

Pécsi Tudományegyetem

Természettudományi Kar

TUDOMÁNYOS DIÁKKÖRI KONFERENCIA DOLGOZAT



Faddi Eliza Kíra
Hidrobiológus MSc

Pécs

2023

PÉCSI TUDOMÁNYEGYETEM
TERMÉSZETTUDOMÁNYI KAR
BIOLÓGIAI INTÉZET

A szitakötő-együttesek kiszáradás-indukált változásai Európa különböző klímájú területein



Témavezető: Dr. MÓRA ARNOLD
Egyetemi docens

Készítette: FADDI ELIZA KÍRA
HIDROBIOLÓGUS MSC

PÉCS, 2023

Tartalom

I.	Összefoglalás	2
II.	Bevezetés és célkitűzés.....	2
1.	Globális felmelegedés és klímaváltozás.....	2
1.1.	Globális felmelegedés, és hatásai a vízfolyásokra, kisvízfolyásokra.....	4
1.2.	Makrogerinctelenek és kiszáradás.....	7
1.2.1.	Szítakötők.....	8
1.	Célkitűzés	11
III.	Anyag és módszer.....	11
1.	DRYvER projekt.....	11
2.	Mintavétel.....	12
2.1.	Mintavétel helye.....	12
2.2.	Mintavétel ideje.....	12
2.3.	Mintavételi módszer.....	14
2.4.	Adatelemzés módszerei.....	15
IV.	Eredmények	17
1.	Faj- és egyedszámok	17
2.	Vízgyűjtő területek, víztípusok szítakötő-együttesei	18
3.	Vízgyűjtő területenkénti víztípusok szítakötő-együttese & Víztípusok közötti faj- és egyedszámok különbségei.....	19
4.	Diverzitás	22
V.	Diskusszió.....	23
VI.	Köszönetnyilvánítás.....	27
VII.	Irodalomjegyzék	27

I. Összefoglalás

Napjaink egyik legnagyobb problémája az ember okozta globális felmelegedés és vonzata, a klímaváltozás. A klímaváltozás indukálta kiszáradás világszinten érzékelhető, Európát is erőteljesen érinti a jelenség. Világszerte találhatóak megfogyatkozott vízterek és vízfolyások, megváltozott élővilággal, életterekkel együtt, ahol az élőlényeknek különböző alkalmazkodási mechanizmusokkal és túlélési stratégiákkal kell hozzá idomulniuk az új élőhelyekhez. A szitakötők igen érzékenyek az élőhely megváltozására, ezért ezen makrogerinctelenek megfelelő bioindikátorok arra, hogy feltérképezzük, van-e különbség a kiszáradó és állandó vízfolyások között. A kutatás célja, hogy megtudjuk, van-e eltérés a kiszáradó és állandó vízfolyások szitakötő-együttese között Európa három, eltérő klímájú és a vízfolyások kiszáradásának különböző mértékben kitett területén. Megállapítottuk, hogy az állandó vízfolyások szitakötő-együtteseinek egyedszáma, fajszáma és diverzitása minden ország esetében nagyobb. A többváltozós elemzések (NMDS, kétutas PERMANOVA, egyutas PERMANOVA) különbségeket mutattak a szitakötő-együttesek összetétele, egyedszámuk és fajszámuk között Magyarország és Spanyolország esetében, míg Finnország esetében nem találtunk szignifikáns különbséget. Vizsgálatunkban a fajszám, az egyedszám és a diverzitás alapján megállapítható, hogy a szitakötőknek a kiszáradó vízfolyások nem kedveznek, és a rendszeresen hosszabb ideig kiszáradó vízfolyásokból teljesen eltűnnek, azonban egyes fajok (pl. Magyarországon a *Cordulegaster heros*) képesek túlélni a patakok rövid ideig tartó száraz periódusait, így előfordulásuk ezekben sem zárható ki.

II. Bevezetés és célkitűzés

1. Globális felmelegedés és klímaváltozás:

Az ember okozta globális felmelegedés elmúlt évtizedeink egyik legnagyobb és legfélelmetesebb problémája, amely folyamatosan foglalkoztatja a társadalmat, gondolkodtatja és megoldások kitalálására készíti a népet. Egykoron az esőerdők pusztulása és a bennük található fajok kihalása, a lég-, talaj- és vízszennyezés, a területek elsivatagosodása, mind súlyosabb problémának látszódtak. Az évek elteltével az éghajlatváltozás vált mindennek az okává és okozatává, ezzel elnyomva a humánökológiai és a többi környezeti aggodalmat (Kovács, 2019).

Az iparosodás idejében megemelkedett Földünk átlaghőmérséklete. Ennek oka egyfelől természetes folyamatoknak, másfelől az emberi tevékenységeknek tulajdonítható. A gazdasági

fellendülés által felgyorsuló tevékenységek sokasága és a fosszilis tüzelőanyagok égetése - az éghajlatváltozáson kívül - különböző környezeti változásokhoz vezettek: a sztratoszféra ózonrétegének kimerüléséhez, az ökoszisztéma hanyatlásához, a biológiai sokféleség csökkenéséhez (Semenza & Menne, 2009).

Számos emberi tevékenység, mint a fák kivágása, az ipari tevékenységek és a fosszilis tüzelőanyagok égetése növeli az üvegházhatást okozó gázok koncentrációját a légkörben, felborítva ezzel a légkör kémiai egyensúlyát – amely főként a szén-dioxid körforgalmán alapszik -, és megemelve a Föld felszíni átlaghőmérsékletét (Aizebeokhai, 2009; Stephenson, 2018). Az emberiség energiatermelése a legfőbb okozója az üvegházhatású gázok (GHG, green house gases) keletkezésének és ezen gázok légkörbe juttatásának (Höök & Tang, 2013). Az üvegházhatású gázok és a vízgőz elnyelik a nap hőerejének egy részét, és az atmoszféra felmelegedését okozzák. A fosszilis tüzelőanyagok égetése miatt növekszik a légkörben lévő szén-dioxid és metán (a két legjelentősebb üvegházhatású gáz) koncentrációja, ami a légkör hőmérsékletének folyamatos emelkedéséhez vezet (Shah, S. 2020).

Európában többféle éghajlat található meg. A rendelkezésre álló geoklimatikus adatok alapján nagyjából négy különböző európai éghajlati övezetet különböztetünk meg. Közép- és Kelet-Európára a hosszú, hideg telek és túlnyomórészt a meleg nyarak jellemzők (Barenbrug, 2022.).

Számtalan bizonyíték támasztja alá, hogy Európa jelentős éghajlatváltozáson ment keresztül. Ilyen argumentumok például a betegségek megjelenése és terjesztése, a szélsőséges csapadék- és hőmérsékletváltozások, a vízfolyások és a vizes élőhelyek kiszáradása, szélviharok, erdő-és bozóttüzek, új kórokozók és kártevők megjelenése (Arnell, 1999; Láng és mtsai., 2006; Biesbroek és mtsai., 2010; Semenza & Paz, 2021). Közép-, Kelet- és Dél-Európában nyaranta szélsőségesen magas hőmérsékleti értékek mérhetőek. Hasonlóképpen a hideg napokon, a hőmérséklet az átlagos téli hőmérséklet-emelkedésnél sokkal nagyobb mértékben növekszik Kelet- és Észak-Európában (Kjellström, 2004). Európa nagy figyelmet fordított az éghajlat-politikára, az éghajlatváltozás mérséklésére. Az EU tagállamai nemzeti alkalmazkodási stratégiákat dolgoztak ki, hogy csökkentsék az éghajlatváltozás okozta negatívumokat és megkönnyítsék a hozzá idomulást (Biesbroek és mtsai., 2010).

Az éghajlatváltozás jövőbeli hatása Európa térségét is erőteljesen érinteni fogja (Biesbroek és mtsai., 2010). Közép-Európában és Magyarországon is emelkedett az átlaghőmérséklet, csökkent a csapadék mennyisége és extrém időjárási mintázatok alakultak ki.

Árvizek, belvizek, aszályok, özönvízszerű esőzések, jégesők, hőség hullámok, fokozott UV sugárzás, korai és késői fagyok, hóakadályok nehezítették a változékony éghajlattal rendelkező, mérsékelt övezetben elhelyezkedő országunk klímáját (Láng és mtsai., 2006; Országos Meteorológiai Szolgálat, 2022).

1.1. Globális felmelegedés, és hatásai a vízfolyásokra, kisvízfolyásokra

A hidroszféra, beleértve a Föld felszínén található összes vizet, kapcsolatban áll a Föld rendszerének többi "szférájával", azaz a geoszférával (litoszféra és légkör), a bioszférával és az emberhez kapcsolódó antroposzférával. Képessége, hogy a vizet három formában - gőz, folyadék és szilárd anyag - képes eltartani, a Földet egyedülálló bolygóvá teszi a Naprendszerben (Kundzewicz, 2008; Stephens és mtsai., 2020). A víz háromféle formában létezik, például folyadékként, szilárd anyagként, mint a hó és a jég, a szárazföld felszíne alatt talajvízként, valamint a légkörben, mint a felhők, pára és a láthatatlan vízgőz (USGS, 2022). A víz az emberi élet, valamint a társadalmi és gazdasági fejlődés egyik, ha nem a legfontosabb mozgatórugójának tekinthető. A vízkészletek biztosítják a legalapvetőbb emberi szükségleteket, ezért a vízkészletek használata, kezelése és rendelkezésre állása döntő szerepet játszik a Föld rendszerében végbemenő globális változások előrehaladásában, mivel e nélkül a társadalmak nem tudnak működni. Az éghajlatváltozás várhatóan megváltoztatja a vízkészletek térbeli és időbeli eloszlását a természetben megfigyelteken és a közvetlen emberi hatásokon túlmenően (Simonovic & Breach, 2020). A vízgőz üvegházhatást okozó gázként határozza meg a Föld hőmérsékletét, ami lakhatóvá teszi a bolygót, és lehetővé teszi, hogy az óceánok folyékony formában létezzenek, és így szállítani tudják a hőt és a tápanyagokat a Föld rendszerében (Stephens és mtsai., 2020).

A globális felmelegedés és az üvegházhatás negatívan befolyásolja a vízellátást is. Az elmúlt években számos értékelés született a globális felmelegedés okozta éghajlatváltozásnak a folyók vízhozamára és hidrológiai rendszerére gyakorolt lehetséges hatásairól. A folyók vízhozam-szabályozását világszerte megváltoztatják az antropogén hatások, ilyen antropogén hatások közé tartozik például a vízgazdálkodási műveletek és a földhasználat megváltoztatása. Egyes intézkedések jelentős stressznek teszik ki az édesvízkészleteket. Az éghajlatváltozás várhatóan tovább változtatja a hidrológiai viszonyokat, ami további nyomást gyakorol a vízkészletekre és a vízi ökoszisztémákra (Arnell, 1999; Lobanova és mtsai., 2018; Mikhaylov és mtsai., 2020). A JULES (Joint UK Land Environment Simulator) globális hidrológiai modell

alkalmazásával, nyolc európai vízgyűjtőről készült tanulmány, amelyből megállapítható, hogy Közép- és Dél-Európában az alacsony vízhozamú napok száma megemelkedett (Clark és mtsai., 2011; Papadimitriou és mtsai., 2016).

Az éghajlatváltozás miatt a folyók hidrológiai és termikus rendszere várhatóan tovább fog változni. Ennek közvetlen következményei lesznek az édesvízi ökoszisztémákra, a vízminőségre és az emberi vízhasználatra (van Vliet és mtsai., 2013). A mediterrán térség nagymértékű éghajlati eltolódásokat mutatott a múltban, az ennek hatására bekövetkező vízhiány következményeit, valamint a víz- és földterületek stresszhelyzetének növekedését a jövőben az éghajlatváltozás tovább súlyosbíthatja. A mediterrán folyókra jellemző az áramlás szabálytalansága, a durva hidrológiai ingadozások és az emberi tevékenység következtében bekövetkező mélyreható átalakulás (Estrany és mtsai., 2010).

Európában a folyóhőmérséklet nagymértékű emelkedése és az alacsony vízhozam csökkenése együttesen várható. Ezt a régiót potenciálisan érintheti a vízminőség és az édesvízi élőhelyek fokozott romlása (van Vliet és mtsai., 2013).

A folyókutatás évtizedek óta az évelő vízfolyásokra összpontosít. Az időszakos vízfolyások és efemer patakok (intermittent rivers and ephemeral streams - IRES), olyan vízfolyások, amelyek egy adott helyen és időben megszűnnek folyni, időnként megállnak, sok vízfolyás elszigetelt medencékké apad, vagy teljesen kiszárad (Miliša és mtsai., 2022), ezért megkülönböztethető nedves és száraz időszakokkal rendelkeznek. Széles körben elterjedtek, és a világ leggyakoribb folyami ökoszisztémáinak tekinthetők főként a mérsékelt és mediterrán éghajlati övekben. Az összes IRES egyik jellegzetessége, hogy szorosan összekapcsolt vízi-földi rendszerek, amelyek az áramlás megszakításai és sok esetben a kiszáradás következtében térben és időben is rendkívül változékonyak (Datry és mtsai., 2017). Egyre inkább tanulmányozás tárgyát képezik, mivel gyakran egyedülálló vízi és szárazföldi biodiverzitással, biogeokémiai folyamatokkal és a hozzájuk kapcsolódó ökoszisztéma-szolgáltatásokkal rendelkeznek. A közeljövőben az időszakos folyók száma növekedni fog azokban a régiókban, ahol súlyos éghajlatváltozás okozta kiszáradás vagy vízkisajátítás következik be (Datry és mtsai., 2014; Banegas-Medina és mtsai., 2021). A kiszáradó vízfolyásokat a szárazabb klímájú régiókhoz kötjük, azonban globálisan, világszerte elterjedtek, így gyakoriak a Mediterráneumon kívüli Európában is. Az időszakos folyók és időszakos patakok minden éghajlati övezetben magas biológiai sokféleséget és ökoszisztéma-szolgáltatásokat biztosítanak. Mivel az IRES dinamikus ökoszisztémák, amelyek áramló, medencés és száraz állapotok között váltakoznak, jellemzően kevésbé képviselik magukat az EU vízügyi

keretirányelv ökológiai állapotának jellemzésére irányuló biomonitoring programokban (Datry és mtsai., 2014; Stubbington és mtsai., 2018).

Magyarország Közép-Európa dél-keleti részén, a mérsékelt övezetben fekszik. Kontinentális, változékony éghajlattal rendelkezik, amelynek befolyásoló tényezői a sokféle klímátípus és a domborzat. A különféle klímátípusoknak köszönhetően, kis területű és sík felszínű országunkban többféle időjárás előfordulhat, az időjárások között pedig igencsak nagy és jelentős különbségek léphetnek fel (Országos Meteorológiai Szolgálat, 2022.). Magyarországon az elmúlt évtizedekben a legszárazabb időszak a télről a vegetációs időszakra (nyár) tolódott át (Bartholy és mtsai., 2014) és a kiszámíthatatlan aszályok gyakorisága is megnőtt. Ezért az elmúlt évtizedben számos korábban élőlő vízfolyás ismétlődően kiszáradt. Ezeket a patakokat ideiglenesnek nevezik, és egy éven belül száraz és folyó szakaszok váltakozásával jellemezhetők. Azonban több patak is szabálytalan kiszáradási mintázattal rendelkezik, ami megnehezítette a jellemzésüket. Egyes években az áramlási viszonyok állandóak, míg más években egyes patakszakaszok teljesen kiszáradtak a csapadékmentes időszakokban (Várbíró és mtsai., 2020).

Spanyolország mediterrán éghajlattal rendelkezik (Romero és mtsai., 1999). A mediterrán éghajlat súlyos és ellentétes stresszt jelent az élőhelyekre és a fajokra nézve. Ezeket a stresszhatásokat súlyosbítja az időjárási minták kiszámíthatatlansága, és az élőlényeknek meg kell birkózniuk az éghajlat és az erőforrások elérhetőségének időbeli változásaival (Médail, 2008). A mediterrán folyókra jellemző az áramlás szabálytalansága. Az éghajlat változékonyasága a fő tényező, amely a folyás szabálytalanságát okozza. Így ezek a folyók a száraz éghajlatú folyókhoz hasonlítanak a nagyfokú áramlási szabálytalanság tekintetében (Estrany és mtsai., 2010).

Finnország éghajlata hideg kontinentális. A folyamatban lévő klímaváltozás hatással van Finnország éghajlatára, és a biológiai sokféleségére. A finnországi boreális övezetben jelentős hidrológiai gradiensek is vannak. Számos északi régióban az elmúlt évtizedekben az éghajlat felmelegedése gyorsabban haladt, mint a globális átlag. Az éghajlati forgatókönyvek a jövőben még magasabb hőmérsékletet, valamint csökkenő hótakarót és gyakoribb nyári aszályokat jósolnak. Ami a hidrológiát illeti, a növekvő csapadékmennyiség és a havas napok számának csökkenése miatt a finn folyókban növekvő téli vízhozamot találtak. A tavaszi vízhozamok az előrejelzések szerint a kevesebb hó miatt csökkennek. A korábbi hóolvadás a növekvő párolgás mellett a nyári vízhozamok csökkenését vetítette előre (Sallinen és mtsai., 2023).

Az édesvízi ökoszisztémákat mélyen érinti a globális éghajlatváltozás, különösen a hegyvidéki területeken található ökoszisztémákat, amelyekről köztudott, hogy különösen érzékenyek a felmelegedő hőmérsékletre (Burgmer és mtsai., 2007; Durance & Ormerod, 2007; Hering és mtsai., 2009). Az e területen található patakok sokféle fenéklakó makrogerinctelen élőlény számára nyújtanak élőhelyet, és a vízi makrogerinctelen együttesek a legnagyobb diverzitásúnak számítanak (Braukmann, 1987). A folyóvizek átlaghőmérséklete a forrástól való távolság növekedésével nő és a folyó kontinuum koncepciója szerint a forrásvidéki patakokban a hideghez alkalmazkodó fajok, az alsó szakaszokon pedig a termofil fajok dominálnak, míg a folyó teljes kontinuumában számos generalista faj található, amelyek széles skálán oszlanak el (Domisch és mtsai., 2011). A globális éghajlatváltozás következményeként a szélsőséges időjárási jelenségek időbeli gyakorisága is várhatóan növekedni fog (Czigány és mtsai., 2010).

1.2.Makrogerinctelenek és kiszáradás

A változó hidrológiai viszonyok miatt az időszakos vízfolyásokban élő közösségek sokszínűek lehetnek, beleértve a diatómákat, makrofitákat, gerincteleneket és halakat (Stubbington és mtsai., 2018; Banegas-Medina és mtsai., 2021).

Az éghajlati szezonális mintázata hatással van a patakok gerinctelen állatainak ökológiájára szinte minden aspektusára, különösen eloszlásukra, életmódjukra és az életciklus eseményeinek időzítésére. Az évközi éghajlati ingadozások és zavarok, mint például az aszályok és az intenzív viharok szintén fontos hatással lehetnek a patakok makrogerinctelen élőlényeire (Covich és mtsai., 2003). A rezidens makrogerinctelenek általában viselkedésük és abundanciájuk megváltoztatásával reagálnak a zavarásokra, ezért egyszerű és alacsony költségű megfigyelési stratégiák segítségével indikátorfajként használhatók (Costa és mtsai., 2020). A makrogerinctelenek túlélését vizsgáló korábbi kutatások kimutatták, hogy egyes taxonok bizonyos életszakaszai képesek ellenállni a kiszáradásnak (Stubbington & Datry, 2013). A makrogerinctelen közösségek kiszáradásra adott reakcióit alacsony ellenálló képesség (rezisztencia - a kiszáradás elviselésének képessége) és magas rugalmasság (reziliencia - az áramlás újraindulása utáni helyreállítás képessége) jellemzi (Stubbington & Datry, 2013).

A környezeti tényezők kombinációjának időzítése és intenzitása határozza meg, hogy mely fajok maradnak életben, hogy aztán a nedves fázisban újra szaporodjanak vagy újra kolonizálják az élőhelyeket. Azok a fajok, amelyek képesek túlélni a zord nyugalmi időszakokat, profitálhatnak az élőhely instabilitásából, mivel az átmenetileg alkalmatlan

élőhely kizárhat minden versenytársat. Néhány rákféle a kiszáradásra adott fiziológiai nyugalmi reakciókat mutatott, amelyek hosszú ideig lehetővé tették a túlélést. A rovarok kirepülést, elvándorlást alkalmaztak. Számos vízi gerinctelen élőlény pedig túléli a száraz időszakokat magas páratartalmú mikroélőhelyeken, többek között az algaszőnyegek alatt, az üledék repedéseiben, a fás törmelék vagy kövek alatti nedves területeken és a tízlábú rákok odúiban. Más fajok azonban hátrányt szenvednek, mivel a kikelés nem megfelelő időpontban történik, és nem tudják befejezni életciklusukat (Strachan és mtsai., 2015). Korábbi vizsgálatok alapján a kutatók feltételezik, hogy az efemer patakok kis, átmenetileg nedves szakaszain elsősorban a jó vándorlási képességű, légi úton terjedő fajok kifejlett egyedei, a gyors lárvafejlődésű makrogerinctelenek és a patakok sodrását kihasználó fajok telepednek meg (Williams, 1987; Lytle & Poff, 2004; Meutter és mtsai., 2007; Bogan & Boersma, 2012).

1.2.1. A szitakötők

A szitakötők (Odonata) a rovarok (Insecta) osztályába tartozó makrogerinctelenek. Európában a szitakötők két alrendjét különböztetjük meg: egyenlőszárnyú-szitakötők vagy kisszitakötők (Zygoptera) és egyenlőtlen szárnyú-szitakötők vagy nagyszitakötők (Anisoptera). Testfelépítésük hasonló, de van néhány fontos méretbeli és morfológiai különbség. Az Anisoptera fajok általában nagyobbak és zömökebbek, mint a Zygoptera fajok. Az egyenlőtlen szárnyú-szitakötők pihenés közben szárnyaikat szétárva tartják, míg a Zygoptera fajok a hátuk fölött tartják őket. A szemük és a fejük is különbözik: a nagyszitakötőknek hatalmas szemeik vannak, amelyek sok fajnál a fejük tetején összeérnek; a kisszitakötőknek egymástól távol eső szemeik vannak (Dokkum, 2015).

Viszonylag könnyen határozható rovarcsoport. Hazánkban 66 faj él (Farkas, 2017; Ambrus és mtsai., 2018; Mészáros, 2020), Spanyolországban 80, míg Finnországban 55 faj lelhető fel (Kalkman és mtsai., 2010; Boudot & Kalkman, 2015).

A szitakötő-együttesek minden egyes víztértípusra jellemzőek. A legnagyobb fajszámmal azokon a helyeken találkozhatunk velük, amelyek sokféle mikroélőhelyet kínálnak (Jacob és mtsai., 2017). A szitakötők hemimetabolikus rovarok, amelyeknek vízi lárvastádiumaik és szárazföldi kifejlett stádiumuk létezik. A hemimetabolikus metamorfózis azt a fejlődést jelenti, amelyben a lárvastádium után nincs bábstádium, a lárvák nem fejlődnek bábokká, hanem fokozatos növekedés után az utolsó vedléssel felnőtt egyedekké válnak (Cetinić és mtsai., 2021). Életüket tojásként kezdik, a tojásból a lárvák kikelnek, a lárvák pedig

metamorfózis útján alakul át felnőtt alakjává. A felnőttek ismét tojásokat raknak, és a ciklus újra kezdődik. A szitakötők életciklusa szorosan kötődik a vízi (túlnyomórészt édesvízi) élőhelyekhez, a lárvák életének nagy részét a víz alatt tölti. Sok faj lárvastádiuma legalább egy évig tart, és a lárvák viszonylag helyhez kötöttek. A kifejlett példányok és a lárvák is ragadozó életmódot folytatnak, vízi makrogerinctelenekkel, planktonikus rákokkal, férgekkel táplálkoznak (Dokkum, 2015; Ambrus és mtsai., 2018).

Párzás után a nőtény tojásait közvetlenül a vízbe, vagy a vízben álló, vagy víz feletti növényzet szöveteibe, esetleg a parti nedves talajba, vagy a mederfenékbe rakja le. A lehelyezett tojásokat egy kocsonyás védőburok rögzíti az aljzathoz. Megfelelő körülmények között a lárvák néhány nap után vedleni kezdenek. A lárvák kiváló látásukat nagy szemüknek köszönhetik, hatalmas, kinyújtható alsó ajkuk van, amellyel zsákmányt ejtenek el: lényegében bármit, ami mozog, és ami nem sokkal nagyobb náluk. Gázcserejük során a vízben oldott oxigént veszik fel. A nagyszitakötő lárvák a hasüreg belsejében található kopolytúkon keresztül lélegeznek. A kissetakötő lárvák kopolytúi a testükön kívül, a potroh végén helyezkednek el, és három finom erezetű uszonyra hasonlítanak (Dokkum, 2015; Ambrus és mtsai., 2018).

A voltinizmus, vagyis az egy év alatt lezajlott nemzedékek számának ismerete szükséges annak megértéséhez, hogy az életciklusok hogyan alkalmazkodtak a különböző régiók környezeti feltételeihez (Corbet és mtsai., 2006). Általánosságban elmondható, hogy a kontinentális éghajlaton a Zygoptera alrend szitakötőinek fejlődéstartama egy év, vagyis évente egy nemzedék fejlődik ki (univoltin fajok). Számos fajnak akár két (bivoltin fajok), vagy kettőnél több (multivoltin fajok) nemzedéke is kifejlődhet egy vegetációs periódusban. Néhány faj esetében a lárvális fejlődésük akár két (szemivoltin fajok), vagy kettőnél több (partivoltin fajok) évre is elhúzódhat (Corbet és mtsai., 2006). Az Anisoptera alrend szitakötőinek életciklusa 1-4 évig is eltarthat (Ambrus és mtsai., 2018). A *Cordulegaster* fajok fejlődése a hideg vizű, hegyi patakokban hosszabb időt, 2-5 évet vesz igénybe, tehát a *Cordulegaster heros heros* (balkáni hegyiszitakötő [Theischinger, 1979]) partivoltin típusba sorolható. A lárvális fejlődés és annak időtartama fajonként eltérő lehet, amit a táplálék mennyisége, a klimatikus viszonyok, az élőhelyek jellemzői és egyéb körülmények jelentősen befolyásolhatnak (Ambrus és mtsai., 2018). Természetesen a nagyszitakötők között is akadnak olyan fajok, amelyeknek fejlődési ideje csupán hónapokra korlátozódik (Dokkum, 2015; Ambrus és mtsai., 2018).

Az átváltozás közeledtével a lárvák elhagyják a vizet és a part felé vándorolnak, hogy biztonságos helyet keressenek átváltozásukhoz. A lárvák átváltozásuk során védtelenek, ezért különösen fontos a megfelelő hely és idő megválasztása (Ambrus és mtsai., 2018). Az alkalmas

hely megtalálása után letelepszene és kezdetét veszi a lárvális kültakaró megszáradása, a szemek kirajzolódása és a kutikula alatti imágó színek megjelenése. Az utolsó vedlés után elkezdődik az imágó élete. A kibújt imágó eltávolodik a víztől, hogy élelem után nézzen, ez az időszak a táplálkozásé. A táplálkozási és érési időszak után az immáron felnőttkori színezettel rendelkező imágó visszatér a vízhez és szaporodik (Ambrus és mtsai., 2018).

A szitakötők a vízi ökoszisztémák környezetminőségének indikátoraiként ismertek. A rovarcsoport érzékeny a vízi ökoszisztémák változásaira. Szaporodásuk révén ezek a rovarok kizárólag édesvízbe vagy annak közelébe rakják le tojásaikat, ezért egy területen való nagyszámú előfordulásaik jól jelzik az édesvíz minőségét. A biotópokban bekövetkező változásokkal együtt jár a szitakötő-együttesek szerkezetének megváltozása (Bulánková, 1997). A vízminőségi monitoring programok fenntartása költséges, és nem mindig biztosítanak abszolút és közvetlen kapcsolatot a szennyezőanyagszint és a biológiai hatás között (Nasirian & Irvine, 2017). A szitakötők indikátorként való használata több előnnyel jár: széles körben elterjedtek, és történelmileg a legtöbbet vizsgált rovarcsoportok közé tartoznak, így számos faj ökológiai igényét, elterjedését és szezonálisát jól ismerjük; viszonylag könnyen megfigyelhetők és azonosíthatók, jól indikálják a különböző környezeti tényezők változását. A nagyszitakötők (Anisoptera) általában sokkal érzékenyebbek a szennyezésre, mint a kissetitakötők (Zygoptera) (Jacob és mtsai., 2017). Érzékenyek a fizikai zavarásra és az élőhely változására, a szitakötők számát, sokféleségét és viselkedését befolyásolja a vízminőség is (Nasirian & Irvine, 2017).

Bár egyes kutatók ezen rovarokat a vízminőség gyenge indikátorainak értékelték, közel négy évtizede sikeresen használják őket ebben a szerepkörben (May, 2019). Vizsgálatuknál különbséget kell tennünk az imágóként előforduló fajok és a vízfolyásokban valóban fellelhető lárvastádiumú fajok között (Ambrus és mtsai, 2019), ugyanis a szitakötő-állományok megfigyelésére különböző módszereket alkalmaznak, például az összes felnőtt egyed felmérését, a szaporodó felnőtt egyedeken alapuló értékeléseket, a lárvák mintavételét és az exuviumok gyűjtését (Giugliano és mtsai., 2012). Az eltérő mintavételi módszerekkel kapott eredmények nem feltétlenül feleltethetők meg egymásnak, mivel a különböző életszakaszok (pl. lárvák, kifejlett egyedek) mobilitása (vízi, légi) nem egyezik, és más-más ökológiai korlátoknak vannak kitéve. Ezért az élőhely minőségére vonatkozó általánosítás egyetlen felmérési módszer alapján megkérdőjelezhető. Emellett a fajok észlelhetősége is változhat a különböző módszerek alkalmazása esetén (Giugliano és mtsai., 2012).

A kiszáradás hatással van a szitakötőkre, tudjuk, hogy a megváltozott élőhelyek szitakötő-együtteseire negatív hatást fog gyakorolni a kiszáradás, de nem tudjuk, hogy pontosan milyen mechanizmusokon keresztül hat. Egyes területeken vagy régiókban már most is megfigyelhetők negatív hatások a víztestekre és azok szitakötő-közösségeire, és még több fog bekövetkezni, ha például a hőmérséklet emelkedik vagy a csapadékmennyiség csökken (Ott, 2010).

2. Célkitűzés

A DRYvER projekt keretein belül végzem kutatásaimat és keresem a választ arra, hogy a szitakötő együttesek hogyan reagálnak Európa különböző vízgyűjtőterületein a kisvízfolyások kiszáradására, van-e különbség a kiszáradó és nem kiszáradó vízfolyások szitakötő-együtteseinek között?

Három különböző éghajlati területen vizsgálódva (állandó vizű Finnország; rendszeresen, hosszú ideig kiszáradó Spanyolország; újként, hosszabb ideig tartó kiszáradással rendelkező Magyarország) hasonlítottuk össze az időszakos és az állandó vízfolyások szitakötő-együtteseit, és kerestük a választ arra, hogy hogyan alakítja a kiszáradás a szitakötő-együttesek összetételét.

III. Anyag és módszer:

1. DRYvER projekt

A kutatásunk DRYvER projekt keretein belül valósult meg. A projekt lényege, hogy felmérje és megértse a klímaváltozás hatására fellépő kiszáradás okozta problémákat, majd megoldásokat keressen rájuk. A kutatás multidiszciplináris, tehát az összes tudományterület átívelésével, bevonásával történik. A kutatók négy éven keresztül vizsgálják azt, hogy különböző kisvízfolyások biológiai sokfélesége, az élővilág funkcionális összetétele, a patakokban lezajló fiziko-kémiai és biológiai folyamatok és az ökoszisztéma-szolgáltatások miként reagálnak a kiszáradás jelenségére (DRYvER, 2020; Datry és mtsai., 2021).

A DRYvER projektben 16 ország 25 intézménye vesz részt, kilenc mintaterülettel (Csehország, Franciaország, Finnország, Horvátország, Magyarország, Spanyolország, Bolivia, Brazília, Ecuador), és 7 munkacsomaggal (DRYvER, 2020; Datry és mtsai., 2021).

A magyarországi vizsgálatokat a Pécsi Tudományegyetem Hidrobiológiai Tanszéke végzi (DRYvER, 2020).

2. Mintavétel

2.1. Mintavétel helye

A DRYvER projekt keretein belül lehetőségem nyílt arra, hogy különböző helyekről vett minták adatait megvizsgáljam. Dolgozatomban három ország vízgyűjtőjének adatsora került megvizsgálásra: Finnország, Spanyolország, Magyarország (1. kép; 2. kép, 3. kép). A magyarországi Bükkösdi-víz mintavételein, határozásában és adatfeldolgozásában pedig részt is vettem. A három ország vízgyűjtőit különböző szempontok alapján választottuk ki. Ügyeltünk arra, hogy a kiválasztott országok különbözzenek mind klimatikus viszonyokban, mind a vízfolyások kiszáradásának intenzitásában, hosszában, gyakoriságában.

A finnországi vízgyűjtő (1. kép) területe körülbelül 208 km². A vízgyűjtő Finnország déli részén helyezkedik el, hideg mérsékelt éghajlat, boreális ökorégió jellemző rá. Néhány vízfolyás nyár végén kiszárad, de a kiszáradó területről még nem állnak rendelkezésre adatok. A terület antropogén beavatkozásai közé tartoznak a duzzasztók, a hidromorfológiai változások és főként a mezőgazdaságból származó diffúz szennyezés. A területen az ökoszisztéma-szolgáltatásokat a rekreáció, a halászat, a kultúrtáj és az árvízvédelem jelenti (DRYvER, 2020).



1.kép Finnország, Lepsämäenjoki-River mintavételiterület; forrás: <https://www.dryver.eu/about/case-studies>

A spanyol vízgyűjtő (2. kép) területe megközelítőleg 343 km², Penibaet-hegységben található, mediterrán éghajlat, mediterrán ökorégió jellemző. Az időszakos vízhozam mérésére/megfigyelésére vonatkozóan még állnak rendelkezésre nyilvántartások. Az antropogén eredetű változások közé tartozik a folyó partjának a fürdőzés céljából történő átalakítása a forrásvidéken, valamint a mezőgazdaságban történő vízkivétel, a mezőgazdaságból származó diffúz szennyezés és az invazív fajok az alföldön. Az érintett



2.kép Spanyolország, Genal River mintavételiterület; forrás: <https://www.dryver.eu/about/case-studies>

ökoszisztéma-szolgáltatások a következők: fürdőzés, túrázás, ivóvízként használt felszíni víz, korábbi halászat (főleg angolna; a populációk száma csökkent), termesztett növények, esztétikai értékek és falusi turizmus (DRYvER, 2020).

Magyarországi mintavételi helyeket (3. kép) a Dél-Dunántúlon elhelyezkedő Mecsek hegység (Szemerédi és mtsai, 2016) térségében lévő Bükkösdi-víz és befolyói alkotják, a Mecsek-hegység nyugati csücskében (Czigány és mtsai., 2010). A Bükkösdi-víz völgyének éves középhőmérséklete 9 °C, a januári átlag -2 °C, a júliusi átlag 19 °C. A csapadékviszonyokat a nyári csapadék dominanciája jellemzi. A vízgyűjtőt elsősorban keményfás erdők borítják, túlnyomórészt tölgy,



3.kép Magyarország, Bükkösdi-víz mintavételiterület; forrás: <https://www.dryver.eu/about/case-studies>

bükk és gyertyán, esetenként emberi beavatkozásokkal (erdei utak, irtások és kunyhók). Az alacsonyabb tengerszint feletti magasságban a vízfolyásokat árterületi üledékek és talajok veszik körül (Czigány, 2009). A Bükkösdi-víz változó, elsősorban esőzések által befolyásolt áramlási rendszerrel rendelkezik (Czigány és mtsai., 2010). A Bükkösdi-víz rendszere két részre osztható. A Mecsek nyugati vízgyűjtőjéhez soroljuk a keleti részét. Nyugatról a Zselic dombvidék határolja. Zselic felől hat nagyobb vízfolyás torkollik a folyóba, míg a Mecsek

nyugati részéről két patak, illetve egy karszt forrás (Abaligeti karszt forrás) látja el vízzel A teljes vízgyűjtő 137 km²-t jelent (a szentlőrinci mérőpontig kijelölve) (Balassa, 2009).

A kutatásunk területén Spanyolországban 26, Finnországban 21, Magyarországon pedig 24 olyan mintavételi helyet jelöltünk ki, amelyek között megtalálhatók állandó vízzel rendelkező és kiszáradó szakaszok is.

2.2. Mintavétel ideje:

A mintavétel 2021 januárja és 2022 februárja között történt. Magyarországon 2021 február 27. és 2021- december 21.; Spanyolországban 2021. január 31 és 2022. február 11.; Finnországban 2021. április 12. és 2021. november 3. között valósult meg. Országoként hat mintavételi időszak került kijelölésre és mintázásra. A mintavételek elvégzésére két havonta került sor. A kijelölt hónapokon belül a mintavétel időtartama másfél-két hetet vett igénybe.

2.3. Mintavételi módszer:

A Bükkösdi-víz mintavételezését a Pécsi Tudományegyetem Hidrobiológiai Tanszéke hajtotta végre, azonban a spanyol és finn terepi mintavételekben nem segédkeztünk. A mintavételezés az összes országban az alábbiak szerint valósult meg. A kisvízfolyásokon 50 méteres szakaszokat jelöltük ki. Az kijelölt mintavételi helyszínen mikrohabitat (egy nagyobb ökoszisztémán belüli kis, lokalizált élőhely) felmérés történt. Ezek után a kijelölt szakaszokon belül 8 almintát osztottunk szét a mikrohabitatok között a területarányuknak megfelelően.

A makroszkopikus makrogerinctelenek gyűjtéséhez *Surber* mintavevőt használtunk. A mintavételi eszközünk nyílását a patak folyásirányával szemben, szilárdan a patak aljzatába ágyasztuk, ezzel egységnyi területet fedett le. A keretbe eső terület üledékét felkavartuk, hogy az aljzatban lévő összes állatot kimozdítsuk beágyazott helyükről. Majd a víz és némi külső ráhatás (legyező mozdulatok kezeinkkel) segítségével a hálóbba sodortuk a makrogerincteleneket (Ghani, 2016).

A hálóbba összegyűlt mintát vödörbe helyeztük és különböző lyukbőségű szitasoron mostuk át. A legnagyobb (10 mm) és a közepes (2 mm) lyukbőséggel rendelkező szitán fennakadó növényzetet és törmeléket ott a helyszínen, terepi válogatás során átnéztük és az élő állatokat kiválogattuk. Ezen makrogerincteleneket 96%-os etil-alkoholban tartósítottuk. A

legkisebb (0,5 mm) lyukbősséggel rendelkező szita tartalmát pedig egy az egyben eltettük, és laborban válogattuk ki.

A laboratóriumi munkálatok párhuzamosan zajlottak a terepi mintavételekkel. Az első (2021. február) mintavétel után folyamatos volt a makrogerinctelen minták laboratóriumban történő feldolgozása, válogatása, és az egyedek határozása. A terepről begyűjtött szitakötőlárvákat jól záródó tároló edénybe helyeztük, a lárvákat továbbra is 96%-os etil-alkohollal tartósítottuk. Nyilvántartásuk és rendszerezésük a mintavételi időpontoknak, illetve mintavételi helyeknek megfelelően történt.

Határozásuk sztereomikroszkóp alatt, makromorfológiai bélyegek alapján valósult meg, melyek segítségével több szakirodalom állt rendelkezésünkre. Az egyedeket faj szinten identifikáltuk. Azon fajok esetében, amelyeket morfológiailag nem tudtunk elkülöníteni, a nemzetségen belül sp. jelzést alkalmaztunk. Ezen jelölés négy alkalommal fordult elő: *Orthetrum* sp. HUN, *Orthetrum* sp. SPAIN, *Aeshna* sp., *Sympetrum* sp. Három esetben csak taxonpárokat tudtunk azonosítani (ezek lárváit morfológiai bélyegek alapján nem lehetett elkülöníteni), ezen esetekben a besorolást így jelöltük: *Platycnemis acutipennis/laetipes*, *Libellulidae/Corduliidae*, *Calopteryx haemorrhoidalis/xanthostoma*. A következő határozókulcsokat, szakirodalmakat használtuk fel a lárvák azonosításához: Gerken & Sternberg (1999); Cham (2009a); Cham (2009b); Brochard és mtsai. (2016); Ambrus és mtsai. (2018).

2.4. Az adatelemzés módszerei

Az azonosított szitakötők adatait MS Excel táblázatkészítő programba vittük fel és rögzítettük. A további elemzéseket a PAST 4.03 program segítségével készítettük el.

Vízgyűjtő területek, víztípusok szitakötő-együttesei

Elsődlegesen kisvízfolyásainkat a mintavételekkor tapasztalt állapotuk alapján kategóriákba soroltuk, így az alábbi csoportok jöttek létre (A. melléklet táblázat).

- Állandó vízfolyások (PER): Minden mintavételkor áramló állapotú, vagy legfeljebb egyszer száradt medencésre.

- Veszélyeztetett vízfolyás (THR): Mintavételezésünk során egynél többször volt medencés állapotú, de legfeljebb egyszer kiszáradt állapotú.
- Kiszáradó vízfolyás (INT): Mintavételezésünk során egynél többször volt kiszáradt állapotú.

Finnországi vízgyűjtőterületen csak állandó vízfolyásokat és veszélyeztetett vízfolyásokat tudtunk kategorizálni, kiszáradó vízfolyások nincsenek a területen.

Az egyedszámokat négyzetméterre vetítve adtuk meg minden ország esetében. Mivel adatsoraink nem normál eloszlásúnak mutatkoztak (Shapiro-Wilk teszt; $p < 0,05$), ezért nem parametrikus próbákkal hasonlítottuk össze a vízgyűjtő területek és víztípusok szitakötő-együtteseit. Hogy megtudjuk van-e különbség a kiszáradó, a veszélyeztetett és állandó vízfolyástípusok szitakötő-együtteseinek összetétele között, a mintavételi helyeket nem metrikus többdimenziós skálázással (NMDS), Bray-Curtis hasonlósági indexet használva vizsgáltuk. Azokat a mintavételezési helyeket, ahol nem fordult elő szitakötő, az NMDS ordinációhoz nem használtuk fel. A magyar mintavételi területen volt egy hely (BUK39), ahol nagy egyedszámban fordult elő az *Aeshna cyanea*, ez kiugró adatnak tekinthető, ezért ez sem szerepel az ábrán.

A vízgyűjtők és a víztípusok szitakötő-együtteseinek közötti különbségeket kétutas PERMANOVA-val (permutációs többváltozós varianciaanalízis, 9999 ismétlés) elemeztük.

Vízgyűjtő területenkénti víztípusok szitakötő-együtteseinek

Az egyes vízgyűjtőterületeken belül egyutas PERMANOVA-val vizsgáltuk a víztípusok szitakötő-együtteseinek között lévő különbséget.

Víztípusok közötti faj- és egyedszámok különbségei

A víztípusok közötti faj- és egyedszámokat nem-parametrikus, többmintás próbával, Kruskal-Wallis tesztel, illetve Mann-Whitney post hoc tesztel hasonlítottuk össze. Az adatokat „mean and whisker” típusú ploton ábrázoltuk.

Diverzitás

Rényi-féle diverzitási profilokat (Vigelis és mtsai., 2020) alkalmaztunk a különböző vízgyűjtőterületek állandó, veszélyeztetett és kiszáradó vízfolyásaira.

IV. Eredmények:

1. Faj-és egyedszámok

Megállapítható, hogy a vizsgált kisvízfolyások esetében nem mindegyikben találtunk lárvákat. Az alábbi táblázatból (4. táblázat) leolvasható, hogy az adott típusú vízfolyásból hány darab volt és ezeken belül mennyi vízfolyásban volt fellelhetők

	PER	THR	INT
Magyarország	13/11	3/1	8/3
Spanyolország	13/13	3/3	10/6
Finnország	17/9	4/2	0/0

4. táblázat Az egyes vízgyűjtőterületeken az egyes víztípusokba tartozó mintavételi helyek száma/azon helyek száma, ahol szitakötőket találtunk

szitakötők. Magyarországon a 24 vízfolyásból állandó vízfolyásnál 13-ból 11-ben, veszélyeztetett vízfolyásnál 3-ból 1-ben, kiszáradó vízfolyásnál pedig 8-ból 3-ban találtunk szitakötő lárvákat. Spanyolországon a 26 vízfolyásból állandó és veszélyeztetett vízfolyásnál az összesben, kiszáradónál pedig 10-ből 6-ban, míg Finnország esetében 17-ből 9 állandóban és 4-ből 2 veszélyeztetettben találtunk szitakötő lárvákat.

A három ország fajkészletében markáns különbséget állapíthatunk meg. Spanyolországban 26 mintavételi helyről összesen 1097 egyed, Magyarországon 24 mintavételi helyről 732 egyed, Finnországban pedig 21 mintavételi helyről 81 egyedet azonosítottunk. A spanyol mintavételi területen 26 mintavételi helyből 4 kisvízfolyásban (GEN04, GEN10, GEN11, GEN13), a magyar mintavételi területen 24 mintavételi helyből 8 kisvízfolyásban (BUK07, BUK16, BUK21, BUK27, BUK38, BUK40, BUK45, BUK49), a finn mintavételi területen 21 mintavételi helyből 2 kisvízfolyásban (LEP06, LEP15) egyáltalán nem voltak lárvák. A leggyakoribb fajok az alábbiak voltak az egyes mintavételi területeken: Magyarország - *Cordulegaster heros*; Spanyolország - *Onychogomphus uncatus*; Finnország - *Calopteryx virgo*.

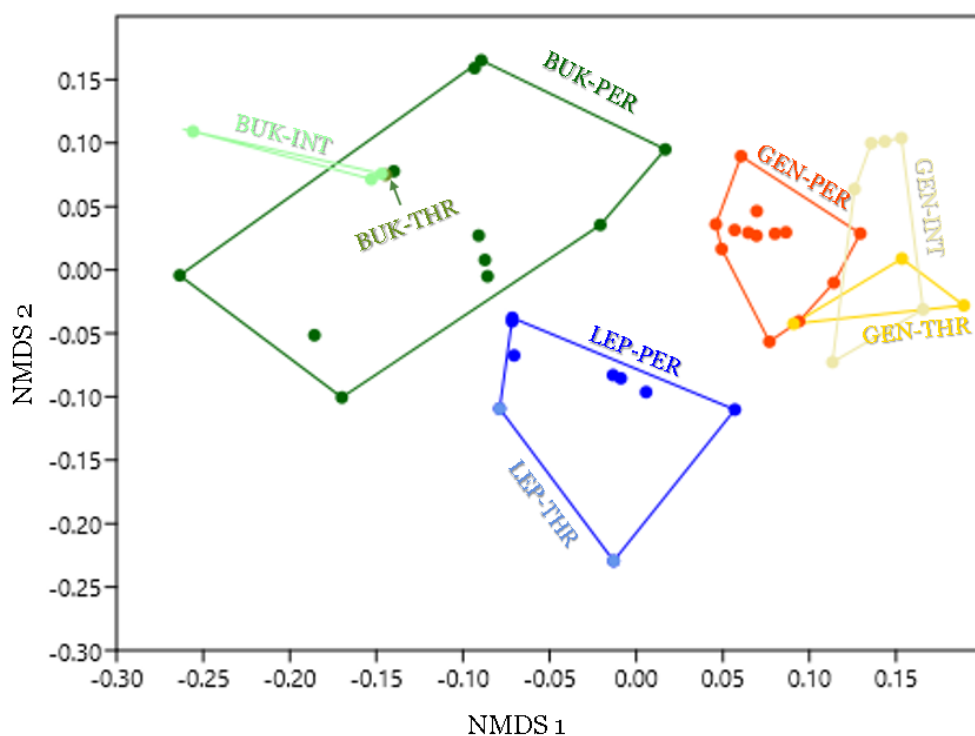
Lárváinkat 23 taxonba tudtuk besorolni: *Libellula fulva*, *Platycnemis pennipes*, *Calopteryx splendens*, *Calopteryx virgo*, *Gomphus vulgatissimus*, *Onychogomphus forcipatus*, *Cordulegaster heros*, *Aeshna cyanea*, *Ischnura elegans*, *Coenagrion ornatum*, *Cordulegaster boltonii*, *Onychogomphus uncatus*, *Gomphus simillimus*, *Boyeria irene*, *Somatochlora metallica*, *Orthetrum* sp. HUN, *Orthetrum* sp. SPAIN, *Aeshna* sp., *Sympetrum* sp., *Platycnemis*

acutipennis/laetipes, *Libellulidae/Corduliidae*, *Calopteryx haemorrhoidalis/xanthostoma*. Ezeket a neveket rövidítésekkel láttuk el (B. melléklet táblázat).

2. Vízgyűjtő területek, víztípusok szitakötő-együttesei

A nem-metrikus többdimenziós skálázással elkészített ordinációban a különböző típusú vízgyűjtőterületekhez tartozó pontfelhők nem fednek át, amely azt jelenti, hogy jelentős különbség van a szitakötő-faunában a vízgyűjtőterületek között (2. ábra). Az egy vízgyűjtőn található víztípusok pontfelhői eltérő módon viselkednek: Spanyolország esetében ezek jól elkülönülnek, Magyarország esetében a kiszáradó vizek részben elkülönülnek a másik két típustól, Finnország esetében pedig nem látható víztípusok közötti elkülönülés.

A kétutas PERMANOVA alapján elmondható, hogy a vízgyűjtőterületek szitakötő-együttesei között szignifikáns különbséget tapasztaltunk ($F = 6,0947$; $p = 0,0001$). A víztípusok, tehát a kiszáradó, a veszélyeztetett és az állandó vizek szitakötő-együttesei között szintén szignifikáns különbség áll fent ($F = 2,0661$; $p = 0,0108$). A két változó között interakció van ($F = 1,5491$, $p = 0,0028$), azaz a víztípusok közötti különbség függ attól, hogy milyen vízgyűjtőterületen vizsgálódunk



5. ábra Mintavételi helyek ordinációja (nem metrikus többdimenziós skálázás [NMDS]) a szitakötők mennyiségi viszonyai, a vízgyűjtőterületek és a víztípusok alapján (jelölés: BUK – magyar vízgyűjtőterület; GEN – spanyol vízgyűjtőterület; LEP – finn vízgyűjtőterület; PER – állandó vízfolyások; THR – veszélyeztetett vízfolyások; INT – kiszáradó vízfolyások).

3. Vízgyűjtő területenkénti víztípusok szitakötő-együttesei & víztípusok közötti faj- és egyedszámok különbségei

Az egyutas PERMANOVA alapján a magyarországi vízgyűjtő esetében a szitakötő-együttesek nem mutattak szignifikáns különbséget összetételben, azonban a páronkénti összehasonlításból leolvasható, hogy az állandó vízfolyások szitakötő-együttesei szignifikánsan különböztek a kiszáradó vízfolyások együtteseitől. Ugyanakkor a veszélyeztetett vízfolyások szitakötő-együttesének összetétele sem az állandó, sem időszakos vízfolyásoktól nem különbözött. Hasonló eredményeket mutatott az egyedszám és fajsza, az állandó vízfolyások egyed- és fajsza egyértelműen szignifikánsan különbözött a kiszáradó vízfolyások együttesének faj- és egyedszámától. a veszélyeztetett vízfolyások szitakötő-együttes faj- és egyedsza sem az állandó, sem időszakos vízfolyásoktól nem különbözött (6. táblázat; 7. ábra; B. melléklet táblázat).

Spanyolországi minták esetében az egyutas PERMANOVA alapján szignifikáns különbséget találtunk szitakötő-együttesek összetétele között. A Kruskal-Wallis teszt alapján az állandó vízfolyások szitakötő-együttesei különbséget mutattak a kiszáradó és a veszélyeztetett vízfolyások szitakötő-együttesek összetételétől, míg az utóbbi kettő nem különbözött egymástól szignifikánsan. Az állandó vízfolyások egyedsza és fajsza szignifikánsan különbözött mind a veszélyeztetett, mind a kiszáradó vízfolyások együttesének egyedszámától és fajszaától. Ugyanakkor a veszélyeztetett és a kiszáradó vízfolyások nem különböztek egymástól (6. táblázat; 7. ábra; B. melléklet táblázat).

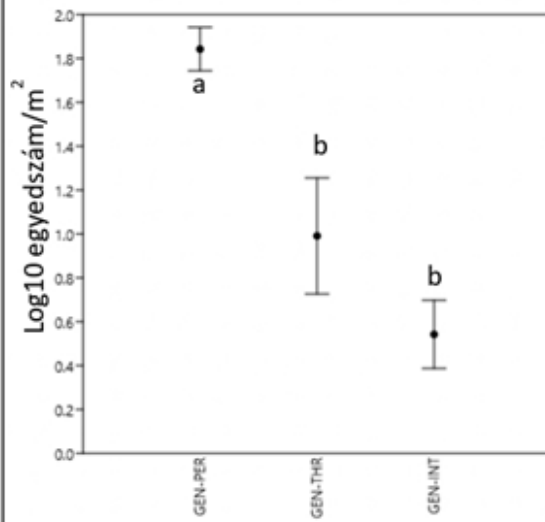
A finnországi vízfolyástípusok között nem találtunk szignifikáns különbséget a szitakötő-együttesek összetétele, illetve az egyedszáma és fajszáma között (6. táblázat; 7. ábra; B. melléklet táblázat).

BUK	PERMANOVA			Kruskal-Wallis egyedszám	Kruskal-Wallis fajszám
	F=1,382, p=0,1449			H(chi2)=7,261, p=0,02305	H(chi2)=5,882, p=0,04059
	Páronkénti			Páronkénti	Páronkénti
	PER-INT	0,0425		0,007889	0,0218
	PER-THR	0,726		0,4182	0,1622
GEN	THR-INT	0,6524		0,2657	0,6471
	PERMANOVA			Kruskal-Wallis egyedszám	Kruskal-Wallis fajszám
	F=4,188, p=0,0002			H(chi2)=18,57, p=8,98E-05	H(chi2)=15,72 p=0,00032
	Páronkénti			Páronkénti	Páronkénti
	PER-INT	0,0001		6,07E-05	0,0001937
LEP	PER-THR	0,0178		0,02219	0,03977
	THR-INT	0,0779		0,1986	0,189
	PERMANOVA			Kruskal-Wallis egyedszám	Kruskal-Wallis fajszám
	F=0,4636, p=0,7464			H(chi2)=0,5134, p=0,4478	H(chi2)=0,2005, p=0,628
	Páronkénti			Páronkénti	Páronkénti
	PER-INT	-		-	-
	PER-THR	0,7503		0,4767	0,6627
	THR-INT	-		-	-

6. táblázat. Az egyes víztértípusok szitakötő-együtteseinek összehasonlítása az összetétel (egyutas PERMANOVA post hoc teszt eredményekkel), valamint a fajszám és az egyedszám (Kruskal-Wallis teszt Mann-Whitney post hoc eredményekkel) alapján. (BUK – magyar vízgyűjtőterület; GEN – spanyol vízgyűjtőterület; LEP – finn vízgyűjtőterület; PER – állandó vízfolyások; THR – veszélyeztetett vízfolyások; INT – kiszáradó vízfolyások)

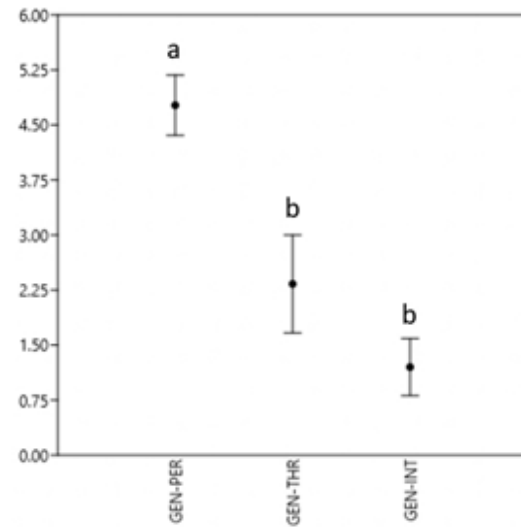
1.

egyedszám



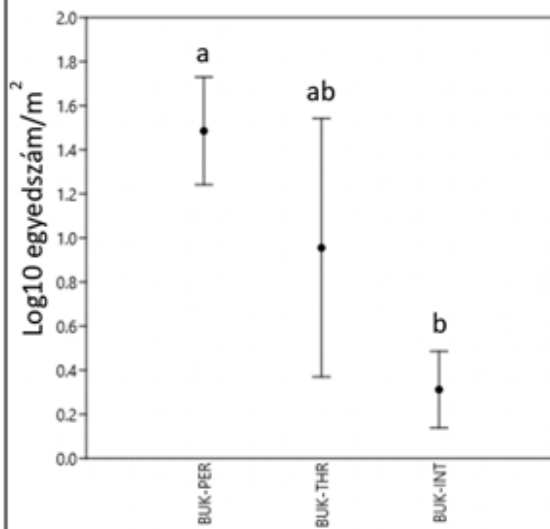
2.

fajszám



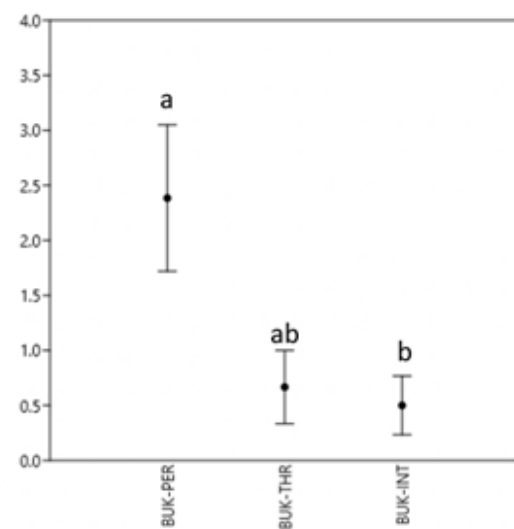
3.

egyedszám



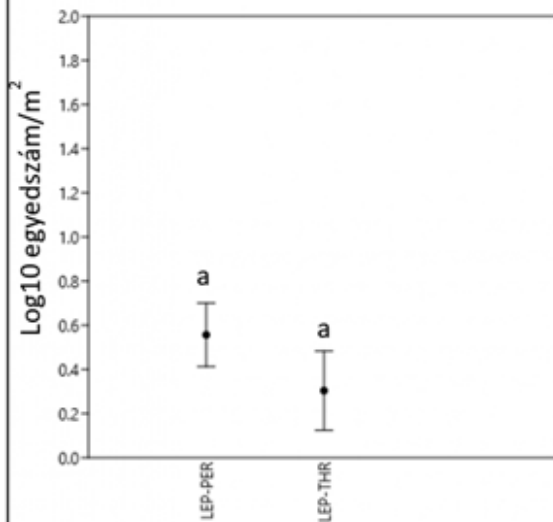
4.

fajszám



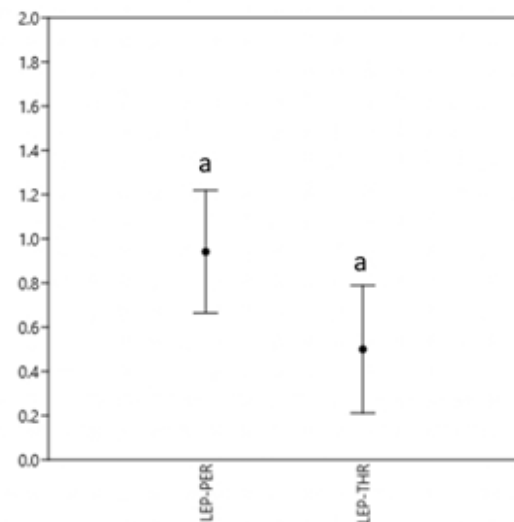
5.

egyedszám



6.

fajszám



7. ábra Kiszáradó, veszélyeztetett és állandó kisvízfolyások szitakötő-együtteseinek egyedszáma és fajsza (átlag $\pm$ S.D.; BUK – magyar vízgyűjtőterület; GEN – spanyol vízgyűjtőterület; LEP – finn vízgyűjtőterület; PER – állandó vízfolyások; THR – veszélyeztetett vízfolyások; INT – kiszáradó vízfolyások; 1, 3, 5: egyedszám; 2, 4, 6: fajsza). Az egyutas PERMANOVA eredményeit betűkkel jelöltük, a különböző betűk szignifikáns eltérést mutatnak.

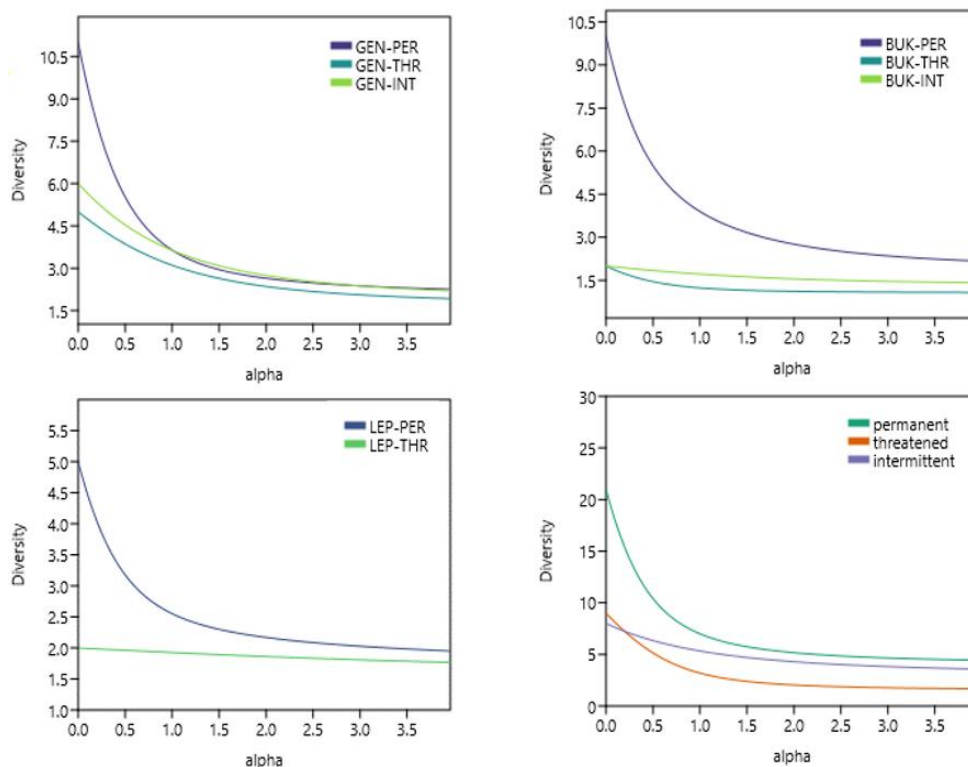
3. Diverzitás

Spanyolországban az állandó vízfolyásokat és a kiszáradó vízfolyásokat nem lehet sorba rendezni, mert a profiljaik keresztezik egymást. Azonban elmondható, hogy a legkevésbé diverz vízfolyások a veszélyeztetettek voltak (8. ábra).

Magyarországon az állandó vízfolyások rendelkeznek a legnagyobb diverzitással. Ez alatt helyezkednek el a kiszáradó és a veszélyeztetett vízfolyások, amelyeknek diverzitása alacsonyabb az állandó vízfolyásokénál (8. ábra).

Finnországban is az állandó vízfolyások szitakötő-együttese a legdiverzebbek, a veszélyeztetett vízfolyások diverzitási profilja pedig az állandóé alatt helyezkednek el. (8. ábra).

Ha összesítve néztük a három országból származó adatokat, az állandó vízfolyások diverzitása magasabbnak bizonyul, mint a veszélyeztetett és kiszáradó vízfolyásoké, amiket nem lehet sorba rendezni, mert a profiljaik keresztezik egymást (8. ábra).



8. ábra Kiszáradó, veszélyeztetett és állandó kisvízfolyások szitakötő-együtteseinek Rényi-féle diverzitás profiljai (jelölés: BUK – magyar vízgyűjtőterület; GEN – spanyol vízgyűjtőterület; LEP – finn vízgyűjtőterület; PER – állandó vízfolyások; THR – veszélyeztetett vízfolyások; INT – kiszáradó vízfolyások)

V. Diszkusszió:

A három ország fajkészletében markáns különbséget állapíthatunk meg (B. melléklet táblázat). Elmondható, hogy a domináns fajok között is különbség volt. Ez az eredmény várható volt, hiszen teljesen eltérő földrajzi régiókról, eltérő klimatikus viszonyokról, és eltérő fajkészletről van szó, így evidens, hogy nincs átfedés közöttük (Boudot & Kalkman, 2015). Az együttesek megváltozása (például fajkészlet, vagy egyedszám függvényében) az a reakció, amelyet a lokális együttesek a kiszáradás jelenségére adnak. A kiszáradás rögtön drasztikus fajsza és egyedszám csökkenést mutat. Magyarországon, ahol gyakorlatilag friss még a kiszáradás jelensége, egy faj képes alkalmazkodni, a refúgiumokban még képes túlélni a kiszáradást (*Cordulegaster heros*). Minden más faj eltűnt a veszélyeztetett és kiszáradó vizekből. Spanyolországban hasonlóképpen láthattunk fajsza csökkenést a kiszáradó vízfolyásokban, de ott így is több faj található az időszakos vizekben, amely azt jelenti, hogy itt már több faj volt képes alkalmazkodni az kiszáradó, időszakos viszonyokhoz.

A globális felmelegedés és klímaváltozás hatását Spanyolországban, Magyarországon és Finnországban is érzékelhetjük. A kiszáradó vizek nagy részéből sokkal nagyobb arányban hiányoznak a szitakötők, mint az állandó vizekben. Idő elteltével ezen típusú vízfolyásokból gyakorlatilag el is tűnnek a szitakötők (4. táblázat). A veszélyeztetett vízfolyásokra is igaz, hogy csökkenő tendenciát mutatnak az együttesek egyed- és fajsza, diverzitása.

Eredményeink (fajsza, egyedszám, diverzitás) arra engednek következtetni (6. ábra; 7. ábra; 8. ábra; B. melléklet táblázat), hogy a szitakötők nem részesítik előnyben a kiszáradó vizeket, a kiszáradás negatív hatásként érinti az együtteseket (Durance & Ormerod, 2007). Azon vízfolyásokban, amelyek rendszeresen kiszáradnak, ott gyakorlatilag nem fordulnak elő szitakötők. A víz hiánya az egyedszám, fajsza és diverzitás csökkenését eredményezni, ez arra utal, hogy a legtöbb fajnak életciklusa miatt szüksége van az állandó vízborította élőhelyekre. Azon helyeken, ahol a kiszáradás még új és a víz megmarad a mederben, medencék alakulnak ki. Ezekben a refúgiumokban Magyarország esetében is, megtalálhatóak olyan fajok – mint például a magyar vízgyűjtőterületen a *Cordulegaster heros* -, amelyek még képesek túlélni ezekben a medrekben a rövid ideig tartó kiszáradást.

A nedves és száraz fázisok váltakozása erős szelekciót fejt ki, amely kompromisszumokat kényszerít ki, és a kockázat térben és időben történő elterjedésének többféle stratégiájához vezet. A kiszáradás szelekciós nyomásnak tekinthető, amely olyan adaptációkat eredményez, amelyek lehetővé teszik az élőlények számára, hogy megbirkózzanak a patakok kiszáradásával (Bonada és mtsai., 2017). A természetes áramlási rendszerű kiszáradó kisvízfolyásokban a vízi életközösségek általában gyorsan helyreállnak az áramlás visszaállását követően. A helyreállítás pontos időzítése rendszertani csoportonként és régióként eltérő. Kutatások alapján bizonyított, hogy a szitakötők igen gyorsan képesek újra kolonizálni ezeket a vízfolyásokat (Bogan és mtsai., 2017). A *Cordulegaster heros*-ra – mint általánosságban a szitakötők nagy részére – jellemző a reziliencia (Vander Vorste és mtsai., 2016). Kiváló repülők, ezért általában könnyen megtalálják a visszaalakult élőhelyeket. Ugyanakkor a lárvák fő védekezési mechanizmusa, a rezisztencia sem elhanyagolható, ahol azon egyedek élnek túl a rövid ideig tartó kiszáradást, amelyek beássák magukat a finom szemcsés üledékbe. Voltaképpen megvannak azon menekülési mechanizmusai, amellyel alkalmazkodott a kiszáradáshoz, képes túlélni a száraz periódusokat (Pernecker és mtsai., 2020). Ezek következtében tapasztalhattuk azt, hogy csak a *Cordulegaster heros* volt képes megmaradni a vizsgált kiszáradó kisvízfolyásokban



Amennyiben a vízfolyás kiszárad és a kiszáradás miatt a lárvák egyedszámának csökkenését állapítjuk meg, majd a rövid ideig tartó kiszáradás után a vízhozam ismételt megjelenése után a lárvák visszatérését és egyedszámbeli növekedését észleljük, további két lehetőséggel számolhatunk, a faj túlélési stratégiáival. Egyik lehetőség, hogy a lárvák helyben túlélnek a kiszáradást. Ilyenkor kövek alá menekülnek, beássák magukat az üledékbe, vagy nedves

területeket keresnek, ahol kivárik a víz visszatértét (Pernecker és mtsai., 2020). Ezen mechanizmust választó egyedek mérete nagyobb, hiszen a patakban túlélő lárvák továbbra is fejlődnek. A másik lehetőség, hogy a patak kiszáradásával a benne élő lárvák elpusztulnak, a

9. kép: *Cordulegaster heros* egyed a BUK32-es, októberi mintavételen. Készítette: Faddi Eliza Kíra, 2021. október 13.

vízhozam visszatéréseivel azonban új lárvák jelennek meg (Vander Vorste és mtsai., 2016). Ebben az esetben a víz áramlásának a helyreállása miatt megjelenő imágó (kifejlett egyed) rakja le tojásait az új vizes élőhelyre, amik már a mintavételünk idejére (október) kikeltek, így az első lárvastádiumokban lévő, kis méretű egyedeket tudtunk gyűjteni. Az októberben begyűjtött *Cordulegaster heros* egyedeink között megtalálhatóak nagy mérettel (3-4,5 cm) rendelkező lárvák (ők azok, akik helyben túléltek), illetve kis mérettel (1 cm alatti) rendelkező lárvák is (ők pedig az adott évben lerakott tojásokból kibújt generációból származtak). Ezek alapján a *Cordulegaster heros* valószínűleg egyaránt használja a rezisztencia és a reziliencia túlélési stratégiát is, amelyekkel képes túlélni a száraz periódusokat és ennek okán nagy egyedszámban volt megtalálható a kiszáradó patakokban is.

A szitakötők lárvaalakban hosszabb időt, akár éveket is eltöltenek a vízfolyásokban, ezért fontos az, hogy egy patakra milyen hatással van a kiszáradás jelensége, és a kiszáradás milyen mértékben, mennyi ideig hat. A lárvális fejlődés és annak időtartama fajonként eltérő lehet, amit a táplálék mennyisége, a klimatikus viszonyok, az élőhelyek jellemzői és egyéb körülmények jelentősen befolyásolhatnak (Ambrus és mtsai., 2018). A védekezési mechanizmusokkal (reziliencia, rezisztencia) rövid ideig tartó kiszáradást képesek átvészelni, de hogyha hosszabb ideig tart, akkor nincs lehetőségük a túlélésre. Amennyiben azt nézzük, hogy rövid ideig van csak jelen a víz, azonban a szitakötő fajnak hosszú idejű a lárvális fejlődése, akkor hiába rakja le az imágó a tojásokat az ismételten megjelenő vízbe, nem lesz idejük a kifejlődni. A következő évben megint kiszárad a vízfolyás, akkor nem tudnak kifejlődni a lárvák, a kiszáradást bizonyos ideig tolerálják, ha a tolerancia időt túllépi a kiszáradás időszaka, akkor a lárvák elpusztulnak. Ezért fontos a pataklakó szitakötőknek az állandó vízborítottság (Vander Vorste és mtsai., 2016; Pernecker és mtsai., 2020).

Ha a vízgyűjtőterületeinket külön-külön vizsgáljuk, akkor Spanyolországban egyértelmű különbség van az állandó és veszélyeztetett, illetve az állandó és kiszáradó vízfolyások együttese között. Mivel a veszélyeztetett és a kiszáradó vízfolyások együttese nem különböztek egymástól, ez is arra utal, hogy a víz eltűnésére a szitakötő-együttesek érzékenyen reagálnak. Abban az esetben is, ha valamilyen refúgiumként, bizonyos mennyiségű víz megmarad ezekben a medrekben. Megállapítható, hogy ahol régóta fennáll a vízfolyások kiszáradásának jelensége, ott a kiszáradó és a refúgium területek hasonlóan működnek a szitakötők szempontjából, és az állandó vízfolyások egyértelműen különböznek tőlük.

Magyarországi eredményeket nézve, viszonylag újkeletű jelenségről beszélünk. Egyértelműen különbséget lehet tenni az állandó és a kiszáradó vízfolyások között, viszont a

veszélyeztetett vízfolyások átmenetet képeznek a kettő között, ezen vízfolyások sem az állandó, sem a kiszáradótól nem mutatnak eltérést. Tehát a hosszú ideig tartó kiszáradás egyértelmű különbséget okoz, amennyiben pedig maradnak refúgiumok, akkor azt feltételezzük az eredményeink alapján, hogy az eredeti szitakötő fauna ebben a kevés vízben átvészeli a rövid ideig tartó kiszáradás időszakát. A kiszáradás egyértelműen a fajsza és az egyedsza lecsökkenését okozza, ez mutatja azt, hogy az itteni vizekben élő szitakötők még nem alkalmazkodtak a kiszáradás jelenségéhez, és csak egy-egy faj képes túlélni a kedvezőtlen időszakot, mint a már korábban említett *Cordulegaster heros*.

Finnországnál nincs különbség a két típusú vízfolyás között, az állandó vízfolyások nem különböznek a veszélyeztetett vízfolyásoktól. Ezen a mintavételiterületen annyira friss és rövid idejű a kiszáradás jelensége, hogy nem okoz számottevő változást és a szitakötő-együttesek nem reagálnak még rá.

Az olyan rendkívül dinamikus rendszerekben, mint az IRES, az élőhelyi feltételek időben és térben ingadoznak, ami alakítja a vízi élővilág közösségi szerkezetét (Miliša és mtsai., 2022). Számos más kutatás is foglalkozott a klímaváltozással együtt járó következményekkel és kiszáradás indukálta hatásokkal (Ott, 2010; Kingsford és mtsai., 2017;), és hasonló eredményekre jutottak, mint mi, azaz ott, ahol kiszárad a vízfolyás, redukálódik a víztér, a taxonsza, az egyedsza és a diverzitás csökkenése figyelhető meg (Bogan és mtsai., 2017; Miliša és mtsai., 2022). Azok a patakok, amelyeket időszakosnak tekintünk és szitakötők élnek bennük, valószínűsíthetőleg olyan módon időszakosak, hogy kiszáradásuk nem tekinthető folyamatosnak, kisebb periódusokban történik, így a szitakötőknek lehetőségük van a túlélésre és/vagy a visszatérésre.

Eredményeink azt mutatják, hogy a szitakötőknek nagyon fontos, hogy az adott vízfolyás állandó legyen, hogyha a kiszáradás meg is jelenik, rövid ideig tart, nem rendszeres, akkor legalább egyes fajok képesek megmaradni a patakokban. Abban az esetben, ha a kiszáradás rendszeres és hosszabb ideig tart, eltűnnek a szitakötők, nem lesz olyan faj, ami képes alkalmazkodni ehhez a körülményhez. Hogy hol tart, milyen stádiumban vannak a kiszáradási események, attól függően reagálnak másként a szitakötő-együttesek. Természetvédelmi és biodiverzitás szempontjából a kiszáradás éppen ezért negatívum. Eredményeink felhívják a figyelmet arra, hogy a kiszáradások intenzitásával igen komoly biodiverzitás veszteség következhet be.

VI. Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretném megköszönni mindazok munkáját, akik segítettek és/vagy részt vettek a szakdolgozatom sikeres létrejöttében. Elsőként szeretnék köszönetet mondani a Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar Hidrobiológiai Tanszékének, a tanszék munkatársainak, a tanszéken dolgozó hallgatótársaimnak. Külön szeretném megköszönni a tanszék kiemelkedő kutatójának, témavezetőmnek, Móra Arnold, egyetemi docesnek a folyamatos segítséget, figyelmességet, és támogatást, a tanulmányaim ideje alatt kapott tanácsokat, valamint a befektetett energiát.

Munkánkat az Európai Unió H2020 Kutatási és Innovációs Programjának keretében a DRYvER projekt (No. 869226) támogatta (<http://www.dryver.eu/>).

VII. Irodalomjegyzék:

- Aizebeokhai, A. P. (2009). Global warming and climate change: Realities, uncertainties and measures. *International journal of physical sciences*, 4(13), (pp. 868-879).
- Ambrus A., Danyik T., Kovács T., Olajos P. (2018). Magyarország szitakötőinek kézikönyve. (pp. 1-290.) Magyar Természettudományi Múzeum, Herman Otto Intézet Nonprofit Kft., Budapest
- Ambrus, A., Kovács, T., Szita, R., 2019. Egyéb vízi gerinctelen szervezetek és szitakötők. In: Kárpáti, L., (eds.) Soproni Tájjvédelmi Körzet. Monografikus tanulmányok a Sopronihegység természeti és kulturális értékeiről. Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság. (pp. 150–159)
- Arnell, N. W. (1999). The effect of climate change on hydrological regimes in Europe: A continental perspective. *Global Environmental Change*, 9(1), (pp. 5–23.) [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(98\)00015-6](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(98)00015-6)
- Balassa, B., Bugya, T., Czigány, Sz., Gyenizse, P., Nagyvárad, L., & Pirkhoffer, E. (2009). Domborzati modellek használata a Pécs környéki geoinformatikai vizsgálatokban. – In: HunDEM 2009, GeoInfo 2009. Miskolc, (pp. 1–18.), URL: [https://www.uni-miskolc.hu/~fkt/Hundem es GeoInfo 2009/Cikkek/BalassaB et al.pdf](https://www.uni-miskolc.hu/~fkt/Hundem_es_Geoinfo_2009/Cikkek/BalassaB_et_al.pdf) (2022. 04. 10.)
- Balázs, A., Fric, Z. F., & Holuša, O. (2020). Flying activity and population dynamics of *Cordulegaster heros* Theischinger, 1979 (Insecta: Odonata: Cordulegastridae) in Slovakia. *International Journal of Odonatology*, 23(2), (pp. 155–163.) <https://doi.org/10.1080/13887890.2020.1739150>
- Banegas-Medina, A., Montes, I.-Y., Tzoraki, O., Brendonck, L., Pinceel, T., Diaz, G., Arriagada, P., Arumi, J.-L., Pedreros, P., & Figueroa, R. (2021). Hydrological, Environmental and Taxonomical Heterogeneity during the Transition from Drying to Flowing Conditions in a Mediterranean Intermittent River. *Biology*, 10(4), 316. <https://doi.org/10.3390/biology10040316>
- Barenbrug (2022), Climate Map, Climate zones in Europe and the Mediterranean Letöltés dátuma: 2022. február 27., Forrás: <https://www.barenbrug.biz/forage/european-climate-zones>

- Bartholy, J., Pongrácz, R., & Pieczka, I. (2014). How the climate will change in this century? Hungarian Geographical Bulletin, 63(1), (pp.55–67.)
<https://doi.org/10.15201/hungeobull.63.1.5>
- Baur, F., & Jüstel, T. (2021. november). Lectures for Future, FH Münster University of Applied Sciences, Department of Chemical Engineering [előadás]. Spectroscopy of Greenhouse Gases. Letöltés dátuma: 2022. február 27. Forrás: https://www.fh-muenster.de/ciw/downloads/personal/juestel/juestel/2021-11-26_L4F-Spectroscopy_of_greenhouse_gases.pdf
- Biesbroek, G. R., Swart, R. J., Carter, T. R., Cowan, C., Henrichs, T., Mela, H., Morecroft, M. D., & Rey, D. (2010). Europe adapts to climate change: Comparing National Adaptation Strategies. Global Environmental Change, 20(3), (pp. 440–450.)
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2010.03.005>
- Boda, R., Bereczki, C., Pernecker, B., Mauchart, P. & Csabai, Z. (2015) Life history and multiscale habitat preferences of the red-listed Balkan Goldenring, *Cordulegaster heros* Theischinger, 1979 (Insecta, Odonata), in south-Hungarian headwaters: does the species have mesohabitat-mediated microdistribution? Hydrobiologia, 760, (pp. 121–132.)
<https://doi.org/10.1007/s10750-015-2317-y>.
- Bogan, M. T., & Boersma, K. S. (2012). Aerial dispersal of aquatic invertebrates along and away from arid-land streams. Freshwater Science, 31(4), (pp. 1131–1144.)
<https://doi.org/10.1899/12-066.1>
- Bogan, M. T., Chester, E. T., Datry, T., Murphy, A. L., Robson, B. J., Ruhi, A., Stubbington, R., & Whitney, J. E. (2017). Resistance, resilience, and community recovery in intermittent rivers and ephemeral streams. In Datry, T., N. Bonada & A. Boulton (eds), Intermittent Rivers and Ephemeral Streams Academic Press, Cambridge (pp. 349–376.)
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00013-9>
- Bonada, N., Carlson, S. M., Datry, T., Finn, D. S., Leigh, C., Lytle, D. A., Monaghan, M. T., & Tedesco, P. A. (2017). Chapter 4.10: Genetic, Evolutionary, and Biogeographical Processes in Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. In Intermittent Rivers and Ephemeral Streams (pp. 405–431) <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00015-2>
- Boudot, J.-P., & Kalkman, V. J. (Szerk.). (2015). Atlas of the European dragonflies and damselflies. KNNV Publishing.
- Braukmann U. (1987) Zoozönologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. Archiv für Hydrobiologie, 26, (pp. 1–355.)
- Brochard, C., Groenendijk, D., Ploeg, E. van der, & Termaat, T. (2016). Fotogids Larvenhuidjes van Libellen (Tweede druk). KNNV Uitgeverij.
- Buczyński, P., Michoński, G., & Zawal, A. (2020). New site of *Cordulegaster heros* Theischinger, 1979 in western Slovakia – the confirmation of its northern border of range of occurrence in Europe (Odonata: Cordulegastridae). Ecologica Montenegrina, 28, (pp. 20–22.)
<https://doi.org/10.37828/em.2020.28.4>
- Bulánková, E. (1997). Dragonflies (Odonata) as bioindicators. Biologia, Bratislava, 52(2), (pp. 177–180.)

- Burgmer, T., Hillebrand, H., & Pfenninger, M. (2007). Effects of climate-driven temperature changes on the diversity of freshwater macroinvertebrates. *Oecologia*, 151(1), (pp. 93–103.) <https://doi.org/10.1007/s00442-006-0542-9>
- Buskirk, J. V. (1992). Competition, Cannibalism, and Size Class Dominance in a Dragonfly. *Oikos*, 65(3), (pp. 455-464). <https://doi.org/10.2307/3545563>
- Cetinić, K. A., Previšić, A., & Rožman, M. (2021). Holo- and hemimetabolism of aquatic insects: Implications for a differential cross-ecosystem flux of metals. *Environmental Pollution*, 277, 116798. Elsevier <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116798>
- Clark, D. B., Mercado, L. M., Sitch, S., Jones, C. D., Gedney, N., Best, M. J., Pryor, M., Rooney, G. G., Essery, R. L. H., Blyth, E., Boucher, O., Harding, R. J., & Cox, P. M. (2011). The Joint UK Land Environment Simulator (JULES), Model description – Part 2: Carbon fluxes and vegetation [Preprint]. *Climate and Earth System Modeling, Geoscientific Model Development. Discuss.*, 4, (pp. 641–688) <https://doi.org/10.5194/gmdd-4-641-2011>
- Cham, S. (2009a). Field guide to the larvae and exuviae of British dragonflies. vol. 1: Dragonflies (Anisoptera) (1. publ., repr). British Dragonfly Society.
- Cham, S. (2009b). Field guide to the larvae and exuviae of British dragonflies. vol. 2: Damselflies (Zygoptera) (1. publ., repr). British Dragonfly Society.
- Corbet, P.S. (1999) *Dragonflies: Behaviour and Ecology of Odonata*. Harley Books, Colchester, England.
- Corbet, P. S., Suhling, F., & Soendgerath, D. (2006). Voltinism of Odonata: A review. *International Journal of Odonatology*, 9(1), (pp. 1–44.) <https://doi.org/10.1080/13887890.2006.9748261>
- Córdoba-Aguilar, A. (2008). *Dragonflies and Damselflies*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199230693.001.0001>
- Costa, L. L., Zalmon, I. R., Fanini, L., & Defeo, O. (2020). Macroinvertebrates as indicators of human disturbances on sandy beaches: A global review. *Ecological Indicators*, 118, 106764. Elsevier <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106764>
- Covich, A. P., Crowl, T. A., & Scatena, F. N. (2003). Effects of extreme low flows on freshwater shrimps in a perennial tropical stream: Extreme low flows and tropical shrimp. *Freshwater Biology*, 48(7), (pp. 1199–1206.) <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01093.x>
- Czigány, S., Pirkhoffer, E., & Geresdi, I. (2009). Environmental impacts of flash floods in Hungary. *Flood Risk Management: Research and Practice – Samuels et al. (eds.)* (pp 1439-1447)
- Czigány, S., Pirkhoffer, E., Nagyvárad, L., Szebenyi, A., Vass, P., & Geresdi, I. (2010). Potential areas of flood impoundment in human environments, Bükkösd Valley, SW Hungary. *Géomorphologie: relief, processus, environnement*, 16(3), (pp. 301–310.) <https://doi.org/10.4000/geomorphologie.8007>
- Csordás, L., Ferincz Á., Lökkös, A., & Rozner, Gy. (2009). New data on the distribution of Large Golden Ringed Dragonfly (*Cordulegaster heros* Theischinger, 1979) (Odonata) in Zselic hills. *Natura Somogyiensis*, 15, (pp. 53-56.)
- Datry, T., Larned, S. T., & Tockner, K. (2014). Intermittent Rivers: A Challenge for Freshwater Ecology. *BioScience*, 64(3), (pp. 229–235.) <https://doi.org/10.1093/biosci/bit027>

- Datry, T., Bonada, N. & Boulton, A. (2017) Chapter 1 – general introduction. *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams Ecology and Management* (ed. by T. Datry, N. Bonada and A. Boulton Cambridge, Massachusetts: Academic Press), (pp. 1–20.) <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00001-2>.
- Datry, T., Allen, D., Argelich, R., Barquin, J., Bonada, N., Boulton, A., Branger, F., Cai, Y., Cañedo-Argüelles, M., Cid, N., Csabai, Z., Dallimer, M., de Araújo, J. C., Declerck, S., Dekker, T., Döll, P., Encalada, A., Forcellini, M., Foulquier, A., ... Vinyoles, D. (2021). Securing Biodiversity, Functional Integrity, and Ecosystem Services in Drying River Networks (DRYvER). *Research Ideas and Outcomes*, 7, e77750. <https://doi.org/10.3897/rio.7.e77750>
- Dévai, Gy., Miskolczi, M. (2010). Adatok a Mecsek-vidék és a Villányi-hegyvidék szitakötő-faunájához (Odonata). *Studia odonatologica hungarica Fasc. 11.*, (pp. 77-83)
- Dokkum, P. van. (2015). *Dragonflies*, Yale University Press. ISBN 978-0-300-19708-2
- Domisch, S., Jähnig, S. C., & Haase, P. (2011). Climate-change winners and losers: Stream macroinvertebrates of a submontane region in Central Europe: Climate change effects on stream macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 56(10), (pp. 2009–2020.) <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02631.x>
- DRYvER (2020). Drying rivers and climate change, Letöltés: 2022. 04. 10. Forrás: <https://www.dryver.eu/>
- Durance, I., & Ormerod, S. J. (2007). Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology*, 13(5), (pp. 942–957.) <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01340.x>
- Estrany, J., Garcia, C., & Alberich, R. (2010). Streamflow dynamics in a Mediterranean temporary river. *Hydrological Sciences Journal*, 55(5), (pp. 717–736.) <https://doi.org/10.1080/02626667.2010.493740>
- Farkas S. (2017). A *Trithemis annulata* (Palisot de Beauvois, 1807) előfordulása Magyarországon – *Folia historico-naturalia Musei Matraensis* 41, (pp. 9–10.)
- Forró, L., Ambrus A., Bánkuti K., Dévai Gy., Kisbenedek T. & Kovács T. (1997). Rákok, szitakötők és egyenesszárnyúak - Szitakötők – Odonata In Forró L. (eds.), *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer V.* (pp. 33-53) Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. ISBN 963 7093 48 6
- Gerken, B., & Sternberg, K. (1999). Die Exuvien europäischer Libellen: Insecta, Odonata = The exuviae of European dragonflies. *Huxaria*.
- Ghani, W. M., Rawi, C. S., Hamid, S. A., & Al-Shami, S. A. (2016). Efficiency of Different Sampling Tools for Aquatic Macroinvertebrate Collections in Malaysian Streams. *Tropical life sciences research*, 27(1), (pp. 115–133.)
- Giugliano, L., Hardersen, S., & Santini, G. (2012). Odonata communities in retrodunal ponds: A comparison of sampling methods. *International Journal of Odonatology*, 15(1), (pp. 13–23.) <https://doi.org/10.1080/13887890.2012.660403>
- Hering, D., Schmidt-Kloiber, A., Murphy, J., Lücke, S., Zamora-Muñoz, C., López-Rodríguez, M. J., Huber, T., & Graf, W. (2009). Potential impact of climate change on aquatic insects: A sensitivity analysis for European caddisflies (Trichoptera) based on distribution patterns and

ecological preferences. *Aquatic Sciences*, 71(1), (pp. 3–14.) <https://doi.org/10.1007/s00027-009-9159-5>

Höök, M., & Tang, X. (2013). Depletion of fossil fuels and anthropogenic climate change—A review. *Energy Policy*, 52, (pp. 797–809). <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.10.046>

Jacob, S., Thomas, A. P., & Manju, E. K. (2017). Odonata (dragonflies and damselflies) as Bioindicator of Water Quality *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology* 6(9), 11. (pp. 19464-19474)

V.J. Kalkman, J.-P. Boudot, R. Bernard, K.-J. Conze, G. De Knijf, E. Dyatlova, S. Ferreira, M. Jović, J. Ott, E. Riservato and G. Sahlén. 2010. European Red List of Dragonflies. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Kingsford, R. T., Roux, D. J., McLoughlin, C. A., Conallin, J., & Norris, V. (2017). Strategic Adaptive Management (SAM) of Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. In *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams* (pp. 535–562). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00021-8>

Kjellström, E. (2004). Recent and Future Signatures of Climate Change in Europe. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 33(4), (pp. 193–198.) <https://doi.org/10.1579/0044-7447-33.4.193>

Kovács, R. (2019). Klímaváltozás. Pánik és tagadás között. Typotex Kiadó, Budapest.

Kovács T., Ambrus A., Danyik T., Olajos P. (2017). Magyarország szitakötőinek Vörös Listája és faunisztikai bibliográfiája (Odonata). - *Folia historico-naturalia Musei Matraensis*, 41, (pp. 25-58.)

Kundzewicz, Z. W. (2008). Hydrosphere. In *Encyclopedia of Ecology* (pp. 1923–1930). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00740-0>

Lang, C., Müller, H., & Waringer, J. A. (2001). Larval habitats and longitudinal distribution patterns of *Cordulegaster heros* Theischinger and *C. bidentata* Sélys in an Austrian forest stream (Anisoptera: Cordulegastridae). *Odonatologica*, 30(4), (pp. 395-409.)

Láng I., Csete L., & Jolánkai M. (2006). Klímaváltozás és az alkalmazkodás lehetőségei - Természetvédelem, természeti környezet és erőforrások, valamint a klímaváltozás. In Láng István (eds.), *A globális klímaváltozás: Hazai hatások és válaszok: A VAHAVA jelentés* (pp. 24-29). Szaktudás Kiadó Ház Rt., ISBN: 9639736177

Lytle, D. A., & Poff, N. L. (2004). Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(2), (pp. 94–100.) <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.002>

Lobanova, A., Liersch, S., Nunes, J. P., Didovets, I., Stagl, J., Huang, S., Koch, H., Rivas López, M. del R., Maule, C. F., Hattermann, F., & Krysanova, V. (2018). Hydrological impacts of moderate and high-end climate change across European river basins. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 18, (pp. 15–30.) <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2018.05.003>

May, M. (2019). Odonata: Who They Are and What They Have Done for Us Lately: Classification and Ecosystem Services of Dragonflies. *Insects*, 10(3), 62. MDPI <https://doi.org/10.3390/insects10030062>

Mészáros, Á. (2020). Black Pennant has reached the Carpathian Basin: The first occurrence of *Selysiothemis nigra* in Hungary (Odonata: Libellulidae). *Folia Entomologica Hungarica*, 81, (pp. 11–16.) <https://doi.org/10.17112/FoliaEntHung.2020.81.11>

- Médail, F. (2008). Mediterranean. In *Encyclopedia of Ecology* (o. 2296–2308). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00348-7>
- Meutter, F. V. de, Meester, L. D., & Stoks, R. (2007). Metacommunity Structure of Pond Macroinvertebrates: Effects of Dispersal Mode and Generation Time. *Ecology*, 88(7), (pp. 1687–1695.) Ecological Society of America <https://doi.org/10.1890/06-0333.1>
- Mikhaylov, A., Moiseev, N., Aleshin, K., & Burkhardt, T. (2020). Global climate change and greenhouse effect. *Entrepreneurship and Sustainability Issues*, 7(4), (pp. 2897–2913.) [https://doi.org/10.9770/jesi.2020.7.4\(21\)](https://doi.org/10.9770/jesi.2020.7.4(21))
- Miliša, M., Stubbington, R., Datry, T., Cid, N., Bonada, N., Šumanović, M., & Milošević, D. (2022). Taxon-specific sensitivities to flow intermittence reveal macroinvertebrates as potential bioindicators of intermittent rivers and streams. *Science of The Total Environment*, 804, 150022. Elsevier <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150022>
- Nasirian, H., & Irvine, K. N. (2017). Odonata larvae as a bioindicator of metal contamination in aquatic environments: Application to ecologically important wetlands in Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(9), 436. Springer International Publishing <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6145-6>
- Országos Meteorológiai Szolgálat. (2022). Országos Meteorológiai Szolgálat., Magyarország éghajlata – általános. Letöltés dátuma: 2022. február 24., Forrás: https://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/altalanos_eghajlati_jellemzes/altalanos_leiras/
- Ott, J. (2010). Dragonflies and climatic changes - recent trends in Germany and Europe, In Ott, J (eds.), *Monitoring climatic change with dragonflies*. (pp. 253-293)
- Papadimitriou, L. V., Koutroulis, A. G., Grillakis, M. G., & Tsanis, I. K. (2016). High-end climate change impact on European runoff and low flows – exploring the effects of forcing biases. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20(5), (pp. 1785–1808.) <https://doi.org/10.5194/hess-20-1785-2016>
- Pernecker, B., Mauchart, P., & Csabai, Z. (2020). What to do if streams go dry? Behaviour of Balkan Goldenring (*Cordulegaster heros*, Odonata) larvae in a simulated drought experiment in SW Hungary. *Ecological Entomology*, 45(6), (pp. 1457–1465.) <https://doi.org/10.1111/een.12931>
- Romero, R., Ramis, C., & Guijarro, J. A. (1999). Daily rainfall patterns in the Spanish Mediterranean area: An objective classification. *International Journal of Climatology*, 19(1), (pp.95–112.) [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0088\(199901\)19:1<95::AID-JOC344>3.0.CO;2-S](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0088(199901)19:1<95::AID-JOC344>3.0.CO;2-S)
- Rozner, Gy., Lökkös, A., & Ferincz Á. (2010). Preliminary studies on the distribution of Large Golden Ringed Dragonfly (*Cordulegaster heros* Theischinger, 1979) and Golden Ringed Dragonfly (*Cordulegaster bidentata* Sélys, 1843) in the Kőszeg-mountains. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis*, 34, (pp. 37-40.)
- Rozner, Gy., Ferincz, Á., & Miókóvics, E. (2012). Adatok a hegyi szitakötő (*Cordulegaster bidentata* Sélys, 1843) és a kétszikos hegyiszitakötő (*Cordulegaster heros* Theischinger, 1979) elterjedéséhez a Bakonyban. *Természetvédelmi Közlemények*, 18, (pp. 447-455.)

- Sallinen, A., Akanegbu, J., Marttila, H., & Tahvanainen, T. (2023). Recent and future hydrological trends of aapa mires across the boreal climate gradient. *Journal of Hydrology*, 617, 129022. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.129022>
- Semenza, J. C., & Menne, B. (2009). Climate change and infectious diseases in Europe. *The Lancet Infectious Diseases*, 9(6), (pp. 365–375). [https://doi.org/10.1016/S1473-3099\(09\)70104-5](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(09)70104-5)
- Semenza, J. C., & Paz, S. (2021). Climate change and infectious disease in Europe: Impact, projection and adaptation. *The Lancet Regional Health - Europe*, 9, 100230. Elsevier <https://doi.org/10.1016/j.lanepe.2021.100230>
- Simonovic, S. P., & Breach, P. A. (2020). The Role of Water Supply Development in the Earth System. *Water*, 12(12), 3349. MDPI <https://doi.org/10.3390/w12123349>
- Shah, S. (2020). Analysis of Greenhouse Gases. arXiv preprint arXiv:2003.11916. Forrás: <https://arxiv.org/abs/2003.11916>
- Stephens, G. L., Slingo, J. M., Rignot, E., Reager, J. T., Hakuba, M. Z., Durack, P. J., Worden, J., & Rocca, R. (2020). Earth's water reservoirs in a changing climate. *Proceedings of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 476(2236), 20190458. <https://doi.org/10.1098/rspa.2019.0458>
- Stephenson, M. (2018). The Carbon Cycle, Fossil Fuels and Climate Change. In *Energy and Climate Change* (pp. 1–26). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812021-7.00001-4>
- Strachan, S. R., Chester, E. T., & Robson, B. J. (2015). Freshwater Invertebrate Life History Strategies for Surviving Desiccation. *Springer Science Reviews*, 3(1), (pp. 57–75.) <https://doi.org/10.1007/s40362-015-0031-9>
- Staufer, M., & Holuša, O. (2010). First record of *Cordulegaster heros* in the Czech Republic, with notes on *Cordulegaster* spp. in southern Moravia (Odonata: Cordulegastridae). *Libellula*, 29(3/4), (pp. 197-204.)
- Stubbington, R., & Datry, T. (2013). The macroinvertebrate seedbank promotes community persistence in temporary rivers across climate zones. *Freshwater Biology*, 58(6), (pp. 1202–1220.) <https://doi.org/10.1111/fwb.12121>
- Stubbington, R., Chadd, R., Cid, N., Csabai, Z., Miliša, M., Morais, M., Munné, A., Pařil, P., Pešić, V., Tziortzis, I., Verdonschot, R. C. M., & Datry, T. (2018). Biomonitoring of intermittent rivers and ephemeral streams in Europe: Current practice and priorities to enhance ecological status assessments. *Science of The Total Environment*, 618, (pp. 1096–1113.) <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.137>
- Szemerédi, M., Varga, A., Lukács, R., & Pál-Molnár, E. (2016). A Gyűrűfüi Riolit Formáció közettani vizsgálata a felszíni előfordulások alapján (Nyugati-Mecsek). *Földtani Közlöny*, 146(4), (pp. 335-354.)
- USGS (2022). Water in its many forms is on, in, and above the Earth, USGS - Sience for a changing world, By Water Science School. Letöltés dátuma: 2022. 03. 01. Forrás: <https://www.usgs.gov/media/images/water-its-many-forms-and-above-earth>
- Vander Vorste, R., Malard, F., & Datry, T. (2016). Is drift the primary process promoting the resilience of river invertebrate communities? A manipulative field experiment in an intermittent alluvial river. *Freshwater Biology*, 61(8), (pp. 1276–1292.) <https://doi.org/10.1111/fwb.12658>

- van Vliet, M. T. H., Franssen, W. H. P., Yearsley, J. R., Ludwig, F., Haddeland, I., Lettenmaier, D. P., & Kabat, P. (2013). Global river discharge and water temperature under climate change. *Global Environmental Change*, 23(2), (pp. 450–464.) <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.11.002>
- Várbíró, G., Borics, G., Novais, M. H., Morais, M. M., Rimet, F., Bouchez, A., Tapolczai, K., Bácsi, I., Usseglio-Polatera, P., & B-Béres, V. (2020). Environmental filtering and limiting similarity as main forces driving diatom community structure in Mediterranean and continental temporary and perennial streams. *Science of The Total Environment*, 741, 140459. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140459>
- Vigelis, R. F., de Andrade, L. H. F., & Cavalcante, C. C. (2020). Conditions for the existence of a generalization of Rényi divergence. *Physica A: Statistical Mechanics and Its Applications*, 558, 124953. <https://doi.org/10.1016/j.physa.2020.124953>
- VM (2012). 100/2012. (IX. 28.) VM rendelete a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet és a növényvédelmi tevékenységről szóló 43/2010. (IV. 23.) FVM rendelet módosításáról. – Magyar Közlöny 2012(128), (pp. 20903–21019.)
- Williams, D. D. (1987). Chapter 6: Colonization Patterns, *The Ecology of Temporary Waters*. (pp. 99-111) <https://doi.org/10.1007/978-94-011-6084-1>

Függelék

A. melléklet: A vízgyűjtő területek vízfolyásai víztípusok szerint kategorizálva

Magyarország			Spanyolország			Finnország		
PER	THR	INT	PER	THR	INT	PER	THR	INT
BUK01	BUK23	BUK09	GEN01	GEN02	GEN04	LEP01	LEP06	-
BUK03	BUK39	BUK16	GEN03	GEN05	GEN06	LEP02	LEP15	-
BUK07	BUK45	BUK20	GEN07	GEN21	GEN10	LEP03	LEP20	-
BUK10	-	BUK21	GEN08	-	GEN11	LEP04	LEP21	-
BUK12	-	BUK27	GEN09	-	GEN13	LEP05	-	-
BUK15	-	BUK37	GEN12	-	GEN16	LEP07	-	-
BUK19	-	BUK40	GEN14	-	GEN17	LEP08	-	-
BUK30	-	BUK49	GEN15	-	GEN18	LEP09	-	-
BUK32	-	-	GEN19	-	GEN25	LEP10	-	-
BUK38	-	-	GEN20	-	GEN26	LEP11	-	-
BUK42	-	-	GEN22	-	-	LEP12	-	-
BUK50	-	-	GEN23	-	-	LEP13	-	-
BUK52	-	-	GEN24	-	-	LEP14	-	-
-	-	-	-	-	-	LEP16	-	-
-	-	-	-	-	-	LEP17	-	-
-	-	-	-	-	-	LEP18	-	-
-	-	-	-	-	-	LEP19	-	-

B. melléklet: A három ország vízrendszerének mintavételi helyei, az elemzés során használt kódok, a kisvízfolyások jellegei három csoportosításban; a gyűjtött szitakötő-taxonok egyedszámai (rövidítés: a taxonnév elemzések során használt rövidítése: BUKYX: a mintavételi helvek kódjai)

				Libellula fulva	Platycnemis pennipes	Calopteryx splendens	Calopteryx virgo	Gomphus vulgatissimus
		DRN	type	libful	plapen	calspl	calvir	gomvul
BUK01	PERMANENT	1	11	2	129	1	2	3
BUK03	PERMANENT	1	11	0	6	2	2	4
BUK07	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK10	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK12	PERMANENT	1	11	0	0	0	80	0
BUK15	PERMANENT	1	11	0	0	0	10	0
BUK19	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK30	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK32	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK38	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK42	PERMANENT	1	11	0	0	0	12	0
BUK50	PERMANENT	1	11	0	2	0	0	0
BUK52	PERMANENT	1	21	0	18	56	1	2
GEN01	PERMANENT	3	21	0	0	0	0	0
GEN03	PERMANENT	3	21	0	0	0	0	0
GEN07	PERMANENT	3	21	0	0	0	0	0
GEN08	PERMANENT	3	21	0	0	0	0	0
GEN09	PERMANENT	3	21	0	0	0	0	0
GEN12	PERMANENT	3	21	0	0	0	0	0
GEN14	PERMANENT	3	21	0	0	0	0	0
GEN15	PERMANENT	3	21	0	0	0	0	0
GEN19	PERMANENT	3	21	0	0	0	0	0
GEN20	PERMANENT	3	21	0	0	0	0	0
GEN22	PERMANENT	3	21	0	0	0	0	0
GEN23	PERMANENT	3	21	0	0	0	0	0
GEN24	PERMANENT	3	21	0	0	0	0	0
LEP01	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP02	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP03	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP04	PERMANENT	4	31	0	0	0	6	0
LEP05	PERMANENT	4	31	0	0	0	8	0
LEP07	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP08	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP09	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP10	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP11	PERMANENT	4	31	0	0	0	2,285714286	0
LEP12	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP13	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP14	PERMANENT	4	31	0	0	1,142857143	6,857142857	0
LEP16	PERMANENT	4	31	0	0	0	0,941176471	0
LEP17	PERMANENT	4	31	0	0	0	20	0
LEP18	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP19	PERMANENT	4	31	0	0	0	27,42857143	0
BUK23	THREATENED	1	12	0	0	0	0	0
BUK39	THREATENED	1	12	0	0	0	0	0
BUK45	THREATENED	1	12	0	0	0	0	0
GEN02	THREATENED	3	22	0	0	0	0	0
GEN05	THREATENED	3	22	0	0	0	0	0
GEN21	THREATENED	3	22	0	0	0	0	0
LEP06	THREATENED	4	32	0	0	0	0	0
LEP15	THREATENED	4	32	0	0	0	0	0
LEP20	THREATENED	4	32	0	0	0	0	0
LEP21	THREATENED	4	32	0	0	0	2,285714286	0
BUK09	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0
BUK16	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0
BUK20	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0
BUK21	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0
BUK27	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0
BUK37	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0
BUK40	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0
BUK49	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0
GEN04	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	0
GEN06	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	0
GEN10	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	0
GEN11	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	0
GEN13	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	0
GEN16	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	0
GEN17	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	0
GEN18	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	0
GEN25	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	0
GEN26	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	0

B. melléklet (folytatás): A három ország vízrendszerének mintavételi helyei, az elemzés során használt kódok, a kisvízfolyások jellegei három csoportosításban; a gyűjtött szitakötő-taxonok egyedszámai (rövidítés: a taxonnév elemzések során használt rövidítése: BUKYX: a mintavételi helvek kódjai)

		DRN	type	Libellulidae/Corduliidae	Sympetrum sp.	Cordulegaster boltonii	Onychogomphus uncatus	Platycnemis acutipennis/laetipes
				lib/cor	sym_sp	corbol	onyunc	placu
BUK01	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK03	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK07	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK10	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK12	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK15	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK19	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK30	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK32	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK38	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK42	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK50	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0
BUK52	PERMANENT	1	21	0	0	0	0	0
GEN01	PERMANENT	3	21	0,00	0,00	8,15	10,19	0
GEN03	PERMANENT	3	21	1,02	0,00	2,04	76,12	0
GEN07	PERMANENT	3	21	0,00	0,00	12,22	156,60	0
GEN08	PERMANENT	3	21	0,00	0,00	0,00	73,75	0
GEN09	PERMANENT	3	21	0,00	0,00	0,00	23,31	0
GEN12	PERMANENT	3	21	0,00	0,00	0,00	61,51	0
GEN14	PERMANENT	3	21	0,00	4,07	20,37	13,75	20,37199258
GEN15	PERMANENT	3	21	0,00	0,00	0,00	32,74	0
GEN19	PERMANENT	3	21	0,00	0,00	0,00	5,00	0
GEN20	PERMANENT	3	21	0,00	0,00	0,00	14,96	3,055798888
GEN22	PERMANENT	3	21	0,00	0,00	0,00	13,23	0,679066419
GEN23	PERMANENT	3	21	0,00	0,00	2,04	156,38	0
GEN24	PERMANENT	3	21	0,00	0,00	0,00	0,00	0
LEP01	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP02	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP03	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP04	PERMANENT	4	31	0	0	16	0	0
LEP05	PERMANENT	4	31	0	0	10	0	0
LEP07	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP08	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP09	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP10	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP11	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP12	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP13	PERMANENT	4	31	0	0	10	0	0
LEP14	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP16	PERMANENT	4	31	0	0	2,823529412	0	0
LEP17	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP18	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
LEP19	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0
BUK23	THREATENED	1	12	0	0	0	0	0
BUK39	THREATENED	1	12	0	0	0	0	0
BUK45	THREATENED	1	12	0	0	0	0	0
GEN02	THREATENED	3	22	0,00	0,00	0,00	2,04	0
GEN05	THREATENED	3	22	0,00	0,00	5,09	16,30	0
GEN21	THREATENED	3	22	0,00	0,00	0,00	4,07	0
LEP06	THREATENED	4	32	0	0	0	0	0
LEP15	THREATENED	4	32	0	0	0	0	0
LEP20	THREATENED	4	32	0	0	0	0	0
LEP21	THREATENED	4	32	0	0	0	0	0
BUK09	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0
BUK16	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0
BUK20	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0
BUK21	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0
BUK27	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0
BUK37	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0
BUK40	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0
BUK49	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0
GEN04	INTERMITTENT	3	23	0,00	0,00	0,00	0,00	0
GEN06	INTERMITTENT	3	23	0,00	0,00	0,00	4,07	0
GEN10	INTERMITTENT	3	23	0,00	0,00	0,00	0,00	0
GEN11	INTERMITTENT	3	23	0,00	0,00	0,00	0,00	0
GEN13	INTERMITTENT	3	23	0,00	0,00	0,00	0,00	0
GEN16	INTERMITTENT	3	23	0,00	0,00	4,07	2,04	0
GEN17	INTERMITTENT	3	23	0,00	0,00	0,00	0,00	0
GEN18	INTERMITTENT	3	23	0,00	0,00	0,00	1,63	0
GEN25	INTERMITTENT	3	23	0,00	0,00	0,00	0,00	0
GEN26	INTERMITTENT	3	23	0,00	0,00	0,00	0,00	0

B. melléklet (folytatás): A három ország vízrendszerének mintavételi helyei, az elemzés során használt kódok, a kisvízfolyások jellegei három csoportosításban; a gyűjtött szitakötő-taxonok egyedszámai (rövidítés: a taxonnév elemzések során használt rövidítése; BUKYX: a mintavételi helvek kódjai)

		DRN	type	Aeshna sp. aes_sp	Gomphus similis gomsim	Orthetrum sp.SPAIN ortspE	ryx haemorrhoidalis/xanth calhae	Boyeria irene boyire	Somatochlora metallica somet
BUK01	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0	0
BUK03	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0	0
BUK07	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0	0
BUK10	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0	0
BUK12	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0	0
BUK15	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0	0
BUK19	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0	0
BUK30	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0	0
BUK32	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0	0
BUK38	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0	0
BUK42	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0	0
BUK50	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0	0
BUK52	PERMANENT	1	21	0	0	0	0	0	0
GEN01	PERMANENT	3	21	0	0	0	0	0	0
GEN03	PERMANENT	3	21	0	0	3,055798888	3,055798888	2,037199258	0
GEN07	PERMANENT	3	21	0	0	0	17,3161937	7,130197405	0
GEN08	PERMANENT	3	21	0	0	0	5,092998146	5,092998146	0
GEN09	PERMANENT	3	21	0	0	0	0	0	0
GEN12	PERMANENT	3	21	0	1,018599629	1,018599629	3,055798888	2,037199258	0
GEN14	PERMANENT	3	21	2,037199258	0	0	0	2,546499073	0
GEN15	PERMANENT	3	21	0	0	3,055798888	1,018599629	1,018599629	0
GEN19	PERMANENT	3	21	0	0	0	2,037199258	5,092998146	0
GEN20	PERMANENT	3	21	0	0	1,018599629	4,074398517	2,037199258	0
GEN22	PERMANENT	3	21	0	2,852078962	3,055798888	0	0	0
GEN23	PERMANENT	3	21	0	2,037199258	0	26,48359036	12,22319555	0
GEN24	PERMANENT	3	21	0	6,926477479	0	0,814879703	0	0
LEP01	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP02	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP03	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP04	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	2
LEP05	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	2
LEP07	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP08	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP09	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	4
LEP10	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP11	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP12	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP13	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP14	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP16	PERMANENT	4	31	0,941176471	0	0	0	0	0
LEP17	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP18	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP19	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
BUK23	THREATENED	1	12	0	0	0	0	0	0
BUK39	THREATENED	1	12	0	0	0	0	0	0
BUK45	THREATENED	1	12	0	0	0	0	0	0
GEN02	THREATENED	3	22	0	0	0	0	0	0
GEN05	THREATENED	3	22	0	0	0	1,018599629	0	0
GEN21	THREATENED	3	22	0	0	0	0	6,111597775	0
LEP06	THREATENED	4	32	0	0	0	0	0	0
LEP15	THREATENED	4	32	0	0	0	0	0	0
LEP20	THREATENED	4	32	0	0	0	0	0	4
LEP21	THREATENED	4	32	0	0	0	0	0	0
BUK09	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0	0
BUK16	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0	0
BUK20	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0	0
BUK21	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0	0
BUK27	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0	0
BUK37	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0	0
BUK40	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0	0
BUK49	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0	0
GEN04	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	0	0
GEN06	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	3,055798888	0
GEN10	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	0	0
GEN11	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	0	0
GEN13	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	0	0
GEN16	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	4,074398517	0
GEN17	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	0	0
GEN18	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	1,018599629	0	0
GEN25	INTERMITTENT	3	23	0	0	1,018599629	0	0	0
GEN26	INTERMITTENT	3	23	0	0	0	0	0	0

B. melléklet (folytatás): A három ország vízrendszerének mintavételi helyei, az elemzés során használt kódok, a kisvízfolyások jellegei három csoportosításban; a gyűjtött szitakötő-taxonok egyedszámai (rövidítés: a taxonnév elemzések során használt rövidítése; BUKYX: a mintavételi helyek kódjai)

				Onychogomphus forcipatus	Cordulegaster heros	Orthetrum sp. HUN	Aeshna cyanea	Ischnura elegans	Coenagrion ornatum
		DRN	type	onyfor	corher	ortspH	aescya	iscele	coeorn
BUK01	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0	0
BUK03	PERMANENT	1	11	10	2	2	0	0	0
BUK07	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0	0
BUK10	PERMANENT	1	11	0	12	0	0	0	0
BUK12	PERMANENT	1	11	0	6	0	0	0	0
BUK15	PERMANENT	1	11	0	4	0	0	0	0
BUK19	PERMANENT	1	11	184	2	0	0	0	0
BUK30	PERMANENT	1	11	0	246	0	0	0	0
BUK32	PERMANENT	1	11	0	372	0	0	0	0
BUK38	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0	0
BUK42	PERMANENT	1	11	0	48	0	0	0	0
BUK50	PERMANENT	1	11	0	0	0	0	0	0
BUK52	PERMANENT	1	21	0	0	4	0	2	12
GEN01	PERMANENT	3	21	1,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN03	PERMANENT	3	21	59,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN07	PERMANENT	3	21	28,78	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN08	PERMANENT	3	21	32,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN09	PERMANENT	3	21	1,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN12	PERMANENT	3	21	21,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN14	PERMANENT	3	21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN15	PERMANENT	3	21	23,90	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN19	PERMANENT	3	21	8,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN20	PERMANENT	3	21	28,84	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN22	PERMANENT	3	21	56,78	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN23	PERMANENT	3	21	55,49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN24	PERMANENT	3	21	43,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
LEP01	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP02	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP03	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP04	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP05	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP07	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP08	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP09	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP10	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP11	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP12	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP13	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP14	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP16	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP17	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP18	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
LEP19	PERMANENT	4	31	0	0	0	0	0	0
BUK23	THREATENED	1	12	0	6	0	0	0	0
BUK39	THREATENED	1	12	0	0	0	104	0	0
BUK45	THREATENED	1	12	0	0	0	0	0	0
GEN02	THREATENED	3	22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN05	THREATENED	3	22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN21	THREATENED	3	22	2,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
LEP06	THREATENED	4	32	0	0	0	0	0	0
LEP15	THREATENED	4	32	0	0	0	0	0	0
LEP20	THREATENED	4	32	0	0	0	0	0	0
LEP21	THREATENED	4	32	0	0	0	0	0	0
BUK09	INTERMITTENT	1	13	0	4	0	0	0	0
BUK16	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0	0
BUK20	INTERMITTENT	1	13	0	16	4	0	0	0
BUK21	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0	0
BUK27	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0	0
BUK37	INTERMITTENT	1	13	0	0	2	0	0	0
BUK40	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0	0
BUK49	INTERMITTENT	1	13	0	0	0	0	0	0
GEN04	INTERMITTENT	3	23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN06	INTERMITTENT	3	23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN10	INTERMITTENT	3	23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN11	INTERMITTENT	3	23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN13	INTERMITTENT	3	23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN16	INTERMITTENT	3	23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN17	INTERMITTENT	3	23	3,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN18	INTERMITTENT	3	23	12,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN25	INTERMITTENT	3	23	4,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
GEN26	INTERMITTENT	3	23	6,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00