető meg a potenciális mész- és melegkedvelő tölgyes termőhelyeken. Szűrés nélkül az akác területaránya az összes előzőekben vizsgált PTE spontán erdeit felülmúlja, háttérbe szorítva a honos fajokat. A többletvízhatástól független, kiegyenlített terület/kerület arányú, magas természetességű állományokkal körülvett erdőrészekre leszűrt, tehát elérhető honos fafajú propagulumforrásokkal körülvett területeken az akác területaránya nem kiugróan magas. Ha a honos fafajok összesített arányát vizsgáljuk, a mész- és melegkedvelő tölgyes PTE spontán erdei, a szűrés feltételeket is figyelembe véve több, mint 85%-ban honos fafajokkal borítottak, amelyek túlnyomó többsége a potenciális társulásra jellemző komponens. Ugyanez a megállapítás érvényes a K-stratégista fafajok arányára is. Míg a szűrt mész- és melegkedvelő tölgyes termőhelyeken a csernek és molyhos tölgynek köszönhetően a K-stratégisták aránya megközelíti a 60%-ot, a többi PTE esetében ez az érték minden esetben 40% alatt marad a pionír fafajok hiánya miatt.

A főkomponens analízis (PCA) tanulsága szerint három fő erdősödési irány körvonalazható a potenciális mész- és melegkedvelő tölgyes termőhelyeken. Amennyiben a vegetációs környezet ezt támogatja, az őshonos fafajokkal történő erdősödés jellemző. Ebben az esetben elkülöníthető a cseres-mezeijuharos típus a cser dominanciájával és molyhos tölgyes-virágos kőrises az előbbi enyhe túlsúlyával. Az

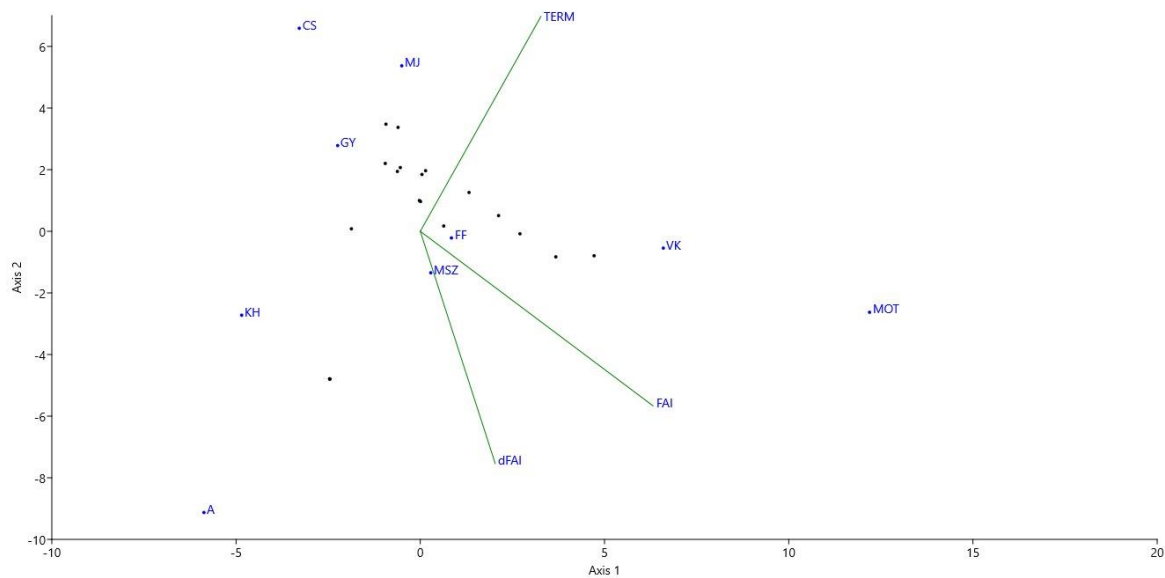
őshonos fafajokkal történő regenerációtól határozottan elkülönül az előző potenciális erdőtípusok esetén is jellemző akácosodás folyamata (7. ábra).



7. ábra A potenciális mész- és melegkedvelő tölgyes (BAZ-T) kategóriába sorolt, szűrt spontán erdőállományok és legfontosabb fafajainak helyzete főkomponens-analízis (PCA) alapján (a fafajok nevének rövidítése az 1. táblázatban található)

Figure 7. Positions of the most important tree species and forest stands using principal component analysis (PCA), according to data of filtered spontaneous forest stands on potential thermophilous forest sites. (abbreviations: see Table 1.)

A vizsgált háttértényezők közül az Erdészeti Aszályossági Index magas értékei a molyhos tölgynek és a virágos kőrisnek kedveznek. A potenciális vegetáció ezeken a termőhelyeken átmenetet mutat a bokorerdők irányába. A szárazodó (magas dFAI érték) élőhelyek egybeesnek az akác térnyerésének, aminek a korábban említettek szerint fontos feltétele az akácállományok közelségén túl a honos fafajok elérhetőségének korlátozottsága. A számára kedvezőtlen PTE területén akkor van nagyobb esélye megjelenni a gyertyánnak, ha nedvesebb a klíma, a FAI változás üteme nem túlságosan gyors és hozzáférhetőek a közelben a fajforrásként működő erdőállományok. Nem csak a gyertyán, hanem a cser és a mezei juhar terjedése is a stabilabb csapadékellátottságú, honos fafajokkal erdősült területekre jellemző inkább (8. ábra).



8. ábra A potenciális mész- és melegkedvelő tölgyes (BAZ-T) kategóriába sorolt, szűrt spontán erdőállományok és legfontosabb fafajainak helyzete redundancia-analízis (RDA) alapján, az erdőrészek környezetének természetessége (TERM), az erdészeti aszályossági index (FAI) és annak változása (dFAI) függvényében (a fajok nevének rövidítése az 1. táblázatban található)

Figure 8. Positions of the most important tree species and forest stands using redundancy analysis (RDA), according to data of filtered spontaneous forest stands on potential thermophilous forests sites, depending on the naturalness of the environment of forest stands (TERM), Forest Aridity Index (FAI), change of FAI (dFAI) (abbreviations: see Table 1.)

Potenciális erdőtársulások összehasonlítása a spontán erdők esetében

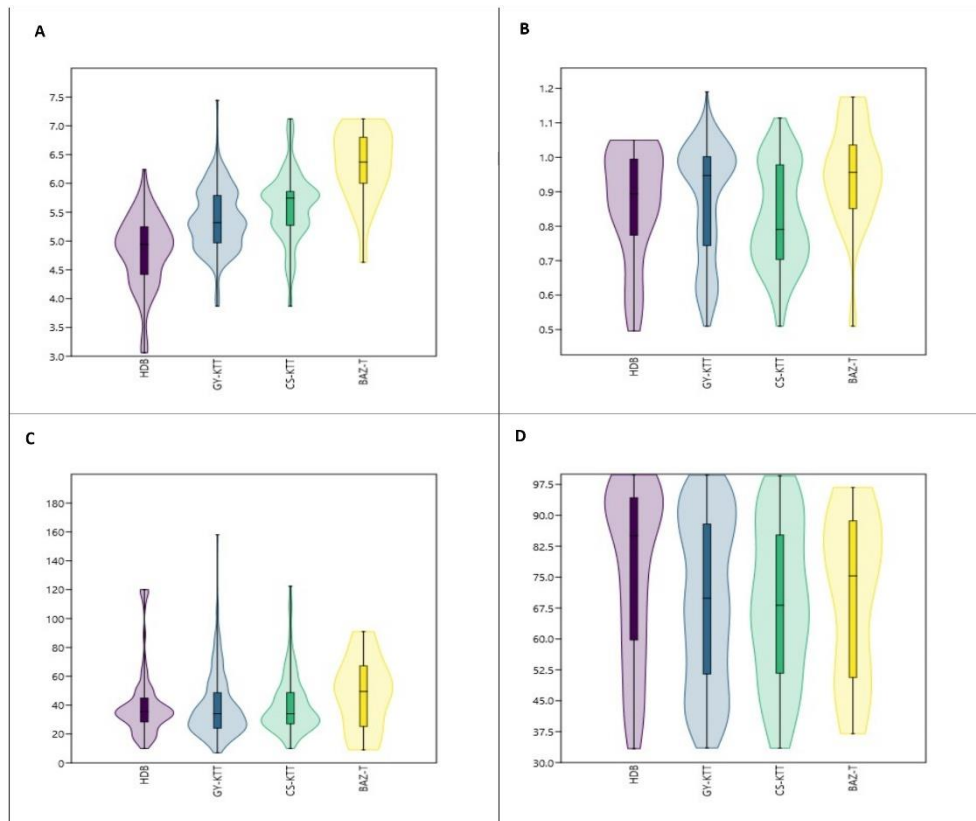
Összehasonlítottuk a négy potenciális erdőtársulás többletvízhatástól független, kiegyenlített terület/kerület arányú, magas természetességű állományokkal körülvett, spontán erdőrészeit a FAI, a FAI változás, a környezetük erdőrészeinek természetessége, valamint a koruk szerint. Legegységesebb eloszlást a természetességi érték mutatja, ami logikusan következik az erdőrészek szűrésénél használt módszerből. Kisebb különbségek így is láthatók. A bükkös, valamint a mész- és melegkedvelő tölgyes termőhelyek részleteinek környezete természetesebb erdőkkel jellemezhető, mint a potenciális cseres- kocsánytalan tölgyeseké és gyertyános-kocsánytalan tölgyeseké (9. ábra).

Az erdőket alkotó fajok állományainak kora többségében a 20 és 40 év közé tehető a potenciális mész- és melegkedvelő tölgyesek kivételével. Utóbbi potenciális társulásnál a koreloszlás egyenletesebb, több az idősebb erdő. A többi PTE esetében is van néhány idősebb fajtát tartalmazó állomány, amelyeknél feltételezhető, hogy a spontán erdősődést megelőzően is lehettek koros fák a területen (pl. fás legelők).

A potenciális társulások spontán erdeinek FAI szerinti eloszlása nagy átfedéssel mutatja azt a sorrendiséget, amely eltérő regionalitásukból adódik. A jelentős átfedés részben abból a módszerből adódik, mellyel a FAI értékeket az erdőrészekhez rendeltük, másrészt abból, hogy a potenciális társulásra hatnak a makroklímán túl az

üzemtervek termőhelyi tényezőiben megtalálható kis léptékű klímára szintén ható jellemzők is (tengerszint feletti magasság, égtáj).

A FAI változásait jellemző értékek eloszlását vizsgálva megfigyelhető, hogy a potenciális mész- és melegkedvelő tölgyesek spontán erdei szárazodnak legerőteljesebben, de a potenciális gyertyános-kocsánytalan tölgyesek és bükkösök is magas értékeket mutatnak a potenciális cseres-kocsánytalan tölgyesek spontán állományaihoz képest.



9. ábra A vizsgált potenciális természetes erdőtársulások spontán, szűrt erdőrészleteinek eloszlása az erdészeti aszályossági index (FAI) (A), annak különbsége (dFAI) (B), az állományok kora (C) és az erdőrészletek környezetének természetessége (TERM) (D) szerint

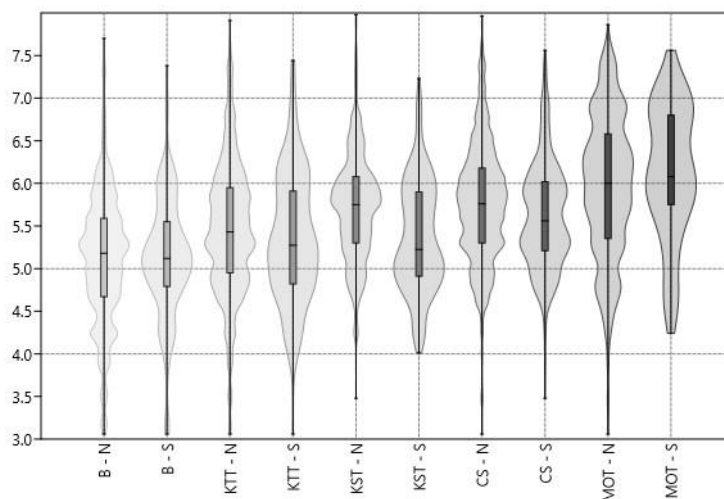
Figure 9. Distribution of spontaneous, filtered forest stands of studied potential natural forest communities according to Forest Aridity Index (FAI) (A), change of FAI (dFAI) (B), age of stands (C), and the naturalness of the environment of forest stands (TERM) (D)

Fafajok különböző eredetű előfordulásainak eloszlása a FAI szerint

A korábban ismertetett módon szűrt állományok legfontosabb fafajai esetében megvizsgáltuk, hogy milyen módon viszonyul egymáshoz az összes erdőrészleteiknek a FAI szerinti eloszlása spontán és nem spontán eredet esetén. A legnagyobb területarányú fajok listáját ez esetben kiegészítettük néhány adventív fajjal, amelyek a négy potenciális természetes erdőtársulás termőhelyein alacsonyabb területi értékei ellenére a jövőben fontos szerepet játszhatnak a spontán erdőszedésben. A fajonkénti box-plot párokat életmenet stratégiák (K, r-K, r) és őshonosság szerint csoportosítva tekintjük át.

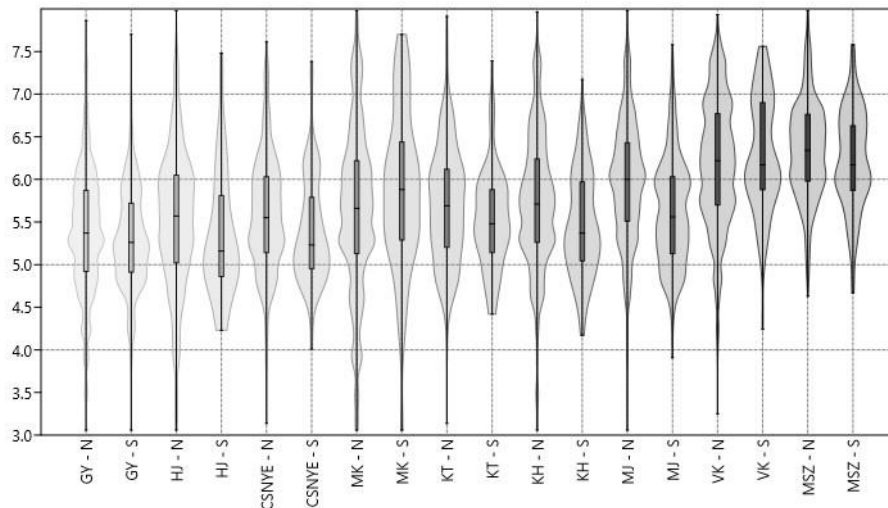
A K-stratégista honos tölgyfajok és a bükk előfordulásainak összehasonlításából kitűnik, hogy a vízigény szerinti skála két végpontján lévő fajok eltérően viselkednek a közbülsőktől. Utóbbiak közé tartozik a kocsánytalan és kocsányos tölgy, valamint a cser, amelyeknél a spontán előfordulások üdőbb termőhelyek, mint az egyéb eredetűek. Az eltolódás a kocsánytalan tölgy és a cser esetében kismértékű, a kocsányos tölgy esetében jelentősebb. Ez az eredmény arra utalhat, hogy a szárazabb termőhelyek egy részén a fafajok már nem vesznek részt az erdősítésben, annak ellenére, hogy az inváziós fafajok ezt nem akadályoznák, üdőbb termőhelyeken az onnan kiszoruló fafajok helyett viszont megjelennek. Életmenet stratégiától függetlenül ez megfigyelhető a vizsgált honos fafajok többségénél. A jelenségek mögött komplex hatótényezők állnak, amelyek egy részének jelentőségét (pl. táji környezet, vegetatív terjedés lehetősége, szegélyhatás) a korábbi szűrésekkel csökkentettük, de az eredményeket befolyásolhatja, hogy ugyanazon faj ökológiai tűrőképessége függhet a szukcessziós stádiumok vegetációjának összetételi és szerkezeti jellemzőitől (10. ábra).

Az előzőekben ismertetett eltolódás nem ismerhető fel a bükk esetében, amelynek spontán és nem spontán állományai közel azonos megoszlásúak az erdészeti aszályossági index szerint. A tölgyfajoknál felvázolt logika szerint ez nem is lehet másként, hiszen az ország területén a bükk már nem igazán tud a humidabb irányba elmozdulni. A molyhos tölgy esetében ellenkező előjelű az eltolódás, tehát a fajforrásként szolgáló állományoknál szárazabbak azok a termőhelyek, ahol már zárt erdővel végződött az erdőszukcesszió és a molyhos tölgy is jelentékenyebb arányban részt vett benne.



10. ábra A spontán erdők legfontosabb K-stratégista fafajainak eloszlása az erdészeti aszályossági index (FAI) szerint, páronként összehasonlítva a fafajok nem spontán eredetű (N) és spontán eredetű (S) előfordulásait, a nem spontán eredetű állományok (N) mediánjai szerint sorba rendezve
 Figure 10. Distribution of the most important K-strategist tree species occurring in spontaneous forests according to Forest Aridity Index (FAI), occurrences with non-spontaneous (N) and spontaneous (S) origin are compared pair-wise, grading by median values of non-spontaneous (N) stands

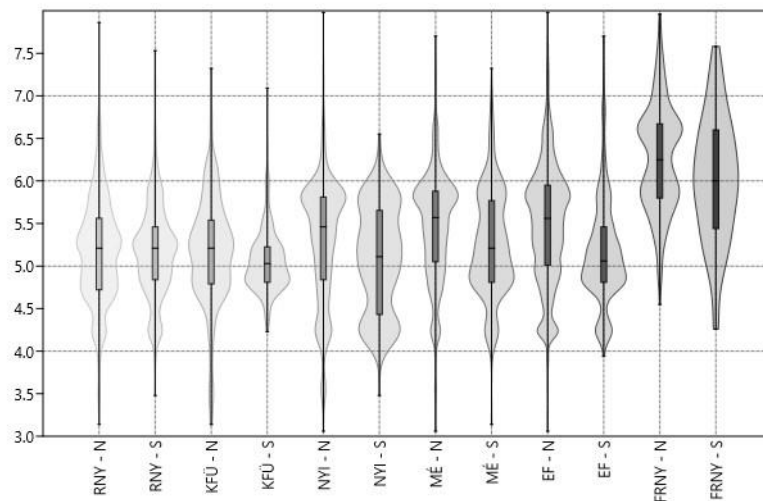
Az r-K-stratégista fajok többsége esetében szintén megfigyelhető a spontán terjedésből adódó előfordulások eltolódása az üdebb termőhelyek felé. Ezek a különbségek a mezei juhar és a kislevelű hárs esetében a legnagyobbak. Ebben a csoportban kivételt képez a magas kőris, amely jellemzően szárazabb területeken terjed, mint ahol a nem spontán eredetű állományai előfordulnak (11. ábra).



11. ábra A spontán erdők legfontosabb r-K-stratégista fajainak eloszlása az erdészeti aszályossági index (FAI) szerint, páronként összehasonlítva a fajok nem spontán eredetű (N) és spontán eredetű (S) előfordulásait, a nem spontán eredetű állományok (N) mediánjai szerint sorba rendezve

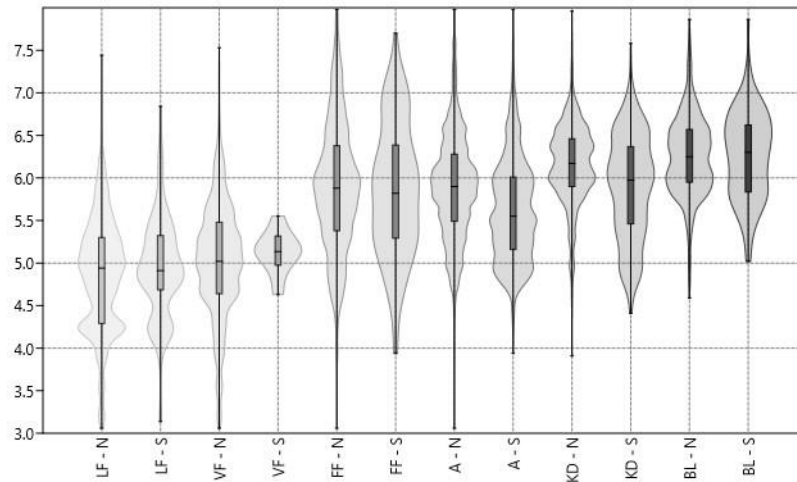
Figure 11. Distribution of the most important r-K-strategist tree species occurring in spontaneous forests according to Forest Aridity Index (FAI), occurrences with non-spontaneous (N) and spontaneous (S) origin are compared pair-wise, grading by median values of non-spontaneous (N) stands

Az r-stratégista fajok közül a rezgő nyár hasonlóan terjed, mint a bükk a K-stratégisták között, nincs lényeges különbség az értékek eloszlásának súlypontjai között. A spontán terjedés előfordulásainak eltolódása az alacsony FAI tartomány felé erősebben megmutatkozik az erdeifenyő és a kecskefűz esetében. Az erdeifenyőnél ez indokolható széles körű, szárazabb termőhelyekre történő telepítésével, ahol spontán terjedése klimatikus és/vagy kompetíciós okokból már nem jellemző. A kecskefűz nem spontán előfordulásainak FAI szerinti súlypontja hasonlít a rezgő nyáréra, de ahhoz képest inkább üdebb körülmények között terjed. Az előző fajokra jellemző eltolódás kisebb arányú a mézgás éger (többetvízhatástól független termőhelyek), a bibircses nyír és a fehér nyár esetében. Utóbbi faj előfordulásának FAI-értékei jóval magasabbak a többi pionírhoz képest (12. ábra).



12. ábra A spontán erdők legfontosabb r-stratégista fafajainak eloszlása az erdészeti aszályossági index (FAI) szerint, páronként összehasonlítva a fajok nem spontán eredetű (N) és spontán eredetű (S) előfordulásait, a nem spontán eredetű állományok (N) mediánjai szerint sorba rendezve
 Figure 12. Distribution of the most important r-strategist tree species occurring in spontaneous forests according to Forest Aridity Index (FAI), occurrences with non-spontaneous (N) and spontaneous (S) origin are compared pair-wise, grading by median values of non-spontaneous (N) stands

Az adventív fajok közül kiemelten fontos az inváziós fehér akác. A fajok többségéhez hasonlóan az akácra is érvényes, hogy spontán terjedésének súlypontja az üdebb termőhelyekhez kötődik. A spontán és nem spontán előfordulások közötti FAI különbség viszonylag jelentősnek értékelhető, az eredményeket a faj gyakoriságából származó nagy mintaszám megerősíti. Az akác ma még nedvesebbként számoltartott termőhelyeken fokozódó terjedése súlyos természetvédelmi károkat vetít előre. Hasonló tendencia körvonalazódik a királydió esetében, fokozódó terjedése várható az üde jellegű élőhelyeken. A bálványfa előfordulások FAI értékeinek eloszlása hasonlít a vele gyakran együttesen előforduló molyhos tölgyhöz és virágos kőrishez. A faj várhatóan a jövőben továbbra is veszélyezteti a potenciális mész- és melegkedvelő tölgyes termőhelyek természetközeli élőhelyeit (13. ábra).



13. ábra A spontán erdők legfontosabb adventív fafajainak eloszlása az erdészeti aszályossági index (FAI) szerint, páronként összehasonlítva a fajok nem spontán eredetű (N) és spontán eredetű (S) előfordulásait, a nem spontán eredetű állományok (N) mediánjai szerint sorba rendezve

Figure 13. Distribution of the most important adventive tree species occurring in spontaneous forests according to Forest Aridity Index (FAI), occurrences with non-spontaneous (N) and spontaneous (S) origin are compared pair-wise, grading by median values of non-spontaneous (N) stands

Következtetések és megvitatás

A honos fajokkal történő spontán erdősődés egyik legfontosabb akadályozója az inváziós fajok terjedése. Ezek közül a fehér akác a legnagyobb jelentőségű mind a négy potenciális erdőtársulás termőhelye szempontjából. A potenciális cseres-kocsánytalan tölgyes és gyertyános-kocsánytalan tölgyes termőhelyeken az akácosodás mértéke kritikus. Az akác inváziója még olyan környezetben is számottevő, ahol a táji környezetben a honos fajok a meghatározóak. A potenciális mész- és melegkedvelő tölgyesek esetében szintén sok a spontán akác, azonban arra utalnak az eredmények, hogy ha a potenciális társulás bizonyos fontos fajtái (molyhos tölgy, csertölgy, virágos kőris) elérhető távolságban vannak, reális esély van a honos fajokkal történő regenerációra. A bálványfa területaránya sokkal kisebb az akácénál, szárazságtűrése felülmúlja a legtöbb társulásalkotó fajtát, így a jövőben előretörése várható ennél a potenciális erdőtársulásnál. Potenciális bükkösök esetében az inváziós veszély kisebb, köszönhetően az akácok kisebb területarányára az összes erdőállományra vonatkozóan.

A legtöbb erdőállomány esetében, ahol a spontán erdősődés honos fajokkal zajlik, a fajösszetétel jelentős eltérést mutat az azonos potenciális erdőtársulás tipikus fajösszetételével szemben. A spontán állományokban a K-stratégista fajok aránya alacsonyabb, az r-K- és r-stratégistáké magasabb. A jelenség jelentős részben összefügg azzal, hogy az állományok erdőtervezéskor becsült (sok bizonytalansággal terhelt) kora jóval alacsonyabb, mint az a kor, mikorra ideális esetben a szukcesszió eljuthat a zárótársulásnak nevezhető, viszonylagos egyensúlyi állapotig. Mivel a

célként megfogalmazott PTE fontos háttérváltozója a klíma, joggal feltételezhetjük, hogy az időtől függő szukcessziós stádiumon túl a faállomány összetétele a változó klímát is indikálja. Más módon megközelítve, lehatárolhatjuk azokat a honos fafajokat, amelyek különböző klímáparaméterek (FAI, dFAI) esetében praktikus felhasználhatók az erdőborítás biztosítására, annak ellenére, hogy eddig kevesebb megbecsülést kaptak.

Pionír fafajok esetén is előnyös, ha foltonként nagyobb arányban megjelennek a tájban, noha jelentős ökológiai szerepük ellenére sokáig gyomfaként tekintettek rájuk az erdőgazdálkodás során. Az összes erdőállomány tekintetében alárendelt honos fafajok a spontán erdőkben egyenletesebb területarányokkal rendelkeznek, kedvező esetben magasabb diverzitást eredményezve.

Az alábbiakban potenciális természetes erdőtársulásonként emeljük ki azokat a honos fafajokat, amelyek a változó klíma mellett is ígéretes eszközei lehetnek az erdőborítás spontán szukcesszió útján történő növelésének, úgy hogy a természetvédelmi szempontok is érvényesüljenek.

- A potenciális bükkös termőhelyeken belül a bükk spontán terjedésére ott van reális esély, ahol egyaránt alacsony az aszályossági index és növekedésének mértéke is, valamint a támogató fajforrások is rendelkezésre állnak. Tekintettel a fafaj kötődésére a kései szukcessziós stádiumokhoz, még kedvező klíma esetén is drasztikus szárazodás várható addigra, míg meghatározó szerepet kaphatna a spontán erdőkben. A bükk kiszorulását jelenlegi termőhelyeinek jelentős részéről a témába vágó tanulmányok egyöntetűen prognosztizálják (Gessler et al. 2007, Mátyás et al. 2010a, Czúcz et al. 2011).
- A potenciális bükkös termőhelyek spontán erdei a leginkább gazdagok honos pionír fafajokban (rezgő nyár, bibircses nyír, mézgas éger, kecskefűz), ebből következően többféle termőhelyi helyzetben jelen lehet olyan fafaj, mely már a felhagyást követően rövid idő alatt állományt alkothat vagy jelentősebb elegyarányt érhet el. A pionír elegyfajok jelenléte a hozzájuk kapcsolódó állatfajokon keresztül is hozzájárul a biodiverzitás növeléséhez (Ambrus 2016, Barbácsy 2014).
- A pionír erdeifenyő részesedése sok esetben meghatározó az őshonos fafajú spontán erdőkben, potenciális bükkös és gyertyános-kocsánytalan tölgyes termőhelyen. Terjedése azokon a tájakon üdvözlendő elsősorban, ahol a fafaj honos (Nyugat-Dunántúl), vagy ha alternatívája valamelyik inváziós fafaj, így terjedése kisebbik rossznak tekinthető.
- A gyertyán jelentősége a potenciális bükkös és gyertyános-kocsánytalan tölgyes termőhelyek erdősödése szempontjából kulcsfontosságú. Jelentős szerepet játszik a nyers, bolygatott talajfelszínnek erdősödésében, hozzájárulva a talaj javításához, ami a későbbi szukcessziós stádiumokra is hatást gyakorol (Praciak et al. 2013). Számára kedvező körülmények között a gyertyán hatékonyabb és gyorsabb regenerációs képessége előnyös mind a tölgyfajokkal, mind a pionír erdeifenyővel szemben is (Kwiatkowska et al. 1997, Praciak et al. 2013)

- A csertölgy a K-stratégista fajok közül a legrugalmasabbnak a potenciális gyertyános-kocsánytalan tölgyestől, a cseres-kocsánytalan tölgyesen keresztül a mész- és melegkedvelő tölgyesekig fontos faj abban az esetben, ha az őshonos fajokra támaszkodó regenerációs út lehetséges. A potenciális gyertyános-kocsánytalan tölgyes esetében a kocsánytalan tölgy háttérbe szorul, és a gyertyán gyakran a csertölgyvel elegyedik. A csertölgy jó terjedőképességét a kocsányos tölgyhöz és kocsánytalan tölgyhöz képest bizonyították azok a kutatások, amelyek a faj lengyelországi előfordulásait elemezték (Danielewicz et al. 2016).
- A spontán erdőerdősítés szempontjából fontosabb honos fajok közül a mezei juhar a legszélesebb spektrumú a potenciális társulások szempontjából, így mind a négy vizsgált potenciális erdőállomány területén várható a terjedése. Ehhez az ökológiai rugalmassághoz elsősorban a nedvességigény terén tanúsított tág tűrése járulhat hozzá (Chybicki et al. 2014), de alkalmazkodóképessége más környezeti tényezők szempontjából is szembeötlő (Nagy és Ducci 2003). Utóbbi szerzők hangsúlyozzák a mezei juhar jelentőségét a felhagyott területek szukcessziójában is. Erdészeti felhasználását az is indokolja, hogy a fényigényesebb inváziósok előre törését hatékonyan akadályozza.
- A vizsgált potenciális erdőállományok közül a mész- és melegkedvelő tölgyes termőhelyeken mutatkozik a legnagyobb esély a társulás regenerációjára, ha referenciaként az összes őshonos fajú erdő fajösszetételét tekintjük. A sikeresség feltétele a természetes vegetációs környezet, minél kisebb inváziós fertőzöttséggel. A folyamat időigényes, amihez valószínűsíthetően hozzájárul egy hosszabb (vagy megrekedt) cserjés szukcessziós fázis. Kevésbé szárazodó helyeken a csertölgy és a mezei juhar, ellenkező esetben inkább a molyhos tölgy és a virágos kőris határozzák meg a termőhely spontán erdeit.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Pájer-Gálos Borbálának és Csiszár Ágnesnek a kutatásban történő közreműködésért, továbbá a kézirat elkészítésében nyújtott segítségükért. Jelen publikáció az Agrárminisztérium támogatásával (EGF/103/2021) valósult meg.

Irodalom

- Adamowski, W., Bomanowska, A. 2011: Forest return on an abandoned field – secondary succession under monitored conditions. *Folia Biologica et Oecologica* 7: 49–73. DOI: [10.2478/v10107-009-0016-z](https://doi.org/10.2478/v10107-009-0016-z)
- ÁESZ 2004: Erdőrendezési útmutató. 4. változat. p. 179.
- Alexander, V.P., Volker, C.R., Matthias, B., Tobias, K., Daniel, M. 2012: Effects of institutional changes on land use: Agricultural land abandonment during the transition from state-command to market-driven economies in post-Soviet Eastern Europe. *Environmental Research Letters* 7(2): 024021. DOI: [10.1088/1748-9326/7/2/024021](https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/2/024021)
- Ambrus A. 2016: Pionír fajok alkotta erdőtársulások szerepe domb- és hegyvidéki erdei életközösségek lombfogyasztó fajegyütteseinek szemszögéből. In: Korda M. (szerk.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. pp. 193–202.
- Barbácsy Z. 2014: A Szalafői Őserdő Erdőrezervátum madárközösségének változása 1994 és 2013 között. *Silva Naturalis* 3: 173–184.
- Barbati, A., Bastrup-Birk, A., Baycheva-Merger, T., Bonhomme, C., Bozzano, M., Bücking, W., Camia, A., Caudullo, G., Cienciala, E., Cimini, D., Clark, D., Cools, N., Corona, P., De Vos, B., Domínguez, G., Edwards, D., Estreguil, C., Filipchuk, A., Fischer, R., Japelj, A. 2011: State of Europe's forests 2011. Status and trends in sustainable forest management in Europe. In: Proceedings of the Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Oslo.
- Barcza Z., Bartholy J., Mészáros R., Pongrácz R., Radics K. 2011: Globális és európai tendenciák. In: Bartholy J., Bozó L., Haszpra J. (szerk.): KLÍMAVÁLTOZÁS – 2011 Klímaszcenáriók a Kárpát-medence térségére, Budapest. pp. 99–144.
- Bartha D. 1999: Magyarország fa- és cserjefajai. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 302.
- Bartha D. 2005: Tájállapotok és vegetációállapotok, mint az erdőtermészetességi vizsgálatok viszonyítási alapjai. *Tájökológiai Lapok* 3(2): 253–274.
- Bartha D., Korda M., Kovács G., Tímár G. 2014: A potenciális természetes erdőtársulások és az aktuális faállománytípusok összevetése országos szinten. *Erdészettudományi Közlemények* 4(1): 7–21.
- Bartha, D. 2021: An annotated and updated checklist of the Hungarian dendroflora. *Acta Botanica Hungarica* 63(3–4): 227–284. DOI: [10.1556/034.63.2021.3-4.1](https://doi.org/10.1556/034.63.2021.3-4.1)
- Bartholy J., Bihari Z., Horányi A., Krüzselyi I., Lakatos M., Pieczka I., Pongrácz R., Szabó P., Szépszó G., Torma Cs. 2011: Hazai éghajlati tendenciák. In: Bartholy J., Bozó L., Haszpra J. (szerk.): KLÍMAVÁLTOZÁS – 2011 Klímaszcenáriók a Kárpát-medence térségére. MTA–ELTE, Budapest. pp. 145–234.
- Berki I., Móricz N., Rasztoivits E., Víg P. 2007: A bükk szárazság tolerancia határának meghatározása. In: Mátyás Cs., Víg P. (szerk.): Erdő és klíma V. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron. pp. 213–228.
- Chybicki, I.J., Waldon-Rudzionek, B., Meyza, K. 2014: Population at the edge: increased divergence but not inbreeding towards northern range limit in *Acer campestre*. *Tree Genetics & Genomes* 10: 1739–1754. DOI: [10.1007/s11295-014-0793-2](https://doi.org/10.1007/s11295-014-0793-2)
- Cojzer, M., Diaci, J., Brus, R. 2014: Tending of young forests in secondary succession on abandoned agricultural lands: An experimental study. *Forests* 5: 2658–2678. DOI: [10.3390/f5112658](https://doi.org/10.3390/f5112658)
- Czúcz, B., Gálhidy, L., Mátyás, Cs. 2011: Present and forecasted xeric climatic limits of beech and sessile oak distribution at low altitudes in Central Europe. *Annals of Forest Science* 68(1): 99–108. DOI: [10.1007/s13595-011-0011-4](https://doi.org/10.1007/s13595-011-0011-4)
- Csontos P., Tamás J. 2005: Tájidegen fajok által meghatározott spontán erdősődő területek növényzetének vizsgálata. *Kanitzia* 13: 69–79.
- Danielewicz, W., Kicinski, P., Wiatrowska, B. 2016: Symptoms of the naturalisation of the Turkey oak (*Quercus cerris* L.) in Polish forests. *Folia Forestalia Polonica, Series A Forestry* 58: 147–162. DOI: [10.1515/ffp-2016-0017](https://doi.org/10.1515/ffp-2016-0017)

- Führer E. 2010: A fák növekedése és a klíma. „Klíma 21” füzetek 61: 98–107.
- Führer E. 2018: A klímaértékelés erdészeti vonatkozásai. Erdészettudományi Közlemények 8(1): 27–42.
DOI: [10.17164/EK.2018.002](https://doi.org/10.17164/EK.2018.002)
- Führer E., Horváth L., Jagodics A., Machon A., Szabados I. 2011: Application of a new aridity index in Hungarian forestry practice. Időjárás 115: 205–216.
- Führer E., Marosi Gy., Jagodics A., Juhász I. 2011: A klímaváltozás egy lehetséges hatása az erdőgazdálkodásban. Erdészettudományi Közlemények 1(1): 17–28.
- Gessler, A., Keitel, C., Kreuzwieser, J., Matyssek, R., Seiler, W., Rennenberg, H. 2007: Potential risks for European beech (*Fagus sylvatica* L.) in a changing climate. Trees –Structure and Function 21: 1–11.
DOI: [10.1007/s00468-006-0107-x](https://doi.org/10.1007/s00468-006-0107-x)
- IPCC 2013: Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge. p. 1535. DOI: [10.1017/CBO9781107415324](https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324)
- Jakucs, P. 1972: Dynamische Verbindung der Wälder und Rasen. Akadémiai Kiadó, Budapest. 228 p.
- Király G. (szerk.) 2009: Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósza. p. 616.
- Kotroczó Zs., Krakomperger Zs., Papp M., Bowden R.D., Tóth J. A. 2007: A Síkfőkúti cseres-kocsánytalan tölgyes szerkezetének és fajösszetételének hosszútávú változása. Természetvédelmi Közlemények 13: 93–100.
- Kwiatkowska, A.J., Spalik, K., Michalak, E., Palińska, A., Panufnik, D. 1997: Influence of the size and density of *Carpinus betulus* on the spatial distribution and rate of deletion of forest-floor species in thermophilous oak forest. Plant Ecology 129: 1–10. DOI: [10.1023/A:1009708317294](https://doi.org/10.1023/A:1009708317294)
- Lakatos, M., Szentimrey, T., Bihari, Z., Szalai, S. 2013: Creation of a homogenized climate database for the Carpathian region by applying the MASH procedure and the preliminary analysis of the data. Időjárás 117: 143–158.
- Majer A. 1989: Erdeink stabilitása. Az Erdő 38(2): 45–51.
- Mátyás Cs., Führer E., Berki I., Csóka Gy., Drüszler Á., Lakatos F., Móricz N., Rasztovits E., Somogyi Z., Veperdi G., Vig P., Gálos B. 2010b: Erdők a szárazsági határon. „Klíma-21” füzetek 61: 84–97.
- Mátyás, Cs. 2009: Ecological challenges of climate change in Europe’s continental, drought- threatened Southeast. In: Groisman, P.Y., Ivanov S.V. (eds.): Regional aspects of climate-terrestrial-hydrologic interactions in non-boreal Eastern Europe. NATO Science Series. Springer, Dordrecht. pp. 35–46. DOI: [10.1007/978-90-481-2283-7_5](https://doi.org/10.1007/978-90-481-2283-7_5)
- Mátyás, Cs., Berki, I., Czúcz, B., Gálos, B., Móricz, N., Rasztovits, E. 2010a: Future of beech in Southeast Europe from the perspective of evolutionary ecology. Acta Silvatica et Lignaria Hungarica 6: 91–110.
- Molnár, Cs., Molnár, Zs., Barina, Z., Bauer, N., Biró, M., Bodoncz, L., Csathó, A. I., Csiky, J., Deák, J.Á., Fekete, G., Harnos, K., Horváth, A., Isépy, I., Juhász, M., Kállayné Szerényi, J., Király, G., Magos, G., Máté, A., Mesterházy, A., Molnár, A., Nagy, J., Óvári, M., Purger, D., Schmidt, D., Sramkó, G., Szénási, V., Szmorad, F., Szollát, Gy., Tóth, T., Vidra, T., Virók, V. 2008: Vegetation-based landscape-regions of Hungary. Acta Botanica Hungarica 50 (Suppl.): 47–58. DOI: [10.1556/ABot.50.2008.Suppl.4](https://doi.org/10.1556/ABot.50.2008.Suppl.4)
- Molnár M., Lakatos F. 2007: A bükkpusztulás Zala-megyében – klímaváltozás? In: Mátyás Cs., Vig P. (szerk.): Erdő és klíma V. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron. pp. 257–267.
- Molnár, Zs., Bartha, S., Seregélyes, T., Illyés, E., Tímár, G., Horváth, F., Révész, A., Kun, A., Botta-Dukát, Z., Bölöni, J., Biró, M., Bodoncz, L., Deák, J.Á., Fogarasi, P., Horváth, A., Isépy, I., Karas, L., Kecskés, F., Molnár, Cs., Ortmann-né Ajkai, A., Rév, Sz. 2007: A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). Folia Geobotanica 42: 225–247.
DOI: [10.1007/BF02806465](https://doi.org/10.1007/BF02806465)
- Nagy, L., Ducci, F. 2003: Technical guidelines. Acer campestre. EUFORGEN.
https://www.euforgen.org/fileadmin/templates/euforgen.org/upload/Publications/Technical_guidelines/Technical_guidelines_Acer_campestre.pdf

- Praciak, A., Pasiecznik, N., Sheil, D., Heist, V.M., Sassen, M., Correia, S.C., Dixon, C., Fyson, E.G., Rushforth, K., Teeling, C. 2013: The CABI Encyclopedia of Forest Trees. CAB International Publishing, Oxfordshire. DOI: [10.1079/9781780642369.0000](https://doi.org/10.1079/9781780642369.0000)
- Ruskule, A., Nikodemus, O., Kasparinska, Z. et al. 2012: Patterns of afforestation on abandoned agriculture land in Latvia. *Agroforest Systems* 85: 215–231. DOI: [10.1007/s10457-012-9495-7](https://doi.org/10.1007/s10457-012-9495-7)
- Somodi, I., Molnár, Zs., Czúcz, B., Bede-Fazekas, Á., Bölöni, J., Pásztor, L., Laborcz, A., Zimmermann, N. 2017: Implementation and application of Multiple Potential Natural Vegetation models – a case study of Hungary. *Journal of Vegetation Science* 28(6): 1260–1269. DOI: [10.1111/jvs.12564](https://doi.org/10.1111/jvs.12564)
- Somogyi Z. 2007: A klíma, a klímaváltozás és a fanövedék néhány összefüggéséről. In: Mátyás Cs., Víg P. (szerk.): Erdő és klíma V. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron. pp. 295–306.
- Teleki, B., Sonkoly, J., Erdős, L., Tóthmérész, B., Prommer, M., Török, P. 2019: High resistance of plant biodiversity to moderate native woody encroachment in loess steppe grassland fragments. *Applied Vegetation Science* 23(2): 175–184. DOI: [10.1111/avsc.12474](https://doi.org/10.1111/avsc.12474)
- Tiborcz V., Major F., Zagyvai G., Bartha D. 2019: Négy özönfaj (fehér akác, zöld juhar, amerikai kőris, mirigyes bálványfa) inváziós veszélyeztetésének kockázatbecslése az Országos Erdőállomány Adattár alapján. *Tájökológiai Lapok* 17(1): 93–106.
- Whisenant, S. 2005: Managing and directing natural succession. In: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (eds.): *Forest Restoration in Landscapes*. Springer, New York. pp. 257–261. DOI: [10.1007/0-387-29112-1](https://doi.org/10.1007/0-387-29112-1)
- Zagyvai G. 2016: Közösségi jelentőségű erdei élőhelyek spontán regenerációjának esélyei a Cserhátban – lehetőségek és veszélyek. In: Korda M. (szerk.): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére*. Tanulmánygyűjtemény. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest. pp. 575–602.
- Zagyvai G. 2020: Spontán erdőállományok fajokösszetételének áttekintő értékelése az Országos Erdőállomány Adattár alapján. *Tájökológiai Lapok* 18(1): 65–86.
- Zagyvai G., Csiszár Á., Korda M., Schmidt D., Šporčić, D., Teleki B., Tiborcz V., Bartha D. 2012: Előzetes eredmények száraz és félszáraz élőhelyek szukcessziós változásainak vizsgálatáról. *Botanikai Közlemények* 99(1–2): 123–141.

STUDIES ON THE SPECIES COMPOSITION OF SPONTANEOUS FORESTS IN THE CONTEXT OF POTENTIAL NATURAL VEGETATION AND CLIMATE

G. ZAGYVAI, D. BARTHA

University of Sopron, Faculty of Forestry, Institute of Environmental Protection
and Nature Conservation

9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky u. 4., e-mail: zagyvai.gergely@uni-sopron.hu

Keywords: spontaneous afforestation, species composition, potential natural vegetation, forest communities, forest aridity index, climate change

Tree species composition of spontaneous forests (as a dependent variable), climatic conditions and the tree species composition of adjacent forest stands (as explanatory variables) were derived from spatial information stored in the National Forest Database Hungary, the database of potential natural forest communities and meteorological data describing climate change. Species composition of spontaneous forests was analysed by principal component analysis (PCA) and redundancy analysis (RDA) in the case of selected potential natural forest communities (beech forests, sessile oak–hornbeam forests, turkey oak–sessile oak forests, thermophilous forests). The following variables were used in course of RDA: Forest Aridity Index (FAI), the measure of FAI change, and species composition of surrounding forest stands. The distribution of these variables was compared between spontaneous and non-spontaneous stands in the case of the most important tree species. *Robinia pseudoacacia* poses a significant risk of invasion in all the studied potential community types, especially critical in sessile oak–hornbeam forests and turkey oak–sessile oak forests. The spreading of *Fagus sylvatica* and *Quercus petraea* is strongly limited in spontaneous forest succession, presumably due to invasive tree species and climatic reasons. In conclusion, a set of native tree species was identified, which can provide near-natural solutions for forest cover expansion using spontaneous processes in changing climates. Suitable species are the mesophilic pioneer tree species, which are still underrated in forestry practice. *Quercus pubescens*, *Quercus cerris*, *Fraxinus ornus*, *Acer campestre* and *Carpinus betulus* are also successfully spreading species via natural regeneration amongst adequate landscape, ecological and climatic conditions. Most studied tree species are spreading in more humid sites compared to non-spontaneous occurrences of those.

6TH EUROPEAN CONGRESS OF CONSERVATION BIOLOGY - ECCB 2022**“Biodiversity crisis in a changing world”**

The Europe Section of the Society for Conservation Biology (SCB) organize a series of professional meetings for promoting conservation of biological diversity in Europe since 2006 when the first 1st ECCB took place in Eger, Hungary with the topic "Diversity for Europe". This year the host country was Czech Republic, the 6th European Congress of Conservation Biology took place in the campus of Czech University of Life Sciences Prague (CZU) on August 22-26, 2022. During the five days conference over 700 participants came together to address the topic “Biodiversity crisis in a changing world” and preservation of biodiversity in Europe.

Professionals, conservationist, experts, lawmakers, scientists, students, gathered to present, to discuss and to design new strategies to meet the modern challenges in times of biodiversity emergency, post covid challenges and war uncertainty. More than 20 topic areas were addressed, between them “citizen science for conservation” had special attention during some of the symposia talks, posters, workshops, and speed presentations.

The symposia “*Monitoring biodiversity trends and threats using novel digital tools*” was organized by Ivan Jarić from the Biology Centre of the Czech Academy of Sciences. Was highlighted the rapidly increase of internet and new technologies use in favors of conservation. Phone applications, webpages, social media, other platform have become a source of unprecedented amounts of highly diverse and readily accessible data.

Accordingly, there is an emerging field “*conservation culturomics*” that aims to promote conservation by exploring human-nature interactions as these are manifested in online and other digital archives. In the other hand, they presented iEcology which is the study of ecological patterns and processes using data generated for other purposes and stored digitally. These two terms and fields are strongly related with citizen science because the data is collected by citizens and is contributing to scientific research to better understand the natural world and people’s interactions with it.

During these symposia expositors showed how iEcology approaches can be used to explore spatio-temporal trends in biodiversity, monitor rare or endangered species, and threats to its persistence. Meanwhile in the case of conservation culturomic they showed examples how some approaches have been used to explore interest in nature, conservation and the environment; highlight cultural ecosystem services and their value for people; look at people’s interest in species or regions of conservation concern; and quantify attitudes towards conservation interventions and policies.

Some of the presentation's topics were

- Trends and dynamics in conservation culturomics and iEcology research- Uri Roll (Ben-gurion University of the Negev, Israel)
- Digital data sources and methods for conservation culturomics- Ricardo Correia (University of Helsinki, Finland)
- Social media in conservation science: opportunities, challenges and going forward- Enrico Di Minin (University of Helsinki, Finland)
- Nature apps – Gaining Ecological and Conservation Insights from Dedicated Smartphone Applications- Anna Cihlová (Ben-gurion University, Israel)
- Digital and traditional marketing approaches for effective fundraising in conservation - Takahiro Kubo (NIES - National Institute for Environmental Studies, Japan)
- Comparing interest in nature across culturomic and other digital sources - Reut Vardi (Tel-Aviv University, Israel)
- How supportive can deep learning be in biodiversity research? Three tales of cultural services, biological invasions, and wildlife trade- Ana Sofia Vaz (CIBIO-InBIO-BIOPOLIS, Portugal)
- How well does online information-seeking behavior indicate public conservation orientation? Taxonomy and personal characteristics matter- Munemitsu Akasaka (South African National Biodiversity Institute, South African Republic)
- Others.

Another interesting symposium was the entitled "Social and ecological values: Charting a course forward for SCB Europe post-2020". The topical called the attention because was strongly related with the PHD research plan submitted since some of the presenters use the same theories as for example the theory of planned behavior.

How can we balance social and ecological values and justice in the post 2020 conservation world, how much "good life" is too much for individual people or the collective human enterprise if we wish there to be good lives for the remainder of Earth's biodiversity? The presentations were divided in two days:

- Socio-psychological factors, beyond knowledge, predict people's engagement in pollinator conservation and reveal new opportunities for increasing uptake- Jessica Knapp (Lund University, Lund, Sweden; University of Exeter, Truro, United Kingdom)
- Learning from multi-method participatory approaches for protected area management- Veronica Lo (University of British Columbia, Canada)
- Spatial targeting to achieve the dual biodiversity goals – ecosystem service provisioning and species conservation as such- Henrik G. Smith (Department of Biology & Centre of Environmental and Climate Science, Sweden)
- Market solutions for conserving farmland biodiversity: how to establish a successful wildlife-friendly certification scheme? - Živa Alif (University of Ljubljana, Slovenia)

- How to encourage people to increase biodiversity in their gardens? An application of the Theory of Planned Behavior - Andreas Samus (University of Otago, New Zealand)
- Assessing People's Values of Nature: Where Is the Link to Sustainability Transformations?- Sanna Stålhammar (Swedish University Of Agricultural Sciences, Sweden)
- Others.

The poster session had a broad acceptance. Presenters had the opportunity to expose orally their research work during the afternoon session of 24th of October. The work "Citizen science for nature conservation in Hungary, an overview of experience in three dimensions" was presented under the affiliation of MATE University. It called the attention of many scientists, conservationists, post doc. and PHD students who had citizen science experience and were interested in the Hungarian context of nature conservation related citizen science projects in the country. The criteria for summarizing the three chosen dimensions (nature conservation, environmental education, science) attracted attention to be applied for other country experiences.

Other PHD students representing MATE University also presented their works related to conservation and science during the conference.

- Investigating possible impacts of wild boar in the urban habitat of the strictly protected Caspian whipsnake (*Dolichopis caspius*) - Teffo, Thabang
- How to add monetary value to degraded rural landscapes through soil carbon sequestration in natural regeneration? – Boeni, Ana.

ECCB 2022 participants realized and showed the critical role of science-based knowledge and collaborations with the wider public citizens, including conservation and other practitioners, indigenous people and local communities in the conservation and restoration of biodiversity.

Consequently, the result of the plenary sessions, discussions and participations resulted in the signed statement adopted by the majority of ECCB 2022 participants on 26th of August 2022. It calls for immediate action in addressing anthropogenic climate change and mass extinction of biodiversity.

As a conclusion, considering nature declining and climate problems is the time to prioritize science-based actions for biodiversity conservation and restoration and take actions with initiatives that communicates the problems because is all people concern. Collaborative work was one of the key topics, it should be done between society, practitioners and researchers it can also efficiently widen the knowledge base of conservation and help avoid or resolve conservation conflicts. And finally, this collaboration between scientists and practitioners exposed in the manifesto can be done through "citizen science" because it would expand and strengthen monitoring for biodiversity conservation and for enhancing knowledge transfer through collaborative learning as was shown in many of the presented results.



Figure 1. Participation of MATE/HUALS students at ECCB 2022.

Johanna Soria
Hungarian University of Agriculture and Life Sciences
Department of Nature Conservation and Landscape Management

ENGAGING CITIZEN SCIENCE CONFERENCE 2022

The Engaging Citizen Science Conference 2022 was held at the Aarhus University on April 25-26, 2022. It was organized by the Danish Citizen science network with support from Aarhus and Aalborg Universities and Novo Nordisk Fonden. They offered 10 travel grants for younger researchers, Ph.D. students, and postdocs, thus, the application was submitted in early February and after sending a summary of the study “Evaluation of the role of citizen science in nature conservation” the acceptance for the grant was gotten.

The purpose of the conference was to promote knowledge sharing among the citizen science (CS) community. After two years of pandemic restrictions, it was the first time to hold a big event in the field that brought together again CS project managers, experts, and young researchers to encounter in person to exchange ideas, to show study results, to create new networks, to share CS developments, innovations and new challenges. The conference included dynamic events such as workshop sessions, dialogue round tables, posters, demos, and Citizen Science Speed-dating. This last session had an interesting concept, talking with random participants for four minutes to share the reason why they are attending the conference and their interests in CS, and then everyone switched just like a speed-dating event.

It was a great opportunity to have a quick chat with representatives in the area of CS from different fields. Heidi Ballard, founder and faculty director of the Center for Community and Citizen Science at UC Davis in California, was one of the keynote speakers. Elke Francois leads CS projects on sustainable mobility at Mobiel 21 (Belgium). The Danish journalist, Frits Ahlefeldt captured his perceptions of the event with watercolor drawings. Quoting his words: *“During my career I’ve been in many scientific conferences and today in Aarhus it is the first time I am experiencing the feeling of open sharing knowledge from scientists and participants for benefit of all”*.

This two full day conference was attended by over 250 participants who agreed that this exchange was needed. The conference started and finished with two master talks. On the one hand, Heidi Ballard (UC Davis) who shared her work entitled “Engagement and Learning through Community and Citizen Science “. She has been working in environmental education that integrates together communities, science and environment. From her own work examples, she emphasized that CS has the potential to answer scientific questions and address environmental problems but she detected the need of exploring other overlooked CS outcomes e.g., the potential of social learning, distributed knowledge gaining skills and community level effects.

Besides, her main learned lesson from her CS for conservation projects is to integrate participants and communities in more stages of the research process if it is possible since the beginning so they feel higher engagement and influence on study and project design and therefore, projects will have better outcomes and more active and greater engagement. On the other hand, Dick Kasperowski (Gothenburg University)

presented a Sweden analysis of CS programs related to nature conservation from another point of view, where democracy, inequalities, and gender relations were the point of debate. He suggested taking more responsibility for the CS project design to avoid un-democracy.

After the main talks, the side events started. They had a rich variety of CS topics from health, CS in ecology and environment, food science, cultural heritage, engagement and communication, ethics, education, platforms for CS, new technologies, and others.

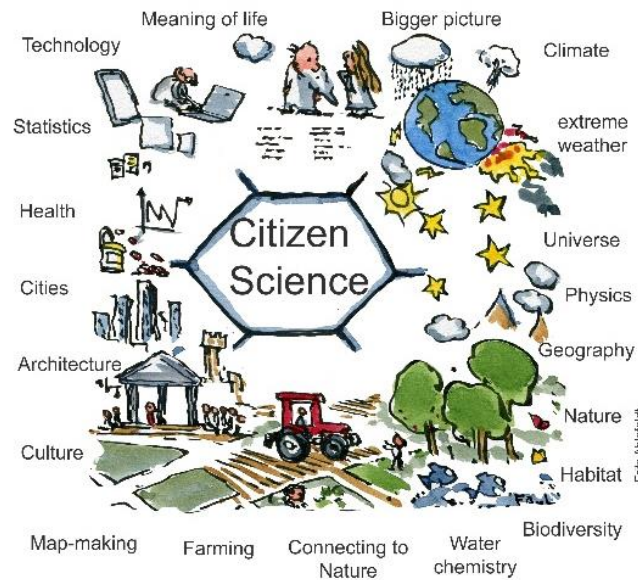


Figure 1. Some areas of citizen science (Ahlefeldt F.)

Several successful examples of CS project related to nature conservation and ecology were introduced. Ida Theilade (University of Copenhagen) and her research team, are working in Cambodia together with indigenous communities to preserve the nature from ancestral lands. They launched a simple app suitable for non-educated people to report forest crimes and forest resources. So far, the data has been used to assess hotspots of deforestation, document the importance of the forest to local livelihoods, promote wildlife protection and is a source of information for monitoring used by the Integrated Forest Observatory System (IFOROS).

The Danish projects “Vores Nature” (Our Nature) and the initiative called “Denmark Udforsker” (Denmark Explores) were presented in honor of 2020 the year of nature in the country. Their idea was to attract citizens to experience the benefits of nature; both on screen and out in nature, in order to reconnect them. Both carried successful outcomes since they got a multistakeholder participation, people from different ages and experiences levels.



Figure 2. Using phones to stop illegal logging (Ahlefeldt F.)

During all the events participants could see in practice how CS project leaders promote engagement, knowledge sharing, meanwhile, all learn from each other. The workshops and demos gave the opportunity to explore different methodologies and concepts to strengthen the field of citizen science.

More information about this experience will be published on the open-access portal Proceedings of Science (PoS), where authors were invited to submit their full-length papers, whose reports should include results and ideas obtained before or during the conference.

The Engaging Citizen Science conference perfectly enclosed the multidimensional character of CS and represented a starting point for answering the challenges that most of the sessions boarded. Such challenges are the need for more collaborative CS projects, improvement of CS initiatives where each audience has a particular design, and the requirement of official frameworks from international institutions to make CS more scientifically accepted.

This kind of event contributes to scaling up the impacts of CS. Furthermore, during the conference the invitation for the next big happening of the year on CS was promoted. It is the international ECSA Conference 2022 entitled "Citizen Science for Planetary Health" from the 5th-8th October 2022 that will take place in Berlin. It will be held by the European Citizen Science Association ECSA which was a key contributor for the Engaging Citizen Science Conference 2022 as well.

Johanna Soria

Hungarian University of Agriculture and Life Sciences
Department of Nature Conservation and Landscape Management