

Doktori (PhD) értekezés tézisei

**A vízi makroszkopikus gerinctelenek funkcionális
jellegeinek elemzése kiszáradó síkvidéki
kisvízfolyásokban**

Szeles Júlia



Témavezetők:

Dr. Nagy Sándor Alex

Dr. Várbíró Gábor

DEBRECENI EGYETEM

Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2025

1. Bevezetés

Az éghajlat változása napjaink egyik legjelentősebb problémája (IPCC, 2014), a földi atmoszféra felmelegedésének felgyorsult üteme leginkább emberi hatásoknak köszönhető (IPCC, 2007; IPCC, 2014). A csapadékarány évszakos eltolódása, a gyakoribb havária események (Pendergrass & Knutti, 2018) és az emelkedő átlaghőmérséklet (Döll & Schmied, 2012) napjainkban már mindenki számára tapasztalható jelenségek. Ezek a változások nagymértékben befolyásolják az élőlények előfordulását és az élőlényközösségek összetételét, ahogyan a vízi ökoszisztémákban megváltoztatják a vízjárást és a vízháztartási jellemzőket (Williams & Hynes, 1977). A klímaváltozás a vízzel borított területek méretének csökkenését okozza és növeli a kiszáradással jellemezhető területek arányát, így a vízi élőlények számára az éltető közeg területe csökken, vagy tűnik el.

A kiszáradás természetes jelenség is lehet, de a megnövekedő lakossági, ipari és mezőgazdasági vízigények miatt a kiszáradások gyakorisága és időbeni hossza emelkedik, ami már nem a természetes folyamatok része (Dyer et al., 2013). A kiszáradó vizek száma mind hazánkban, mind Európa szerte növekszik (Messenger et al., 2021). A változó vízjárási viszonyok megváltoztatják az ökológiai folyamatokat, valamint azokat az alapvető mechanizmusokat, amelyek a közösségek kialakításáért felelősek, ezen keresztül pedig negatív hatást gyakorolnak a vízi élőlények diverzitására is (Cazzolla Gatti, 2016).

A hazánkban található vizek típusok közül a kis mérettel rendelkező patakok és az alföldi erek a leginkább kitettek ezeknek a változásoknak. Magyarország területei közül az Alföld az a régió, ahol gyakoriak ezek a kisvízfolyások (Borics et al., 2016), ennek ellenére ezek élőlényközösségeiről és működéséről kevés információ áll rendelkezésre.

A vízi makroszkopikus gerinctelen csoportok különböző taxonómiai és ökológiai tulajdonságokkal rendelkeznek, ami miatt alkalmasak a felszíni vizek ökológiai minőségére (Várbíró et al., 2015). Minden élőlény jellemezhető, illetve leírható funkcionális jellegekkel, azaz olyan tulajdonságokkal, amelyek mérhetőek (Violle et al., 2007), mint például a testméret, vagy az élettartam. A más-más funkcionális jelleggel rendelkező élőlények más-más stratégiát használhatnak a környezeti terhelések túlélésére, ezért ezek a funkcionális jellegek az ökológiai értékelés során is felhasználhatók (Verberk et al., 2008). A különböző jellegkombinációk miatt adott fajok sikeresebbek lehetnek más fajokkal szemben. Az élőlények előfordulását befolyásoló környezeti terhelések valójában nem közvetlenül az élőlényekre hatnak, hanem azok funkcionális jellegein keresztül befolyásolják a fajok megjelenését, vagy eltűnését (Poff, 1997; Götzenberger et al., 2012). Például a vízáramlás megszűnése

esetén a szűrő táplálkozású fajok eltűnése történhet meg (Bogan & Lytle, 2007). Hasonló példa még a tracheakopoltyúkkal rendelkező EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) csoportok fajszámának csökkenése, alacsonyabb oxigénszint esetén (Jacobsen & Marín, 2008). A regionális fajkészletből azok a fajok tudnak egy élőhelyen túlélni, amelyek átjutnak az ott megtalálható környezeti szűrőkön. Ha átjutnak a környezeti szűrőn, illetve kedvező környezeti körülmények esetén már a biotikus kölcsönhatások válnak az elsődleges közösségformáló erővé (Coyle et al., 2014; Grime, 1973, 1977; Passy & Larson, 2011; Weiher & Keddy, 1995).

A biotikus kölcsönhatások igen nehezen mérhetőek, de a korlátozó hasonlóság „limiting similarity” (MacArthur & Levins, 1967) vizsgálatával a funkcionális jellegek sikeressége az adott környezetben mérhető és leírható (Passy, 2007; Berthon et al., 2011). A korlátozó hasonlóság koncepciója azt jelenti, hogy két faj együttélésében és niche-átfedésében megállapítható egy olyan kritikus szint, amikor a két faj niche-e túlságosan hasonló, ezért köztük az erőforrásokért való verseny alakul ki. Ennek a vizsgálatára szolgál a közösségformáló erők „Community Assembly Rule” elmélete is (Grime, 2006; Laliberté et al., 2013), amely azon alapul, hogy a közösséget melyik közösségformáló erő határozza meg: a korlátozó hasonlóság (limiting similarity), ami jellegdivergenciát és nagyobb fajszámot feltételez, vagy a környezeti szűrés (environmental filtering), ami jellegkonvergenciát és alacsonyabb fajszámot feltételez a random, azaz véletlenszerű közösséghez képest. Tavakban, állóvízi környezetben kimutatták már, hogy a nagyobb környezeti terhelés esetén a környezeti szűrés, míg kedvezőbb körülmények között a korlátozó hasonlóság a jelentősebb (Ács et al., 2019).

A kiszáradás, mint egy erőteljes környezeti szűrő (Acuña et al., 2017) nem csak a jellegek (tulajdonságok) minőségére és sikerességére van hatással, hanem előidézheti más funkciók megjelenését vagy meglévők eltűnését, valamint az egyes jellegek, funkciók közösségben betöltött arányának és mennyiségének megváltozását is. A jellegek (pl.: testméret, táplálkozási csoportok) és az azokba tartozó jellegállapotok (pl.: testméret: 1-2 cm; testméret: 2-4 cm vagy táplálkozási csoport: ragadozó; táplálkozási csoport: passzív szűrő) affinitási jellegértékekkel (többnyire: 0-3, de lehet 0-10 is) jellemezhetőek. Az egyes taxonok esetében ezáltal mérhetővé válik a jellegek funkcionális diverzitása is. A makroszkopikus vízi gerinctelenek esetében a funkcionális diverzitást alkotják különféle mérőszámok, ilyen mérőszámok például a funkcionális gazdagság (FRic), a funkcionális egyenletesség (FEve), a funkcionális divergencia (FDiv) és a funkcionális diszperzió (FDis). A kiszáradó és az állandó vizek funkcionális diverzitásának különbségeiről számos, mégis ellentmondó megállapítás született (Bêche et al., 2006; Bogan & Lytle, 2007; Schriever et al., 2015; Leigh et al., 2016) és ezek a vizsgálatok zömében nem síkvidéki vízfolyásokban készültek, pedig a jellegek súlyozott átlaga (CWM értékek) mellett a többi fent említett

mérőszám is könnyen mérhető és alkalmas a jellegek mennyiségi különbségeinek kimutatására. Ezek a könnyen mérhető mérőszámok az alappillérei a minősítési eljárásoknak. Vannak már példák arra vonatkozóan, hogy a jellegek alkalmasak az ökológiai állapotok közötti különbségek megítélésére és használatukra a kiszáradó vízterek minősítési kapcsán (Stubbington et al., 2018). A táplálkozási csoport „functional feeding guilds – FFGs”, mint funkcionális jelleg index például használható az élőhelyek minőségbeli elkülönítésére is (Adedapo et al., 2023). A napjainkban használt minősítési mérőszámok és osztályozási rendszerek az állandó vízterekre lettek kidolgozva (Boda et al., 2023). A vizek kiszáradása nagymértékben befolyásolja a vízi élőlényközösségek szerkezetét (Stubbington et al., 2017) és funkcionális összetételét (Schriever et al., 2015). A kiszáradás miatt megváltozott közösségszerkezet állapotfelmérése a már kidolgozott ökológiai minősítő rendszerekkel akadályokba ütközik, a kiszáradó vízterek minőségének meghatározása során nem nyújtanak pontos értékelést (Miliša et al., 2022). A kiszáradó vízfolyások ökológiai állapotának meghatározásával több tanulmány is foglalkozott (Stubbington et al., 2018; Miliša et al., 2022), azonban a típusspecifikus kidolgozásuk és a jelenleg is használt minősítési rendszerbe való beépítésük még várat magára (Boda et al., 2023).

1.1. A vizsgálatok leírása

A dolgozat a kiszáradás hatását vizsgálja a vízi makroszkopikus gerinctelenek jellegein keresztül. A közösségek funkcionális szemléletű vizsgálata és eredményeinek értelmezése révén jobban megérthetjük a kiszáradó vízterek közösségének dinamikáját, ami elősegíti azok monitorozását és értékelését. Eredményeink hozzájárulnak a kiszáradó vízterek indexfejlesztéséhez szükséges munkákhoz.

1. Első vizsgálatunkban a közösségformáló erők (korlátozó hasonlóság, környezeti szűrés) jelenlétének arányait, valamint a jellegállapotok egyedi válaszait vizsgáltuk három különböző környezeti állapotban: terhelésmentes (állandó környezet és jó ökológiai potenciál), egyszerűen terhelt (kiszáradás vagy rossz ökológiai potenciál) és többszörös terheléssel jellemezhető környezetben (kiszáradás és rossz ökológiai potenciál).

2. A második vizsgálatunkban síkvidéki vízfolyások közösségének funkcionális összetételét vizsgáltuk a funkcionalitás különböző szintjeinek elemzésével. Több különböző funkcionális mérőszám alkalmazásával jellemezzük a síkvidéki vízfolyások makroszkopikus vízi gerinctelen funkcionális diverzitását és értékeltük a kiszáradásra adott válaszát a jellegcsoportok, a jellegek és a jellegállapotok (a jellegek különböző módozatai) szintjén.

1.2. Hipotézisek

(1) A közösségformáló erők elemzéseivel kapcsolatban megfogalmazott feltételezéseink:

(i) Előnyös jellegállapotokat lehet kimutatni, amelyek nem mutatnak különbségeket különböző terhelések esetén.

(ii) A közösség egészére az a közösségformáló erő hat, amelynek hatása több jellegállapot esetén is kimutatható. Többszörösen terhelt környezetben a környezeti szűrés lesz az elsődleges közösségformáló erő, míg terhelésmentes vagy egyszerűen terhelt környezeti feltételek mellett a korlátozó hasonlóság válik uralkodóvá.

(iii) Vannak specifikusan az adott környezeti feltételekre jellemző jellegállapotok.

(2) A funkcionális közösség vizsgálatával kapcsolatban megfogalmazott feltételezéseink, céljaink:

(i) A kiszáradó alföldi vízfolyásokban a funkcionális diverzitás (bármely mérőszámmal mérve) alacsonyabb vagy egyenlő lesz az állandó vízfolyásokhoz képest a teljes közösséget tekintve.

(ii) A válasz jellegcsoportban (ökológiai) nagyobb különbségek lesznek a kiszáradó és az állandó vízfolyások között, ami minden mérőszámban kifejezhető, mint a stabil jellegcsoportban (biológiai, diszperziós, élettörténeti).

(iii) Jellegállapotok meghatározása, amelyek a kiszáradó és az állandó vízfolyások közötti funkcionális különbségeit okozzák a jelleg és a jellegcsoport szintjén.

2. Anyag és módszer

2.1. Mintavétel és feldolgozás

A mintavételi terület Magyarország keleti részén, az Alföldön található (Horváth et al., 2012). A vizsgált vízfolyások kisméretű síkvidéki vízterek, amelyek az R-05 kategóriába tartoznak. Kis, 100 km² alatti vízgyűjtőterülettel jellemezhető vízfolyások, amelyekre a meszes geológia jellemző, valamint a tengerszint feletti magasság 200 m alatti (Solheim et al., 2019). A vizsgált vízfolyások kiszáradó és állandó víztértípusba sorolhatók, ahol a kiszáradó (kisz) típus váltakozó vízszinttel és vízborítással jellemezhető, elkülöníthető vízfázisokkal rendelkeznek: (i) vízzel borított áramló; (ii)

áramlás nélküli- pool és (iii) száraz fázisok. A száraz fázisok gyakorisága és időtartama váltakozott a vízfolyások között. A stabil hidrológiai rendszerrel, folyamatos áramlással jellemezhető vízfolyások állandó (áll) típusba sorolhatók.

A mintavételek a VGT3 mintavételi protokollt követték, amely alapján egy mintavételi esemény esetében az összes élőhely (habitat) mintázásra került (Boda et al., 2023). A mintavételeket szabványosított „kick and sweep” technikával, 1 mm-es szembőségű, 25 × 25 cm-es kerettel ellátott kézi hálóval történt. Minden mintavételi helyről és időpontról öt rész minta adta az összes élőhelytípusból gyűjtött kompozit mintát. Az egyes mintaegységek területe 0,25 × 0,25 méter, ami 5 mintavételi egységre vetítve 0.3125 négyzetméteres összesített mintavételi területet eredményezett. A makrogerinctelen közösségek elemzéséhez az abundancia adatokat négyzetméterenkénti egyedszámmra standardizáltuk.

A mintákat 70%-os etanolban tartósítottuk a laboratóriumi válogatásig és az azonosításig. Tanulmányunk tizenegy vízi makrogerinctelen főcsoport vizsgálatára terjedt ki: csigák (Gastropoda), kagylók (Bivalvia), piócák (Hirudinea), rákok (Crustacea), kérészek (Ephemeroptera), álkérészek (Plecoptera), szitakötők (Odonata), tegzesek (Trichoptera), poloskák (Heteroptera), bogarak (Coleoptera) és kétszárnyúak (Diptera) a legalacsonyabb rendszertani szintig történő azonosítással. A meghatározott makroszkopikus vízi gerincteleneket 70%-os etanolban tartósítottuk.

2.2. Adatelemzés és értékelés

1. Az első vizsgálat 12 vízfolyás biotikai adatait tartalmazza, az elemzésben szereplő vízfolyásokat hidrológiai rendszerük és ökológiai potenciáljuk alapján kategorizáltunk. E módszer alapján összesen négy kategóriát sikerült kialakítani a vizsgálatunkhoz: *áll_jó*, *kisz_jó*, *áll_rossz*, *kisz_rossz*. Ezek közül az *áll_jó* kategória referenciaként, kontrollként szolgál az elemzések során. A mintavételeket 2020 és 2022 között havi és kéthavi rendszerességgel végeztük, a használt mintavételi elrendezés eredményeként összesen 74 makroszkopikus gerinctelen mennyiségi mintavételi esemény adatával dolgoztunk.

A funkcionális adatokhoz a DISPERSE adatbázist (Sarremejane et al., 2020) használtuk, amely az európai nemzetségek jellegeire vonatkozóan az egyik legjobban feltöltött adatbázis. Az adattábla kiegészült a Freshwater Ecology adatbázisban megtalálható táplálkozási csoportokkal (Schmidt-Kloiber & Hering, 2015), így vizsgálatunkat összesen 10 jelleg és 50 jellegállapot felhasználásával végeztük el.

A közösségformáló erők kimutatásához null-modell módszert használtuk (Lhotsky et al., 2016), amellyel kiszámításra került hatásméret (ES) értékek. A kategóriák ES-értékeinek pozitív és negatív tartományai és azok mediánjai jelölik a

közösségformáló erőket (környezeti szűrés, korlátozó hasonlóság), amelyek tesztelésére t-tesztet végeztünk a random közösséghez képest. A különböző kategóriák ES-értékeinek eloszlásának vizsgálatára Lineáris diszkriminancia-analízist (LDA), a négy kategória közötti különbségek összehasonlítására box-plotokat alkalmaztunk. A különböző terhelési módok hatásának értékeléséhez azokat a szignifikáns különbségeket vizsgáltuk, amelyek az *álljó* kategóriától különböztek ennek kimutatására Mann-Whitney U teszt végeztünk. A terhelések hatásait „közösségformáló erő eltolódása” alapján mutattuk ki a két fő közösségformáló erő irányába vagy irányára felé.

2. A második vizsgálat 8 vízfolyás biotikai adatait foglalta magába, amelyek vízjárásuk alapján két csoportba sorolhatók: 3 állandó és 5 kiszáradó vízfolyás (Várbíró et al., 2015). A mintavételek 2020-ban történtek havi rendszerességgel, márciustól-decemberig. Összesen 55 vízi makroszkopikus gerinctelen mennyiségi mintavételi esemény biotikai adatának bevonásával vizsgáltuk a vízfolyásokat.

A második vizsgálat esetén a használt jellegadatokat két adatbázis, a DISPERSE (Sarremejane et al., 2020) és az Freshwater Ecology (FWE) (Schmidt-Kloiber & Hering, 2015) kiszáradáshoz köthető 18 jellege adta, amely 118 jellegállapotot foglal magába. A vizsgálatban jellegcsoportokat hoztunk létre, így elemzésünk során 4 jellegcsoporttal dolgoztunk: biológiai, ökológiai, diszperziós és élettörténeti (**Hiba! A hivatkozási forrás nem található.**).

A statisztikai elemzések alapját a vizsgálatban 5 funkcionális diverzitási mérőszám adja: a funkcionális gazdagság (FRic), a funkcionális egyenletesség (FEve), a funkcionális divergencia (FDiv), a funkcionális szórás (FDis), a Rao-féle kvadratikus entrópia (RaoQ) amelyek fogalmai a következők (Botta-Dukát, 2005; Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008; Laliberté & Legendre, 2010). Az állandó és időszakos vízfolyások különböző funkcionális diverzitási komponenseinek vizualizálására box-plot ábrázolást használtunk az egyes jellegcsoportokra, és funkcióhoz rendelt adatokhoz megfelelő statisztikai teszttel (Welch és Kruskal-Wallis teszt) vizsgáltuk a különbségeket. Kiszámításra került a jellegek súlyozott átlaga (CWM) is, a kiszáradó és állandó vizek különbségeinek kimutatására hasonlósági elemzést (ANOSIM) végeztünk az egyes jellegcsoportok esetében. A két víztípus CWM-értékei alapján ábrázoltuk nem metrikus többdimenziós skálázással (NMDS). A legirányadóbb jelleg vagy jellegállapotok megállapításához általánosított lineáris modellt (GLM) használtunk a típus (állandó vagy kiszáradó) és a jellegállapotok CWM-értékekre gyakorolt hatásának kiszámításához. A jellegállapotok hatását és szignifikáns különbségeit Duncan-teszttel vizsgáltuk (Statsoft, 2008).

3. Eredmények és diszkusszió

3.1. Közösségformáló erők elemzése

Az I. vizsgálatban a közösségformáló erők korlátozó hasonlóság és környezeti szűrés közötti különbségeket vizsgáltuk három különböző környezeti állapotban: terhelésmentes (állandó környezet és jó ökológiai potenciál), egyszeresen terhelt (kiszáradás vagy rossz ökológiai potenciál) és többszörösen terhelt környezetben (kiszáradás és rossz ökológiai potenciál). A korlátozó hasonlóság a fő közösségformáló erő a makroszkopikus gerinctelen közösségek esetében. Nem került teljes megerősítésre, hogy a többszörösen terhelt vízfolyásokban a környezeti szűrés a fő közösségformáló erő. Bizonyítást nyert, hogy nem a terhelés mennyisége, hanem a minősége (vagy típusa) növeli a környezeti szűrés hatását. Vizsgálatunkban meghatároztunk univerzálisan előnyös és a terhelésekre specifikus választ adó jellegállapotokat is.

Első hipotézisünket, hogy **univerzálisan előnyös jellegállapotok kimutatása lehetséges** a korlátozó hasonlóság keretrendszer segítségével bizonyítást nyert, ugyanis adott jellegállapotok esetében megítélhető (minden kategória esetén) a korlátozó hasonlóság, mint közösségformáló erő. A vizsgált jellegállapotok közül kilencről bebizonyítottuk, hogy a különböző terhelésektől függetlenül előnyös. Ezek közé a jellegállapotok közé tartoztak például a *nagy fekunditás*, az *erős diszperzió*, a *kis testméret* és a *lesodródás lehetősége*, amelyek mind ökológiai stabilitásról árulkodó jellemzők. Ezeknek a jellegeknek az összessége vagy rezisztens (*kis testméret* és a *magas reprodukció*) vagy reziliens (*nagy diszperziós képesség*), ami azt jelenti, hogy az ilyen jellegekkel és kombinációkkal rendelkező élőlények képesek megbirkózni a minőségi és vízforgalmi terhelések hatásaival (Booth et al., 2016). Ezekhez a jellegállapotokhoz kapcsolódó közösségformáló erő, a korlátozó hasonlóság arra utal, hogy a fajok különböző ökológiai fülkét foglalnak el és ezek nem változtak meg az eltérő környezet függvényében.

Második hipotézisünk, a közösségformáló erők arányainak meghatározására törekedett a teljes közösségre nézve adott kategóriában megjelenő jellegállapotok és a hozzájuk tartozó közösségformáló erők megoszlása alapján, vagyis azt feltételeztük, hogy a **többszörösen terhelt vízfolyások esetén a környezeti szűrés, míg terhelésmentes vagy egyszeresen terhelt környezetben a korlátozó hasonlóság** válik uralkodóvá. Hipotézisünket csak részben bizonyítottuk, hiszen mindegyik kategória esetében a korlátozó hasonlóság volt a fő közösségformáló erő. Eredményeink alapján a többszörös terhelés (kiszáradás és minőség) egymást kioltó hatással bírt a vízi makroszkopikus gerinctelen közösségre nézve, amely eredményünket a közösség funkcionális összetételének elemzése is igazolta. A kiszáradó vizekben volt

kimutatható a legnagyobb mértékű környezeti szűrés, ami arra utal, hogy jobb minőséggel rendelkező élőhelyeken sokkal nagyobb hatással rendelkeznek a környezeti tényezők. Ha az élőlényeknek a jellegei különbözőbbek (nagyobb jelleg divergencia), akkor nagyobb eséllyel jutnak át a környezeti szűrőkön. Az állandó vizekben, jó és rossz minőség esetén is nagyobb arányú a korlátozó hasonlóság, tehát a formáló erő hatása a közösségszerkezetre minőségtől függetlenül következetes marad. A környezeti szűrés közösségformáló erő nagyobb aránya a jó ökológiai potenciállal rendelkező vízfolyásokban és a kiszáradó vizekben arra utal, hogy a kiszáradás nagyobb hatással van a vízi közösségre, mint az élőhely rossz minősége.

Harmadik hipotézisünkben a relevánsabb jellegállapotok azonosítását céloztuk meg, vagyis, hogy az **adott környezeti terhelésre jellemző jellegállapotok mutathatók ki**. Ezt a hipotézisünket igazoltuk, ugyanis meghatározhatóak voltak specifikus, terhelésekkel összefüggésbe hozható jellegállapotok, az azokhoz kapcsolódó közösségformáló erők alapján. Számos jellegállapot esetében kimutathatóak voltak a közösségformáló erők közti különbségek, ezek az eredmények nem teljes váltást, hanem a formáló erő felé irányuló elmozdulást mutattak a különböző terhelések esetén. Három jellegállapot esetén tapasztalható közösségformáló erő „váltása” is, de csak a kiszáradás (egyszeres terhelés) hatására. A *ragadozók* esetében mutatható ki különbség a hidrológiai viszonyok változásával, a kiszáradó vízfolyásokban a korlátozó hasonlóság közösségformáló erő hat rá, tehát az időszakosság nem befolyásolja negatívan a jelleget, sőt a jelleg uralkodóbb lehet a kiszáradó vizekben. Ezzel ellentétes a *rövidebb élettartam* és *vízben aktív mozgás* jellegállapotok a kiszáradás hatására környezeti szűrés hat a jellegállapotra. A kiszáradó vizekben az ilyen jellegállapottal rendelkező taxonok jelenléte csökken, tehát kiszáradó környezetben ezek a jellegállapotok nem előnyösek.

3.2. Funkcionális közösség elemzése

A II. vizsgálatban a makroszkopikus gerinctelen közösségeknek a kiszáradásra adott funkcionális választ elemeztük különböző funkcionális szintek és jellegcsoportok bevonásával. A vizsgált szintek a teljes funkcionális közösség, a jellegcsoport, jelleg és a jellegállapot. Ebben a vizsgálatban első hipotézisünk az volt, hogy a síkvidéki vízfolyásokban a kiszáradó és állandó vizek funkcionális diverzitása alacsonyabb vagy egyenértékű, bizonyítást nyert az összes diverzitási komponens esetében. Második hipotézisünkben nagyobb funkcionális közösségbeli különbséget vártunk a válasz jellegcsoportokban (ökológiai), mint a stabil jellegcsoportokban (biológiai, diszperziós, élettörténeti), ez a feltételezésünk is igazolást nyert. Emellett eredményeink kiemelték a jellegcsoportok fontosságát. Továbbá meghatároztuk a

kiszáradó és az állandó vízterek közötti különbségeket okozó jellegállapotokat és jellegeket, amelyek a leginkább befolyásolják a kiszáradásra adott funkcionális választ.

A II. vizsgálat első hipotézise, miszerint **a kiszáradó alföldi vízfolyásokban a funkcionális diverzitás bármely mérőszámmal mérve alacsonyabb vagy egyenértékű** lesz az állandó vízfolyásokhoz képest a teljes közösséget tekintve. Bizonyítást nyert, vagyis a kiszáradó vízfolyások az állandó vízfolyásokhoz képest kevésbé változatos funkcionális jellemzőkkel rendelkező közösségeket tarthatnak fenn. A kiszáradás hatására a taxonómiai mérőszámok csökkenése is általános és ezek a folyamatok a funkcionális diverzitás csökkenését is eredményezik. Eredményeink azt mutatták, hogy a funkcionális diverzitás a kiszáradó alföldi vízfolyásokban több mérőszám esetén azonos, viszont szignifikánsan különbözik a funkcionális egyenletesség (FEve) és a funkcionális divergencia (FDiv) esetében. Ez arra utal, hogy a funkcionális jellemzők egyenlőtlenül oszlanak el a kiszáradó vízfolyásokban és ezzel egyidejűleg az alacsonyabb funkcionális divergencia (FDiv) arra utal, hogy a kiszáradó vízfolyások közösségeinek ökológiai stratégiái konvergálnak, és ennek következtében a közösség funkcionális összetételét tekintve homogénebb (Piano et al., 2020).

Második hipotézisünkben feltételezzük, hogy **a válasz jellegcsoportban (ökológiai) nagyobb különbségek lesznek a kiszáradó és az állandó vízfolyások között** – ami minden mérőszámban kifejezhető – mint a stabil jellegcsoportokban (biológiai, diszperziós, élettörténeti). Vizsgálati elrendezésünk és eredményeink lehetőséget adtak arra, hogy ezt a hipotézisünket ne csak a jellegcsoportok alapján értékeljük, mivel a jellegcsoportok szintjén adott specifikus válaszok a teljes funkcionális közösségben megfigyelt különbségeket is befolyásolják. Így eredményeink két oldalról közelíthetők meg a mérőszámok és a jellegcsoportok szemszögéből. A mérőszámok alapján a teljes funkcionális közösséget tekintve két mérőszám (első hipotézis), míg a jellegcsoportokat tekintve a funkcionális egyenletesség (FEve) és funkcionális gazdagság (FRich) különbözött a legtöbb esetben a kiszáradó és állandó vízfolyásokban. Ha a jellegcsoportok szempontjából értékeljük eredményeinket a funkcionális gazdagság (FRich), a funkcionális divergencia (FDiv) és a Rao kvadratikus entrópia (RaoQ) tekintetében az állandó és a kiszáradó vízfolyások között, az élettörténeti jellegcsoporton volt kiemelkedő, ami rávilágít az élettörténeti stratégiák fontosságára a közösség összetételének alakításában (Bêche et al., 2006; Schriever et al., 2015) az alföldi vízfolyásokban is.

További célunk volt, hogy meghatározzuk azokat a jellegállapotokat, amelyek a leginkább előidézhetik a funkcionális választ, így konkrétan **meghatározzuk azokat a jellegállapotokat, amelyek a kiszáradó és az állandó vízfolyások közötti különbségeket okozzák**. A különbséget mutató jellegállapotok túlnyomórészt reziliens, leginkább a válaszjellegek (ökológiai) példáján mutatkoznak meg a *nem* és a

lassan áramló vízsebességet kedvelő élőlények esetében. A stabil jellegek (biológiai, diszperziós, életmódbeli) esetében is elsősorban a reziliens jellegállapotok arányának növekedését mutattuk ki a kiszáradó vizekben. Ilyen volt a gyakori jelenléti csigák rezisztens jellegállapotai, viszont a jellegek kapcsoltsága miatt más jellegállapotok aránya is növekedett. A rezisztens jellegek kiemelkedő szerepe a kiszáradó vízfolyásokban jól dokumentált jelenség a hegyvidékeken (Falasco et al., 2021) és eredményeink ezt az alföldi vízfolyásokban is megerősítik

4. Új tudományos eredmények

Közösségformáló erők viszonya a vízi makroszkopikus gerinctelen közösségekben

Eredményeink rávilágítottak, hogy mind a stresszmentes, mind az egyszerűen és többszörösen terhelt környezetben a korlátozó hasonlóság a makroszkopikus gerinctelen közösség szerkezetét alakító fő hajtóerő síkvidéki környezetben. Kimutattuk, hogy nem a terhelés mennyisége, hanem a minősége növeli a környezeti szűrés hatását. A kiszáradás erőteljesebb hatást gyakorol a vízi makroszkopikus közösségre, mint az élőhely degradációja.

A közösségformáló erők által befolyásolt jellegállapotok

Megállapítottunk univerzálisan előnyös és specifikus választ adó makroszkopikus vízi gerinctelen jellegállapotokat a különböző minőségű és mennyiségű terhelésekre.

Funkcionális diverzitás vizsgálata síkvidéki környezetben

Eredményeink kimutatták, hogy a kiszáradó vízfolyásokban az állandó vízfolyásokhoz képest minden funkcionális mérőszám tekintetében alacsonyabb vagy azonos funkcionális diverzitás figyelhető meg síkvidéki környezetben.

Jellegállapotok jelentősége

Azonosítottuk a specifikus jellegállapotokat, amelyek a funkcionális különbségeket eredményezik a kiszáradó és az állandó vízfolyások között, különös tekintettel a reziliens jellegállapotokra.



Nyilvántartási szám: DEENK/34/2025.PL
Tárgy: PhD Publikációs Lista

Jelölt: Szeles Júlia
Doktori Iskola: Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola
MTMT azonosító: 10083885

A PhD értekezés alapjául szolgáló közlemények

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (2)

1. **Szeles, J.**, B-Béres, V., Bozóki, T., Fekete, J., Ficsór, M., Boda, P., Várbíró, G.: Exploring Macroinvertebrate community assembly rules: Unravelling the effects of Flow intermittency and Poor ecological potential on Environmental Filtering and Limiting Similarity through functional traits.
Hydrobiologia. "Epub ahead of print" (-), 1-22, 2025. ISSN: 0018-8158.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-024-05781-2>
IF: 2.2 (2023)
2. Boda, P., **Szeles, J.**, Lukács, Á., B-Béres, V., Bozóki, T., Fekete, J., Ficsór, M., Nagy, S. A., Várbíró, G.: Hidden results of functional diversity in macroinvertebrates: Trait-groups specific response to flow intermittency in lowland streams.
Inland Waters. 14 (1-2), 1-17, 2024. ISSN: 2044-2041.
DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/20442041.2024.2386208>
IF: 2.7 (2023)

További közlemények

Magyar nyelvű tudományos közlemények hazai folyóiratban (3)

3. Dévai, G., Miskolczi, M., Szanyi, K., **Szeles, J.**, Illár, M., Jakab, T.: Az ökológiai vízigény vizsgálata céljából négy Felső-Tisza-vidéki vízfolyáson végzett odonológiai felmérések faunisztikai adatai.
Stud. odonotol. Hung. 21, 63-78, 2021. ISSN: 1217-453X.
4. Dévai, G., Miskolczi, M., **Szeles, J.**, Illár, M., Szanyi, K., Jakab, T.: Újabb adatok a Nagy-morotva (Rakamaz és Tiszanagyfalu) szitakötő-funájához (Odonata).
Stud. odonotol. Hung. 20, 71-80, 2019. ISSN: 1217-453X.





5. **Szeles, J.**, Tamás, M., Krakomperger, M., Bozóki, T., Krasznai, E., Gyulai, I., Kókai, Z., Várbíró, G.: Vízi makrogerinctelen taxonok megjelenése Ipoly menti időszakos vízterekben.
Hidrol. Közlöny. 98 (Klsz.), 71-77, 2018. ISSN: 0018-1323.

Idegen nyelvű tudományos közlemények külföldi folyóiratban (1)

6. Somogyi, D., Erős, T., Mozsár, A., Czeglédi, I., **Szeles, J.**, Tóth, R., Zulklipl, N., Antal, L., Nyeste, K. J.: Intraguild predation as a potential explanation for the population decline of the threatened native fish, the European mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) by the invasive Amur sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877).
NeoBiota. 83, 95-107, 2023. ISSN: 1619-0033.
DOI: <http://dx.doi.org/10.3897/neobiota.83.95680>
IF: 3.8

Magyar nyelvű konferencia közlemények (1)

7. Tamás, M., Berta, C., **Szeles, J.**, Szemerédi, S., Krakomperger, M., Szabó, L. J., Bácsi, I., Gyulai, I.: Bodrog menti holtmedrek vízkémiai változásai az évszakok függvényében.
Hidrol. közlöny. 97 (Klsz), 48-51, 2017. ISSN: 0018-1323.

A közlő folyóiratok összesített impakt faktora: 8,7

A közlő folyóiratok összesített impakt faktora (az értekezés alapjául szolgáló közleményekre): 4,9

A DEENK a Jelölt által az iDEa Tudóstérbe feltöltött adatok bibliográfiai és tudománymetriai ellenőrzését a tudományos adatbázisok és a Journal Citation Reports Impact Factor lista alapján elvégezte.

Debrecen, 2025.02.04.



Short thesis for the degree of doctor of philosophy (PhD)

**ANALYSIS OF THE FUNCTIONAL TRAITS OF
AQUATIC MACROINVERTEBRATES IN LOWLAND
INTERMITTENT STREAMS**

by Júlia Szeles



Supervisors:

Alex Sándor Nagy PhD

Gábor Várbíró PhD

UNIVERSITY OF DEBRECEN

Juhász-Nagy Pál Doctoral School

Debrecen, 2025

1. Introduction

Climate change is one of the most critical challenges of our time (IPCC, 2014), and the accelerated warming of the Earth's atmosphere is largely attributed to human activities (IPCC, 2007; IPCC, 2014). Seasonal shifts in precipitation patterns, the increasing frequency of extreme weather events (Pendergrass & Knutti, 2018), and rising average temperatures (Döll & Schmied, 2012) are now observable phenomena for everyone. These changes profoundly affect species distribution and community composition, as well as altering hydrological regimes in aquatic ecosystems (Williams & Hynes, 1977). Climate change leads to a reduction in the size of water-covered areas and increases the proportion of regions characterized by drought, thereby diminishing or eliminating the habitable area for aquatic organisms.

Flow intermittency is a natural phenomenon, however, due to increased domestic, industrial and agricultural water demand, both the frequency and duration of drought events have increased, which is no longer consistent with natural processes (Dyer et al., 2013). The number of intermittent waterbodies is increasing both in Hungary and in Europe (Messenger et al., 2021). The changing hydrological conditions alter ecological processes and the basic mechanisms responsible for community assembly, thus negatively affecting the diversity of aquatic organisms (Cazzolla Gatti, 2016).

Among the water body types in Hungary, lowland streams are the most vulnerable to these changes. The Great Hungarian Plain is a region where these small watercourses are common (Borics et al., 2016); however, there is limited information on their biotic communities and functional composition. Aquatic macroinvertebrate assemblages have diverse taxonomic and functional composition, which makes them suitable for assessing the ecological quality of water bodies (Várbíró et al., 2015).

Aquatic macroinvertebrates can be characterized and described by traits, the functional traits are measurable properties (Violle et al., 2007), such as body size or lifespan. Organisms with different functional traits may use different strategies to survive environmental stressors, and so these traits are useful in ecological assessments (Verberk et al., 2008). Due to different combinations of traits, certain species may be more successful than others. Environmental stressors that affect species distribution do not directly affect the organisms themselves but rather influence the presence or absence of species through their functional traits (Poff, 1997; Götzenberger et al., 2012). From the regional species pool, only those species that pass through the environmental filters of a habitat can survive. If they can survive the environmental filter and favourable

conditions prevail, biotic interactions become the primary force shaping the community (Coyle et al., 2014; Grime, 1973, 1977; Passy & Larson, 2011; Weiher & Keddy, 1995).

Biotic interactions are complex to measure, but by examining 'limiting similarity' (MacArthur & Levins, 1967), the success rate of functional traits in a given environment can be measured and described (Passy, 2007; Berthon et al., 2011). The concept of limiting similarity suggests that in the coexistence and niche overlap of two species, a critical level can be identified at which the niches of the two species become too similar, leading to competition for resources. The theory of the "community assembly rule" (Grime, 2006; Laliberté et al., 2013) is also used to investigate this, according to which community assembly is determined either by limiting similarity, which requires trait divergence and a higher number of species, or by environmental filtering, which assumes trait convergence and a lower number of species compared to a random community. It has already been shown in lakes and lentic environments that environmental filtering is more relevant under higher environmental stress while limiting similarity is more influential under more favourable conditions (Ács et al., 2019).

Flow intermittency is a particularly powerful environmental filter (Acuña et al., 2017) that not only affects trait success but also leads to the trait's emergence and disappearance, as well as changes the ratio and quantity of traits and functions within a community. Traits (e.g. body size, feeding groups) and their trait states (e.g. body size: 1-2 cm; body size: 2-4 cm, or feeding group: predator; feeding group: passive filter feeder) can be characterised by affinity trait values (typically 0-3, but sometimes 0-10). In the case of macroinvertebrates, functional diversity can be composed of different metrics such as functional richness (FRic), functional evenness (FEve), functional divergence (FDiv) and functional dispersion (FDis). Several studies, although conflicting, have addressed the differences in functional diversity between intermittent and perennial water bodies (Bêche et al., 2006; Bogan & Lytle, 2007; Schriever et al., 2015; Leigh et al., 2016). Although, these studies were mostly conducted in mountainous water bodies, although all the mentioned metrics, in addition to community weighted mean (CWM) values, are easily measurable and suitable for detecting quantitative differences in traits. These easily measurable metrics are the basis of assessment procedures. There are already examples demonstrating the suitability of traits for assessing differences in ecological conditions and their use in the assessment of intermittent water bodies (Stubbington et al., 2018).

For example, the functional feeding guild (FFG) index can be used to classify habitat quality (Adedapo et al., 2023). Current assessment metrics and classification systems have been developed for perennial water bodies (Boda et al., 2023). Flow intermittency significantly affects both the structural (Stubbington et al., 2017a) and functional composition of aquatic communities (Schriever et al., 2015). The assessment of the status of community structure altered by flow intermittency is challenging for existing ecological assessment systems, and they do not provide an accurate assessment of the quality of intermittent water bodies (Miliša et al., 2022). Several studies have addressed the ecological status assessment of intermittent watercourses (Stubbington et al., 2018; Miliša et al., 2022), but their type-specific development and integration into the currently used assessment system is still required (Boda et al., 2023).

1.1 Description of the studies

The dissertation examines the impact of flow intermittency on aquatic macroinvertebrates through their trait-based characteristics. By analyzing communities from a functional perspective and interpreting the results, we can gain a deeper understanding of the dynamics of communities in intermittent aquatic habitats, facilitating their monitoring and assessment. Our findings contribute to the development of indices necessary for evaluating intermittent water bodies.

1. In our first study, we examined the ratio of community assembly rules, driver forces (limiting similarity and environmental filtering) and the specific responses of trait states under three different environmental conditions: unstressed (perennial environment with good ecological potential), single-stressed (flow intermittency or poor ecological potential), and multi-stressed environments (flow intermittency and poor ecological potential).

2. In our second study, we examined the functional composition of lowland stream communities by analyzing different levels of functionality. Using multiple functional metrics, we characterized the functional diversity of macroscopic aquatic invertebrates in lowland streams and evaluated their response to drying at the levels of trait groups, traits, and trait states (different modalities of traits).

1.2. Hypotheses

1. Our hypotheses on the analysis of the driver forces:

(i) We assume the advantageous traits can be observed under different environmental conditions.

(ii) We hypothesized that the primary driving force for the whole community is the one whose impact is detectable in the case of more states. Thus, we hypothesized that in multi or single-stressed environments, environmental filtering would be the primary rule of community assembly, while limiting similarity would become dominant under unstressed environmental conditions.

(iii) We assumed specific trait states in different environmental conditions.

2. Assumptions and aims of the functional community study:

(i) We hypothesized that regarding the whole community and measured by any functional metric, functional diversity in intermittent lowland streams would be lower or equivalent compared to perennial ones.

(ii) We assume that the response (ecological) trait group will show greater differences between intermittent and perennial streams across all metrics compared to the stable (biological, dispersal, life-history) trait group.

(iii) we aim to determine which trait states contribute the most to the observed differences at both the trait and trait group levels between intermittent and perennial streams

2. Material and methods

2.1 Sampling and processing

The sampling area is located in the eastern part of Hungary, in the Great Hungarian Plain (Horváth et al., 2012). The studied streams are small lowland water bodies classified under the R-05 Board category. These are streams with catchment areas smaller than 100 km², characterized by calcareous geology and an altitude below 200 m (Solheim et al., 2019). The streams can be categorized into two types: intermittent (int) and permanent (per) water bodies. The intermittent type is characterized by fluctuating water levels and coverage, with distinguishable water phases: (i) flowing;

(ii) pool; and (iii) dry phases. The frequency and duration of the dry phases varied among the streams. Streams with stable hydrological systems and continuous flow were classified as permanent types.

The sampling followed the VGT3 sampling protocol, where all habitats were sampled during each sampling event (Boda et al., 2023). Samples were collected using a standardized "kick and sweep" technique with a hand net equipped with a 1 mm mesh size and a 25 × 25 cm frame. Each sampling site and time involved collecting five subsamples, which together formed a composite sample from all habitat types. Each sample unit covered an area of 0.25 × 0.25 meters, resulting in a total sampling area of 0.3125 square meters across the five sampling units. For the analysis of macroinvertebrate communities, abundance data were standardized to the number of individuals per square meter.

Samples were preserved in 70% ethanol until laboratory sorting and identification. Our study focused on eleven major groups of aquatic macroinvertebrates: Gastropoda, Bivalvia, Hirudinea, Crustacea, Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata, Trichoptera, Heteroptera, Coleoptera, and Diptera, identified to the lowest possible taxonomic level. The identified aquatic macroinvertebrates were preserved in 70% ethanol.

2.2. Data analysis and evaluation

1. The first study includes biotic data from 12 streams, categorized based on their hydrological type and ecological potential. This method resulted in four categories for our study: perennial good (`per_good`), intermittent good (`int_good`), perennial poor (`per_poor`), and intermittent poor (`int_poor`). Among these, the perennial good (`per_good`) category served as a reference or control in the analyses. Sampling was conducted monthly and bimonthly between 2020 and 2022, resulting in a dataset comprising 74 quantitative macroinvertebrate sampling events.

For the functional data, we used the DISPERSE database (Sarremejane et al., 2020), which is one of the most comprehensive databases for European genera traits. The data table was supplemented with the feeding group trait from the Freshwater Ecology database (Schmidt-Kloiber & Hering, 2015). As a result, our analysis was conducted using a total of 10 traits and 50 trait states.

To detect driver forces, we used a null model approach (Lhotsky et al., 2016) to calculate effect size (ES) values. The positive and negative ranges of the ES values for the categories, along with their medians, indicate the community assembly rules

(environmental filtering, limiting similarity), which were tested using t-tests against a random community. To examine the distribution of ES values across different categories, we applied Linear Discriminant Analysis (LDA) and used box plots to compare differences between the four categories. To evaluate the effects of different stressors, we examined significant differences from the `per_good` category using the Mann-Whitney U test. The impacts of the stressors were demonstrated as a "shift of the driver forces" toward or in the direction of the two main community assembly rules.

2. The second study included biotic data from eight watercourses, categorized into two groups based on their flow regime: three permanent and five intermittent streams (Várbíró et al., 2015). Sampling was conducted monthly from March to December 2020, resulting in a dataset of 55 quantitative macroinvertebrate sampling events.

For this study, the trait data used were derived from two databases, DISPERSE (Sarremejane et al., 2020) and Freshwater Ecology (FWE) (Schmidt-Kloiber & Hering, 2015), focusing on 18 traits related to drying, encompassing 118 trait states. For the analysis, we created trait groups, resulting in four trait groups: biological, ecological, dispersal, and life-history traits.

The statistical analyses were five functional diversity metrics: functional richness (FRic), functional evenness (FEve), functional divergence (FDiv), functional dispersion (FDis), and Rao's quadratic entropy (RaoQ), which are defined as follows (Botta-Dukát, 2005; Mason et al., 2005; Villéger et al., 2008; Laliberté & Legendre, 2010). To visualize the different functional diversity components of perennial and intermittent streams, we used box plots for each trait group and examined the differences using appropriate statistical tests (Welch and Kruskal-Wallis tests). The weighted average of traits (CWM) was also calculated, and to detect differences between intermittent and permanent water bodies, similarity analysis (ANOSIM) was performed for each trait group. Based on the CWM values of the two water types, we used non-metric multidimensional scaling (NMDS) for visualization. To determine the most influential traits or trait states, we applied generalized linear models (GLM) to calculate the effect of water type (permanent or intermittent) on the CWM values of trait states. The effects and significant differences of trait states were examined using Duncan's test (Statsoft, 2008).

3. Results and discussion

3.1. Analyses of community assembly rules

In the first study, we examined the differences between limiting similarity and environmental filtering as driver forces in three different environmental states: unstressed (perennial environment and good ecological potential), single-stressed (drought or poor ecological potential), and multi-stressed environments (drought and poor ecological potential). Our study confirmed that in both unstressed and stressed conditions, limiting similarity is the main driver force shaping the macroinvertebrate community. However, it was not fully confirmed that environmental filtering is the main driver force in multi-stressed streams. It was proven that it is not the amount of stress but the quality (or type) that increases the effect of environmental filtering. In our study, we identified universally advantageous and stress-specific trait states.

Thus, our first hypothesis, that **universally advantageous trait states can be detected** using the framework of limiting similarity, was confirmed. Certain trait states were consistently identified as advantageous (across all categories) with limiting similarity as the driver force. Among the trait states examined, nine were proven to be advantageous regardless of the different stresses. These included traits such as high fecundity, strong dispersal, small body size, and drift capability, all indicative of ecological stability. These traits, collectively or individually, suggest either resistance or resilience traits in which the organisms can cope with qualitative and hydrological stresses (Booth et al., 2016). Furthermore, the associated driver force, limiting similarity, indicates that species occupy different ecological niches which remain unchanged across various environments. This points to stable, unchanging community structures in these streams, unaffected by varying quality and stress levels.

Our second hypothesis aimed to determine the proportions of driver forces for the entire community based on the distribution of trait states within given categories and their corresponding driver forces. We assumed that **environmental filtering would become dominant in multi-stressed streams**, while **limiting similarity would prevail in unstressed or single-stressed environments**. However, our hypothesis was only partially proven, as limiting similarity was the primary driver force across all categories. Our results indicate that multi-stresses (drought and quality) had a cancelling effect on the aquatic macroinvertebrate community, a finding supported by our functional community structure analysis. Additionally, it was noteworthy that the highest rate of environmental filtering was observed in intermittent streams, suggesting that better

quality habitats support a greater environmental impact. The more diverse the traits of organisms (trait divergence), the higher the chance of passing through environmental filters. In high-quality streams, the proportion of environmental filtering leads to a more robust community due to trait selection. Additionally, our results allow us to distinguish between the effects of flow intermittency and quality characteristics. In perennial streams, regardless of quality, limiting similarity remains a significant driver force on community structure. Furthermore, the greater proportion of environmental filtering in streams with good ecological potential and intermittent streams suggests that flow intermittency has a more substantial impact on aquatic communities than habitat quality degradation. The reason being the sudden onset of flow intermittency, which eliminates the sustaining medium, whereas poor-quality environments merely restrict it.

Our third hypothesis aimed to identify the most relevant trait states, i.e., **trait states specific to given environmental stresses**. Our findings, compared to the unstressed category, confirmed this hypothesis, as stress-specific trait states could be identified based on their associated driver forces. Several trait states exhibited differences in driver forces, but these results did not indicate a complete shift but rather a tendency towards a particular driver force under different stresses. However, three trait states showed a "cross-shift" in driver force, but only under the influence of flow intermittency (single stress). Our results indicate that *predator* trait states show differences with changing hydrological conditions in intermittent streams, where limiting similarity is the driver force, meaning that intermittency does not negatively affect the trait and may even be more dominant in intermittent streams. This conclusion is supported by numerous studies highlighting the significant role of predators in intermittent streams. Conversely, traits such as shorter *lifespan* and *aquatic active* dispersal strategy are influenced by environmental filtering under the impact of flow intermittency, suggesting a decline in taxa with these traits in intermittent environments, losing their advantage.

3.2. Analyses of functional diversity

In the second study, we analysed the functional responses of macroinvertebrate communities to flow intermittency, involving different functional levels and trait groups. The examined levels included the entire functional community, trait groups, and trait states. Our first hypothesis was that in lowland streams, the functional diversity in intermittent and perennial streams would be lower or equivalent, which was confirmed

across all diversity components. Our second hypothesis anticipated greater functional community differences in response trait groups (Ecological) than in stable trait groups (Biological, Dispersal, Life-history), which was also confirmed. Moreover, our results highlighted the importance of trait groups. We also identified trait states and traits causing differences between intermittent and perennial streams, significantly affecting the functional response to flow intermittency.

Our first hypothesis in the second study, that **functional diversity in intermittent lowland streams would be lower or equivalent** to perennial streams across any metric, was confirmed. This indicates that intermittent streams have less diverse functional communities compared to perennial streams. The taxonomic measures typically decrease under the influence of flow intermittency, and these processes result in decreased functional diversity. Our results showed that functional diversity in flow intermittency lowland streams was identical across several metrics but significantly different in functional evenness (FEve) and functional divergence (FDiv). This suggests that functional traits are unevenly distributed in flow intermittency streams, with lower functional divergence (FDiv) indicating that community ecological strategies in intermittent streams converge, resulting in a more homogeneous functional composition (Piano et al., 2020).

In our second hypothesis, we assumed that **the response trait group (Ecological) would show greater differences between intermittent and perennial streams** – across all metrics – compared to stable trait groups (Biological, Dispersal, Life-history). Our study design and results allowed us to evaluate this hypothesis not only based on trait groups but also through specific responses at the trait group level influencing the differences observed in the total functional community. Thus, our results can be approached from two perspectives: metrics and trait groups. From the metrics perspective, considering the entire functional community, two metrics (first hypothesis) while considering trait groups, functional evenness (FEve) and functional richness (FRich) most frequently differed between flow intermittency and perennial streams. Evaluating our results from the trait group perspective, functional richness (FRich), functional divergence (FDiv), and Rao's quadratic entropy (RaoQ) were most significant in the Life-history trait group, emphasizing the importance of life-history strategies in shaping community composition in lowland streams. Previous research provides both contrasting evidence (Carey et al., 2021) and findings supporting (Bêche et al., 2006; Schriever et al., 2015) our results that life-history traits respond to flow intermittency.

Our aim was to identify trait states that most induce functional responses, **the main trait states causing differences between intermittent and perennial streams**. The differing trait states were predominantly resilient, notably among response traits (Ecological) in organisms preferring *non-flowing* and *slow-flowing* water. In stable traits (Biological, Dispersal, Life-history), we also primarily found increased proportions of resilient trait states in flow intermittency streams. This included the dominant presence of snails with resistant trait states, although other trait states increased due to trait connectivity. The prominent role of resistant traits in flow intermittency streams is a well-documented phenomenon in mountainous regions (Falasco et al., 2021), and our results confirm this in lowland streams.

4. New scientific results

The relationship between community assembly rules in aquatic macroinvertebrate communities

Our results highlighted that in both stress-free environments and those subjected to single or multiple stressors, limiting similarity is the primary driver force the structure of macroinvertebrate communities in lowland environments. We demonstrated that it is not the quantity but the quality of the stressors that amplifies the effect of environmental filtering. The flow intermittency exerts a more significant impact on aquatic macroinvertebrate communities than habitat degradation.

Trait states influenced by assembly rules

We identified universally advantageous and specifically responsive macroscopic aquatic invertebrate trait states to different qualities and quantities of stressors.

Functional diversity in lowland streams

Our findings showed that in intermittent waterbodies, functional diversity is either lower or equivalent to that in permanent watercourses across all functional metrics in lowland environments.

The relevance of trait states

We identified specific trait states that account for functional differences between desiccating and permanent watercourses, with particular emphasis on resilient trait states.



Registry number: DEENK/34/2025.PL
Subject: PhD Publication List

Candidate: Júlia Szeles

Doctoral School: Pál Juhász-Nagy Doctoral School of Biology and Environmental Sciences

MTMT ID: 10083885

List of publications related to the dissertation

Foreign language scientific articles in international journals (2)

1. **Szeles, J.**, B-Béres, V., Bozóki, T., Fekete, J., Ficsór, M., Boda, P., Várбірó, G.: Exploring Macroinvertebrate community assembly rules: Unravelling the effects of Flow intermittency and Poor ecological potential on Environmental Filtering and Limiting Similarity through functional traits.

Hydrobiologia. "Epub ahead of print" (-), 1-22, 2025. ISSN: 0018-8158.

DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-024-05781-2>

IF: 2.2 (2023)

2. Boda, P., **Szeles, J.**, Lukács, Á., B-Béres, V., Bozóki, T., Fekete, J., Ficsór, M., Nagy, S. A., Várбірó, G.: Hidden results of functional diversity in macroinvertebrates: Trait-groups specific response to flow intermittency in lowland streams.

Inland Waters. 14 (1-2), 1-17, 2024. ISSN: 2044-2041.

DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/20442041.2024.2386208>

IF: 2.7 (2023)

List of other publications

Hungarian scientific articles in Hungarian journals (3)

3. Dévai, G., Miskolczi, M., Szanyi, K., **Szeles, J.**, Illár, M., Jakab, T.: Az ökológiai vízigény vizsgálata céljából négy Felső-Tisza-vidéki vízfolyáson végzett odonológiai felmérések statisztikai adatai.

Stud. odonotol. Hung. 21, 63-78, 2021. ISSN: 1217-453X.

4. Dévai, G., Miskolczi, M., **Szeles, J.**, Illár, M., Szanyi, K., Jakab, T.: Újabb adatok a Nagy-morotva (Rakamaz és Tiszanagyfalu) szitakötő-funájához (Odonata).

Stud. odonotol. Hung. 20, 71-80, 2019. ISSN: 1217-453X.





5. **Szeles, J.**, Tamás, M., Krakomperger, M., Bozóki, T., Krasznai, E., Gyulai, I., Kókai, Z., Várbíró, G.: Vízi makrogerinctelen taxonok megjelenése Ipoly menti időszakos vízterekben.
Hidrol. Közlöny. 98 (Kisz.), 71-77, 2018. ISSN: 0018-1323.

Foreign language scientific articles in international journals (1)

6. Somogyi, D., Erős, T., Mozsár, A., Czeglédi, I., **Szeles, J.**, Tóth, R., Zulkipli, N., Antal, L., Nyeste, K. J.: Intraguild predation as a potential explanation for the population decline of the threatened native fish, the European mudminnow (*Umbra krameri* Walbaum, 1792) by the invasive Amur sleeper (*Percottus glenii* Dybowski, 1877).
NeoBiota. 83, 95-107, 2023. ISSN: 1619-0033.
DOI: <http://dx.doi.org/10.3897/neobiota.83.95680>
IF: 3.8

Hungarian conference proceedings (1)

7. Tamás, M., Berta, C., **Szeles, J.**, Szemerédi, S., Krakomperger, M., Szabó, L. J., Bácsi, I., Gyulai, I.: Bodrog menti holtmedrek vízkémiai változásai az évszakok függvényében.
Hidrol. közlöny. 97 (Kisz.), 48-51, 2017. ISSN: 0018-1323.

Total IF of journals (all publications): 8,7

Total IF of journals (publications related to the dissertation): 4,9

The Candidate's publication data submitted to the IDEa Tudóstér have been validated by DEENK on the basis of the Journal Citation Report (Impact Factor) database.

04 February, 2025



5. Irodalomjegyzék/References

- Acuña, V., M. Hunter, A. Ruhí, 2017. Managing temporary streams and rivers as unique rather than second-class ecosystems. *Biological Conservation* 211: 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.025>.
- Ács, É., A. Földi, C. F. Vad, Z. Trábert, K. T. Kiss, M. Duleba, G. Borics, I. Grigorszky, Z. Botta-Dukát, 2019. Trait-based community assembly of epiphytic diatoms in saline astatic ponds: a test of the stress-dominance hypothesis. *Scientific Reports Nature Publishing Group* 9: 15749. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52304-4>.
- Adedapo, A. M., E. D. Kowobari, I. R. Fagbohun, T. A. Oladeji, T. O. Amoo, E. O. Akindele, 2023. Using macroinvertebrate functional traits to reveal ecological conditions of two streams in Southwest Nigeria—a case study. *Aquatic Ecology* 57: 281–297. <https://doi.org/10.1007/s10452-023-10010-4>.
- Bêche, L. A., E. P. Mcelravy, V. H. Resh, 2006. Long-term seasonal variation in the biological traits of benthic-macroinvertebrates in two Mediterranean-climate streams in California, U.S.A. *Freshwater Biology* 51: 56–75. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01473.x>.
- Berthon, V., A. Bouchez, F. Rimet, 2011. Using diatom life-forms and ecological guilds to assess organic pollution and trophic level in rivers: a case study of rivers in south-eastern France. *Hydrobiologia* 673: 259–271. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0786-1>.
- Boda P., Várбірó G., Ficsór M., 2023. Módszertani Kézikönyv a Víz Keretirányelv feladataihoz kapcsolódóan a makroszkopikus vízi gerinctelenek mintavételéhez és ökológiai állapotértékeléséhez. Ökológiai Kutatóközpont, Budapest, <http://real.mtak.hu/157944/>.
- Bogan, M. T., D. A. Lytle, 2007. Seasonal flow variation allows ‘time-sharing’ by disparate aquatic insect communities in montane desert streams. *Freshwater Biology* 52: 290–304. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01691.x>.
- Booth, D. B., A. H. Roy, B. Smith, K. A. Capps, 2016. Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science The University of Chicago Press* 35: 412–420. <https://doi.org/10.1086/684940>.
- Borics, G., É. Ács, P. Boda, E. Boros, T. Erős, I. Grigorszky, K. T. Kiss, S. Lengyel, B. Somogyi, L. Vörös, 2016. Water bodies in Hungary – an overview of their management and present state. *Hidrologiai Közöny Magyar Hidrológiai Társaság (MHT)* 96: 57–67.
- Botta-Dukát, Z., 2005. Rao’s quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* 16: 533–540. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x>.
- Cazzolla Gattí, R., 2016. Freshwater biodiversity: a review of local and global threats. *International Journal of Environmental Studies Routledge* 73: 887–904. <https://doi.org/10.1080/00207233.2016.1204133>.
- Coyle, J. R., F. W. Halliday, B. E. Lopez, K. A. Palmquist, P. A. Wilfahrt, A. H. Hurlbert, 2014. Using trait and phylogenetic diversity to evaluate the generality of the stress-dominance hypothesis in eastern North American tree communities. *Ecography* 37: 814–826. <https://doi.org/10.1111/ecog.00473>.
- Döll, P., H. M. Schmied, 2012. How is the impact of climate change on river flow regimes related to the impact on mean annual runoff? A global-scale analysis. *Environmental Research Letters IOP Publishing* 7: 014037. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/1/014037>.
- Dyer, F., S. ElSawah, B. Croke, R. Griffiths, E. Harrison, P. Lucena-Moya, A. Jakeman, 2013. The effects of climate change on ecologically-relevant flow regime and water quality attributes. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 28: 67–82. <https://doi.org/10.1007/s00477-013-0744-8>.
- Falasco, E., F. Bona, A. M. Risso, E. Piano, 2021. Hydrological intermittency drives diversity decline and functional homogenization in benthic diatom communities. *Science of The Total Environment* 762: 143090. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143090>.
- Götzenberger, L., F. de Bello, K. A. Bräthen, J. Davison, A. Dubuis, A. Guisan, J. Lepš, R. Lindborg, M. Moora, M. Pärtel, L. Pellissier, J. Pottier, P. Vittoz, K. Zobel, M. Zobel, 2012. Ecological assembly rules in plant communities—approaches, patterns and prospects. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 87: 111–127. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00187.x>.
- Grime, J. P., 1973. Competitive Exclusion in Herbaceous Vegetation. *Nature Nature Publishing Group* 242: 344–347. <https://doi.org/10.1038/242344a0>.
- Grime, J. P., 1977. Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. *The American Naturalist University of Chicago Press* 111: 1169–1194. <https://doi.org/10.1086/283244>.
- Grime, J. P., 2006. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: Mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science* 17: 255–260. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02444.x>.

Horváth, F., A. Bidló, B. Heil, G. Király, G. Kovács, G. Mányoki, K. Mázsa, E. Tanács, G. Veperdi, J. Bölöni, 2012. Abandonment status and long-term monitoring of strict forest reserves in the Pannonian biogeographical region. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* Taylor Francis 146: 189–200. <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.650728>.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2007. *Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. Cambridge University Press, Cambridge. [elérhető: <http://www.ipcc.ch>]

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2014. *Climate change 2014: Mitigation of climate change. Working Group III. Summary for policy makers and technical summary*. Cambridge University Press, Cambridge. [elérhető:<https://www.ipcc.ch>]

Jacobsen, D., R. Marín, 2008. Bolivian Altiplano streams with low richness of macroinvertebrates and large diel fluctuations in temperature and dissolved oxygen. *Aquatic Ecology* 42: 643–656. <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9127-x>.

Laliberté, E., P. Legendre, 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91: 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>.

Laliberté, E., D. Norton, D. Scott, 2013. Contrasting effects of productivity and disturbance on plant functional diversity at local and metacommunity scale. *Journal of Vegetation Science* 24: 834–842. <https://doi.org/10.2307/23467169>.

Leigh, C., N. Bonada, A. J. Boulton, B. Hugué, S. T. Larned, R. Vander Vorste, T. Detry, 2016. Invertebrate assemblage responses and the dual roles of resistance and resilience to drying in intermittent rivers. *Aquatic Sciences* 78: 291–301. <https://doi.org/10.1007/s00027-015-0427-2>.

Lhotsky, B., B. Kovács, G. Ónodi, A. Csécseserits, T. Rédei, A. Lengyel, M. Kertész, Z. Botta-Dukát, 2016. Changes in assembly rules along a stress gradient from open dry grasslands to wetlands. *Journal of Ecology* 104: 507–517. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12532>.

MacArthur, R., R. Levins, 1967. The Limiting Similarity, Convergence, and Divergence of Coexisting Species. *The American Naturalist* [University of Chicago Press, American Society of Naturalists] 101: 377–385.

Mason, N. W. H., D. Mouillot, W. G. Lee, J. B. Wilson, 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111: 112–118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>.

Messenger, M., B. Lehner, C. Cockburn, N. Lamouroux, H. Pella, T. Snelder, K. Tockner, T. Trautmann, C. Watt, T. Detry, 2021. Global prevalence of non-perennial rivers and streams. *Nature* 594: 391–397. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03565-5>.

Miliša, M., R. Stubbington, T. Detry, N. Cid, N. Bonada, M. Šumanović, D. Milošević, 2022. Taxon-specific sensitivities to flow intermittence reveal macroinvertebrates as potential bioindicators of intermittent rivers and streams. *Science of The Total Environment* 804: 150022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150022>.

Passy, S. I., C. A. Larson, 2011. Succession in stream biofilms is an environmentally driven gradient of stress tolerance. *Microbial Ecology* 62: 414–424. <https://doi.org/10.1007/s00248-011-9879-7>.

Passy, S. I., 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany* 86: 171–178. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.09.018>.

Pendergrass, A. G., R. Knutti, 2018. The Uneven Nature of Daily Precipitation and Its Change. *Geophysical Research Letters* 45: 980–11,988. <https://doi.org/10.1029/2018GL080298>.

Piano, E., A. Doretto, S. Mammola, E. Falasco, S. Fenoglio, F. Bona, 2020. Taxonomic and functional homogenisation of macroinvertebrate communities in recently intermittent Alpine watercourses. *Freshwater Biology* 65: 2096–2107. <https://doi.org/10.1111/fwb.13605>.

Poff, N. L., 1997. Landscape Filters and Species Traits: Towards Mechanistic Understanding and Prediction in Stream Ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 391–409. <https://doi.org/10.2307/1468026>.

Sarremejane, R., N. Cid, R. Stubbington, T. Detry, M. Alp, M. Cañedo-Argüelles, A. Cordero-Rivera, Z. Csabai, C. Gutiérrez-Cánovas, J. Heino, M. Forcellini, A. Millán, A. Paillex, P. Pařil, M. Polářek, J. M. Tierno de Figueroa, P. Usseglio-Polatera, C. Zamora-Muñoz, N. Bonada, 2020. DISPERSE, a trait database to assess the dispersal potential of European aquatic macroinvertebrates. *Scientific Data Nature Publishing Group* 7: 386. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00732-7>.

Schmidt-Kloiber, A., D. Hering, 2015. www.freshwaterecology.info – An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators* 53: 271–282. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.007>.

Schriever, T., M. Bogan, K. Boersma, M. Cañedo-Argüelles, K. Jaeger, J. Olden, D. Lytle, 2015. Hydrology shapes taxonomic and functional structure of desert stream invertebrate communities. *Freshwater science* 34: 399–409. <https://doi.org/10.1086/680518>.

Solheim, A., L. Globevnik, K. Austnes, P. Kristensen, J. Moe, J. Persson, G. Phillips, S. Poikane, W. Bund, S. Birk, 2019. A new broad typology for rivers and lakes in Europe: Development and application for large-scale environmental assessments. *Science of The Total Environment* 697: 134043. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134043>.

StatSoft, Inc. (2008). STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com.

Stubbington, R., M. T. Bogan, N. Bonada, A. J. Boulton, T. Datry, C. Leigh, R. Vander Vorste, 2017. Chapter 4.3 - The Biota of Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Aquatic Invertebrates In Datry, T., N. Bonada, A. Boulton (eds), *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams*. Academic Press: pp. 217–243. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00007-3>.

Stubbington, R., R. Chadd, N. Cid, Z. Csabai, M. Miliša, M. Morais, A. Munné, P. Pařil, V. Pešić, I. Tziortzis, R. C. M. Verdonshot, T. Datry, 2018. Biomonitoring of intermittent rivers and ephemeral streams in Europe: Current practice and priorities to enhance ecological status assessments. *The Science of the Total Environment* 618: 1096–1113. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.137>.

Várbró G., P. Boda, B. Csányi, J. Szekeres, 2015. Módszertani útmutató a makroszkopikus vízi gerinctelenek élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és feldolgozásához. (Methodological guide for the gathering and processing of the aquatic macroinvertebrate organisms group according to the WFD).

Verberk, W. C. E. P., H. Sipel, H. Esselink, 2008. Life-history strategies in freshwater macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 53: 1722–1738. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02035.x>.

Villéger, S., N. W. H. Mason, D. Mouillot, 2008. New Multidimensional Functional Diversity Indices for a Multifaceted Framework in Functional Ecology. *Ecology* 89: 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>.

Violle, C., M.-L. Navas, D. Vile, E. Kazakou, C. Fortunel, I. Hummel, E. Garnier, 2007. Let the concept of trait be functional!. *Oikos* 116: 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>.

Weiher, E., P. A. Keddy, 1995. Assembly Rules, Null Models, and Trait Dispersion: New Questions from Old Patterns. *Oikos* 74: 159–164. <https://doi.org/10.2307/3545686>.

Williams, D., H. Hynes, 1977. The ecology of temporary streams. II. General remarks on temporary streams. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 62: 53–61. <https://doi.org/10.1002/iroh.1977.3510620104>.