

37. OTDK Biológia Szekció

Szegedi Tudományegyetem
Természettudományi és Informatikai Kar
Biológia Intézet

Orchideák előfordulási mintázatai felhagyott homokbányákban

Készítette:

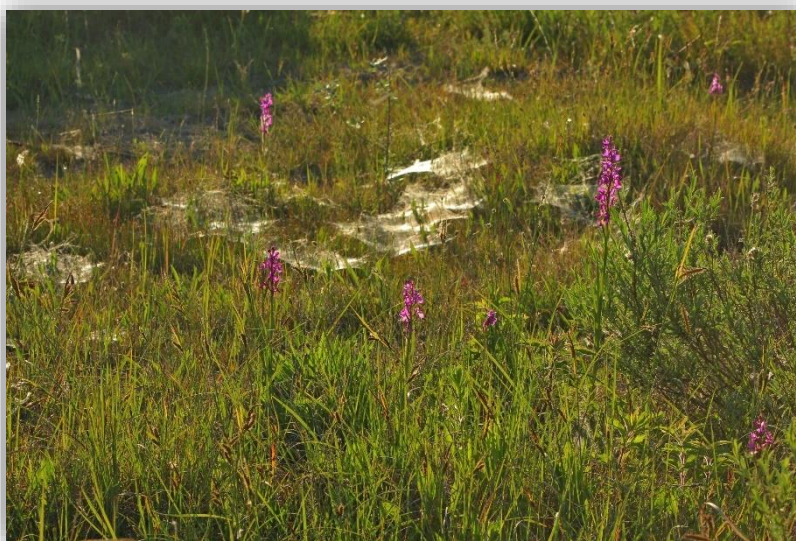
Szabó Márton Zoltán

II. évfolyamos Biológia MSc szakos hallgató

Témavezető:

Dr. Kelemen András

egyetemi adjunktus



Szeged
2024

TARTALOMJEGYZÉK

1. Bevezetés	3
2. Célkitűzések	7
3. Módszerek	8
3.1. A Mintaterületek kijelölése	8
3.2. Terepi felmérés és mintavétel	9
3.3. Térinformatikai adatgyűjtés	9
3.4. Statisztikai elemzés	10
4. Eredmények	12
4.1. Florisztikai eredmények	12
4.2. A felhagyott homokbányák jellemzői	14
4.3. Az orchidea populációk eredete	18
4.4. Traitek és ökológiai indikátor értékek	21
5. Diskusszió	24
6. Konklúzió és javaslatok	30
7. Irodalomjegyzék	31

1. BEVEZETÉS

A vizes élőhelyek kiterjedésének csökkenése egy globális tendencia, mely során a 20. század eleje óta a vizes élőhelyek több, mint kétharmada megsemmisült, vagy erősen degradálódott (Gardner et al. 2015). Davidson (2014) becslése szerint globálisan akár 87% is lehet az 1700 óta eltűnt vizes élőhelyek aránya, habár Fluet-Chouinard et al. (2023) revíziója alapján ez az arány legfeljebb 23%. Azonban még az utóbbi elemzés is felhívja a figyelmet arra, hogy a történelem során a tájátalakításban élen járó Európa számos táján a veszteség meghaladja az 50%-ot. Az évszázados folyamat hátterében elsősorban a területek mezőgazdasági művelésbe vonása érdekében elvégzett mocsár és láp lecsapolások, illetve a folyószabályozások állnak (Dynesius & Nilsson 1994, Asselen et al. 2013, Kuiper et al. 2014,). Habár az ilyen jellegű tájátalakító tevékenységek a világ egyes részein a mai napig változatlan vagy gyorsuló ütemben folytatódnak, intenzitásuk Európában csökkent (Brinson & Malvárez 2002, Davidson 2014), míg más, a vizes élőhelyek fennmaradását veszélyeztető tényezők előtérbe kerültek (Berezowski et al 2018). A lecsapolások és mederszabályozások nyomán egyes tájak talajvíz-viszonyai is megváltoztak (Grootjans et al. 1988, Hancock et al. 2012), valamint Európa mérsékelt övi részén a klímaváltozás a csapadékeloszlás egyenlőtlenebbé válását és az aszályos periódusok hosszának, illetve gyakoriságának növekedését okozza, fokozva a megmaradt vizes élőhelyek kiterjedésének csökkenését és azok degradációját (Erwin 2009, Schneider et al. 2011, Čížková et al. 2013).

Magyarországon a vizes élőhelyek 74%-át (körülbelül 10.000 km²) ármentesítették vagy csapolták le, főleg mezőgazdasági célból (Hartig et al. 1997). Ez az átalakítás legnagyobb arányban az Alföld vizes élőhelyeit érintette. A folyószabályozásokat követően az Alföld - a határon túli területeket beleértve - közel 30.000 km² árterületet veszített (Bellon 1996, Bulla 1940), korábban a nagytáj 44%-ára kiterjedő mocsarak és lápok 2-3%-nyi területre szorultak vissza (Mezősi 2011).

Napjainkban a csekély kiterjedésben megmaradt vizes élőhelyeket hazánkban továbbra is veszélyezteti a klimatikus szárazodás (Rakonczai 2011, Zsákovics 2009, Kovács 2017). A Duna-Tisza közti homokhátságon a klimatikus szárazodás hatását fokozza, hogy magasabb térszíneivel kiemelkedik a határát képező folyóvölgyekből, így a felszín alatti vizek nem áramlanak ebbe az irányba, a talajvíz a csapadékból pótlódik (Rakonczai 2011). Ezt súlyosbítja, hogy a táj legnagyobb részére a homokos váztalaj jellemző (Pásztor et al. 2018), rendkívül gyenge vízmegtartó képességgel (Rawls 1989). A csapadékvíz gyors leszivárgása miatt a lágyszárú növényzet számára meghatározó talajnedvesség különös mértékben függ a

talajvízszinttől. A Duna-Tisza közének talajvízszintje azonban az 1970-es évektől drasztikus csökkenésbe kezdett, ami máig folytatódik (Pálfai 1992, Major & Neppel 1988, Szabó et al. 2023, Szabó et al. 2022). Az átlagos csökkenés az 1990-es évek közepéig a homokhátság északi és délnyugati magasabb térszínein 4-8 méter, az alacsonyabb fekvésű régiókban 1,5-2 méter volt (Varga et al. 2018). Az országos viszonylatban páratlan mértékű talajvízszint-csökkenés több tényező együttes hatásának eredménye, amelyeket Pálfai (1994) vett sorra. Lényeges a klímaváltozás okozta szárazodás: az évi középhőmérséklet a 20. század elejétől napjainkig mintegy 1,5 °C-al növekedett, a csapadék éves mennyisége enyhe csökkenő tendenciát mutat az elmúlt évtizedekben a Duna-Tisza közén, és időbeli eloszlása is kedvezőtlen irányba változik. A vegetációs időszakban lehulló csapadék mennyisége jelentősen csökkent, a csapadékmentes napok száma pedig növekedett (Zsákovics et al. 2007, Kertész & Mika 1999). Nagy mennyiségű víz távozik továbbá a tájból az összesen 5000 km hosszú, máig működő lecsapoló csatornahálózat, valamint az ivó- és öntözővíz kivétele révén (Pálfai et al. 1994). Jelentős szárító hatással bír a homoktalajokon a nagy kiterjedésű ültetvény erdők vízfelhasználása és párologtatása (Tölgyesi et al. 2020), a szénhidrogén lelőhelyek feltárása érdekében folytatott próbafúrások pedig a vízzáró rétegek sérülésén keresztül vezethettek a talajvízszint csökkenéséhez (Kovács 1984). Ezek a folyamatok a vizes- és vízi élőhelyek egy jelentős részének kiszáradását idézték elő. Számos állandó vizű tó, illetve szikes tó teljesen kiszáradt, mocsár- és láprétek, buckaközi kékperjések alakultak mára szárazgyepekké (Tölgyesi et al. 2016, Körmöczy 1991, Ladányi 2010, Iványosi 1994, Bíró 2011). A szárazodás következtében a vízhez kötődő élőhelyek fajai visszaszorulnak és táji léptékben is egyre veszélyeztetettebbé válnak.

Mivel a Duna-Tisza közti homokhátságon nincs olyan természetes folyamat, ami lehetővé tenné az egykori vizes élőhelyek helyreállítását vagy új vizes élőhelyek kialakulását, ezek az élőhelyek csak mesterséges beavatkozásokkal pótolhatók vagy állíthatók helyre. Ilyen, nagy költségekkel járó restaurációs tevékenységet végzett több alkalommal a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság is, ami negatív felszínformák kotrással való kialakítását, a korábbi felszín mélyítését jelentette, a talajvízszinthez közelebbi, nedvesebb talajrétegek elérése, illetve láptavak kialakítása érdekében (például: [http1](#) és [http2](#)). Ezek a projektek sikeresnek bizonyultak, a talajvízszintig, vagy 0,5-1,5 méterrel a nyugvó talajvízszint alá mélyített nedves, vagy vízborította talajokon megindult a vizesélőhelyek spontán regenerációja.

Ilyen és ehhez hasonló jellegű felszínmélyítési munkálatok azonban nem csak természetvédelmi céllal történnek, hasonló eredményhez vezethet ugyanis a síkvidéki homokbányászat is. A homokra, mint nyersanyagra való igény globális és regionális léptékben

is töretlenül növekszik, a források viszont fogynak (Krausmann et al. 2018, Miatto et al. 2017, Torres et al. 2017), így a jövőben eddig a bányászat tekintetében érintetlen homokterületeken is újabb és újabb bányák kialakítása várható. Ezt tapasztalhattuk az elmúlt évtizedekben a Duna-Tisza közén is, ahol nagy számban alakítottak ki homokbányákat, különösen az M5-ös autópálya építése kapcsán. Ezen bányák többsége azóta felhagyásra került. Számos vizsgálat kimutatta, hogy a felhagyott bányáknak jelentős szerepe lehet veszélyeztetett növényfajok és vegetációtípusok megőrzésében (Řehouňková et al. 2020, Sipos et al. 2023, Barina 2000, 2002). A mélyítés következtében ugyanis a bányák talaja nedvesebb, vagy akár helyenként felszíni vízzel borított lehet. Mivel a tápanyagban gazdag felső talajréteget eltávolították, lehetőség nyílik a gyengébb kompetíciós képességű, pionír körülményeket kedvelő fajok megtelepedésére (Řehouňková és Prach 2006), így a felhagyott bányákban – a felhagyott mezőgazdasági területektől eltérően – nem a szekunder, hanem a primer szukcesszió veheti kezdetét. A talajvízszinttől függően különböző vízhez kötődő élőhelytípusok regenerációja indulhat meg, sok esetben jelennek meg védett vagy ritka növényfajok (Keszei & Kovács 2006, Řehouňková et al. 2019, Sipos et al. 2023, Barina 2000). A nedves talajú bányák és sekély vizes élőhelyeket tartalmazó, a környezetüknél nyíltabb és tápanyagszegényebb bányák a szárazodó tájban, a vizes élőhelyek eltűnésével párhuzamosan potenciális refúgiumként szolgálhatnak a nedvességkedvelő és a nyílt élőhelyeket preferáló fajok számára (Peterka et al. 2021, Salgueiro et al. 2020). Refúgiumnak azokat az élőhelyeket tekintjük, melyek a környezetüktől bizonyos mértékben függetlenedve, annak megváltozása esetén is képesek valamely környezeti paramétereket (pl. mikroklima, talajnedvesség) stabilan fenntartani, így az ezek megváltozására érzékeny fajokat megőrizni az átalakuló tájban (Keppel et al. 2012). Ilyen szerepet töltenek be a Magyarországon már alaposan kutatott töbrök, mint negatív, és kurgánok, mint pozitív felszínformák (Bátori et al. 2014, Deák et al. 2016). Ezek közös tulajdonsága, hogy viszonylag kis területen nagy biodiverzitás fenntartására lehetnek képesek, mivel különböző kitettségű felszíneik révén a környezeti tényezők (talajnedvesség, tápanyagtartalom, besugárzás) széles skáláját biztosíthatják (Bátori 2019). Ehhez hasonlóan, a felhagyott bányák is kiterjeszthetik az élőhelykínálati spektrumot, a bányaoldalak magasabb térszínein jellemző szárazabbaktól a bányaaljakon kialakuló nedvesebb, vizes, vagy víz borította élőhelytípusokig, ezek között folyamatos átmenetet biztosítva (Rademacher 2012, Řehouňková et al. 2011). A változatos körülmények nagyszámú, eltérő igényekkel rendelkező faj megtelepedésére adhatnak lehetőséget. Habár a felhagyott homokbányák másodlagos élőhelyek, az erősen átalakított tájképpel rendelkező Európában az antropogén refúgiumok biodiverzitás megőrzésében betöltött szerepe kiemelt jelentőséggel bír (Adamowski 2006).

Azt, hogy mekkora szerepe lehet egy-egy felhagyott homokbányának bizonyos ritka és védett növényfajok megőrzésében, több jellemző is befolyásolhatja, amiben a felhagyott homokbányák jelentősen különbözhetnek. A felhagyás óta eltelt idő, a geomorfológia (terület, mélység, mikrodomborzat, oldalak meredeksége), a különböző vegetációtípusok borítása (nádas, gyepek, fásszárú vegetáció) és a talajparaméterek is jelentősen befolyásolhatják a felhagyott bányák veszélyeztetett növényfajok megőrzésében betöltött szerepét. A propagulumok beáramlása tekintetében fontos, hogy milyen élőhelyek határolják a bányát, illetve, hogy az egyes növényfajok populációi milyen távolságra helyezkednek el tőle (Prach et al. 2015). A bányák fajkészletét a bányák tulajdonságaival együtt a potenciálisan betelepülő növényfajok ökológiai igényei és funkcionális jellegei is befolyásolhatják (Grime 2006, van der Valk 1992).

A felhagyott bányák veszélyeztetett fajok élőhelyeként betöltött szerepének vizsgálatára az orchideák több szempontból is ideális csoport. Elterjedésük részletesen feltárt, így alkalmasak a tájszintű gyakoriság és a felhagyott bányákban való megjelenés valószínűsége közötti kapcsolatok feltárására. Emellett obligát mikorrhiza kapcsolataik, a speciális megporzási típusaik, illetve nyílt élőhelyigényük révén megtelepedésükhöz és perzisztálásukhoz számos környezeti tényező megfelelő együttállása szükséges, ezáltal jelenlétük az élőhelyi paraméterek széles skálájára enged következtetni, illetve esernyőfajokként tekinthetünk rájuk. A legkorábban virágzó fajok is leg hamarabb 5-6 évesen virágoznak (Molnár V. et al. 2011), így a virágzó egyedek jelenléte azt jelzi, hogy az adott fajok számára nem csak alkalmilag, hanem hosszabb távon is megfelelőek az élőhelyi körülmények. Ez alkalmassá teszi őket arra, hogy a felhagyott homokbányák refúgiális potenciálját az orchidea fajok populációinak felmérésén keresztül ítéljük meg.

A felhagyott homokbányák tényleges fajmegőrző szerepéről, a bennük megtalálható fajokról ismereteink hiányosak, hazánkban nem készült még ezzel kapcsolatos táji léptékű felmérés. A nemzetközi szakirodalomban is leginkább florisztikai jellegű, leíró tanulmányokban vizsgálták a felhagyott bányák orchideáit, megjelenésük ökológiai hátterével meglehetősen keveset foglalkoztak. Annak megismerése, hogy mely tulajdonságai tesznek alkalmassá egy felhagyott bányát arra, hogy értékes élőhellyé váljon, hozzásegíthet minket ahhoz, hogy a jövőben ezen szempontokat is figyelembe vegyék a homokbányák kialakítása és rekultivációja során, és ezáltal felhagyásuk után természetvédelmi szempontból jelentős értéket képviselő élőhelyekként funkcionáljanak.

2. CÉLKITŰZÉSEK

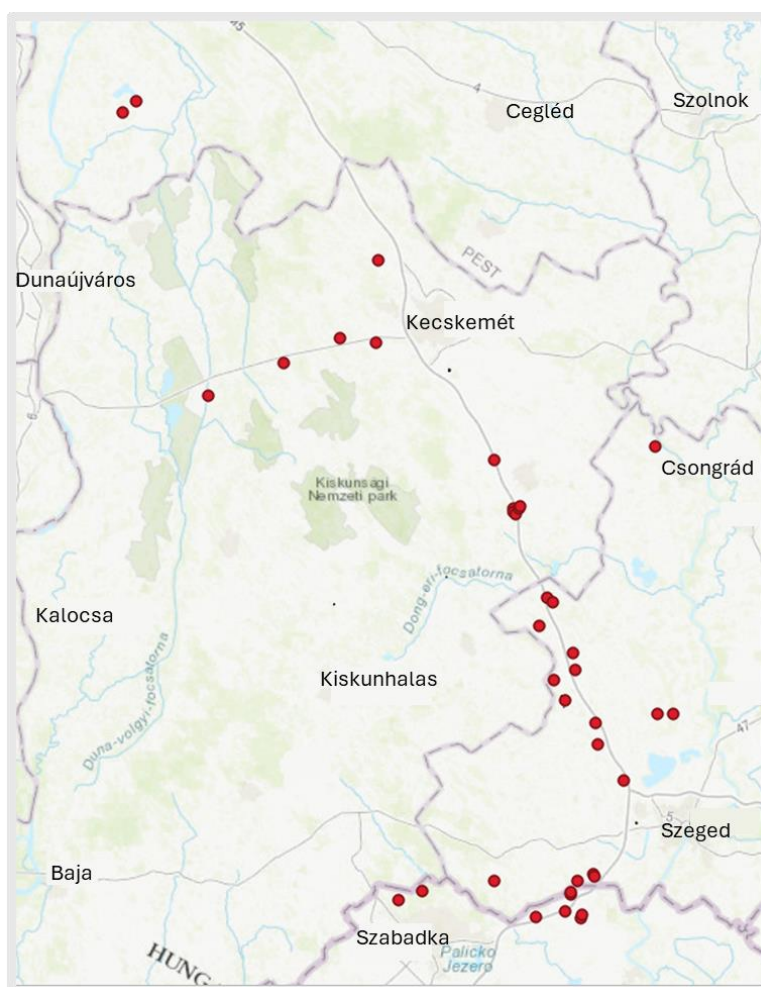
Hogy részletes képet kaphassunk a felhagyott homokbányákról, mint élőhelyekről, illetve esetleges refúgium szerepükről és a bányákban megtelepedő orchideákról, öt kutatási kérdést fogalmaztunk meg:

- (i) Mely orchidea fajok mekkora populációi fordulnak elő a bányákban?
- (ii) Mely tulajdonságaikban térnek el a bányák a környezetüktől?
- (iii) A bányák mely tulajdonságai befolyásolják az orchidea fajok fajszerát és tömegességét?
- (iv) Milyen távolságra találhatók a bányákban előforduló orchidea fajok potenciális forrás-populációi a bányáktól és ezt mi befolyásolja?
- (v) Mely funkcionális jellegeikben és ökológiai indikátor értékeikben térnek el a bányákban előforduló fajok a bányákban nem előfordulóktól?

3. MÓDSZEREK

3.1. A MINTATERÜLETEK KIJELÖLÉSE

A felhagyott bányák felkutatását műholdképek (Google Earth: <http3>) és légifotók (Fentről.hu: <http4>) alapján, illetve a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság (KNPI) munkatársainak információi és a bányászati területek nyilvántartásának (<http6>) segítségével végeztük. Vizsgálatunkba összesen 38 felhagyott homokbányát vontunk be, ezek mindegyike a Duna-Tisza közén helyezkedett el. A vizsgált bányák Pest, Bács-Kiskun és Csongrád-Csanád vármegyékben, illetve Szerbia északi, határmenti régiójában, a Szabadkai Homokvidéken helyezkedtek el (1. ábra).



1. ábra: A felmért homokbányák földrajzi elhelyezkedése a Duna-Tisza közén.
(A pontok egy része fedi egymást)

3.2. TEREPI FELMÉRÉS ÉS MINTAVÉTEL

A terepi felméréseket 2023-ban 4 szakaszban végeztük, április végén, május végén-június elején, július első felében, illetve szeptember közepén, annak érdekében, hogy a tájban előforduló összes orchideafaj virágzása során bejárjuk a területeket. A felmérések során minden kiválasztott bánya teljes területét bejártuk, az orchidea egyedek vagy az egyedek csoportjainak koordinátáit pedig fajonként rögzítettük az Open Biomaps (Bán et al. 2022) rendszerben, illetve csoportok esetén felírtuk az egyedszámokat is. A bányák következő paramétereit vettük föl: relatív mélységüket (a bányafenék távolsága az eredeti felszíntől); a nyár eleji talajvíz mélységet (a talajvíztükör a bányafenék felszínétől mért távolsága); a bányafenék kiterjedésének, illetve a bányafenéknél szárazabb, illetve nedvesebb felszínek kiterjedésének arányát, a nyár közepéig felszíni vízzel borított felszínek arányát, a nádasok arányát, és a lányszárú, illetve fásszárú vegetáció által dominált felszínek arányát (1. fotó).

Minden bánya esetén a bányafenéken és bánya közvetlen környezetének bolygatatlan felszínein (kontroll) 3-3 random pontban talajmintát vettünk (a bányafenék és a kontroll esetében is a 3 almintából egy egyesített mintát képeztünk) és 10-10 random pontban talajnedvesség (V/V%) mérést végeztünk, TDR 350-es talajnedvességmérő készülék segítségével, az ezekből kapott adatok a talaj felső 10 cm-es rétegére vonatkoznak. A talajmintákat a Szegedi Tudományegyetem Földrajzi és Földtudományi Intézetének akkreditált talajlaboratóriumában elemezték. Az elemzés során a talajminták mész (CaCO_3 , m/m%), nitrogén ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$, mg/kg), foszfor (P_2O_5 , mg/kg), kálium (K_2O , mg/kg) és humusz (m/m%) tartalma, illetve pH-értéke került megállapításra.

3.3. TÉRINFORMATIKAI ADATGYŰJTÉS

A bányák előtörténetét, vagyis, hogy természetközeli élőhely vagy szántó helyén hozták létre, illetve felhagyásuk időpontját a Google Earth (<http3>) és Fentről.hu (<http4>) időskálához rendelt légifotói és műholdképei alapján állapítottuk meg, amennyiben pontosításra volt szükség konzultáltunk a KNPI szakembereivel is, akik jól ismerik az adott terület közelmúltbeli történetét. Területüket műholdkép alapján, a QGIS (<http5>) szoftver segítségével mértük le, ahol szükség volt rá, ott a terepi bejárások során pontosítottunk.

A bányákba bekerülő orchideák potenciális forráspopulációinak feltérképezéséhez ponttérképet készítettünk szintén a QGIS szoftverrel az orchidea fajok Duna-Tisza közeli előfordulásairól. A magyarországi előfordulási adatok a Kiskunsági Nemzeti Park és a Duna-Ipoly Nemzeti Park adatbázisaiból, illetve a florisztikai szakirodalomból (Süveges 2022, 2023,

Erdős 2018) származnak, a szerbiai adatokat pedig a Palics-Ludas Közvállalat és az „Institute for Nature Conservation of Vojvodina Province” bocsájtotta rendelkezésünkre. Az így összeállt adatbázis tartalmazza az összes jelenleg ismert Duna-Tisza közti orchidea populációt. Azt a populációt tekintettük egy adott bányában egy adott faj esetében potenciális forráspopulációnak, amelyik a legközelebb fordult elő a bányához, mivel a propagulumok terjedése a legkisebb távolságra a legvalószínűbb. Minden bányabeli orchidea populációhoz egy-egy potenciális forráspopulációt rendeltünk, amelyek távolságát a bányák körvonalától számítva mértük. Az egyes fajok táji gyakoriságát az alapján adtuk meg, hogy az adott faj a Duna-Tisza közére eső 374 flóratérképezési alapmezőnegyedből (lásd: Király 2003) hányban fordul elő.

Az orchideák ökológiai indikátor értékeit az EIVE (Dengler et al. 2023) adatbázisból, funkcionális jellegeiket (traitjeiket) pedig a CloPla (Klimešová & De Bello 2009), a PADAPT (Sonkoly et al. 2023) és a TRY (Kattge et al. 2020) adatbázisokból, illetve Magyarország Orchideáinak Atlaszából (Molnár V. et al. 2011) gyűjtöttük. A bányákban előforduló orchidea fajok és a bányákban nem előforduló, de a Duna-Tisza közén előforduló fajok traitjeit és ökológiai indikátor értékeit vetettük össze.

3.4. STATISZTIKAI ELEMZÉS

A bányák és a környező kontroll területek talajának mész-, nitrogén-, foszfor-, kálium- és humusztartalmát, a pH-értékeket, illetve a talajnedvességek átlagait páros t-próbával hasonlítottuk össze. A talajnedvesség a talajvízmélységgel és relatív bányamélységgel való összefüggésének meghatározásához az adatok logaritmikus transzformációját ($\log(x+1)$) követően lineáris regressziót végeztünk, a nyers adatokat tartalmazó összefüggésre pedig exponenciálisan csökkenő görbét illesztettünk.

A bányák tulajdonságainak az orchideák fajgazdagságára és tömegességére gyakorolt hatását általános lineáris modellekkel (GLM) vizsgáltuk, amelyekben a magyarázó változók az előtörténet (természetközeli vagy mezőgazdasági élőhelyen létesült-e a bánya), a terület, a kor (felhagyás óta eltelt évek), a talajvízmélység és a 15 km-es zónahatáron belül található orchidea fajok száma, a függő változók pedig az orchideák faj- és egyedszáma voltak. A modellekben logaritmált ($\log(x+1)$) adatokkal dolgoztunk.

Exponenciálisan csökkenő görbét illesztettünk arra az összefüggésre, hogy a potenciális forráspopulációk száma hogyan alakul a bányától való növekvő távolság függvényében. A bányák korának és méretének hatását a legtávolabbi potenciális forráspopuláció távolságára lineáris regresszió segítségével vizsgáltuk. Lineáris regresszió segítségével állapítottuk meg azt

is, hogy hogyan befolyásolja a fajok táji léptékű gyakorisága a bányákban való előfordulásuk gyakoriságát. Ehhez az adatokat logaritmikusan transzformáltuk ($\log(x+1)$).

A bányákban előforduló és a bányákban nem előforduló, de a tájban honos orchideák funkcionális jellegeit és ökológiai indikátor értékeit (M– nedvességigény, N– nitrogénigény, R– kémhatás preferencia, L– fényigény, T– hőmérséklet-igény) t-próba segítségével hasonlítottuk össze. Vizsgáltuk továbbá, hogy ökológiai indikátor értékeik tekintetében hasonlóbba-e a bányákban előforduló fajok egymáshoz, mint a bányákban nem előfordulók. Ehhez a két csoporton belül minden fajt mindegyikkel párosítottuk, és kiszámoltuk a közöttük lévő euklideszi távolságot indikátor értékeik alapján, majd a két, euklideszi távolságból álló adatsort vetettük össze t-teszttel, illetve PCA ordinációval (főkomponens analízis) ábrázoltuk a hasonlóságok mértékét, amelyre az ökológiai indikátor értékek (M, N, R, L, T) vektorait illesztettük. A traitek esetében is hasonlóan jártunk el, csak ebben az esetben az euklideszi távolság helyett Gower indexet használtunk távolságfüggvényként, főkomponens analízis helyett pedig főkoordináta analízist (PCoA ordináció) végeztünk.



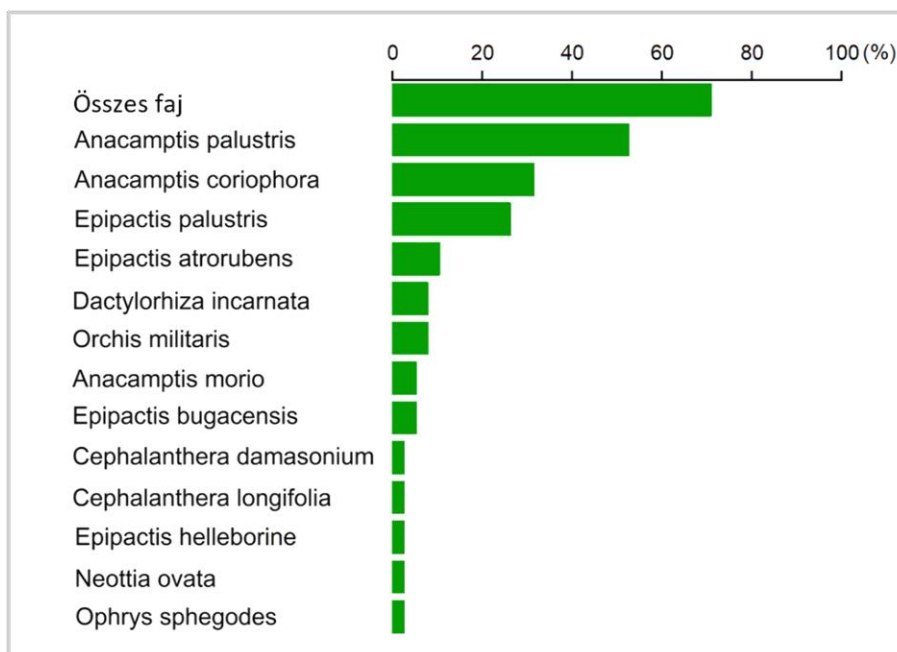
1. fotó: Egy tipikus fiziognómiájú, de fajszegényebb felhagyott homokbánya.
Készítette: dr. Kelemen András

4. EREDMÉNYEK

4.1. FLORISZTIKAI EREDMÉNYEK

A 38 vizsgált bánya 71%-ában, vagyis 27 bányában detektáltuk legalább egy orchidea faj jelenlétét. Összesen 13 orchidea fajt találtunk a bányákban, ami a Duna-Tisza közén előforduló 31 orchidea faj 42%-át, azaz közel felét teszi ki. Egy-egy faj egy adott bányán belüli egyedeit tekintettük egy populációnak, így összesen 61 populációt detektáltunk. Azon bányák körében, amelyekben előfordult legalább egy orchidea faj, az orchideák bányánkénti fajszerkezetének átlaga 2,26, mediánja 2 volt. A legtöbb orchidea fajnak otthont adó bányában 9 fajt találtunk. A mocsári kosbor (*Anacamptis palustris*) fordult elő a legtöbb, szám szerint 20 bányában. Ezt a fajt követte gyakoriságban a poloskaszagú kosbor (*Anacamptis coriophora*) 12 és a mocsár nőszőfű (*Epipactis palustris*) 10 előfordulással (2. ábra).

Ugyanez a három faj volt a leggyakoribb is a bányákban. A kutatás során a mocsári nőszőfűnek 19638, a poloskaszagú kosbornak 9812, a mocsári kosbornak 4263 egyedet rögzítettünk összesen. 6 bányában találtunk ezres, 7-ben százaz nagyságrendben orchidea egyedeket, a legnagyobb egyedszám egy bányán belül 10264 volt. A 38 bányában összesen 33855 orchidea egyedet rögzítettünk (1. táblázat).



2. ábra: Az orchidea fajok előfordulási gyakorisága a felhagyott homokbányákban. Az ábra azt mutatja, hogy egy-egy faj a vizsgált bányák hány százalékában fordult elő.

1. táblázat: Az orchidea fajok egyedszáma a felhagyott homokbányákban. Fajkódok: A.c=*Anacamptis coriophora*, A.m.=*Anacamptis morio*, A.p.=*Anacamptis palustris*, C.d.=*Cephalanthera damasonium*, C.l.=*Cephalanthera longifolia*, D.i.=*Dactylorhiza incarnata*, E.a.= *Epipactis atrorubens*, E.h.=*Epipactis helleborine*, E.p.=*Epipactis palustris*, N.o.=*Neottia ovata*, O.s.=*Ophrys sphegodes*, O.m.=*Orchis militaris*. Egyéb kódok: $\sum sp$ = össz fajszám, $\sum ind$ = össz egyedszám. Rövidítések: Kiskunl=Kiskunlacháza, Kerekegyh=Kerekegyháza, Kiskunf=Kiskunfélegyháza, Sándorf=Sándorfalva.

Bánya	A.c	A.m.	A.p.	C.d.	C.l.	D.i.	E.a.	E.b.	E.h.	E. p.	N.o.	O.s.	O.m.	$\sum sp$	$\sum ind$
Kiskunl-1		24	4877							380				3	5281
Kiskunl-2			1											1	1
Méntelek															
Fülöpszállás			93			5								2	98
Izsák															
Kerekegyh															
Ballószög															
Kiskunf-1	4						2							2	6
Kiskunf-2			1											1	1
Kiskunf-3			15				1			8				3	24
Kiskunf-4													1	1	1
Kiskunf-5			11					25						2	36
Kiskunf-6															
Csongrád															
Csengele-1														1	6
Csengele-2															
Csengele-3	5				3									2	8
Kistelek-1	1		1											2	2
Kistelek-2	165		138							3			1	4	307
Kistelek-3			14											1	14
Balástya-2	2100	17	790											3	2907
Balástya-5	21		125							500				3	646
Balástya-6	204		410											2	614
Sándorf-1	104		2200							7950	7		3	5	10264
Sándorf-2															
Szatymaz															
Röszke-1															
Röszke-2			1											1	1
Mórahalom	1644		760	16		10	6	14	4	4845		1		9	7300
Ásotthalom	1		132			1				3412				4	3546
Szabadka-1										1210				1	1210
Szabadka-2							1							1	1
Bácsszőlős			216											1	216
Horgos-1															
Horgos-2	3									580				2	583
Horgos-3			20							750				2	770
Horgos-4	11													1	11
Horgos-5			1											1	1
Összesen	4263	41	9806	16	3	16	10	39	4	19638	7	1	5	61	33855

4.2. A FELHAGYOTT HOMOKBÁNYÁK JELLEMZŐI

A bányák területének 78%-át a bánya alji vízszintes felületek teszik ki. A maradékot 7%-ban ennél nedvesebb, 15%-ban pedig ennél szárazabb felszínek alkotják. A bányákban összességében a lágyszárú vegetáció a domináns, ami a felszínek 35%-át borítja. 20%-ot borít a lágyszárúak és fásszárúak kodominanciájával jellemezhető vegetációtípus, 23%-ot fásszárú vegetáció, további 22%-ot pedig nádasok alkotnak. A lágyszárú vegetáció záródása jellemzően alacsony, a nyílt talajfelszínek aránya átlagosan 50%, de a cserjésedő, fásszárúakkal tarkított gyepekben is 25-50% nyílt talajfelszínt találunk. A fásszárú vegetációt jellemzően gyér aljnövényzetű nyarasok alkotják (2. táblázat).

A légifotók alapján, a 38 bányából 27-et alakítottak ki szántók, 11-et, vagyis kevesebb mint egyharmad részüket természetközeli élőhelyek helyén. A legfiatalabb felhagyott bánya művelésével 5, a legidősebbével 72 éve hagytak fel, a bányák felhagyástól számított korának átlaga pedig 17,8 év volt. A legkisebb területű bánya 130, a legnagyobb 620.000 m² kiterjedésű volt, a bányák területek átlaga 54,681 m²-nek adódott. Nagy eltérések mutatkoztak a talajvízmélységben is, a legmagasabb talajvíztükör a bányaaljtól 5 cm-re, a legmélyebb 8 méterre helyezkedett el. A bányák relatív mélysége 1,2 és 5 m között változott, átlagosan 2,25 m volt (2. táblázat).

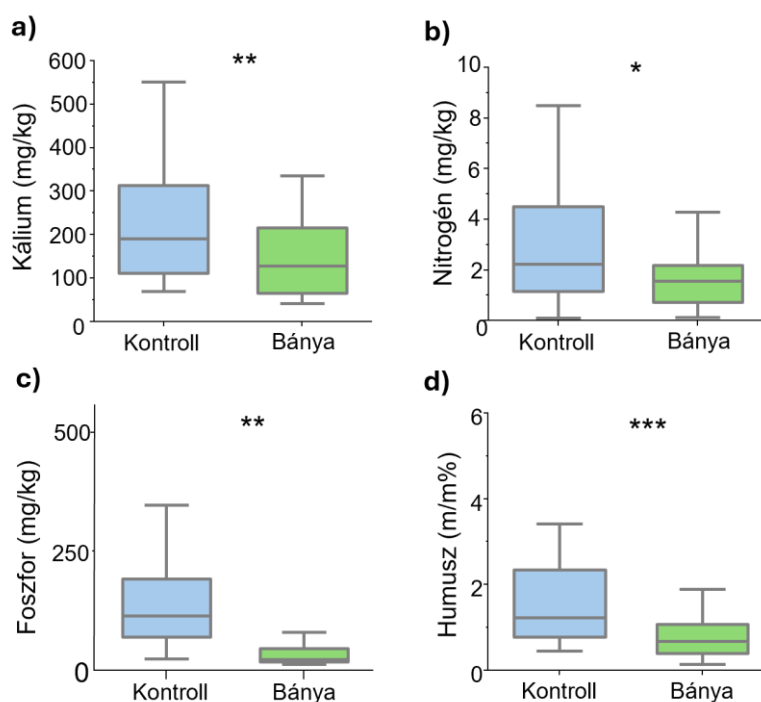
A páros t-teszt alapján a bányákban szignifikánsan alacsonyabb volt a talajminták nitrogén- ($|t|=2,43$; $p<0,05$), foszfor- ($|t|=3,15$; $p<0,01$), kálium- ($|t|=3,21$; $p<0,01$) és humusztartalma ($|t|=3,71$; $p<0,001$), mint a környezetükben, ami azt jelenti, hogy összességében a tápanyagtartalom alacsonyabb a bányák talajában (3. ábra). Szignifikánsan magasabb volt viszont a bányatalajok pH értéke (pH: $|t|=3,57$; $p<0,001$), mésztartalma ($|t|=7,09<0,001$) és talajnedvesség-tartalma ($|t|=8,72$, $p<0,001$) a környezethez képest (4. ábra).

A bányafenéktől mért talajvízszint mélység és a talaj felső rétegének nedvességtartalma közötti kapcsolat exponenciálisan csökkenő görbével írható le ($R^2= 0,87$; $p<0,001$; 5. ábra). A görbe 1,5 m-es talajvízmélységnél laposodik el, vagyis onnantól már a talajvízmélység további növekedése - vagyis a talajvízszint csökkenése - nincs hatással a talajnedvességre. Ezzel szemben a talajnedvesség-tartalom és a bányák relatív mélysége között nem találtunk szignifikáns összefüggést.

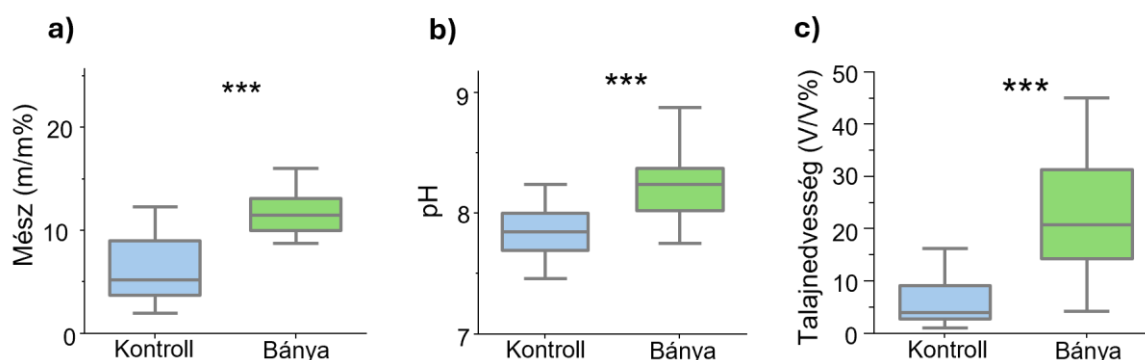
2. táblázat: A felhagyott homokbányák felmért jellemzői. A „Nedves” és a „Száras” kategóriák a bányák javát kitevő bányaalji területekhez viszonyítva nedvesebb és szárazabb területrészeket jelentik. Az „Előtörténet” esetében 1-es értéket kapott a bánya, ha természetközeli állapotú élhelyen alakították ki, 0-t, ha szántón. Rövidítések: Kiskunl=Kiskunlacháza, Kerekegyh=Kerekegyháza, Kiskunf=Kiskunfélegyháza, Sándorf=Sándorfalva.

Bánya	Bányaalj (%)	Nedves (%)	Száraz (%)	Gyep (%)	Gyep-erdő (%)	Erdő (%)	Nád (%)	Elő-történet	Kor (év)	Méret (m ²)	Mélység (m)
Kiskunl-1	45	30	25	42	10	7	41	1	72	177247	1,8
Kiskunl-2	96	2	2	55	1	0	44	1	6	19070	1,5
Méntelek	60	0	40	0	10	90	0	1	28	130	1,4
Fülöpszállás	70	20	10	51	9	0	40	0	8	24071	1,9
Izsák	60	0	40	15	70	15	0	0	12	643	1,6
Kerekegyh	90	0	10	20	2	0	78	1	23	8015	2,5
Ballószög	92	0	8	40	47	12	1	0	6	27928	3
Kiskunf-1	90	6	4	24	13	34	29	0	23	69421	1,5
Kiskunf-2	90	0	10	18	62	12	8	0	8	4580	2,5
Kiskunf-3	80	15	5	13	9	18	60	0	15	47451	2
Kiskunf-4	85	5	10	13	14	20	53	0	16	15873	2
Kiskunf-5	60	0	40	26	30	42	2	0	16	39742	3,5
Kiskunf-6	90	2	8	29	33	27	11	0	13	30872	3,8
Csongrád	82	0	18	32	24	33	11	0	8	34329	1,6
Csengele-1	80	5	15	23	27	25	25	0	16	4428	1,5
Csengele-2	70	0	30	82	5	13	0	0	10	3064	3,5
Csengele-3	65	0	35	22	26	52	0	0	16	57474	1,3
Kistelek-1	50	35	15	32	0	0	68	1	6	2307	1,2
Kistelek-2	96	1	3	34	36	19	11	0	15	64007	1,4
Kistelek-3	95	0	5	69	3	10	18	0	11	74546	1,2
Balástya-2	93	3	4	65	7	8	20	0	16	82411	1,2
Balástya-5	40	30	30	22	12	5	61	0	8	101912	1,7
Balástya-6	82	16	2	32	22	17	29	0	19	174732	1,5
Sándorf-1	90	5	5	41	9	39	11	1	50	70350	2,2
Sándorf-2	88	6	6	42	16	34	8	1	29	13729	1,4
Szatymaz	70	0	30	35	29	16	20	0	11	2434	1,8
Röszke-1	97	1	2	7	12	45	36	0	20	18384	1,5
Röszke-2	96	0	4	33	31	36	0	0	17	13277	1,5
Móralalom	87	1	12	31	54	14	1	0	15	626556	1,6
Ásotthalom	88	0	12	73	7	1	19	0	12	8623	3,6
Szabadka-1	76	20	4	28	15	17	40	1	30	117634	4
Szabadka-2	50	1	49	21	14	65	0	1	23	7063	5
Bácsszőlős	79	18	3	66	1	0	33	1	12	26166	2,2
Horgos-1	70	0	30	16	20	60	4	0	19	5273	2,5
Horgos-2	70	0	30	27	17	51	5	0	35	4120	2,4
Horgos-3	58	40	2	22	2	20	56	0	25	77778	3
Horgos-4	94	0	6	64	29	6	1	1	12	11738	4
Horgos-5	94	2	4	68	19	3	10	0	12	10513	3,8

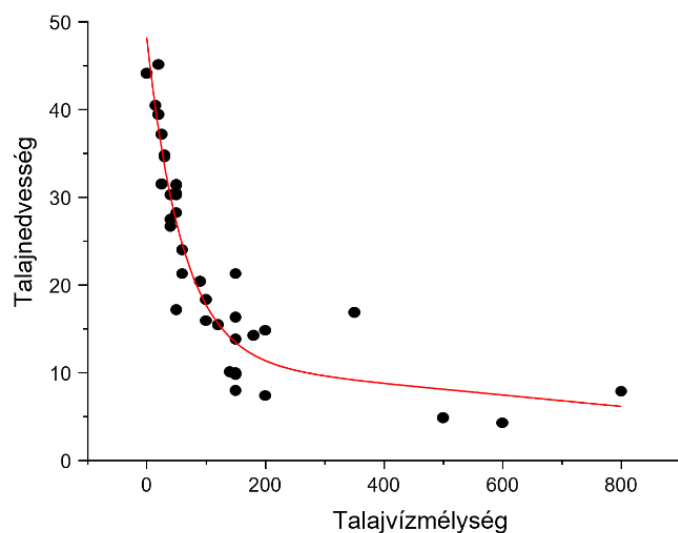
A bányák tulajdonságai közül mind az orchideák fajszámát mind pedig az egyedszámát a bányaméret pozitívan (fajszám: $F=21,38$, $p<0,001$; egyedszám: $F=3,11$, $p<0,01$), a talajvízmélység negatívan (fajszám: $F=6,44$, $p<0,01$; egyedszám: $F=2,61$, $p<0,01$) befolyásolta (6. ábra, 7. ábra). Az egyedszámot pozitívan befolyásolta a bányák kora is ($F=2,29$, $p<0,05$; 6. ábra), de a többi paraméternek nem volt hatása sem a fajszámra, sem az egyedszámra.



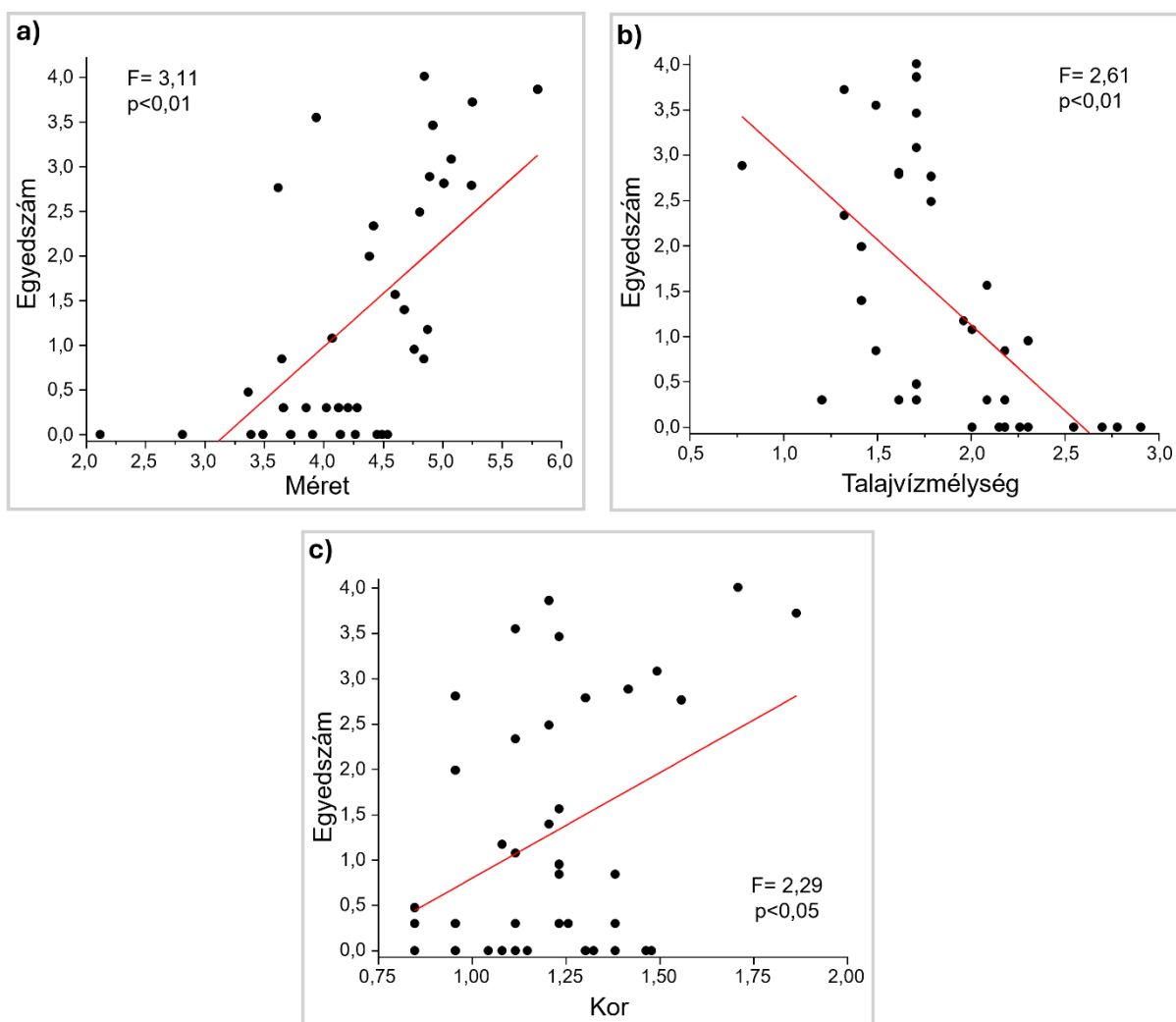
3. ábra: A talaj kálium- (a), nitrogén- (b), foszfor- (c), és humusztartalma (d) a felhagyott bányákban (zöld) és közvetlen környezetükben (kontroll: kék). Az ábrán a páros t-próbák alapján szignifikáns különbségeket csillagok jelölik: *0,05; **0,01; ***0,001. A boxplot-ok az adatok átlagát, mediánját, interkvartilis tartományát, terjedelmét (minimum és maximum értékek, outlier-ek nélkül) mutatják.



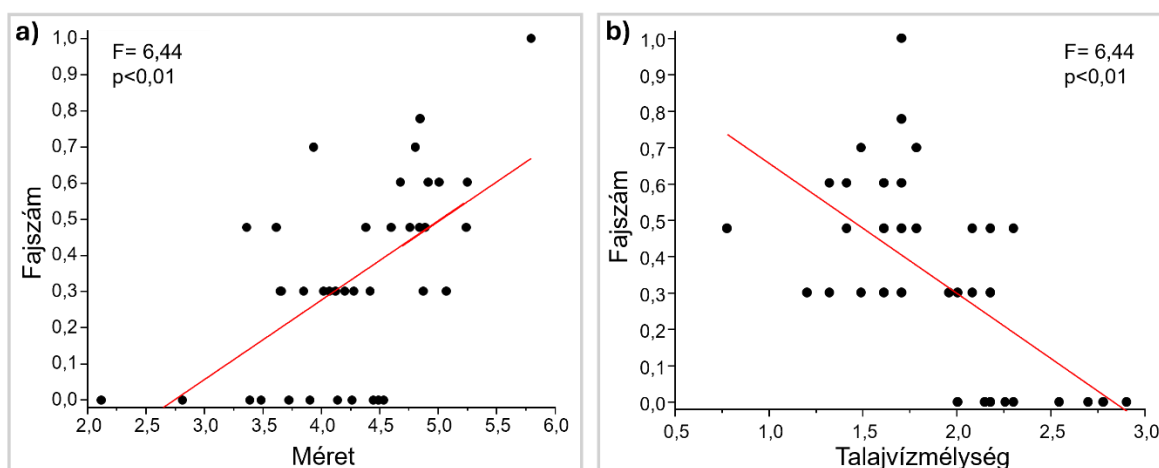
4. ábra: A talaj mésztartalma (a), pH értéke (b) és talajnedvesség-tartalma (c), a felhagyott bányákban (zöld) és közvetlen környezetükben (kontroll: kék). Az ábrán a páros t-próbák alapján szignifikáns különbségeket csillagok jelölik: *0,05; **0,01; ***0,001. A boxplot-ok az adatok átlagát, mediánját, interkvartilis tartományát, terjedelmét (minimum és maximum értékek, outlier-ek nélkül) mutatják.



5. ábra: A talajnedvesség és a talajvízmélység közötti összefüggés a felhagyott homokbányákban.



6. ábra: A bányák méretének (a), talajvízmélységének (b) és korának (c) hatása az orchideák bányán belüli egyedszámára. Az elemzéshez az adatokat logaritmikusan transzformáltuk.

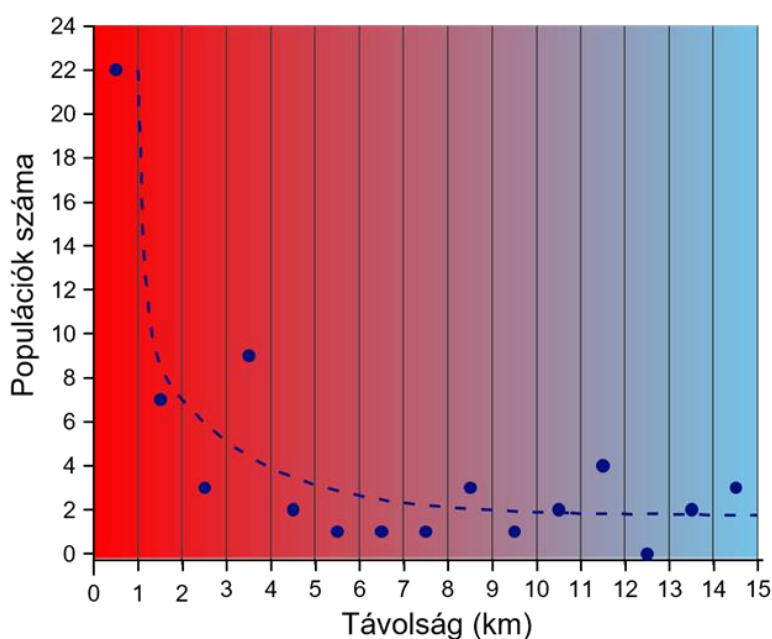


7. ábra: A bányák méretének (a) és talajvízmélységének (b) hatása az orchideák bányán belüli fajszámára. Az elemzéshez az adatokat logaritmikusan transzformáltuk.

4.3. AZ ORCHIDEA POPULÁCIÓK EREDETE

A potenciális forrás populációk $\sim 1/3$ -a (22 populáció) az 1 km-es sugarú zónán belül található és további egyharmad származik az 5 km-es zónahatáron belülről. A legtávolabbi potenciális forrás populációk sincsenek távolabb azonban 15 km-nél: a bányától mért legnagyobb távolság 14,7 km volt. A fajok közel felének (6 faj) azonban volt olyan potenciális forráspopulációja, amely 10 km-nél távolabbra volt a bányától (3. táblázat).

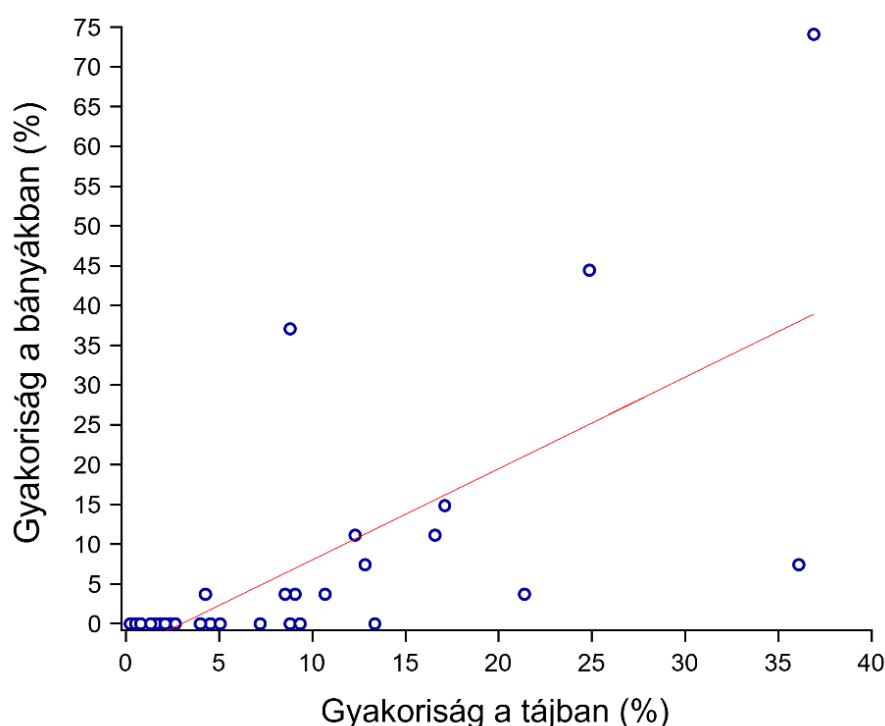
A bányától egyre távolodva, az 1km-es távolság intervallumokon (<1km, 1-2km, 2-3km...14-15km) belül található potenciális forráspopulációk száma exponenciálisan csökkenő görbét mutatott ($R^2=0,83$, $p<0,001$; 8. ábra).



8. ábra: A potenciális forráspopulációk száma és a bányától való távolságuk közötti összefüggés.

A lineáris regresszió alapján a bánya kora szignifikánsan ($F=11.17$; $R^2=0.18$; $p<0.05$), mérete marginálisan szignifikánsan ($F=3.01$; $R^2=0.11$; $p<0.09$) pozitívan befolyásolta azt, hogy milyen távol volt a legtávolabbi potenciális forráspopuláció, vagyis minél idősebb vagy nagyobb egy bánya, annál nagyobb az esélye, hogy távolabbról is be tudnak telepedni az orchideák.

A különböző orchideafajok táji gyakorisága pozitív hatással volt a bányákban való előfordulásuk gyakoriságára (lineáris regresszió: $R^2=0.45$; $p<0.001$). (9. ábra).



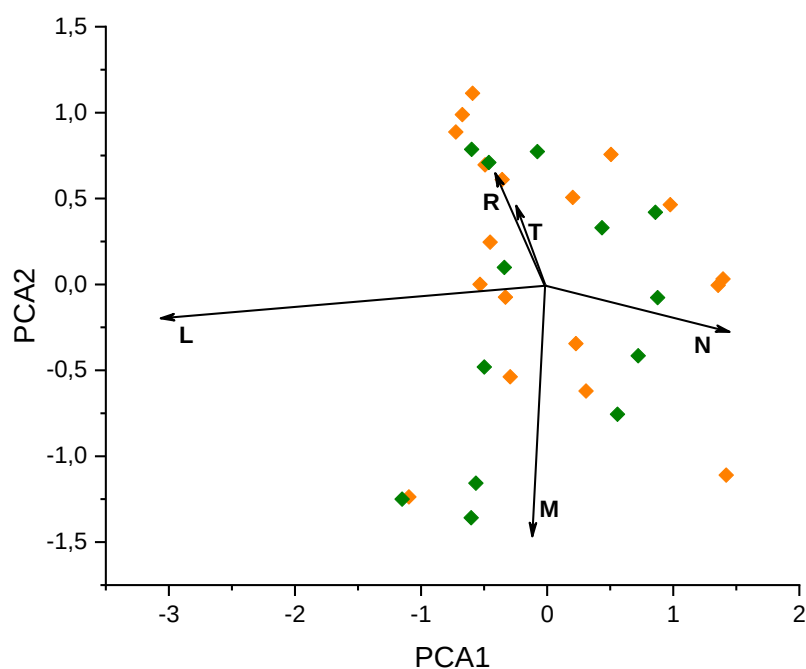
9. ábra: Az orchidea fajok táji gyakorisága és a felhagyott bányákban való előfordulási gyakoriságuk közötti összefüggés

3. táblázat: Az orchidea fajok potenciális forráspopulációinak méterben megadott távolsága a bányák körvonalától. Fajkódok: A.c.=*Anacamptis coriophora*, A.m.=*Anacamptis morio*, A.p.=*Anacamptis palustris*, C.d.=*Cephalanthera damasonium*, C.l.=*Cephalanthera longifolia*, D.i.=*Dactylorhiza incarnata*, E.a.=*Epipactis atrorubens*, E.h.=*Epipactis helleborine*, E.p.=*Epipactis palustris*, N.o.=*Neottia ovata*, O.s.=*Ophrys sphegodes*, O.m.=*Orchis militaris*.

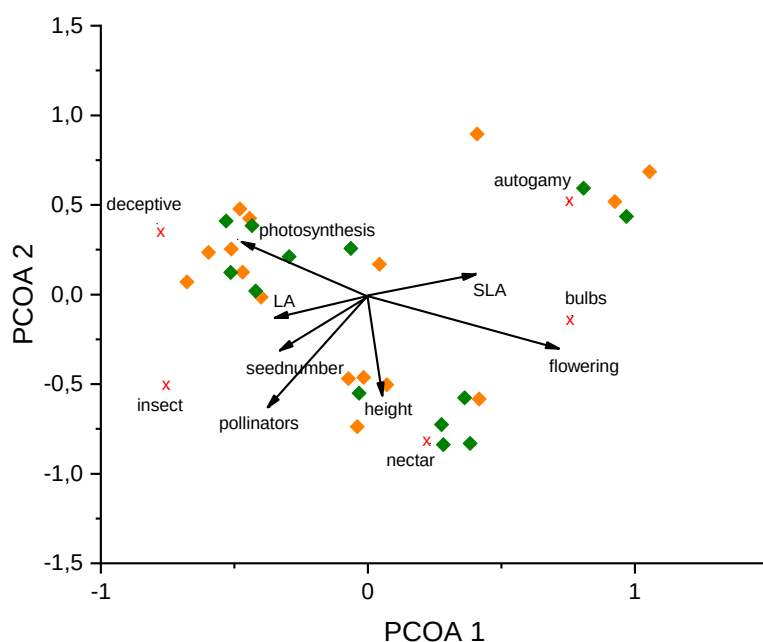
Bánya	A.c.	A.m.	A.p.	C.d.	C.l.	D.i.	E.a.	E.b.	E.h.	E. p.	N.o.	O.s.	O.m.
Kiskunl-1		1220	4659							11495			
Kiskunl-2			2380										
Méntelek													
Fülöpszállás			195			1871							
Izsák													
Kerekegyh													
Ballószög													
Kiskunf-1	8425						3002						
Kiskunf-2			3535										
Kiskunf-3			3041				76			3052			
Kiskunf-4													9700
Kiskunf-5			3738					476					
Kiskunf-6													
Csongrád													
Csengele-1			1239										
Csengele-2													
Csengele-3	5296				14700								
Kistelek-1	8		39										
Kistelek-2	754		658							13150			8408
Kistelek-3			1157										
Balástya-2	166	174	220										
Balástya-5	715		547							8674			
Balástya-6	209		548										
Sándorf-1	593		241							1163	4880		7485
Sándorf-2													
Szatymaz													
Röszke-1													
Röszke-2			493										
Mórahalom	3263		688	13488		10935	2027	10957	14525	1460		765	
Ásotthalom	3924		1945			11900				11600			
Szabadka-1										14200			
Szabadka-2							6713						
Bácsszőlős			890										
Horgos-1													
Horgos-2	3580									11100			
Horgos-3			2839							180			
Horgos-4	570												
Horgos-5			3242										

4.4. TRAITÉK ÉS ÖKOLÓGIAI INDIKÁTOR ÉRTÉKEK

A bányákban előforduló, illetve a tájban igen, de a bányákban nem előforduló orchidea fajok traitjeinek és ökológiai indikátor értékeinek t-tesztekkel való összehasonlítása esetén semmilyen szignifikáns eredményt nem kaptunk, ezek a fajcsoportok nem térnek el sem ökológiai igényeikben, sem traitjeikben (4. táblázat, 5. táblázat). Az euklideszi távolságokon végzett összehasonlítások alapján szintén nem volt különbség a bányákban előforduló fajok és a bányákban nem előforduló fajok között az ökológiai indikátorértékeik tekintetében (6. táblázat), amit a PCA ordináció is alátámasztott: nem tapasztalható semmilyen lényeges elkülönülés vagy csoportosulás az ábrázolt adatpontok esetében (10. ábra). Az átlagos Gower távolságok sem tértek el a bányákban előforduló csoporton belül a bányákban elő nem forduló csoporton belüli Gower-távolságokhoz átlagaihoz képest, és a PCoA ordináció alapján sem tapasztalható a két csoport fajainak elkülönülése (11. ábra).



10. ábra: Az orchideák ökológiai indikátor értékeinek euklideszi távolságain végzett PCA ordináció diagramja. Zölddel jelöltük a bányákban előforduló, sárgával a bányákban nem előforduló fajokhoz tartozó pontokat. M – nedvességigény, N – nitrogénigény, R – pH-igény, L – fényigény, T – hőmérsékletigény.



11. ábra: Az orchideák funkcionális jellegein alapuló PCoA ordináció diagramja. Zölddel jelöltük a bányákban előforduló, sárgával a bányákban nem előforduló fajokhoz tartozó pontokat. seednumber - hajtásonkénti magszám, flowering - virágzás időzítése, autogamy - autogámia, insect - rovarmegporzás, pollinators - megporzó taxon diverzitás, nectar - nektártermelés, photosynthesis - fotoszintetizáló fázis hossza (hónap), deceptive – megporzó jutalmazás hiánya, height - magasság, LA - ÖsszLA, bulbs – rizóma megléte.

4. táblázat: Az ökológiai indikátorértékeken végzett t-próbák eredményei.

Indikátor érték	t-érték	p
M (nedvesség)	-0,710	0,497
N (tápanyag)	-0,040	0,906
R (pH)	0,316	0,754
L (fény)	-0,353	0,705
T (hőmérséklet)	-0,018	0,986

5. táblázat: A traiteken végzett t-próbák eredményei.

Trait	t-érték	p
Hajtásonkénti magszám	-0,215	0,831
Virágzás időzítése	0,416	0,681
Autogámia	0,159	0,890
Rovarmegporzás	-0,159	0,890
Megporzó taxon diverzitás	-1,065	0,296
Nektártermelő	-0,172	0,864
Fotoszintetizáló fázis hossza (hónap)	2,086	0,052
Rhizoma jelenléte	-1,736	0,094
Magasság	-0,143	0,887
ÖsszLA (LA: levél felület)	-1,031	0,311
SLA (fajlagos levélfelület)	-0,120	0,905

6. táblázat: A t-tesztek eredményei, amelyek arra irányultak, hogy a bányákban előforduló, és a bányákban nem előforduló orchideák csoportján belüli fajpárookra számolt hasonlósági indexek értékeit összehasonlítsuk a két csoport között. Az ökológiai indikátor értékek alapján képzett euklideszi távolságok nem térnek el szignifikánsan a bányában előforduló, illetve a bányában nem előforduló fajcsoporton belül, mint, ahogy a funkcionális jellegek alapján számolt Gower távolságok sem.

	átlag		t-érték	df	p
	bánya	nem bánya			
Euklidesz	3,729489	3,796462	-0,311791	541	0,755319
Gower	0,342724	0,335977	0,547867	608	0,583984

5. DISZKUSSZIÓ

Figyelembe véve, hogy a nagyszámú (38) vizsgát bánya közel háromnegyedében detektáltunk orchidea populációkat, elmondható, hogy az orchideák megjelenése a felhagyott homokbányákban nem esetleges, hanem az egész tájra jellemző, tendenciózus jelenség. Sőt, nagyobb léptékben is általánosítható, nem korlátozódik a Duna-Tisza közére vagy a homoktalajokra. Ezt alátámasztja, hogy világszerte különböző tájakon, eltérő szubsztrátumokon is kimutatták már az orchideák felhagyott bányákban való megjelenését. Így például az Egyesült Királyságban felhagyott mészkő-, kréta-, kavics- és homokbányákban (Davis 1979, Holiday & Johnson 1979, Officer & Renals 1999), Lengyelországban szintén mészkő- és krétabányákban (König 2017), kavicsbányákban (Bzdon & Ciosek 2006), Grúziában szintén mészkövön (Akhalkatsi et al. 2014), Ausztráliában felhagyott bauxitbányákban (Collins et al. 2005, Grant & Koch 2003). A németországi bányákban megtelepedő orchideákról pedig maga a kitermeléseket végző vállalat, a Heidelberg Materials jelentetett meg egy kiadványt (Rademacher 2012), felismerve a jelenség gyakoriságát. E kiadványban szintén említenek mind homok-, kavics-, és kőbányákat. Az orchideák megjelenése felhagyott bányákban tehát eltérő tájakon és alapközeteken is jellemző, ami alapján eredményeink egy része nem csupán a Duna-Tisza közti homokhátságra értelmezhető, hanem általánosságban is hozzájárul a felhagyott bányák, mint orchidea élőhelyek megismeréséhez. A homokbányák jelentőségét nemzetközi szinten is hangsúlyozza, hogy Rewicz et al. (2017) orchideák másodlagos élőhelyeken való előfordulásairól készített, 11 európai országból származó adatokat összesítő metaanalízisében, a legtöbb orchidea faj felhagyott homokbányákban fordult elő. Ehhez hasonlóan Molnár V. & Csábi (2021) Magyarország Orchideái című könyvében szintén a felhagyott bányákat említi bizonyos orchidea fajok legfontosabb előfordulási helyei között a természetes élőhelyek és a temetők mellett. Eredményeink ezt alátámasztják, mivel a Duna-Tisza közén élő fajok közel felét kimutattuk a felhagyott bányákból, illetve hat bányában találtunk ezres, további hétben pedig százas nagyságrendű orchidea populációkat. A bányákban leggyakoribb, illetve legtömegesebb fajok megegyeztek a tájban is leggyakoribb és legtömegesebb fajokkal, habár a mocsári nőszőfű (*Epipactis palustris*) gyakrabban fordult elő a felhagyott homokbányában, mint az a regionális gyakorisága alapján várható volt. Ez a faj gyakran fordul elő felhagyott bányákban, Rewicz et al. (2017) metanaalízise is az *Epipactis palustris*-t találta a legtömegesebbnek a másodlagos élőhelyeken.

A vizsgált bányákra jellemző a mozaikosság, de mindegyik vegetációtípusban nagy a nyílt talajfelszínek aránya, ami a pionír körülményeket kedvelő orchidea fajok számára fontos paraméter. A bányák korukat, területüket, és a talajvízmélységet tekintve is egy széles skálát öleltek fel, ami lehetővé teszi, hogy eredményeink ténylegesen általánosíthatóak legyenek a felhagyott homokbányákra és ne csak azok kisebb, a paraméterek szűkebb skálájával reprezentált csoportjára vonatkozzanak.

A bányaméret az orchideák fajszáma számára gyakorolt pozitív hatására magyarázattal szolgál McArthur és Wilson (1967) szigetbiogeográfiai elmélete, vagyis, hogy a nagyobb szigeteket (jelen esetben a felhagyott bányákat) több faj tudja kolonizálni. Ez egyúttal bizonyítéka is annak, hogy a bányák valószínűleg szigetként funkcionálnak a tájban, kolonizációs dinamikájuk sok szempontból hasonló lehet. Feltételezhetnénk, hogy a bánya kora is pozitív hatással lesz a fajszáma, abból kiindulva, hogy több idő alatt nagyobb eséllyel juthatnak el egy-egy faj propagulumai a bányákba. Ezt eredményeink részben alá is támasztják, mivel a bányák korával növekszik a legtávolabbi forráspopulációk bányáktól való távolsága, vagyis az idősebb bányák messzebből tudják „begyűjteni” a fajokat. Ezzel ellentétes hatás azonban a szukcesszió előrehaladása, amely csökkentheti az új fajok megtelepedésének esélyét, illetve a jó kompetíciós képességű fajok dominanciájának növekedésével egyes korábban megtelepedett fajok ki is szorulhatnak. E feltételezést igazolja Řehouňková & Prach (2010) kavics- és homokbányákban végzett vizsgálata, melyben kimutatták, hogy a bányák környezetében előforduló fajok esélye a kolonizációra a bányákban zajló szukcesszió előrehaladtával fokozatosan csökken. Krauss et al. (2009) felhagyott mészkőbányákban végzett kutatása pedig a mieinkkel megegyező eredményekhez vezetett: szintén azt találták, hogy a bányákban előforduló növények (és méhek) fajszáma a bánya kora nem, csak a területe van hatással.

A területnövekedés hatására szintén növekedett az egyedszám, ami adódhat abból, hogy nagyobb területen egy-egy faj számára is több ideális folt lehet jelen, amelyeken terjedni tud a populáció. A felhagyott bányákban a már megtelepedett populációk hatékonyabban tudják kolonizálni ezeket a megfelelő foltokat. Elemzésünk szerint az egyedszáma a bányák kora is pozitív hatással volt, ami feltehetőleg annak köszönhető, hogy a megtelepedett fajok több idő alatt nagyobb állományokat tudtak létrehozni a bányákban.

Lényeges, hogy a talajvízmélység mind az orchideák fajszáma számára mind pedig az egyedszáma számára negatív hatással volt, vagyis az alacsonyabb talajvíztükör orchidea fajokban és egyedekben szegényebb élőhelyeket eredményez. Hasonlóan lényegesnek találta Řehouňková & Prach (2006) a talajvízszintet sóderbányákban végzett kutatásukban. Elemzésük szerint ez a tényező magyarázta legerősebben a növényközösségek eltéréseit. Ez az ismeret meghatározó

lehet a jövőben, ha a bányákat természetvédelmi szempontok mentén szeretnénk kialakítani. Ha ugyanis figyelembe vesszük, hogy a bányát kellően a talajvízszint közelébe mélyítsük, egy orchideák - és feltehetőleg más fajok - számára kedvezőbb adottságokkal rendelkező élőhelyet alakíthatunk ki anélkül, hogy a gazdasági-ipari szempontok sérülnének.

A nagyobb területű bányák nagyobb faj és egyedszám adataiból azonban nem feltétlenül következik, hogy a nagyobb bányák ideálisabbak természetvédelmi szempontból. Lehetséges ugyanis, hogy több kisebb, ám összterületre egy nagyobbal megegyező bányába összeségében ugyanannyi faj tud betelepülni, mint egy nagyba. Az, hogy kevesebb nagy terület vagy több kisebb terület alkalmasabb-e a fajmegőrzésre, a konzervációbiológia klasszikus vitája, a válasz pedig különböző élőhelytípusok és tájak esetén eltérő lehet (Higgs & Usher 1980, Järvinen 1982), és ez így lehet a felhagyott bányák esetében is.

Feltételezéseinknek és más vizsgálatok eredményeinek (Tischew & Kirmer 2007, Duque 1998, Chenot et al. 2018) megfelelően, a bányák talajának tápanyagtartalma - minden paraméter esetében - szignifikánsan alacsonyabbnak adódott, mint a bányák közvetlen környezetében. A felhagyott bányáknak ezen tulajdonsága lényeges környezeti szűrőként funkcionál, ebből adódik, hogy a friss, nyílt felszíneken a gyomok és az inváziós fajok nem tudják kiszorítani a gyengébb kompetíciós képességű növényeket, mivel a gyomosodás és az inváziós fajok tömeges megjelenése olyan élőhelyeken jellemző, ahol nagy a szabad források hozzáférhetősége (Rejmánek et al. 2000, Grime 2001, Tischew & Kirmer 2007). Nem minden esetben evidens azonban a felhagyott bányák tápanyagszegénysége. Yuan et al. (2006) nem talált különbséget a vizsgált bányák és közvetlen környezetük talajának tápanyagtartalma között, ami azzal magyarázható, hogy a bányák szegélyét képző lejtőkön bemosódnak a tápanyagok a környezetből. A Duna-Tisza közti bányák esetében azonban ilyen hatást nem mutattunk ki.

Chenot et al. (2018) és Yuan et al. (2006) eredményeihez hasonlóan a környezethez mérten megemelkedett pH értéket mutattunk ki a bányákból. Bár a különbség szignifikáns volt, pH szint nem emelkedett annyit, hogy az orchideák tolerancia tartományán kívülre tolódjon, ami igaz a megemelkedett mésztartalomra is.

Az egyik leglényegesebb tulajdonsága a vizsgált bányáknak a környezethez mérten szintén szignifikánsan magasabb talajnedvesség, aminek jelentőségét több szerző is hangsúlyozta már homokbányák esetében (Kempała-Bąba 2013, Fierro et al. 1999, Řehouňková & Prach 2006). A megemelkedett talajnedvesség teszi lehetővé a nedvességkedvelő fajok megtelepedését, és alkalmassá teszi a felhagyott bányákat arra, hogy a kiszáradó vizesélőhelyek funkcióit pótolják a tájban. Vizsgálatunk alátámasztja a felhagyott

bányák ezen szerepét, a legnagyobb arányban és tömegességben ugyanis nedvességkedvelő fajokat detektáltunk.

A bányákban mért talajnedvességtartalom a bányák relatív mélységével nem volt összefüggésben. Az összefüggés akkor állna fenn legnagyobb valószínűséggel, ha a bányák nagyobb relatív mélységéből következne, hogy a bányaalj közelebb van a talajvíztükrökhöz, ezáltal a talaja több nedvesség-utánpótláshoz jut. A Duna-Tisza köze különböző területein azonban jelentős eltérések vannak a talajvízmélységben, így a nagyobb relatív mélység nem tudja garantálni, hogy a bánya közelebb legyen a talajvíztükrökhöz. Ebből következően, a bányák természetvédelmi szempontú kialakítása során nem tudunk ajánlani egy egységes ideális bányamélységet, hanem az mindig az adott terület talajvízmélységéhez igazítandó.

Méréseinkből kiderült, hogy a talajvízmélység és a talajnedvesség között negatív összefüggés van (a talajvízmélység növekedésével a talajnedvesség exponenciálisan csökken). A görbe meredeken csökkenő szakasza addig tart, amíg a talajvízmélység el nem éri az 1,5 métert, ezen az értéken túl azonban már nem jelentős a talajvíz hatása. Ha tehát 1,5 méter alá csökken a talajvíztükrő, nem járul már hozzá a felszín közeli talajnedvesség alakításához. Ez az információ szintén lényeges, ha a jövőben természetvédelmi szempontok szerint szeretnénk kialakítani a bányákat: ha biztosítani akarjuk a bányák megnövekedett nedvességét, úgy érdemes kimélyíteni őket, hogy az aljuk ne legyen távolabb 1,5 méternél a talajvíztükrőtől, így ugyanis a bánya kisebb eséllyel lenne alkalmas vizesélőhelyként való funkcionálásra. Sőt, ha figyelembe vesszük a szárazodási tendenciákat, azt mondhatjuk, hogy érdemes a bányákat a nyár eleji talajvízszintig mélyíteni, hogy felhagyásuk után még évekig megfelelőek legyenek a nedvességigényes fajok számára. Ez az eredmény azonban nem csak a bányák tervezésében lényeges. Tekintve, hogy adataink a Duna-Tisza közti homokhátság számos különböző területéről származnak, ezáltal a táj jelentős hányadát reprezentálják, valószínű, hogy ez egy általános érvényű szabályszerűség, ami a Duna-Tisza közti homokhátság szárazodásának megértéséhez és annak kezeléséhez is számos területen hozzájárulhat. Elgersma (1998) szintén homoktalajokon végzett elemzése szerint azonban a nedvességigényes fajok számára a talajvízmélység kritikus értéke 1 méter.

Megállapítottuk, hogy a bányákban előforduló orchideák potenciális forráspopulációi a bányáktól mérten egy 15 km-es sugarú zónán belül helyezkednek el, vagyis a bányákba betelepült orchideák legnagyobb valószínűséggel 15 km-en belülről származnak. Ez az eredmény egybecseng más szerzők megállapításaival, akik szerint szintén az orchideák jellemzően 15-17 km távolságig terjednek hatékonyan és az ennél távolabbra történő terjedés már ritka eseménynek tekinthető (Willems 1982, Tischew & Kirmer 2003). Vagyis a jövőben

felhagyásra kerülő bányák esetében is a megközelítőleg 15 km-en belül előforduló orchidea fajok kolonizációjára számíthatunk. A potenciális forráspopulációk egyharmada 1 km-en belülről, további egyharmada az 1 és 5 km közötti zónából származott és a maradék egyharmad származott 5 km-nél távolabbról. Már ebből is kirajzolódik, amit statisztikai összefüggéssel is kimutattunk: a bányától távolodva egyre ritkábban fordulnak elő a potenciális forráspopulációk, a legnagyobb sűrűségben az 1 km-es zónán belül találhatók. Ez egyrészt következik abból az általános szabályszerűségből, hogy a növényi propagulumok diszperziójának valószínűsége az anyanövénytől való távolodással csökken (Nathan et al. 2008), illetve megmutatja azt, hogy a vizsgált, orchideák által kolonizált bányákra jellemző, hogy viszonylag kis távolságra (1 km-en belül) előfordulnak a környezetükben orchidea populációk. Hasonló felfedezéseket tett Esfeld et al. (2008), akik felhagyott lignitbányák *Epipactis palustris* populációt vizsgálták: genetikai módszerekkel derítették fel a bányában előforduló egyedek forráspopulációit. Összefüggést mutattak ki genetikai és földrajzi távolságok között, leggyakrabban a bánya közeli környezetéből települt be a faj a bánya területére. Ezek az ismeretek hozzásegítenek bennünket ahhoz, hogy a környező populációk ismeretében megbecsülhessük, egy-egy bányába mely orchidea fajok betelepülése várható a későbbiekben.

Kimutattuk továbbá, hogy minél idősebb vagy nagyobb területű egy bánya, annál távolabbiak lehetnek az ott előforduló orchideák forráspopulációi. Ez - hasonlóan a fajsám esetéhez - a szigetbiogeográfiai elmélet (McArthur & Wilson 1967) alapján magyarázható: nagyobb területre és hosszabb idő alatt több propagulumnak van esélye eljutni, így a távolabbról érkező magok gyakorisága is megnőhet a bányákban. Elemzésünkéből az is kiderült, hogy a bányákban előforduló orchidea fajok táji gyakorisága pozitív hatással van a bányákban való előfordulásuk gyakoriságára. Ezt valószínűleg a bányák mozaikossága, az általuk nyújtott élőhelytípusok széles skálája teszi lehetővé. Ez az eredmény azonban arra is enged következtetni, hogy a bányák nem érvényesítenek számottevő mértékben környezeti szűrő hatást, ami például bizonyos ökológiai igényekkel rendelkező fajok megjelenését megakadályozná, így lényeges eltérést okozna az előfordulási arányokban. E feltételezést a bányákban előforduló és nem előforduló fajok funkcionális jellegein (traitjein) és ökológiai indikátor értékein végzett elemzéseink alátámasztják. Nem találtunk ugyanis szignifikáns különbséget a két csoport között sem a traitek, sem az ökológiai indikátor értékek, sem azok euklídeszi távolságain végzett t-próbák esetén sem. Ehhez hasonlóan az ordinációs diagramokon sem különültek el a bányákban előforduló fajok a többitől trait szindrómák vagy ökológiai indikátor értékek alapján. Ezzel egybeesengenek Prach et al. (2015) eredményei: vizsgálatuk szerint nagyobb volt az egyes bányák és környezetük fajkompozíciója közötti

hasonlóság, mint a bányák között. Eszerint a bányák fajösszetételét nem a speciális tulajdonságaikból adódó szűrő hatások alakították, hanem leginkább a környező élőhelyekről érkező propagulumok határozták meg. Ezzel szemben egy korábbi, a bányákba betelepülő fajok traitjeit és ökológiai indikátor értéket elemző kutatásban Řehounková & Prach (2009) azt állapította meg, hogy a felhagyott bányák legsikeresebb kolonizálói a magas vízigényű, a hatékony vegetatív terjedést elősegítő traitekkal rendelkező növényfajok. Ezek a vizsgálatok azonban különböznek a miénktől abban, hogy nem egy növénycsaládot, hanem a teljes fajkészletet elemezték. Esetünkben a különbségek hiánya a bányákban előforduló és nem előforduló fajok tulajdonságaiban valószínűleg abból adódik, hogy az orchideák mind traitjeikben, mind ökológiai igényeikben, habár különböznek, de hasonlóbbak egymáshoz, mintha számos különböző növénycsalád fajainak jellegeit vizsgálnánk. Feltételezzük, hogy a felhagyott homokbányák érvényesítenek környezeti szűrő hatásokat, például csökkent tápanyagtartalmú talajuk révén, csupán ezek az orchideák esetében nem detektálhatók, csak a teljes fajkészlet elemzése esetén.

6. KONKLÚZIÓ ÉS JAVASLATOK

A Duna-Tisza közti felhagyott homokbányák jelentős menedékei lehetnek a jövőben a táj orchidea fajai számára, és már most is fontos élőhelyek. Ezt bizonyítja, hogy (i) a legtöbb vizsgált bányában előfordultak orchideák, (ii) a táj orchidea fajkészletének közel fele képes volt kolonizálni a felhagyott bányákat, (iii) a bányák egyharmadában százas vagy ezres nagyságrendű orchidea populációk is előfordultak. A jövőben a homokbányák természetvédelmi szempontokat szem előtt tartó kialakítása esetén a legfontosabb a lokális talajvízszint figyelembevétele lesz. A megfelelő mélység elérésével ugyanis nagy eséllyel garantáljuk a bánya menedékhelyként való funkcionálását a felhagyást követően. Fontos, hogy a bányák ne természetközeli állapotú élőhelyeken (pl. gyepek) kerüljenek kialakításra, hanem szántók, akác ültetvények vagy egyéb leromlott állapotú élőhelyek helyén, ezen területek természetvédelmi értékét ugyanis a felhagyást követően a bánya növelheti. A kutatásunk során szerzett ismeretek alapján jól prediktálhatóvá vált, hogy egy-egy bányába mely orchideafajok betelepülése várható. Kérdéses, hogy a szukcesszió előrehaladtával, a tápanyagtartalom, a fászszerűak és egyéb erős kompetitorok borításának növekedésével milyen időtávlatban lesznek képesek fennmaradni a felhagyott homokbányák orchidea populációi. Bízható, hogy a legidősebb, 50, illetve 72 éve felhagyott bányákban ezres nagyságrendű orchidea populációkat találtunk. Egyes esetekben azonban megfontolandó lehet az aktív természetvédelmi kezelés a szukcesszió lassítása érdekében.

7. IRODALOMJEGYZÉK

- Ádám, K., Sándor, P., & Antal, S. (2001). Az aridifikáció folyamatai a Duna–Tisza közén. *Földrajzi Értesítő*, 1-4.
- Adamowski, W. (2006) Expansion of native orchids in anthropogenous habitats. *Polish Botanical Studies*, 22, 35-44.
- Akhalkatsi, M., Arabuli, G., & Lorenz, R. (2014). Orchids as indicator species of forest disturbances on limestone quarry in Georgia (South Caucasus). *Journal Europäischer Orchideen*, 46(1), 123-160.
- Asselen, S. V., Verburg, P. H., Vermaat, J. E., & Janse, J. H. (2013). Drivers of wetland conversion: a global meta-analysis. *PLoS one*, 8(11), e81292.
- Bán, M., Boné, G. M., Bérces, S., Barta, Z., Kovács, I., Ecsedi, K., & Sipos, K. (2022). OpenBioMaps—self-hosted data management platform and distributed service for biodiversity related data. *Earth Science Informatics*, 15(3), 2007-2016.
- Barina, Z. (2000). Felhagyott homokbányák florisztikai vizsgálata I. *Kitaibelia*, 5(2), 313-318.
- Barina, Z. (2002): Felhagyott homokbányák florisztikai vizsgálata II. *Kitaibelia*, 5(1), 157–165.
- Bátori, Z., Csiky, J., Farkas, T., E Vojtkó, A., Erdős, L., Kovács, D., ... & Vojtkó, A. (2014). The conservation value of karst dolines for vascular plants in woodland habitats of Hungary: refugia and climate change. *International Journal of Speleology*, 43(1), 15-26.
- Bátori, Z., Vojtkó, A., Maák, I. E., Lőrinczi, G., Farkas, T., Kántor, N., ... & Keppel, G. (2019). Karst dolines provide diverse microhabitats for different functional groups in multiple phyla. *Scientific Reports*, 9(1), 7176.
- Bellon, T. (1996). Ártéri gazdálkodás az Alföldön az ármenetesítések előtt. *A Kárpát-medence történeti földrajza*, 311-21.
- Berezowski, T., Wassen, M., Szatylowicz, J., Chormański, J., Ignar, S., Batelaan, O., & Okruszko, T. (2018). Wetlands in flux: looking for the drivers in a central European case. *Wetlands Ecology and Management*, 26, 849-863.
- Bihari Z., Babolcsai Gy., Bartholy J., Ferenczi Z, 2018. Éghajlat. In: Kocsis K. (főszerk.): *Magyarország Nemzeti Atlasza – Természeti környezet*. Budapest, MTA CSFK Földrajtudományi Intézet. 42-57
- Biró, M. (2011). Változásterképek használata tíz év alatt bekövetkezett élőhelypusztulási tendenciák kimutatására a Kiskunsági-homokhátság területén. *Tájökológiai lapok*. 9(2), 357-374.
- Brinson, M. M., & Malvárez, A. I. (2002). Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Environmental conservation*, 29(2), 115-133.
- Bulla, B. (1940). *Az Alföld* (No. 116.). Magyar Szemle Társaság.
- Bzdon, G., & Ciosek, M. T. (2006). Fen orchid *Liparis loeselii* (L.) Rich. in abandoned gravel-pit in Dąbrowka Stany near Siedlce (Poland). *Biodiversity: Research and Conservation*, 2006 (1-2), 193-195.
- Chenot, J., Jaunatre, R., Buisson, E., Bureau, F., & Dutoit, T. (2018). Impact of quarry exploitation and disuse on pedogenesis. *Catena*, 160, 354-365.
- Čížková, H., Květ, J., Comin, F. A., Laiho, R., Pokorný, J., & Pithart, D. (2013). Actual state of European wetlands and their possible future in the context of global climate change. *Aquatic Sciences*, 75, 3-26.
- Collins, M., Koch, J., Brundrett, M., & Sivasithamparam, K. (2005). Recovery of terrestrial orchids in the post-mining landscape. *Selbyana*, 255-264.
- Davidson, N. C. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(10), 934-941.
- Davis, B. N. K. (1979). Chalk and limestone quarries as wildlife habitats. *Minerals and the Environment*, 1(2), 48-56.
- Deák, B., Tóthmérész, B., Valkó, O., Sudnik-Wójcikowska, B., Moysiyenko, I. I., Bragina, T. M., ... & 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.
- Dengler, J., Jansen, F., Chusova, O., Hüllbusch, E., Nobis, M. P., Van Meerbeek, K., ... & Gillet, F. (2023). Ecological Indicator Values for Europe (EIVE) 1.0. *Vegetation Classification and Survey*, 4, 7-29.7
- Duque, J. M., Pedraza, J., Diez, A., Sanz, M. A., & Carrasco, R. M. (1998). A geomorphological design for the rehabilitation of an abandoned sand quarry in central Spain. *Landscape and Urban Planning*, 42(1), 1-14.
- Dynesius, M., & Nilsson, C. (1994). Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science*, 266(5186), 753-762.

- Elgersma, A. M. (1998). Primary forest succession on poor sandy soils as related to site factors. *Biodiversity & Conservation*, 7, 193-206.
- Erdős, L., Aradi, E., Bátori, Z., & Tölgyesi, C. (2018). Adatok Magyarország flórájához és vegetációjához III= Data to the flora and vegetation of Hungary III. *Kitaibelia*, 23(2), 197-206.
- Erwin, K. L. (2009). Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and management*, 17(1), 71-84.
- Esfeld, K., Hensen, I., Wesche, K., Jakob, S. S., Tischew, S., & Blattner, F. R. (2008). Molecular data indicate multiple independent colonizations of former lignite mining areas in Eastern Germany by *Epipactis palustris* (Orchidaceae). *Biodiversity and Conservation*, 17, 2441-2453.
- Fierro, A., Angers, D. A., & Beauchamp, C. J. (1999). Restoration of ecosystem function in an abandoned sandpit: plant and soil responses to paper de-inking sludge. *Journal of Applied Ecology*, 36(2), 244-253.
- Fluet-Chouinard, E., Stocker, B. D., Zhang, Z., Malhotra, A., Melton, J. R., Poulter, B., ... & McIntyre, P. B. (2023). Extensive global wetland loss over the past three centuries. *Nature*, 614(7947), 281-286.
- Gardner, R.C., Barchiesi, S., Beltrame, C., Finlayson, C.M., Galewski, T., Harrison, I., Paganini, M., Perennou, C., Pritchard, D.E., Rosenqvist, A., and Walpole, M. (2015). State of the World's Wetlands and their Services to People: A compilation of recent analyses. *Ramsar Briefing Note no. 7. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat*.
- Gilardelli, F., Sgorbati, S., Armiraglio, S., Citterio, S., & Gentili, R. (2015). Ecological filtering and plant traits variation across quarry geomorphological surfaces: implication for restoration. *Environmental Management*, 55(5), 1147-1159.
- Grant, C. D., & Koch, J. (2003). Orchid species succession in rehabilitated bauxite mines in Western Australia. *Australian Journal of Botany*, 51(4), 453-457.
- Grime, J. P. (2006). *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. John Wiley & Sons.
- Grootjans, A. P., Van Diggelen, R., Wassen, M. J., & Wiersinga, W. A. (1988). The effects of drainage on groundwater quality and plant species distribution in stream valley meadows. *Vegetatio*, 75, 37-48.
- Hancock, P. J. (2002). Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environmental management*, 29, 763-781.
- Higgs, A. J., & Usher, M. B. (1980). Should nature reserves be large or small?. *Nature*, 285(5766), 568-569.
- Holliday, R. J., & Johnson, M. S. (1979). The contribution of derelict mineral and industrial sites to the conservation of rare plants in the United Kingdom. *Minerals and the Environment*, 1, 1-7.
- http1: <https://www.knp.hu/hu/vizes-elohely-rekonstrukcioja-es-a-fokgazdalkodas-lehetosegenek-megteremtese-a-tiszaalpari-nagy-to-teruleten>
- http2: <https://www.knp.hu/hu/a-rakosi-vipera-termeszettvedelmi-helyzetenek-javitasa-a-pannon-regioban>
- http3: <https://earth.google.com/web/>
- http4: <https://www.fentrol.hu/hu/>
- http5: QGIS Development Team (2023). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- http6: <https://sztfh.hu/nyilvantartasok/banyaszati-teruletek-nyilvantartasa/>
- Iványosi Szabó, A. (1994). A Duna-Tisza közti hátságán bekövetkezett talajvízszint-süllyedés hatása természetvédelmi területeinkre. *Pálfi I. (szerk.): A Duna-Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái. Nagyalföld Alapítvány, Békéscsaba*, 77-87.
- Järvinen, O. (1982). Conservation of endangered plant populations: single large or several small reserves?. *Oikos*, 301-307.
- Kattge, J., Bönsch, G., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I. C., Leadley, P., ... & Cuntz, M. (2020). TRY plant trait database—enhanced coverage and open access. *Global change biology*, 26(1), 119-188.
- Keppel, G., Van Niel, K. P., Wardell-Johnson, G. W., Yates, C. J., Byrne, M., Mucina, L., ... & Franklin, S. E. (2012). Refugia: identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. *Global ecology and biogeography*, 21(4), 393-404.
- Kertész, A., & Mika, J. (1999). Aridification—climate change in South-Eastern Europe. *Physics and Chemistry of the Earth, Part A: Solid Earth and Geodesy*, 24(10), 913-920.
- Keszei B. & Kovács J. A. (2006). Bányaterületek botanikai-természettvédelmi értékelésének módszertana és néhány eredménye. *Praenotica* 9, 5–27.
- Király, G., Balogh, L., Barina, Z., Bartha, D., Bauer, N., Bodoncz, L., ... & Zólyomi, S. (2003). A magyarországi flóratérképezés módszertani alapjai. Útmutató és magyarázat a hálótérképezési adatlapok használatához. *Flora Pannonica*, 1(1), 3-20.

- Klimešová, J., & De Bello, F. (2009). CLO-PLA: the database of clonal and bud bank traits of Central European flora. *Journal of Vegetation Science*, 20(3), 511-516.
- Kompała-Bąba, A., & Bąba, W. (2013). The spontaneous succession in a sand-pit – the role of life history traits and species habitat preferences. *Polish Journal of Ecology*, 61(1), 13-22.
- Kovács, A. D., Hoyk, E., & Farkas, J. Z. (2017). Homokhátság-a special rural area affected by aridification in the Carpathian basin, Hungary. *European Countryside*, 9(1), 29-50.
- Kovács, G. (1984). Az ásványi nyersanyagtermelés hatása a felszíni és felszín alatti vizekre. Időjárás (Budapest. 1905), 88(5-6), 345-357.
- König, P. (2017). Plant diversity and dynamics in chalk quarries on the islands of Rügen and Wolin (Western Pomerania/Germany and Poland). *Biodiversity Research and Conservation*, 47(1), 23-39.
- Körmöczy László (1991). Drought-induced changes in a sandy grassland complex in the Great Hungarian Plain. In: *Acta biologica*, 37 (1-4) 63-74.
- KRACAUER Hartig, Ellen, Ognyan Grozev, and Cynthia Rosenzweig. Climate change, agriculture and wetlands in Eastern Europe: vulnerability, adaptation and policy. *Climatic Change* 36.1-2 (1997): 107-121.
- Krausmann, F., Lauk, C., Haas, W., & Wiedenhofer, D. (2018). From resource extraction to outflows of wastes and emissions: The socioeconomic metabolism of the global economy, 1900–2015. *Global environmental change*, 52, 131-140.
- Kuiper, J. J., Janse, J. H., Teurlincx, S., Verhoeven, J. T., & Alkemade, R. (2014). The impact of river regulation on the biodiversity intactness of floodplain wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 22, 647-658.
- Ladányi, Z., Deák, Á., & Rakonczai, J. (2010). The effect of aridification on dry and wet habitats of Illancs microregion, SW Great Hungarian Plain, Hungary. *Acta Geographica Debrecina Landscape & Environment series*, 4(1), 11-22.
- McArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography* Princeton: Univ. Press, Princeton, New Jersey.
- Mezősi, G. (2011). *Magyarország természetföldrajza*. Akadémiai Kiadó.
- Miatto, A., Schandl, H., Fishman, T., & Tanikawa, H. (2017). Global patterns and trends for non-metallic minerals used for construction. *Journal of Industrial Ecology*, 21(4), 924-937.
- Molnár V. A., & Csábi, M. (2021). *Magyarország orchideái = Orchids of Hungary*. Debreceni Egyetem Természettudományi és Technológiai Kar Növénytani Tanszék.
- Molnár, A. (2011). *Magyarország orchideáinak atlasza*. Kossuth Kiadó.
- Nathan, R., Schurr, F. M., Spiegel, O., Steinitz, O., Trakhtenbrot, A., & Tsoar, A. (2008). Mechanisms of long-distance seed dispersal. *Trends in ecology & evolution*, 23(11), 638-647.
- Officer, E. N., & Renals, T. (1999) *The Nature Conservation Value of Abandoned Sand Quarries*. Cornwall.
- Pálfi, I. (1992). Vízhány a Duna-Tisza közti hátságon [Lack of water on the Duna-Tisza Interfluve]. *Hidrol Tájékoztató*, 1992, 43-44.
- Pálfi, I. (1994). Összefoglaló tanulmány a Duna–Tisza közti talajvízszint-süllyedés okairól és a vízhiányos helyzet javításának lehetőségeiről. *A Nagyalföld Alapítvány kötetei*, 3, 111-125.
- Pásztor L., Dobos E., Michéli E., Várallyay Gy. 2018. Talajok. In: Kocsis K. (főszerk.): *Magyarország Nemzeti Atlasza – Természeti környezet*. Budapest, MTA CSFK Földrajztudományi Intézet. pp. 82-93.
- Peterka, T., Šmerdová, E., Hájek, M., Mikulášková, E., & Hájková, P. (2021). Drepanocladus lycopodioides rediscovered in the Czech Republic: Abandoned quarries as refugia for endangered fen species. *Aquatic Botany*, 172, 103380.
- Prach, K., Karešová, P., Jírová, A., Dvořáková, H., Konvalinková, P., & Řehouňková, K. (2015). Do not neglect surroundings in restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*, 23(3), 310-314.
- RADEMACHER, M. (2012). Orchids in quarries and gravel pits. *Colourful queens of the plant kingdom. Inula-Institut für Naturschutz und Landschaftsanalyse, Freiburg i. Br.*
- Rakonczai, J. (2011). Effects and consequences of global climate change in the Carpathian Basin. *Climate change–geophysical foundations and ecological effects*, 297-322.
- Rawls, W. J., Brakensiek, D. L., & Saxton, K. E. (1982). Estimation of soil water properties. *Transactions of the ASAE*, 25(5), 1316-1320.
- Řehouňková, K., & Prach, K. (2010). Life-history traits and habitat preferences of colonizing plant species in long-term spontaneous succession in abandoned gravel–sand pits. *Basic and Applied Ecology*, 11(1), 45-53.
- Řehouňková, K., Vítovcová, K., & Prach, K. (2020). Threatened vascular plant species in spontaneously revegetated post-mining sites. *Restoration Ecology*, 28(3), 679-686.

- Rejmánek, M., Richardson, D.M. and Pyšek, P., 2013. Plant invasions and invasibility of plant communities. *Vegetation ecology*, pp.387-424.
- Salgueiro, P. A., Prach, K., Branquinho, C., & Mira, A. (2020). Enhancing biodiversity and ecosystem services in quarry restoration—challenges, strategies, and practice. *Restoration Ecology*, 28(3), 655-660.
- Schneider, C., Flörke, M., Geerling, G., Duel, H., Grygoruk, M., & Okruszko, T. (2011). The future of European floodplain wetlands under a changing climate. *Journal of Water and Climate Change*, 2(2-3), 106-122.
- Sipos, F., Kovács, É., & Vajda, Z. (2023). Természetvédelmi szabályozás révén kialakított, természetközeli állapotú élőhelyek felhagyott síkvidéki építőanyag-bányákban. *Természetvédelmi Közlemények*, 29, 49-63.
- Sonkoly, J., Tóth, E., Balogh, N., Balogh, L., Bartha, D., Csendesné Bata, K., ... & Török, P. (2023). PADAPT 1.0—the Pannonian dataset of plant traits. *Scientific Data*, 10(1), 742.
- Süveges, K. (2023). Adatok a Duna–Tisza köze flórájának ismeretéhez= Data on the Flora of the Danube–Tisza Interfluvium (Hungary). *Botanikai közlemények: A Magyar Biológiai Társaság Botanikai Szakosztályának Folyóirata*, 110(2), 111-154.
- Süveges, K. (2022). Adatok néhány védett növényfaj elterjedéséhez és másodlagos élőhelyeken való előfordulásához. *Kitaibelia*, 27(2), 183-199.
- Szabó, A., Gribovszki, Z., Kalicz, P., Szolgay, J., & Bolla, B. (2022). The soil moisture regime and groundwater recharge in aged forests in the Sand Ridge region of Hungary after a decline in the groundwater level: an experimental case study. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 70(3), 308-320.
- Szabó, Z., Pedretti, D., Masetti, M., Ridavits, T., Csiszár, E., Falus, G., ... & Mádl-Szőnyi, J. (2023). Rooftop rainwater harvesting by a shallow well—Impacts and potential from a field experiment in the Danube-Tisza Interfluvium, Hungary. *Groundwater for Sustainable Development*, 20, 100884.
- Tischew, S., & Kirmer, A. (2003). *Entwicklung der Biodiversität in Tagebaufolgelandschaften: spontane und initiierte Besiedlungsprozesse*. Nova Acta Leopold 87, 249–286
- Tischew, S., & Kirmer, A. (2007). Implementation of basic studies in the ecological restoration of surface-mined land. *Restoration Ecology*, 15(2), 321-325.
- Torres, A., Brandt, J., Lear, K., & Liu, J. (2017). A looming tragedy of the sand commons. *Science*, 357(6355), 970-971.
- Tölgyesi, C., Zalatnai, M., Erdős, L., Batori, Z., Hupp, N. R., & Körmöczy, L. (2016). Unexpected ecotone dynamics of a sand dune vegetation complex following water table decline. *Journal of Plant Ecology*, 9(1), 40-50.
- Van der Valk, A.G. (1992). Establishment, colonization and persistence. In D. C. Glenn-Lewin, R. K. Peet, & T. T. Veblen (Eds.), *Plant succession: Theory and prediction* (pp.60–102). London: Chapman & Hall.
- Varga Gy., Alföldi L., Gábris Gy., Horváth G., Kocsis K., Lázár I., Maginecz J., Szalai J., Szalay M. 2018. Vizek. In: Kocsis K. (főszerk.): *Magyarország Nemzeti Atlasza – Természeti környezet*. Budapest, MTA CSFK Földrajztudományi Intézet. pp. 70-81.
- Willems, J. H. (1982). Establishment and development of a population of *Orchis simia* Lamk. in the Netherlands, 1972 to 1981. *New Phytologist*, 91(4), 757-765.
- Yuan, J. G., Fang, W., Fan, L., Chen, Y., Wang, D. Q., & Yang, Z. Y. (2006). Soil formation and vegetation establishment on the cliff face of abandoned quarries in the early stages of natural colonization. *Restoration Ecology*, 14(3), 349-356.
- Zsákovics, G., Kovács, F., & Kiss, A. (2009). A szárazodás veszélyének többszemponútú térbeli elemzése a Duna-Tisza közén. *Tájökológiai lapok | Journal of Landscape Ecology*, 7(1), 117-126.
- Zsákovics, G., Kovács, F., Kiss, A., & Pócsik, E. (2007). Risk analysis of the aridification-endangered sand-ridge area in the Danube-Tisza Interfluvium. *Acta Climatol. Chorol. Univ. Szeged*, 40(41), 169-178.

Köszönetnyilvánítás

Köszönöm a segítséget témavezetőmnek, Dr. Kelemen Andrásnak. Emellett Bakró-Nagy Zsoltnak, Frei Katának, Dr. Kiss Orsolyának, Kovács Gergőnek, Süveges Kristófnak, Dr. Tölgyesi Csabának, Dr. Valkó Orsolyának és Vinkó Tamásnak tartozom köszönettel.