

Az akvatikus poloskák (Heteroptera: Nepomorpha) testhosszának és élőhelyének kapcsolata

BAKONYI GÁBOR

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem, Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet, Állattani és Ökológiai Tanszék, 2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1.

E-mail: Bakonyi.Gabor@uni-mate.hu

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7132-7970>

MTMT: 10001569

Kivonat. A testnagyság a rovarok egyik legfontosabb jellemzője, mivel sok élettani, életmódbeli és ökológiai tulajdonság erősen összefügg vele. Megfordítva: a méretek alapján következtetni lehet az említett tulajdonságokra, tehát ekképpen részben kiválthatók az említett tulajdonságok bonyolult vizsgálatai. Az akvatikus poloskák (Hemiptera: Heteroptera: Nepomorpha) testhosszára vonatkozóan elég sok adat áll rendelkezésünkre. Kíváncsi voltam arra, hogy a testhossz és a fajok élőhelye között van-e valamilyen kapcsolat? Azt találtam, hogy a litorális területeken élő fajok testhossza lényegesen nagyobb, mint másik öt (bentikus, pelagikus, nektonikus, vízparti, medence/gázló) élőhelyen találhatóé. A bentikus élőhelyek fajai viszont lényegesen kisebbek, mint a többi élőhelyeké. A mintázat egyértelmű, a kiváltó okok azonban sokfélék lehetnek. Mivel az akvatikus poloskák ökológiájával kapcsolatban aránylag kevés információ áll rendelkezésre, a mintázat magyarázatára pillanatnyilag főleg csupán feltevések tehetők.

Kulcsszavak: vízipoloska, életmód, testnagyság, élőhelytípus

Elfogadva: 2025.09.04.

Elektronikusan megjelent: 2025.09.15.

Bevezetés

A rovarok testnagysága alapvető faji tulajdonság, amely olyan kulcsfontosságú életmódbeli jellemzőkkel kapcsolatos, mint a biomassa (SMOCK 1980), az élettartam (SPEAKMAN 2005), a metabolikus ráta (EHNES *et al.* 2011), a termékenység (CHOWN & GASTON 2010), a fitness (KINGSOLVER & HUEY 2008) és a viselkedés (KALINKAT *et al.* 2015). A testnagyság meghatározza a fajok közötti kapcsolatokat is, így többek között befolyásolja a diszperzió módját (DE BIE *et al.* 2012), a predáció mértékét (JACOB *et al.* 2011), a fitness (BROWN *et al.*, 1993), az ökológiai hálózatok dinamikáját (WOODWARD *et al.* 2005), a biogeokémiai ciklusokat (HALL *et al.* 2009) és a táplálékhálózatok struktúráját (JACOB *et al.* 2011).

A rovarfajok testnagysága filogenetikai szempontból meglehetősen konzervatív (CHOWN & GASTON 2010), de azért a genetikailag megszabott határokon belül számos belső

és külső tényező befolyásolja az egyed végső testnagyságát. A lárvá súlya, amikor a juvenilis hormon termelése megszűnik, a protorakális mirigy működése, az utolsó stádiumú lárvá kezdeti mérete és növekedésének üteme, belső szabályozó faktorok mind befolyásolják a végső testnagyságot (NIJHOUT 2003). Különösen fontos az inzulin jelátviteli útvonal szerepe (CALLIER & NIJHOUT 2013, EDGAR 2006). A külső tényezők közül jelentős hatása van a földrajzi szélességnek (LÖVEI & MAGURA 2022, SHELOMI 2012), a hőmérsékletnek (FARMER & SOHAL 1987) és a rendelkezésre álló erőforrásoknak, például a tápláléknak (ALCANTARA *et al.* 2024).

Az élőhelynek a rovarok nagyságára gyakorolt hatásáról kevés információ van, bár az kétségtelen, hogy az élőhelyi körülmények befolyásolják a rovarok testnagyságát (ALCANTARA *et al.* 2024). Szárazföldi ízeltlábú-csoportok esetén a futóbogarak testnagysága nagyobb az erdős és lápos, mocsaras élőhelyeken, mint a gyepeken, és a gyepeken a futóbogarak testnagysága a mezőgazdasági kezelés intenzitásának növekedésével csökken (BLAKE *et al.* 1994). Városi területeken erősebb a futóbogár-testnagyság és a földrajzi szélesség közötti negatív összefüggés minden típusa (a közösségek átlagos testhossza, a nagytestű fajok, az erdei és a nyílt területeken élő fajok testhossza), mint a vidéki területeken (LÖVEI & MAGURA 2022). Futóbogárfajok esetében az élőhely jellege befolyásolja a kihalás kockázatát. Hegyvidéki, tengerparti és nyílt élőhelyekhez kötődő fajok esetében a kockázat általában magas (NOLTE *et al.* 2019). A talajon élő pókfajok testnagysága kisebb, mint légyszárú növényzeten és leveleken élőké, de mindhárom csoportnál nagyobb a fátörzseken élő fajoké (STAŃSKA & STAŃSKI 2017). A városi környezet tíz vízi és szárazföldi gerinctelen taxon esetében is a testnagyság közösségi szintű csökkenéséhez vezet, ami a városi hőszigeteléssel összhangban lévő anyagcsere-változások következménye (MERCKX *et al.* 2018). Vízi rovarok testnagyságának csökkenése a lassabb folyású szakaszokon a mérsékelt erőforrás-ellátottság és a fokozott verseny miatt lehet (WALTERS & POST 2011). Folyóvizekben az élőhelyek stabilitása a nagyobb testnagyság irányába hat (TOWNSEND & HILDREW 1994). A habitat komplexitása befolyásolja a testnagyságot is. Általában, minél összetettebb egy élőhely, annál kisebb az ott élő ízeltlábúak testnagysága (BLACKBURN & GASTON 1994, MORSE *et al.* 1985). Vízi környezetben az összetettebb makrofita-állományokban több kis testű makrogerinctelen található, mint az egyszerűbb struktúrájúakban (MCABENDROTH *et al.* 2005). Hasonlóképpen, minél bonyolultabb a folyóvizek aljzatának struktúrája, annál kisebbek az ott élő bentikus gerinctelen fajok (TANIGUCHI & TOKESHI 2004).

Az akvatikus poloskák az Antarktisz és a nyílt tengerek kivételével világszerte elterjedtek. A legkülönbözőbb élőhelyeken előfordulnak, például a lenticus/lotikus élőhelyeken, parti zónákban és nyílt vizekben, időszakos víztestekben (POLHEMUS 2009, SCHUH & WEIRAUCH 2020). Ez a taxon testfelépítés, alak és méret tekintetében változatos. A legkisebb nemzetségekhez tartozó fajok (például: *Paraplea*, *Micronecta*, *Tenagobia*) mindössze 1–2 mm hosszúak. A legnagyobb fajok a *Lethocerus* nemzetségben fordulnak elő. Testhosszuk elérheti a 120 mm-t is (POLHEMUS & POLHEMUS 2008). Így a legkisebb és legnagyobb fajok testhossza közötti különbségek elérhetik a két nagyságrendet. A rovarok nőtényei sok taxonban nagyobbak, mint a hímek (BLANCKENHORN 2000, STILLWELL *et al.* 2010). Úgy tartották, hogy a vízipoloskafajok esetében is javarészt nagyobbak a nőtények, mint a hímek (TRUXAL 1949). Ténylegesen ez a kijelentés azonban csak az ismert fajok (mintegy 2400 faj; WANG *et al.* 2020, SITES 2022) valamivel több, mint a felére igaz (BAKONYI & SERES 2025).

Egy előző analizisből kiderült (BAKONYI & SERES 2025), hogy az élőhely típusa összefügg az akvatikus poloskák szexuális dimorfizmusának (SDI) mértékével. Joggal merül fel tehát a kérdés, hogy ha az élőhely hatással van a szexuális dimorfizmus mértékére, akkor befolyásolja-e az adott élőhelyen található fajok testnagyságát is vagy sem? E dolgozatban erre a kérdésre keresem a választ. A testnagyság többféle módon mérhető (pl. tömeg, térfogat, hossz). Jelen tanulmányban a testnagyságot a testhosszal közelítem, mivel erről áll rendelkezésre globális adatbázis. Abból a hipotézisből indulok ki, hogy az élőhelynek hatása van a testnagyságra (proxy a testhossz). Másképpen fogalmazva: a BAKONYI és SERES (2025) által definiált élőhelyeken élő akvatikus poloskafajok testhossza eltérő.

Anyag és módszer

BAKONYI és SERES (2025; Supporting Information) adatbázisát használtam a mostani elemzésekhez. Az adatbázisban 1195 faj, alfaj és szárnyforma (teljes szárnyú, rövidszárnyú stb.) hím és nőstény testhosszadatai találhatók. A két nem testhosszának átlaga alapján történtek jelen vizsgálatban az elemzések. A fajok öt szupercsaládhoz, 11 családhoz és 68 nemzetséghez tartoznak. Néha több adat is ismert egy fajra vonatkozóan. Ekkor, átlagolva ezeket az adatokat, az elemzésbe vont fajok teljes száma (beleértve az alfajokat és a szárnyformákat is) 1097, ami az összes ismert Nepomorpha mintegy 45%-át jelenti. A mérések és adatkezelések módszerei BAKONYI és SERES (2025) cikkében találhatók.

Az akvatikus poloskák sokféle élőhelyen – gyakran jelentős számban – találhatók, és életmódjuk (mozgásmód, táplálkozás és légzés), valamint viselkedésük alapján csoportosíthatók. MENKE (1979) például összeállított egy kulcsot a Kaliforniában élő akvatikus és szemiakvatikus poloskákra, nem morfológiai alapon, hanem aszerint, hogy milyen élőhelyen találhatók. Ezt a gondolatmenetet követve irodalmi adatok és szakértői megfontolások alapján (BAKONYI & SERES 2025; Table S3), az alábbiakban hét olyan, szélesen értelmezett élőhelytípust különböztetek meg, ahol akvatikus poloskák előfordulnak. Az élőhely magyar neve után zárójelben megadom az említett cikkben használt angol megnevezését is, valamint ahol egyértelmű az egyezés DÉVAI és munkatársai (1998) definíciójával, ott (pontosvesszővel elválasztva) megadom az élőhely nevének általuk használt megfelelőjét is, hogy a fogalmi elhatárolása minél egyértelműbb legyen.

(1) Vízparti (riparian habitat; paralimno-litorális öv). Ez az élőhely a vizek menti szárazföldi területet jelenti. Átmeneti zóna, amely a tavak, folyók, patakok és más víztestek szélei mentén található. A talaj nedvességtartalma magas a beszívargás, vízelöntés vagy locsolás miatt. A növények és állatok diverzitása magas, mint általában az ökotonokban. Itt másodlagosan szárazföldi Nepomorpha-fajok élnek, tehát olyanok, amelyek az evolúció során a vízből jöttek a szárazföldre (WANG *et al.*, 2020). Idetartoznak a *Gelastocoris*, *Gestroiella*, *Montandonius*, *Nerthra*, *Ochterus* genuszok.

A vízpart után következő élőhelyek közül az első a litorális élőhely, amely a parttól induló, növényekkel benőtt víztest mind az álló-, mind a folyóvizek esetében. Az a víz alatti terület, ahol a napfény a fenéig hatol, lehetővé téve változatos vízinövényfajok növekedését. Morfológiailag jól strukturált élőhely a poloskák számára, amely bőséges erőforrásokat, például táplálékot, menedéket és szaporodási helyeket kínál. Ennek az élőhelynek van egy

parközeli sekélyebb (litorális partközeli; jelölés: pk) és egy attól távolabbi, mélyebb (litorális parttávoli; jelölés: pt) zónája, amelyeket különböző akvatikus fajok népesítenek be.

(2) A litorális partközeli (littoral(c) habitat) élőhely a parttól kezdve többé-kevésbé lassan mélyül. A víz alatti és feletti növényekkel jól benőtt területen a vízmélység sekély, gyakran jelentős mennyiségű, külső, allochton eredetű elhalt növényi anyaggal. Sok a lassú mozgású és rossz úszóképességű faj, amely „ül és vár” (sit-and-wait) táplálkozásmódot folytat. Ilyen életmód más élőhelyen található fajok esetében nem fordul elő. Idetartoznak a *Cercotmetus*, *Curicta*, *Laccotrephes*, *Nepa*, *Ranatra*, *Telmatotrephes* genuszok.

(3) A litorális parttávoli (littoral(o) habitat) élőhely a litorális zóna nyílt víz felé eső, az előbbinél mélyebb, alámerült növényekkel többé-kevésbé borított területe, ahol már nincsenek a vízből kimagasodó növények. Itt áramvonalas testű, jól úszó, ragadozó fajok élnek, amelyek átmenetileg eltávolodhatnak a zónától. Idetartoznak a *Belostoma*, *Diplonychus*, *Hydrocyrius*, *Ilyocoris*, *Lethocerus*, *Limnogeton*, *Macrocoris*, *Naucoris*, *Pelocoris* genuszok.

(4) Pelagikus élőhely (pelagic; pelagiál). Az állóvizek litorális élőhelyen kívüli, a víztest belseje felé eső részeit, ahol az állatok a felszíntől a fenékgig tudnak mozogni, nyíltvízi élőhelynek vagy pelagiálnak nevezzük. Ezek nem túl mély vizek, változatos mennyiségű víz alatti növényzettel. Idetartoznak az *Agraptocorixa*, *Arctocorisa*, *Callicorixa*, *Cenocorixa*, *Centrocorisa*, *Corisella*, *Corixa*, *Cymatia*, *Ectemnostega*, *Graptocorixa*, *Hesperocorixa*, *Heterocorixa*, *Neocorixa*, *Neosigara*, *Ramphocorixa*, *Sigara*, *Trichocorixa* genuszok.

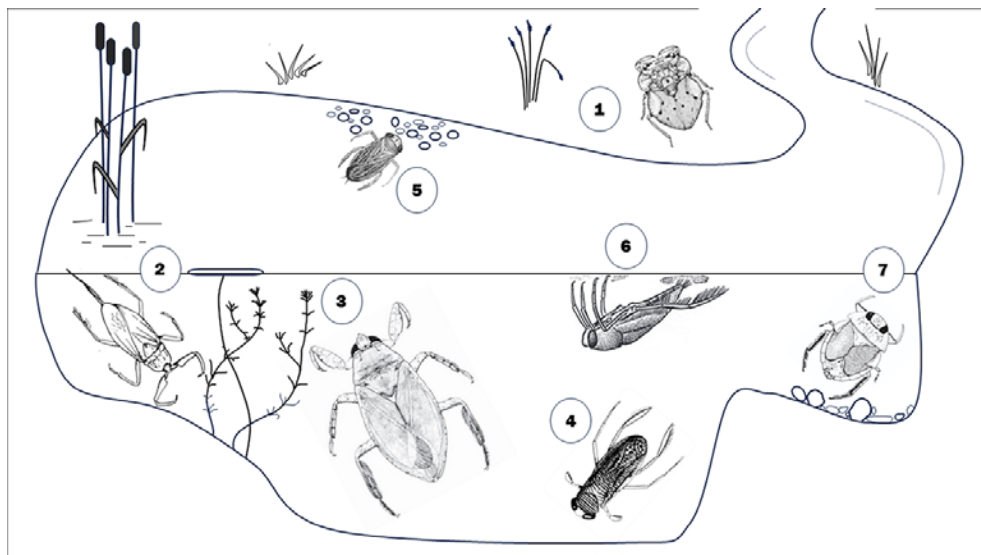
(5) Bentikus élőhely (benthic; bentál). Ez az élőhely a fenéküledéket jelenti, amely az itt élő akvatikus poloskák számára szaporodási helyként, menedékként és táplálékszerzési területként szolgál. Általában sekély, álló vagy lassan folyó vízi élőhelyek, patakmedrek nyílt, sekély medencéi, gyakran homokos vagy agyagos aljzattal, kevés növényi törmeléssel vagy azok nélkül. Itt kistestű állatok élnek. Idetartoznak a *Micronecta* és *Tenagobia* genuszok.

(6) Nektonikus élőhely (nectonic; ~faciál). A jelen csoportosítás szerint a víztestek felületi hártájához alulról kapcsolódó és onnan csekély mélységig terjedő zóna. Jellemzően csendes, álló vagy enyhén áramló édesvízi élőhelyek ezek, például tavak, mocsarak felszíne és patakok széle. Idetartoznak az *Anisops*, *Aphelonecta*, *Buenoa*, *Enithares*, *Martarega*, *Neonychia*, *Neoplea*, *Notonecta*, *Nychia*, *Paraplea*, *Paratrephes*, *Tiphotrephes* genuszok.

(7) Medence/gázló. Rövidítve használok a MONTGOMERY és BUFFINGTON (1997) által medence-gázlónak definiált élőhelyek megnevezésére. (Több angol nyelvű publikációban „riffle” vagy „riffle-pool” élőhelynek nevezik, aminek nincs egyszavas magyar megfelelője, gyakran gázló-medence élőhelynek nevezik.) Patak vagy folyó, sziklás, kavicsos, néha homokos területe. Mélyebb részein kisebb-nagyobb medencék, gyakran medencesorozatok vannak, sekélyebb részein pedig gyorsan áramlik és turbulens a vízfolyás. A meder köves alja a vizet hullámvölvő teszi, átkeveri és így oxigénben dús lesz. Néha a parti növényzet is belóg a vízbe. Idetartoznak az *Ambrysus*, *Aphelocheirus*, *Asthenocoris*, *Cheirochela*, *Coptocatus*, *Ctenipocoris*, *Fischerotrephes*, *Heleocoris*, *Helotrephes*, *Hydrotrephes*, *Limnocoris*, *Namtokocoris*, *Philippinocoris*, *Procryphocricos*, *Stalocoris*, *Temnocoris*, *Tsingala* genuszok.

Tisztában vagyok azzal, hogy mint minden élőhely-osztályozás, a fentebb vázolt sem tökéletes, hiszen az egész világon elterjedt taxon élőhelyeit kellett csoportosítani. Torzíthatja az eredményeket, hogy a rokon fajok között is lehetnek különbségek az élőhely-

preferenciákban, tehát adott genuszba tartozó fajok élőhely-preferenciája eltérő lehet. Feltételezem azonban, hogy a tévesen besorolt nemzetségek/fajok száma kicsi, mivel a rokon nemzetségek/fajok testnagysága (beleértve a testhosszat is) és életmódja rendszerint hasonló, a besorolások pedig a genuszok legjobb specialistái által írt összefoglaló cikkek alapján történtek (BAKONYI & SERES 2025; Supporting Information). Az 1. ábra segíti az élőhelyek struktúrájának és az ott található fajok habitusának vizuális áttekintését és hozzávetőleges benyomást adhat azokról.



1. ábra: A hét élőhely vázlatos bemutatása az ott található taxonok jellegzetességeit mutató habitus-rajzzal. 1. vízparti, 2. litorális, partközeli, 3. litorális, parttávolsági, 4. pelagikus, 5. bentikus, 6. nektonikus, 7. medence/gázló. Az állatok rajzai nem méretarányosak (a kisebb testűeket nagyított képpel szemléltetem).

Figure 1. An illustration of the seven habitats showing the characteristics of the taxa found there. 1. riparian, 2. littoral, nearshore, 3. littoral, offshore, 4. pelagic, 5. benthic, 6. nectonic, 7. riffle. The drawings of animals are not to scale (smaller animals are shown enlarged).

Megvizsgáltam, hogy az 1097 faj testhossza különbözik-e az élőhely szerint. Ezért egy-szemponos ANOVA-elemzést végeztem. Az elemzés feltételeit Q-Q-diagrammal (adat-el-oszlás normalitása) és F-tesztel (a szórások egyezése) ellenőriztem. Az ANOVA-főhatás hatásnagyságának (effect size) megállapítására az eta négyzetet (η^2) használtam. COHEN (1988) nyomán az η^2 értékeket a következő módon értékeltem: kicsi (0,01-nél alacsonyabb), közepes (0,01 és 0,14 között) és nagy (0,14 felett) (RICHARDSON 2011). Mivel az adatok eloszlása nem volt normális, és logaritmikus transzformációval sem lehetett a normalitásukat elérni, valamint a szórások is különböztek a csoportok között, nem-parametrikus Kruskal-Wallis tesztet végeztem a főhatás megállapítására. A csoportok közötti különbségeket Dunn-féle utóteszt (post hoc) segítségével állapítottam meg, és ezekben az esetekben is kiszámoltam a hatásnagyságokat (η^2). Az adatok elemzéséhez és a grafikon

elkészítéséhez az R v4.6.27 statisztikai program (R CORE TEAM 2021) 'rstatix' (KASSAMBARA 2023) 'dunn.test' (DINNO 2024) és 'ggplot2' (WICKHAM 2016) szoftver-csomagjait használtam.

1. táblázat. A különböző élőhelyek akvatikus poloskafajainak testhosszkülönbségei Dunn-féle utóteszt (post hoc) eredményei alapján (z és p), valamint a hatásmagyságok (η^2) értékei. A p-értéket 0,05 felett tekintettem szignifikánsnak, a hatásmagyságot pedig 0,14 felett nagyknak vettem. Ezeket az eseteket vastagított számokkal jelöltem. Tényleges különbségnek azt tekintettem, amikor a p-érték szignifikáns, a hatásmagyság pedig nagy volt.

Table 1. Differences in body length between species of aquatic bugs from different habitats based on Dunn's post hoc test (z and p) and effect sizes (η^2). The p value was considered significant above 0.05 and the effect size was considered large above 0.14. These cases are indicated by bold numbers. I considered a real difference when the p-value was significant and the effect size was large.

	z	p	η^2
Bentikus – Litorális(pk)	-22,8	<0,001	0,744
Bentikus – Litorális(pt)	-21,2	<0,001	0,747
Litorális(pk) – Litorális(pt)	1,3	1,0	0,01
Bentikus – Nektonikus	-12,3	<0,001	0,558
Litorális(pk) – Nektonikus	15,1	<0,001	0,632
Litorális(pt) – Nektonikus	13,2	<0,001	0,497
Bentikus – Pelagikus	-7,9	<0,001	0,72
Litorális(pk) – Pelagikus	15,7	<0,001	0,749
Litorális(pt) – Pelagikus	14,2	<0,001	0,665
Nektonikus – Pelagikus	3,4	<0,02	0,048
Bentikus – Medence/gázló	-14,3	<0,001	0,615
Litorális(pk) – Medence/gázló	12,0	<0,001	0,677
Litorális(pt) – Medence/gázló	10,2	<0,001	0,516
Nektonikus – Medence/gázló	-3,2	<0,05	0,037
Pelagikus – Medence/gázló	-5,8	<0,001	0,198
Bentikus – Vízparti	-9,2	<0,001	0,726
Litorális(pk) – Vízparti	14,5	<0,001	0,745
Litorális(pt) – Vízparti	12,9	<0,001	0,631
Nektonikus – Vízparti	1,9	1,0	0,017
Pelagikus – Vízparti	-1,4	1,0	0,006
Medence/gázló – Vízparti	4,4	<0,001	0,086

Eredmények

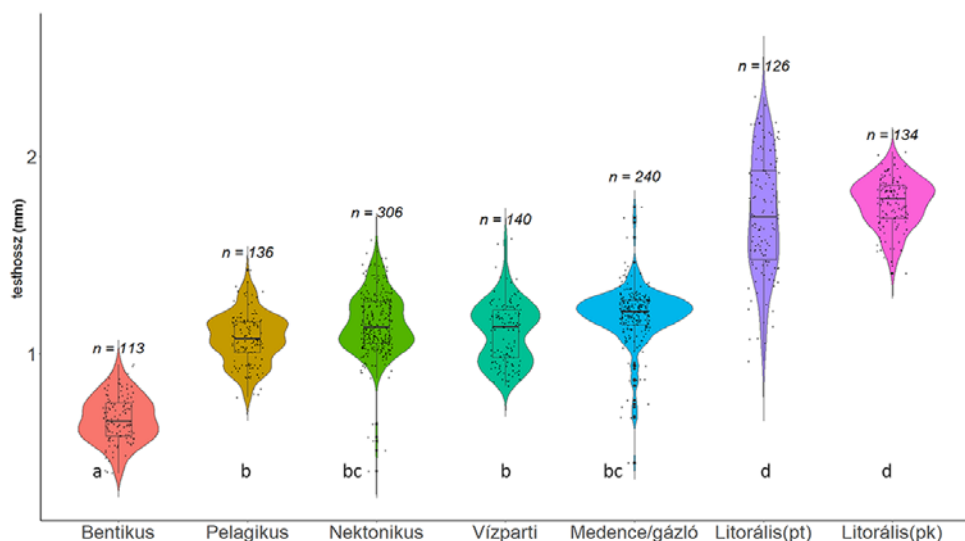
A Kruskal-Wallis analízis eredménye azt mutatta, hogy a különböző élőhelyeket benépesítő akvatikus poloskafajok testhossza eltérő egymástól. Az élőhelynek szignifikáns főhatása volt az ott élő fajok testhosszára ($\chi^2 = 778,41$, $df = 6$, $p\text{-érték} < 0,001$), (2. ábra). A hatásnagyság ($\eta^2 = 0,651$) COHEN (1988) szerint magas értéknek tekinthető mutatva, hogy az eredmények variabilitásáért 65%-ban az élőhelyek a felelősek. Az élőhelyek összehasonlítása során csak azokat a mediánokat tekintem különbözőeknek, ahol a szignifikancia ($p < 0,05$) és a hatásnagyság ($\eta^2 > 0,14$) is jelentős. Ilyen kritériumok mellett a legtöbb esetben a különböző élőhelyeken található fajok testhossza eltérő (1. táblázat). A két, leghosszabb fajokat tartalmazó élőhelyen (litorális(pk) és litorális(pt)) egyforma a poloskák testhossza, hasonlóan a pelagikus, nektonikus, vízparti és medence/gázló, valamint a nektonikus és medence/gázló élőhelyek állataihoz. A többi esetben azonban a fajok testhossza szignifikánsan különbözik egymástól (2. ábra).

A litorális zóna parttól távolabbi szélén élő fajok széles tartományt fednek le: kis, közepes és nagy fajok hasonló arányban fordulnak elő, ahogy a megnyúlt hegedűábra is mutatja. A medence/gázló élőhelyen ezzel szemben a méretek erősen a medián körül csoportosulnak, mutatva, hogy a fajok testhossza hasonló. A vízparton az eloszlás kétszcűsű, mert az *Ochterus*-fajok kisebbek a többi genusz (*Gelastocoris*, *Gestrorella*, *Montandonius*, *Nerthra*) fajainál. A többi, eddig nem tárgyalt élőhelyen nem egyenletes a fajok testhosszáinak eloszlása, amit az ábrák széleinek hullámossága jelez, mutatva az adatok több érték körül történő csoportosulását.

Értékelés

Pillanatnyilag még mindig nem világos, hogy az édesvízi ökoszisztémák ökológiai folyamataiban a különböző testnagyságú fajok szerepe milyen mértékben különbözik az élőhelyek szerint (GU *et al.* 2022). Ebben a vizsgálatban, globális skálára vonatkoztatva azt találtam, hogy az akvatikus poloskák testhossza eltér aszerint, hogy milyen élőhelyen élnek. A parthoz közeli, növényekkel benőtt álló vagy lassú mozgású vizekben élő fajok testhossza nagyobb, mint a másik öt élőhelyen található fajoké. A jelenséget számos tényező magyarázhatja. A különböző élőhelytípusokban élő fajok eltérő fizikai struktúráknak, erőforrás-ellátottságnak, ragadozói nyomásnak és versengésnek vannak kitéve. Mindezek a tényezők többféle módon befolyásolhatják a testhosszat. Ezekről a tényezőkről az akvatikus poloskák (Nepomorpha) esetében azonban igen kevés információ áll rendelkezésre.

Az ökológiai szituációk és folyamatok jelentős hatással vannak a testnagyságra. Feltételezésem szerint a jelen vizsgálatban talált mintázat (2. ábra) elsősorban a litorális, tóparti és folyóparti élőhelyek többihez viszonyított nagyobb struktúrális és biotikus változatosságának következménye. Itt a különféle növényállománynak köszönhető struktúrális sokféleség miatt az állatok könnyen találnak számukra kedvező búvó- és szaporodóhelyeket (TANIGUCHI *et al.* 2003, WALSING *et al.* 2006, THOMAZ & CUNHA 2010). Ami a biotikus változatosságot illeti, a folyóparti (PAETZOLD & TOCKNER 2005, RAMEY & RICHARDSON 2017)



2. ábra: A fajok testhosszának eloszlása a hét élőhelyen (az adatok $\log_{10}$ transzformáltak). n: fajszám az adott élőhelyen. A különböző betűkkel jelölt adatszoportok értékei jelentősen különböznek egymástól, mert mind a „p-”, mind az „ η^2 ” értékek statisztikailag megbízható eltérést mutatnak. x tengely: élőhely, y-tengely: testhossz.

Figure 2. Distribution of species body lengths in the seven habitats (note that data are $\log_{10}$ transformed). n: number of species in the habitat. The values of the data sets marked with different letters are significantly different from each other, because both “p” and “ η^2 ” values show a statistically reliable difference. x-axis: habitat, y-axis: body length.

és litorális élőhelyeken (MAIA-BARBOSA *et al.* 2008, SAGRARIO *et al.* 2009, WALSING *et al.* 2006) a táplálékfajok nagy változatosságban és bőségben állnak rendelkezésre. Továbbá a partközeli élőhelyen található fajok hosszabb testét a rendelkezésre álló gazdagabb táplálékkészlet mellett magyarázhatja az „ül és vár” életmód is, amihez viszonylag alacsony anyagcsere-aktivitás társul (LIGHTON & FIELDEN 1995), hiszen az idetartozó fajok lassan mozognak, gyakran meglapulnak levelek alatt vagy szubmerz növényzet között (SITES & POLHEMUS 2014). A növényzetben gazdag litorális zónában a nagytestű ragadozók, például a csíkbogarak (Dytiscidae), jobban el tudnak rejtőzni, ezért itt kisebb rajtuk a predációs nyomás (LIAO *et al.* 2024). A predációs nyomás csökkenése a rovarok testnagyságának növekedéséhez vezethet, mert kevesebb energiát kell költenie a ragadozók elleni védelemre és több energia jut a növekedésre (GOTTHARD 2000). A litorális parttávolsági területeken különböző testhosszú fajok élnek, mindegyik relatíve nagy számban. Ez jelzi, hogy átmeneti élőhelyről van szó, amely különböző hosszúságú fajok számára megfelelő.

A vízparti fajok testhossza átfed a pelagikus, nektonikus és medence/gázló élőhelyeket találhatók fajokéval. Ez azonban az elkülönült élőhely miatt nem vezet versengéshez. YE és munkatársai (2020) szerint a vízpartra történő behatolást az evolúció során az tette lehetővé, hogy az korábban nem lakott, kezdetben kevés versenytársat tartalmazó hely volt. A medence/gázló élőhelyen található fajok testnagysága a legegységesebb, ami azt jelentheti, hogy

környezeti feltételek szempontjából ez a leghomogénebb élőhely. A *Limnocoris*-fajok közül sok repülésre képtelen, az adott mikroélőhelyen csúcsragadozó, hasonlóan az *Ambrysus*-fajokhoz (NIESER & LOPEZ RUF 2012, SITES & WILLIG 1991). Mivel a medencékből és gázlók-ból álló, főleg patakparti élőhelyek térbeli kiterjedése gyakran hasonló (MONTGOMERY & BUFFINGTON 1997), a bennük élő, hasonló életmódú akvatikus poloskák testhossza is közelíthet egymáshoz.

Jelen elemzés nem taxonómiai szinten vizsgálta a fajok élőhely szerinti megoszlását, azonban esetenként az élőhelyek poloskanépessége egy-egy nagyobb taxonnal volt jellemezhető. A búvárpoloskák (Corixoidae) a fajokban leggazdagabb Nepomorpha-taxon, a pelagikus és a bentikus élőhelyeket népesítik be. A Corixidae-fajok több, a pelagikus életmóddal összefüggő vonásukban jelentősen eltérnek a többi taxontól. A Corixidae hímek első lábfejeének (pala) felépítése a legtöbb faj esetében úgy módosult, hogy párzás közben a nőtényeket szilárdan tudják tartani (BAKONYI 1984) még akkor is, ha éppen nincs szilárd kapaszkodóhely. Szájszervük nem mozgatható, és a legtöbb faj vegyes táplálkozású, vagyis növényi (alga, detritusz) eredetű tápanyagot is fogyaszt (BAKONYI 1978, HÄDICKE *et al.* 2017). Talán az összes többi ragadozó akvatikus poloskától eltérő, szélesebb táplálékspektrumuk miatt tudtak azokétól eltérő, pelagikus és bentikus élőhelyeket is nagy fajszámban benépesíteni.

A legkisebb testű akvatikus poloskák (*Micronecta*, *Tenagobia*) általában sekély, álló vagy lassan folyó, homokos vagy apró kavicsos aljzatú vizekben élnek, ahol rendszerint gyér a növényzet (CHEN & LAPIDIN 2015). Ezek az élőhelyek korlátozottak erőforrásokban, ami feltételezésem szerint a kisebb testnagyság kialakulását teszi lehetővé. A generációk közötti méretváltozások gyorsan bekövetkezhetnek a rendelkezésre álló tápláléktól függően, és ennek filogenetikai következményei lehetnek (CHOWN & GASTON 2010). Jelen esetben ez a folyamat kisebb testnagysághoz vezet. Továbbá, mivel nyílt élőhelyekről van szó, a ragadozónyomás nagy lehet, ami szintén a kisebb testnagyság kialakulását segíti, hiszen a kisebb testű rovarokat nehezebben fedezi fel a ragadozók (ALLAN 1978). Feltehető az is, hogy a Micronectinae taxonok (*Micronecta*, *Tenagobia*) kis teste és sekély víztestekben való bentikus életmódja a többi Corixidae taxonhoz tartozó fajjal történő versengés elkerülése miatt alakulhatott ki.

Az élőhelyek akvatikus poloskák testhosszára gyakorolt hatásainak értelmezése nehézségekbe ütközik, mivel a testhossz sok különböző tényező (abiotikus tényezők, az élőhely fizikai szerkezete, táplálékforrások stb.) eredménye. Kvantitatív mérések hiányában nem tudjuk biztosan megmondani, hogy mely ökológiai tényezők befolyásolták a végső testnagyságot. Továbbá, bár a fajok testhosszára vonatkozóan kiterjedt adatbázissal rendelkezünk, a legtöbb faj környezeti igényéről nagyon kevés információ található.

Hasonló problémával nézünk szembe, ha evolúciós skálán próbálunk válaszokat találni. Amit tudunk, hogy az Ochtheroidea (Ochteridae és Gelastocoridae) taxon fajai másodlagosan szárazföldi (bár általában vízmenti) élőhelyekre és életmódra tértek át (WANG *et al.* 2020, WEIRAUCH *et al.* 2019). Más Nepomorpha taxonnal itt nem kell versengeniük, amit az is valószínűsít, hogy a pelagikus, nektonikus és medence/gázló csoportokhoz hasonló a testhosszuk. Viszont az ugyanezen az élőhelyen található partipoloska-félék (Saldidae) testhossza hasonló, ami vezethet versengéshez. Ennek a kérdésnek a tisztázása további vizsgálatokat igényel.

Problémát jelent, hogy az egyedfejlődés során egyre nagyobbra növő állatok különböző élőhelyeket választhatnak, kedvezőbb életfeltételeket keresve, ahogy ezt folyóvízi bentikus makrogerinctelen fajok esetében kimutatták (SAGNES *et al.* 2008). Az ontogenezis során előforduló élőhelyváltoztatásról az akvatikus poloskák esetében nincs információ.

A résztvevő populációk átlagos testnagysága befolyással van a vízi élőhelyek életközösségeinek struktúrájára és funkcióira egyaránt. A testnagyság a diszperziós képességeken és módokon keresztül hatást gyakorol a közösség diverzitására (DE BIE *et al.* 2012), befolyásolja a megfelelő élőhelyfoltok elérésének lehetőségeit és a közösségek közötti kapcsolatokat (BORTHAGARAY *et al.* 2014), a táplálékhálózatok tulajdonságait (JACOB *et al.* 2011). A populáción belüli testnagyságbeli eltérések és az élőhelyi komplexitás befolyásolják a fajok közötti kölcsönhatásokat, ahogy ezt két gyakori ragadozó, a csíkbogár (*Cybister fimbriolatus*) és a szitakötő (*Anax junius*) lárváinak predációs hatásában kimutatták (CARTER *et al.* 2018).

A testnagyság erősebb korrelációt mutat az ökológiai folyamatokkal és az ökológiai kölcsönhatásokkal a bentikus, mint a pelagikus élőhelyen (GU *et al.* 2022). A nagyobb testnagysággal rendelkező taxonok jellemzően magasabb trofikus szinten találhatók, denzitásuk viszonylag alacsony és sok biotikus kölcsönhatással rendelkeznek (MONTROYA *et al.* 2006). Mindezek a jelenségek sok, különböző testnagyságú taxont magába foglaló közösségekből ismertek. Arra vonatkozóan azonban nem áll rendelkezésre információ, hogy egy taxonon belül, mint jelen esetben az akvatikus poloskák esetében is, érvényesek-e ezek a jelenségek.

Még messze vagyunk attól, hogy megértsük, miért élnek különböző hosszúságú akvatikus poloskák eltérő élőhelyeken. Mindenesetre úgy tűnik, hogy hasonló taxonokba tartozó fajok hasonló élőhelyek elfoglalásának irányába evolválódtak, vagy adott élőhelyen evolválódott új fajok hasonló élőhelyeken maradtak. A testhossz és élőhely kapcsolatát kialakító mechanizmusok feltárása még várat magára. Jelen vizsgálat globális léptékű. További kutatási területet jelenthet az akvatikus poloskák testhosszának vizsgálata kisebb földrajzi egységen belül, meghatározott víztípusokban és/vagy részletesebb víztipológia alapján.

Köszönetnyilvánítás. Köszönetemet fejezem ki VÁSÁRHELYI TAMÁSNAK hasznos tanácsaiért és a kéziratához fűzött lényeges szakmai megjegyzéseiért, valamint BODA PÁLNAK és GYÖRFFY GYÖRGYNEK gondos lektori munkájukért, ami sokat javított a kézirat minőségén.

Irodalomjegyzék

- Alcantara, M. J. M., Fontanilla, A. M., Ashton, L. A., Burwell, C. J., Cao, M., Han, H., Huang, H., Kitching, R. L., Reshchikov, A., Shen, X., Tang, Y., Wan, Y., Xu, Z., & Nakamura, A. (2024). Bugs and Bergmann's rule: a cross-taxon large-scale study reveals idiosyncratic altitudinal and latitudinal body size patterns for different insect taxa. *Entomologia Generalis*, 44(3), 715–725. <https://doi.org/10.1127/entomologia/2024/2246>
- Allan, J. D. (1978). Trout predation and the size composition of stream drift. *Limnology and Oceanography*, 23(6), 1231–1237. <https://doi.org/10.4319/lo.1978.23.6.1231>

- Bakonyi, G. (1978). Contribution to the knowledge of the feeding habits of some water boatmen: *Sigara* spp. (Heteroptera: Corixidae). *Folia Entomologica Hungarica*, 31(2), 19–24.
- Bakonyi, G. (1984). On the morphology of the paler pegs of some Corixidae (Heteroptera). *Acta Zoologica Hungarica*, 30(3–4), 249–255.
- Bakonyi, G., & Seres, A. (2025). Sex on the Beach: Sexual Size Dimorphism Among Aquatic Bugs (Nepomorpha) Inhabiting Different Habitats. *Ecology and Evolution*, 15(6). <https://doi.org/10.1002/ece3.71501>
- Blackburn, T. M., & Gaston, K. J. (1994). Animal body size distributions: patterns, mechanisms and implications. *Trends in Ecology and Evolution*, 9(12), 471–474. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90311-5](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90311-5)
- Blake, S., Foster, G. N., Eyre, M. D., & Luff, M. L. (1994). Effects of habitat type and grassland management practices on the body size distribution of carabid beetles. *Pedobiologia*, 38(6), 502–512. [https://doi.org/10.1016/s0031-4056\(24\)00151-3](https://doi.org/10.1016/s0031-4056(24)00151-3)
- Blanckenhorn, W. U. (2000). The evolution of body size: What keeps organisms small? *The Quarterly Review of Biology*, 75(4), 385–407. <https://doi.org/10.1086/393620>
- Borthagaray, A. I., Arim, M., & Marquet, P. A. (2014). Inferring species roles in metacommunity structure from species co-occurrence networks. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1792), 1–7. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1425>
- Brown, J. H., Marquet, P. A., & Taper, M. L. (1993). Evolution of body size: consequences of an energetic definition of fitness. *The American Naturalist*, 142(4), 573–584. <https://doi.org/10.1086/285558>
- Butler, M. A., Schoener, T. W., & Losos, J. B. (2000). The relationship between sexual size dimorphism and habitat use in Greater Antillean anolis lizards. *Evolution*, 54(1), 259–272. <https://doi.org/10.1111/j.0014-3820.2000.tb00026.x>
- Callier, V., & Nijhout, H. F. (2013). Body size determination in insects: A review and synthesis of size- and brain-dependent and independent mechanisms. *Biological Reviews*, 88(4), 944–954. <https://doi.org/10.1111/brv.12033>
- Carter, S. K., Vodopich, D., & Crumrine, P. W. (2018). Heterogeneity in body size and habitat complexity influence community structure. *Journal of Freshwater Ecology*, 33(1), 239–249. <https://doi.org/10.1080/02705060.2018.1435429>
- Chen, P. P., & Lapidin, J. (2015). A review of Bornean Micronectidae (Hemiptera, Heteroptera, Nepomorpha) with descriptions of two new species from Sabah, Malaysia. *ZooKeys*, 62(501), 27–62. <https://doi.org/10.3897/zookeys.501.9416>
- Chown, S. L., & Gaston, K. J. (2010). Body size variation in insects: A macroecological perspective. *Biological Reviews*, 85(1), 139–169. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2009.00097.x>
- Cohen, J. (1988). *Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences*. Routledge. <https://doi.org/https://doi.org/10.4324/9780203771587>
- De Bie, T., De Meester, L., Brendonck, L., Martens, K., Goddeeris, B., Ercken, D., Hampel, H., Denys, L., Vanhecke, L., Van der Gucht, K., Van Wichelen, J., Vyverman, W., & Declerck, S. A. J. (2012). Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. *Ecology Letters*, 15(7), 740–747. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01794.x>
- Dévai, G., Nagy, S., Wittner, I., Aradi, C., Csabai, Z., & Tóth, A. (1998). *A vízi és a vizes élőhelyek sajátosságai és tipológiája* (G. Dévai (ed.)), Debrecen, 66 pp.
- Edgar, B. A. (2006). How flies get their size: Genetics meets physiology. *Nature Reviews Genetics*, 7(12), 907–916. <https://doi.org/10.1038/nrg1989>
- Ehnes, R. B., Rall, B. C., & Brose, U. (2011). Phylogenetic grouping, curvature and metabolic scaling in terrestrial invertebrates. *Ecology Letters*, 14(10), 993–1000. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01660.x>

- Farmer, K. J., & Sohal, R. S. (1987). Effects of ambient temperature on free radical generation, antioxidant defenses and life span in the adult housefly, *Musca domestica*. *Experimental Gerontology*, 22(1), 59–65. [https://doi.org/10.1016/0531-5565\(87\)90015-5](https://doi.org/10.1016/0531-5565(87)90015-5)
- Gotthard, K. (2000). Increased risk of predation as a cost of high growth rate: An experimental test in a butterfly. *Journal of Animal Ecology*, 69(5), 896–902. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2000.00432.x>
- Gu, Y., Liu, Z., Li, J., Meng, D., Yuan, H., Zhang, M., Zhang, H., Yin, H., Cong, J., & Xiao, N. (2022). Body size as key trait determining aquatic metacommunity assemblies in benthonic and planktonic habitats of Dongting Lake, China. *Ecological Indicators*, 143(June), 109355. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109355>
- Hädicke, C. W., Rédei, D., & Kment, P. (2017). The diversity of feeding habits recorded for water boatmen (Heteroptera: Corixidae) world-wide with implications for evaluating information on the diet of aquatic insects. *European Journal of Entomology*, 114, 147–159. <https://doi.org/10.14411/eje.2017.020>
- Hall, R. O., Koch, B. J., Marshall, M. C., Taylor, B. W., & Tronstad, L. M. (2009). How body size mediates the role of animals in nutrient cycling in aquatic ecosystems. In *Body Size: The Structure and Function of Aquatic Ecosystems* (pp. 286–305). <https://doi.org/10.1017/cbo9780511611223.016>
- Jacob, U., Thierry, A., Brose, U., Arntz, W. E., Berg, S., Brey, T., Fetzer, I., Jonsson, T., Mintenbeck, K., Möllmann, C., Petchey, O. L., Riede, J. O., & Dunne, J. A. (2011). The role of body size in complex food webs. A cold case. In *Advances in Ecological Research* (Vol. 45). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386475-8.00005-8>
- Kalinkat, G., Jochum, M., Brose, U., & Dell, A. I. (2015). Body size and the behavioral ecology of insects: Linking individuals to ecological communities. *Current Opinion in Insect Science*, 9, 24–30. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2015.04.017>
- Kingsolver, J. G., & Huey, R. B. (2008). Size, temperature, and fitness: Three rules. *Evolutionary Ecology Research*, 10(2), 251–268.
- Liao, W., Zanca, T., & Niemelä, J. (2024). Predation risk modifies habitat use and habitat selection of diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae) in an Urban Pondscape. *Global Ecology and Conservation*, 49, e02801. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e02801>
- Lighton, J. R. B., & Fielden, L. J. (1995). Mass Scaling of Standard Metabolism in Ticks: A Valid Case of Low Metabolic Rates in Sit-and-Wait Strategists. *Physiological Zoology*, 68(1), 43–62. <https://doi.org/10.1086/physzool.68.1.30163917>
- Lövei, G. L., & Magura, T. (2022). Body size and the urban heat island effect modulate the temperature–size relationship in ground beetles. *Journal of Biogeography*, 49(9), 1618–1628. <https://doi.org/10.1111/jbi.14458>
- Maia-Barbosa, P. M., Peixoto, R. S., & Guimarães, A. S. (2008). Zooplankton in littoral waters of a tropical lake: A revisited biodiversity. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4 SUPPL.), 1069–1078. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500014>
- McAbendroth, L., Ramsay, P. M., Foggo, A., Rundle, S. D., & Bilton, D. T. (2005). Does macrophyte fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions? *Oikos*, 111(2), 279–290. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13804.x>
- Menke, A. S. (1979). The Semiaquatic and Aquatic Hemiptera of California (Heteroptera: Hemiptera). In *Bulletin of the California Insect Survey* (Vol. 21), 166 pp.
- Merckx, T., Souffreau, C., Kaiser, A., Baardsen, L. F., Backeljau, T., Bonte, D., Brans, K. I., Cours, M., Dahirel, M., Debortoli, N., De Wolf, K., Engelen, J. M. T., Fontaneto, D., Gianuca, A. T., Govaert, L., Hendrickx, F., Higuti, J., Lens, L., Martens, K., ... Van Dyck, H. (2018). Body-size shifts in aquatic and terrestrial urban communities. *Nature*, 558(7708), 113–116. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0140-0>

- Montgomery, D. R., & Buffington, J. M. (1997). Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *Bulletin of the Geological Society of America*, 109(5), 596–611.
[https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1997\)109<0596:CRMIMD>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1997)109<0596:CRMIMD>2.3.CO;2)
- Montoya, J. M., Pimm, S. L., & Solé, R. V. (2006). Ecological networks and their fragility. *Nature*, 442(7100), 259–264. <https://doi.org/10.1038/nature04927>
- Morse, D. R., Lawton, J. H., Dodson, M. M., & Williamson, M. H. (1985). Fractal dimension of vegetation and the distribution of arthropod body lengths. *Nature*, 314(6013), 731–733.
<https://doi.org/10.1038/314731a0>
- Nieser, N., & Lopez Ruf, M. (2012). A review of Limnocois Stål (Heteroptera: Naucoridae) in southern South America east of the Andes. *Tijdschrift Voor Entomologie*, 144(2), 261–328.
<https://doi.org/10.1163/22119434-900000091>
- Nijhout, H. F. (2003). The control of body size in insects. *Developmental Biology*, 261(1), 1–9.
[https://doi.org/10.1016/S0012-1606\(03\)00276-8](https://doi.org/10.1016/S0012-1606(03)00276-8)
- Nolte, D., Boutaud, E., Kotze, D. J., Schuldt, A., & Assmann, T. (2019). Habitat specialization, distribution range size and body size drive extinction risk in carabid beetles. *Biodiversity and Conservation*, 28(5), 1267–1283. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01724-9>
- Paetzold, A., & Tockner, K. (2005). Effects of riparian arthropod predation on the biomass and abundance of aquatic insect emergence. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(2), 395–402. <https://doi.org/10.1899/04-049.1>
- Petry, P., Bayley, P. B., & Markle, D. F. (2003). Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. *Journal of Fish Biology*, 63(3), 547–579. <https://doi.org/10.1046/j.1095-8649.2003.00169.x>
- Polhemus, J. T. (2009). Hemiptera (True Bugs). *Encyclopedia of Inland Waters*, 323–334.
<https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00175-7>
- Polhemus, J. T., & Polhemus, D. A. (2008). Global diversity of true bugs (Heteroptera; Insecta) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1), 379–391. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9033-1>
- Ramey, T. L., & Richardson, J. S. (2017). Terrestrial Invertebrates in the Riparian Zone: Mechanisms Underlying Their Unique Diversity. *BioScience*, 67(9), 808–819.
<https://doi.org/10.1093/biosci/bix078>
- Richardson, J. T. E. (2011). Eta squared and partial eta squared as measures of effect size in educational research. *Educational Research Review*, 6(2), 135–147.
<https://doi.org/10.1016/j.edurev.2010.12.001>
- Sagnes, P., Mérioux, S., & Péru, N. (2008). Hydraulic habitat use with respect to body size of aquatic insect larvae: Case of six species from a French Mediterranean type stream. *Limnologia*, 38(1), 23–33. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2007.09.002>
- Sagrario, G., De Los Angeles, M., Balseiro, E., Ituarte, R., & Spivak, E. (2009). Macrophytes as refuge or risky area for zooplankton: A balance set by littoral predacious macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 54(5), 1042–1053. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02152.x>
- Schuh, R. T., & Weirauch, C. (2020). *True Bugs of the World (Hemiptera: Heteroptera): Classification and Natural History*. Siri Scientific Press, 800 pp.
- Shelomi, M. (2012). Where are we now? Bergmann’s rule Sensus Lato in insects. *American Naturalist*, 180(4), 511–519. <https://doi.org/10.1086/667595>
- Sites, R. W. (2022). Phylogeny and revised classification of the saucer bugs (Hemiptera: Nepomorpha: Naucoridae). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 195(4), 1245–1286.
<https://doi.org/10.1093/zoollinnean/zlab105>
- Sites, R. W., & Polhemus, J. T. (2014). Nepidae (Hemiptera) of the United States and Canada Nepidae (Hemiptera) of the United States and Canada. *Annales of the Entomological Society of America*, 87(1), 27–42.

- Sites, R. W., & Willig, M. R. (1991). Microhabitat associations of three sympatric species of Naucoridae (Insecta: Hemiptera). *Environmental Entomology*, 20(1), 127–134. <https://doi.org/10.1093/ee/20.1.127>
- Smock, L. A. (1980). Relationships between body size and biomass of aquatic insects. *Freshwater Biology*, 10, 375–383. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1980.tb01211.x>
- Speakman, J. R. (2005). Body size, energy metabolism and lifespan. *Journal of Experimental Biology*, 208(9), 1717–1730. <https://doi.org/10.1242/jeb.01556>
- Stańska, M., & Stański, T. (2017). Body Size Distribution of Spider Species in Various Forest Habitats. *Polish Journal of Ecology*, 65(4), 359–370. <https://doi.org/10.3161/15052249PJE2017.65.4.005>
- Stillwell, C. Blanckenhorn, W.U. Teder, T. Davidowitz, G., & Fox, C. W. (2010). Sex differences in phenotypic plasticity affect variation in sexual size dimorphism in insects: from physiology to evolution. *Annual Review of Entomology*, 55, 227–245. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-112408-085500>
- Taniguchi, H., Nakano, S., & Tokeshi, M. (2003). Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. *Freshwater Biology*, 48(4), 718–728. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01047.x>
- Taniguchi, H., & Tokeshi, M. (2004). Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment. *Freshwater Biology*, 49(9), 1164–1178. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01257.x>
- Thomaz, S. M., & Cunha, E. R. da (2010). The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(02), 218–236. <https://doi.org/10.4322/actalb.02202011>
- Townsend, C. R., & Hildrew, A. G. (1994). Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, 31(3), 265–275. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01740.x>
- Truxal, F. S. (1949). A study of the genus Martarega (Hemiptera, Notonectidae). *Journal of the Kansas Entomological Society*, 22(1), 1–24.
- Walseng, B., Hessen, D. O., Halvorsen, G., & Schartau, A. K. (2006). Major contribution from littoral crustaceans to zooplankton species richness in lakes. *Limnology and Oceanography*, 51(6), 2600–2606. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.6.2600>
- Walters, A. W., & Post, D. M. (2011). How low can you go? Impacts of a low-flow disturbance on aquatic insect communities. *Ecological Applications*, 21(1), 163–174. <https://doi.org/10.1890/09-2323.1>
- Wang, Y., Moreira, F. F. F., Rédei, D., Chen, P., Kuechler, S. M., Luo, J., Men, Y., Wu, H., & Xie, Q. (2020). Diversification of true water bugs revealed by transcriptome-based phylogenomics. *Systematic Entomology*, 46(2), 339–356. <https://doi.org/10.1111/syen.12465>
- Weirauch, C., Schuh, R. T., Cassis, G., & Wheeler, W. C. (2019). Revisiting habitat and lifestyle transitions in Heteroptera (Insecta: Hemiptera): insights from a combined morphological and molecular phylogeny. *Cladistics*, 35(1), 67–105. <https://doi.org/10.1111/ccla.12233>
- Woodward, G., Ebenman, B., Emmerson, M., Montoya, J. M., Olesen, J. M., Valido, A., & Warren, P. H. (2005). Body size in ecological networks. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(7), 402–409. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.005>
- Ye, Z., Damgaard, J., Yang, H., Hebsgaard, M. B., Weir, T., & Bu, W. (2020). Phylogeny and diversification of the true water bugs (Insecta: Hemiptera: Heteroptera: Nepomorpha). *Cladistics*, 36(1), 72–87. <https://doi.org/10.1111/ccla.12383>

Relationship between body length and habitat in aquatic bugs (Heteroptera: Nepomorpha)

GÁBOR BAKONYI

Hungarian University of Agriculture and Life Sciences, Institute for Wildlife Management and Nature
Conservation, Department of Zoology and Ecology, 2100 Gödöllő, Páter Károly utca 1.
E-mail: *Bakonyi.Gabor@uni-mate.hu*

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2025) 110(1–2): 89–103.

Abstract. Body size is one of the most important characteristics of insects, as many physiological, life-history and ecological traits are strongly correlated with it. Conversely, body measurements can be used to deduce the nature and size of these characteristics. There is a large amount of data available on the body length of aquatic bugs (Nepomorpha). The question emerged if there is any correlation between body length and the habitat of the species? It was found that species from the littoral zone have significantly longer body lengths than species from five other habitats (benthic, pelagic, nektonic, riparian, riffle). Moreover, species in benthic habitats are significantly smaller than those in other habitats. The pattern is clear, but the triggers are diverse. Since relatively little information is available on the ecology of aquatic bugs, the explanation of the pattern is at present mainly speculative.

Keywords: aquatic bug, life history, body size, habitat type

Accepted: 04.09.2025

Published online: 15.09.2025