

Vízipoloskák (Nepomorpha), mint édesvizek minőségének jelzői

BAKONYI GÁBOR

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

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

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

MTMT: 10001569

Kivonat. A vízipoloskákat kevésbé tartják alkalmasnak a vízminőség jellemzésére, mint más makrogerinctelen taxonokat. Ebben az áttekintésben bemutatom, hogy van három terület, ahol a vízipoloskák alkalmasak lehetnek bioindikációs célokra. Ez a három terület, a vizek sótartalma, a piretroid rovarölőszerek koncentrációja és az eutrofizáció változásainak nyomon követése a vízipoloska-fajok, illetve fajegyüttesek segítségével. Mind a vizek sótartalma, mind az eutrofizáció hatással van a *Micronecta* genusz és a Corixidae család fajainak jelenlétére, hiányára, illetve egymáshoz viszonyított arányára is. Próbálkozások voltak már ezeknek a jelenségeknek a modellezésére is, de kidolgozott módszerek még nem állnak rendelkezésre. A meglévő adatok azonban kiindulásul szolgálhatnak a megalkotásukhoz. A piretroidok, hasonlóan más vízi szervezetekhez, a vízipoloskákra nézve is erősen toxikusak. Közülük a deltametrint hazánkban kiterjedten használják szúnyogirtás céljaira. Ez az eljárás a vízipoloskák szempontjából is kerülendő.

Kulcsszavak: szalinitás, eutrofizáció, *Micronecta*, Corixidae, bioindikáció, szúnyogirtás

Elfogadva: 2026.08.11.

Elektronikusan megjelent: 2026.08.18.

Bevezetés

A jelenleg ismert vízipoloskák (Nepomorpha) fajszáma körülbelül 2400 (SITES 2022, WANG *et al.* 2020). Képviselőik az Antarktisz és a nyílt tengerek kivételével világszerte elterjedtek. Édesvízi biotópokban, különböző jellegű álló és folyóvizekben mindenütt (POLHEMUS 2009, SCHUH & WEIRAUCH 2020, SITES 2022, WANG *et al.* 2020), sőt barlangokban is (DECU *et al.* 1994) előfordulhatnak, időnként és helyenként igen tömegesen. Testméretük és táplálkozásmódjuk változatos, ezért alapvető szerepet játszanak sokféle vízi ökoszisztéma működésében. Ragadozó fajaik erőteljes fentről lefelé mutató (top-down) hatást gyakorolnak a táplálékláncokban (RUMSCHLAG *et al.* 2020), valamint összekötik a vízi és szárazföldi ökoszisztémákat olyan módon, hogy part menti területekről a vizekbe eső szárazföldi gerinctelenekkel, például bogarakkal, tücskökkel és szöcskékkal táplálkoznak (SCHRIEVER & LYTLE 2020). Néhány ragadozó taxon (*Anisops* spp., Belostomatidae, *Gerris* spp., Nepidae, Notonectidae) fajairól bizonyították, hogy hatékonyan irtják a szúnyoglárva-

kat (DAMBACH 2020, SCHRIEVER & LYTLE 2020, SHAALAN & CANYON 2009). Jelentősek abból a szempontból is, hogy halak és baromfi takarmányozására használják őket, ugyanakkor halivadék-nevelő tavakra gyakorolt kártételük is ismert (PAPACEK 2001). Emellett egyes fajok emberi fogyasztásra is alkalmasak (YHOUNG-AREE 1997).

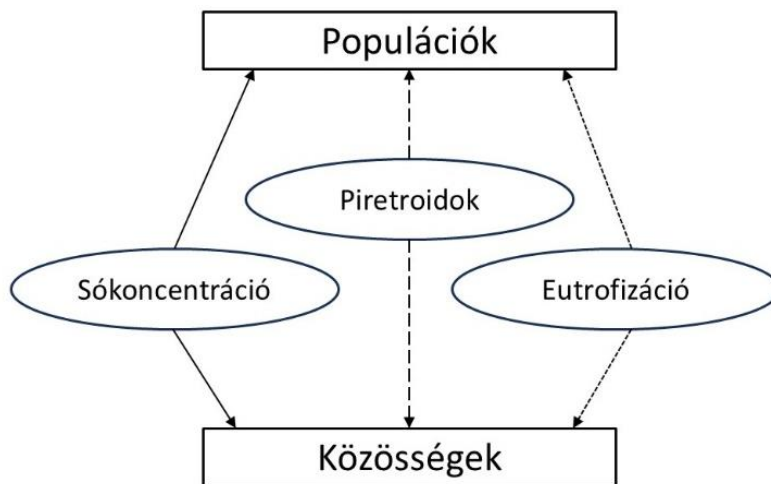
A természet, jelen esetben a vizek állapotát három, egymásra épülő lépés, a bioindikáció, a biomonitoring és az állapotértékelés segítségével szokták ellenőrizni. Az általános indikációs elv (JUHÁSZ-NAGY 1986) értelmében a fajok előfordulása, hiánya és a közösség összetételének változásai információt hordoznak az élőhely környezeti állapotáról és annak változásairól. Az ökológiában élőlények jelenlétét, hiányát, denzitását, viselkedési és életmenet-jellemzőit, valamint ezek konzisztens változásait használják a környezeti állapot vagy a környezeti terhelések (pl. szennyezés) kimutatására, illetve mértékének becslésére (bioindikációs vizsgálatok) (BRASIL *et al.* 2020, RESH & STATZNER 2006).

A vízipoloskák bioindikációs szerepét eddig csak kevésbé vizsgálták. Ennek egyik oka lehet, hogy a vízipoloska-fajokat kevésbé tartják érzékenyeknek az édesvízi élőhelyek állapotváltozásaira, mint a kérészeket (Ephemeroptera), az álkérészeket (Plecoptera) és a tegzeseket (Trichoptera) (SILAS *et al.* 2026, SOUZA *et al.* 2024). Ennek ellenére ma már számos, bár különböző minőségű adattal rendelkezünk arra vonatkozóan, hogy egyes vízipoloska-fajok illetve azok együttese miként reagálnak különböző környezeti változásokra (BAKONYI *et al.* 2022, RESH & STATZNER 2006, SILVA *et al.* 2026).

Biomonitoringról akkor van szó, ha a bioindikációs vizsgálatokat folyamatosan végzik és így a hatások időbeli változásai, a tendenciák is kideríthetők. Vízipoloskákkal kapcsolatban eddig tavak sótartalmának monitorozására dolgoztak ki eljárást a Corixidae család segítségével (SAVAGE 1994). Ennek a módszernek a fejlesztése és további módszerek kidolgozása még várat magára.

Az állapotértékelés során a bioindikációs és biomonitoring-vizsgálatokból gyűjtött adatokat elemzik, és összehasonlítják az alap- vagy referenciaállapotokkal az általános ökológiai állapot minősítése céljából. Kimondottan vízipoloskákra alapozott, állapotértékelésre önmagukban is alkalmas indexek nincsenek. A makroszkopikus vízi gerinctelenekre kidolgozott indexek számítása során azonban a vízipoloskákat is figyelembe veszik, mint például a hazánkban kidolgozott és alkalmazott Magyar Multimetrikus Makrozoobenton Index-család (BODA *et al.* 2023) vagy az angliai Biológiai Monitoring Munkacsoport pontrendszere (PAISLEY *et al.* 2014) használata során.

Egy, a vízipoloskák ökotoxikológiai vizsgálatait áttekintő és értékelő munkában bemutattuk (BAKONYI *et al.* 2022), hogy három irányba érdemes kutatásokat folytatni és kiterjeszteni a jövőben. Ez a három irány a vízipoloska-fajok, illetve közösségek reakciói (1) a szalinitás, (2) az eutrofizáció és (3) a piretroid növényvédőszer koncentrációjának változásaira (1. ábra). A következőkben elsősorban a bioindikációs kérdésekre térek ki, mert a vízipoloskák alkalmasak a szalinitás, az eutrofizáció és a piretroid növényvédőszer koncentrációjának indikálására (BAKONYI *et al.* 2022). Továbbá ahol lehet bemutatom, hogy az eddigi adatok és felismerések milyen módon építhetők be a biomonitoring és az állapotértékelés programjaiba.



1. ábra: A cikkben tárgyalt három faktor hatása vízipoloska-populációkra és közösségekre. Folyamatos nyíl: egy abiotikus tényező hatása; szaggatott nyíl: több abiotikus tényező hatása; pontozott nyíl: biotikus tényező hatása

Figure 1. Effects of the three factors detailed in this article to water bug populations and communities. Continuous arrow: effect of one abiotic factor; dashed arrow: effect of several abiotic factors; dotted arrow: effect of biotic factors.

Sótartalom (szalinitás)

A vizek sótartalma (szalinitása) a vízben oldott ásványi sók, elsősorban a nátrium-klorid és más ionok (pl. magnézium-ion, kalcium-ion, szulfátok) koncentrációját jelenti mg/L mértékegységben kifejezve. Az édesvizek oldott sótartalma alacsony; egy szakmai alapon megállapított határérték szerint kevesebb, mint 600 mg/L (FELFÖLDY 1987). A sótartalom ugyanabban a víztérben a természetes évszakos ingadozások mellett, sok területen az évek során időben változik. Napjainkban antropogén tevékenységek következtében (bányászat, műtrágyázás, utak jégmentesítése, öntözés, a tengerszint növekedése stb.) az édesvizek sótartalma sokfelé emelkedik (CUNILLERA-MONTCUSÍ *et al.* 2022, KAUSHAL *et al.* 2018). Hazai szempontból különösen érdekes, hogy a Balaton sótartalma az 1980-as évek elejéig 450 mg/L körül alakult, de azóta ez az érték növekedett és napjainkban 620-690 mg/L között található (VÖRÖS *et al.* 2024). Ez igen jelentős, majdnem 50%-os növekedést jelent, amihez a tó élővilágának alkalmazkodnia kell és ez számottevő problémákat okozhat.

A vizek fajlagos vezetőképessége megközelítőleg megadja az ionos formában jelen lévő oldott szervesetlen anyagok teljes koncentrációját, vagyis a sótartalmat. Bár a vezetőképességet számos tényező befolyásolja (elsősorban a hőmérséklet, a pH és a különböző ionok fajlagos vezetőképességének különbségei) (TALLING 2009), a fajlagos vezetőképesség a sótartalom helyettesítő mérőszámaként használható (MCCLESKEY *et al.* 2023) és viszonylag egyszerűen és pontosan mérhető terepi körülmények között is. Az elmúlt évtizedekben a fajlagos vezetőképességet sok esetben rögzítették vízipoloskák gyűjtése során (1. táblázat). Ezért viszonylag sok adat áll rendelkezésre, elsősorban a bűvárpoloskák (Corixidae) élőhelyeinek sótartalmáról. A következőkben ezt a kérdéskört tárgyalom.

A búvárpóloskák családjába tartozó fajok száma világszerte megközelítőleg hétszáz (POLHEMUS & POLHEMUS 2008). A sótartalommal szembeni preferenciáik, valamint tűrőképességük tekintetében eltérőek, és a fajok közötti különbségek e tekintetben is jelentősek lehetnek. Tizenhat búvárpóloska-faj előfordulását bizonyították már sós vizekben, melyek közül egyesek, például a *Sigara assimilis*, a *S. lateralis*, a *S. selecta*, a *Trichocorixa reticulata* és a *T. verticalis* többször vagy gyakran kerültek elő erősen sós vagy hiper-sós vizekből (1. táblázat).

1. táblázat. Különböző sótartalmú vizekben előforduló búvárpóloska-fajok. Az oszlopok fejlécében a különböző koncentráció-tartományok láthatók WOYNÁROVICH és munkatársai (2020) nyomán. A * a Magyarországon is előforduló fajokat jelenti. A számok a következő cikkekre utalnak: 1.: SOWA *et al.* (2018), 2.: CARBONELL *et al.* (2012), 3.: GOLOVATYUK & SHITIKOV (2016), 4.: VELASCO *et al.* (2006), 5.: BARAHONA *et al.* (2005), 6.: SAVAGE (1992), 7.: KELTS (1979), 8.: KNOWLES & WILLIAMS (1973), 9.: GUNTER & CHRISTMAS (1959), 10.: TONES & HAMMER (1975), 11.: FOUZI *et al.* (2020), 12.: CARBONELL *et al.* (2012), 13.: JANG & TULLIS (1980), 14.: SANGUINETTI (1979), 15.: GALLARDO-MAYENCO (1994), 16.: ZINCHENKO & GOLOVATYUK (2013), 17.: BODA *et al.* (2019), 18.: LANCASTER & SCUDDER (1987), 19.: SCUDDER *et al.* (1972)

Table 1. Corixid species occurring in waters of different salinity. Columns: different concentrations of salt according to WOYNÁROVICH *et al.* (2020). Asterisk: the species occurs in Hungary. Numbers refer to the literature sources above.

Faj	Hígított sós víz (1 000–5 000 mg/L)	Sós víz (5 000– 18 000 mg/L)	Koncentrált sós víz (18 000– 30 000 mg/L)	Erősen kon- centrált sós víz (30 000– 40 000 mg/L)	Hiper-sós víz (> 40 000 mg/L)
<i>Agraptocorixa eurynome</i>	8				
<i>Agraptocorixa hirtifrons</i>		8			
<i>Callicorixa gebleri</i>		3			
<i>Caenocorixa bifida</i>	18, 19	18, 19			
<i>Caenocorixa expleta</i>		18, 19	19	19	
<i>Paracorixa concinna</i> *		6, 16, 17			
<i>Sigara australis</i>		8			
<i>Sigara assimilis</i> *				1, 3, 16	
<i>Sigara lateralis</i> *	12	3, 6, 16, 17			
<i>Sigara falleni</i> *	6				
<i>Sigara nigrolineata</i> *				16	
<i>Sigara scripta</i>		2	12		
<i>Sigara selecta</i>		15	2, 6	5	4, 12
<i>Sigara stagnalis</i>		6			
<i>Trichocorixa reticulata</i>					13, 14
<i>Trichocorixa verticalis</i>				7, 9, 12	10, 11

A *T. verticalis* képes szabályozni hemolimfájának ionösszetételét hipo- és hiperozmotikus környezetben (JANG & TULLIS 1980, SANGUINETTI 1979, TONES & HAMMER 1975), továbbá ismertek a *Corixa dentipes* (STADDON 1964), a *C. punctata* (VANGENECHTEN *et al.* 1979), a *Cenocorixa bifida* és a *C. expleta* (SCUDDER *et al.* 1972), a *C. blaisdelli* (COOPER *et al.* 1989), valamint a *Corisella edulis* (FRICK & SAUER 1974) fajok jelentős ozmoregulációs képességei is. Emiatt az említett fajok előfordulására a legkülönbélebb vízterekben is számítani lehet, így azok sótartalmának indikálására és monitorozására kevésbé alkalmasak, mint a szűk sótűrűsű fajok.

Egyes bűvárpoloska-fajok sótűrőképességének határai már ismertek. A *Sigara stagnalis*, a *S. lateralis* (BRORING & NIEDRINGHAUS 1988, VAN VIERSSSEN & VERHOEVEN 1983), a *C. bifida* (LANCASTER & SCUDDER 1987) és a *Trichocorixa verticalis* (CARBONELL *et al.* 2020) például toleránsak a víz sótartalmára, míg a *Callicorixa praeusta* (VAN VIERSSSEN & VERHOEVEN 1983) és a *C. expleta* (LANCASTER & SCUDDER 1987) tolerancia-tartománya szűk. A sótartalommal szembeni preferencia és tolerancia fajok közötti különbségei miatt bűvárpoloska-közösségek fajösszetételének változásai jelzik a sótartalom változásait. SAVAGE (1994) megállapította, hogy bűvárpoloska-fajok arányának változása angliai tavak esetében a sótartalom változásainak jó mutatója lehet, és ennek monitorozására egy módszert is kidolgozott, amely azonban nem terjedt el széles körben. Valószínűleg azért, mert az általa alkalmazott értékelési rendszert minden országban az ott előforduló fajok alapján kellene átdolgozni.

Hasonló elképzelés ismert a *Micronecta*-fajok esetében is. SITES & VITHEEPADIT (2010) szerint a délkelet-ázsiai *Micronecta*-fajok sótűrő képessége általában nagyobb mértékű, mint azt korábban feltételezték, ezért érdemes tovább vizsgálni a fajok sótoleranciáját. Ugyanakkor ZALIZNIAK és munkatársai (2006) egy laboratóriumi vizsgálatban nem találtak hatást négy különböző sótartalom esetében a *M. robusta* LC₅₀ értékeire. KEFFORD és munkatársai (2004, 2003) viszont ugyanilyen kísérleti elrendezésben azt találták, hogy a *M. piccanina* érzékenyebb a sótartalomra (alacsonyabb LC₅₀ érték), mint a *M. annae*. A *M. scholtzi* toleráns a sótartalomra (OLOSUTEAN *et al.* 2012), míg a *M. pusilla* az alacsonyabb sótartalmú vizeket kedveli (MERCAN *et al.* 2025). A Balaton sótartalmának növekedése és utóbbi két faj arányának ellentétes változása 1928 és 2002 között alátámasztja a két faj sótűrése közötti különbséget (VÁSÁRHELYI & BAKONYI 2012). A bemutatott eredmények nyitva hagyják azt a kérdést, hogy a *Micronecta*-közösségek változásai valóban alkalmasak-e egy víztér sótartalmának monitorozására, viszont felhívják a figyelmet arra, hogy érdemes ezen a területen további kutatásokat folytatni.

Vannak adatok közösségi szintű reakciókra is. A vízipoloskák fajgazdagsága negatívan korrelál a vizek sótartalmával (LANCASTER & SCUDDER 1987). Laboratóriumi vizsgálatokban, az LC₅₀ értékek alapján a kérész- (Ephemeroptera) és vízipoloska- (Nepomorpha) taxonok érzékenyebbek voltak a sótartalomra, mint a többi tíz makrogerinctelen csoport (csökkenő érzékenység szerint: Basommatophora, Trichoptera, Epiproctophora, Veneroidea, Acarina, Diptera, Gastropoda, Coleoptera, Zygoptera, Decapoda) (DUNLOP *et al.* 2008). Ezek az adatok arra utalnak, hogy érdemes lehet megvizsgálni, hogy a vízipoloskák fajgazdagsága jobban előre jelzi-e a víz sótartalmának növekedését, mint más makroszkopikus vízi gerinctelen csoportoké.

Eutrofizáció

Az intenzív mezőgazdaság és a növekvő urbanizáció következtében egyre több tápanyag jut a felszíni vizekbe, melynek következtében az álló és lassú folyású vizekben az algák és a makrofiton növényzet denzitása is megnő, az eutrofizáció pedig fokozódik. A jelenséget a felesleges tápanyagok (főként a foszfor és nitrogénformák) felhalmozódása okozza (SCHINDLER 2006). A növekvő eutrofizáció jelentős változást okoz a gerinctelenek tápláléklétszétételében és a tápláléklánc szerkezetében (VAN DER LEE *et al.* 2021). A megváltozott trofikus állapotok jelentősen megváltoztatják a makroszkopikus vízi gerinctelenek denzitas-viszonyait és/vagy a fajösszetételét egy adott víztestben. Először MACAN (1954), majd később több más szerző is közzétett adatokat különböző trofitású biotópokból gyűjtött fajokról (2. táblázat). LOCK és munkatársai (2013) eredményei szerint egyes belgiumi vizek eutrofizációs szintje jelentősen befolyásolta az azokban élő vízipoloscák fajösszetételét. A *Micronecta*-fajok, valamint bizonyos mértékben a Corixidae fajok összetétele összefügg az eutrofizációval, és annak mutatója lehet (BAKONYI *et al.* 2022), hiszen ezen fajok táplálékában az algák jelentős szerepet játszanak (BAKONYI 1978, HÄDICKE *et al.* 2017).

Számos más adat is alátámasztja azt a feltevést, hogy a *Micronecta*-fajok jelenléte, hiánya és fajösszetétele alkalmas mutatója lehet a tavak eutrofizációs folyamatainak. JANSSON (1977a, 1977b, 1987) különböző trofitású finnországi tavakból vett minták együttese alapján megállapította, hogy egyes *Micronecta*-fajok jelenléte, illetve azok dominanciája jelzi a tavak eutrofizációs állapotát. Később lengyelországi tavakra (KURZATKOWSKA 2003) és a Balatonra vonatkozóan is (VÁSÁRHELYI & BAKONYI 2012) megerősítették ezt az állítást. Általánosságban elmondható, hogy Európa vizsgált területein az oligotróf állapot mutatója a *Micronecta poweri*, az eutróf állapoté pedig a *M. scholtzi* jelenléte, illetve dominanciája (2. táblázat). Így egy adott víztest *Micronecta*-faunájában, valamint a fajok egymáshoz viszonyított arányában bekövetkező változások korai jelei lehetnek a víztest eutrofizációjának. A *Micronecta*-közösségek vizsgálata tehát megfelelő lehet biomonitoring célokra.

A *Micronecta*-fajok mellett a Corixidae családba tartozó fajok is alkalmasak lehetnek az eutrofizáció indikálására és monitorozására. Már MACAN (1954) összefüggést talált a *Corixa*- és a *Sigara*-fajok jelenléte, illetve a víztestek eutrofizációs állapota között. Ezt a felismerést később SAVAGE (1982) is megerősítette, és kidolgozott egy monitorozásra alkalmas modellt a Corixidae család Egyesült Királyságban elterjedt fajaira (SAVAGE 1990, 1994). A Balatonon végzett saját vizsgálataink is valószínűsítik, hogy a trofitási viszonyok befolyásolják a Corixidae fajegyüttesek összetételét (VÁSÁRHELYI & BAKONYI 2012). Továbbá, egy hazai fajokra alapozott modell kidolgozásához jó alapot szolgáltat, hogy rendelkezésünkre áll a részletes hazai fajlista (BODA *et al.* 2015). Segítheti a munkát az is, hogy minden hazai fajra vonatkozóan kidolgoztak egy, az előfordulása alapján jellemző cönológiai értékszámot (HUFNAGEL *et al.* 1999). A Balaton négy medencéjében előforduló fajok összesített értékszámai alapján következtetni lehetett a medencék trofikus állapotára (HUFNAGEL *et al.* 1999).

2. táblázat. *Micronecta*- és *Corixidae* fajok előfordulása különböző trofitású állóvizekben. A *-gal jelölt fajt nem mutatták ki hazánkban. A számok a következő cikkeket jelentik: 1.: MACAN (1954), 2.: SAVAGE (1994), 3.: VERBERK *et al.* (2005), 4.: STOIANOVA & SIMOV (2025), 5.: KURZATKOWSKA (2003), 6.: JANSSON (1977a), 7.: GEREND (2006), 8.: CARBONELL *et al.* (2011), 9.: VÁSÁRHELYI & BAKONYI (2012)

Table 2. Occurrence of *Micronecta* and *Corixidae* species in still waters of different trophicity. Asterisk: the species has not been recorded in Hungary. Numbers refer to the literature sources above.

Faj	Oligotróf	Mezotróf	Eutróf
<i>Sigara nigrolineata</i>			1
<i>Sigara lateralis</i>			1
<i>Sigara falleni</i>			2
<i>Sigara striata</i>			4
<i>Sigara iactans</i> *		4	4
<i>Callicorixa concinna</i>			2
<i>Corixa punctata</i>	3	3	1, 4
<i>Corixa affinis</i>			4
<i>Cymatia coleoptrata</i>			4
<i>Hesperocorixa sahlbergi</i>			1
<i>Hesperocorixa linnei</i>			3, 4
<i>Micronecta griseola</i>	9	5	6
<i>Micronecta minutissima</i>		6	5
<i>Micronecta poweri</i>	5, 6		
<i>Micronecta scholtzi</i>			7, 8, 9
<i>Micronecta pusilla</i>	9		

Piretroidok

A szintetikus piretroidokat széles körben használják rovarirtó szerként mezőgazdasági termőföldeken és gyümölcsösökben növényi kártevők ellen, az állattenyésztésben paraziták elleni védekezéshez, lakásokban a disznóvények kártevői ellen, valamint a közegészségügyben a szúnyogok által terjesztett betegségek elleni védekezésben. Mivel azt találtuk, hogy vizsgált növényvédőszer-csoportok közül a piretroidok a vízipoloskákra erősebb hatással vannak, mint a szintén széles körben alkalmazott neonikotinoidok, a szerves klórvegyületek és a szerves foszforsavészterek (BAKONYI *et al.* 2022), ezért az említett peszticidek közül a következőkben csak a piretroidokkal foglalkozom.

A piretroidok szerkezeti stabilitásuk és lipofil jellegük miatt könnyen kötődnek a szerves anyagokhoz, ugyanakkor alacsony vízdékonysággal rendelkeznek és viszonylag fényszerűen (H. LI *et al.* 2017, ZHU *et al.* 2020). Hatásukat elsősorban az idegsejtek egyes membránfehérjéi működésének megzavarásán keresztül fejtik ki: jelenlétükben a feszült-

ségfüggő nátriumcsatornák tartósan nyitva maradnak, az ionok áramlása nem áll le, ami túlzott idegi aktivitást és végül pusztulást okoz. Egyes piretroidok másodlagos célpontként a feszültségfüggő klorid- és kalciumcsatornákra is hatnak (RAVULA & YENUGU 2021). Már kis koncentrációban is viselkedésbeli változásokat, mozgáskoordinációs zavarokat és mortalitást idézhetnek elő. A vízi szervezetekre, különösen a makroszkopikus vízi rovarokra rendkívül mérgezőek; ezirányú hatásmechanizmusaik ugyanakkor még nem teljesen tisztázottak, mert a szárazföldi rovarokénál kevesebb információ áll rendelkezésre arról, hogy a piretroidok felvétele a vízirovaroknál milyen fiziológiai és biokémiai folyamatok során történik (ANTWI & REDDY 2015). További probléma, hogy a piretroidok biomagnifikációra képesek a vízi táplálékláncokban (HARTZ *et al.* 2021).

Laboratóriumban a piretroidok vízipoloskákra gyakorolt hatását elsősorban mortalitási kísérletekben, kisebb számban az immobilizáció alapján vizsgálták (3. táblázat). Van két nagyon kiugró adat a táblázatban (*Notonecta* spp. imidacloprid érzékenysége $LC_{50} > 10000$ ($\mu\text{g/L}$); és *Plea minutissima* imidacloprid érzékenysége $LC_{50} 189$ ($\mu\text{g/L}$)), de ezek okát nem ismerjük. Általánosságban az mondható, hogy a deltametrin körülbelül két nagyságrenddel mérgezőbb, mint a permetrin. Sem a különböző genuszokba tartozó fajok piretroidokra vonatkozó érzékenységét, sem a különböző piretroidok egy adott genusz fajaira gyakorolt hatását tekintve nincs szignifikáns hatás, de a hatásméret (eta²) különbségekre utalnak (a genuszok nagy, a piretroidok közepes mértékben különböznek a hatásukat tekintve) (4. táblázat). Ez lehetséges hatásokat jelez, elsősorban arra vonatkozóan, hogy érdemes további fajok érzékenységét is vizsgálni. Bár a rendelkezésre álló adatok alapján a clothianidin kevésbé toxikus a többinél, ez az információ egyetlen publikáció alapján áll rendelkezésre (3. táblázat). Márpedig a különböző laboratóriumokban elvégzett standard vizsgálatok eredményei jelentősen különbözhetnek egymástól még akkor is, ha minden szempontból azonos feltételeket igyekeztek biztosítani a vizsgálatok elvégzéséhez (MOORE *et al.* 2000). Fontos megjegyezni továbbá, hogy a legtöbb esetben kevés adat áll rendelkezésre ugyanarról a fajról és peszticidről, ezért több ismételt kísérletre van szükség megbízhatóbb általános következtetések levonásához. A rendelkezésre álló adatbázis szerint (3. táblázat) egyedül az imidaclopridot tesztelték a *Plea minutissima* fajon két különböző kísérletben (ROESSINK *et al.* 2013, VAN DEN BRINK *et al.* 2016). További nehézséget jelent ebben az esetben, hogy nem lehetünk biztosak a tesztelt állatok faji hovatartozásában, mert nemrég *P. cryptica* néven a *P. minutissima* testvérfaját írták le (RAUPACH *et al.* 2024), így nem egyértelmű, hogy a tesztek végül is melyik fajjal történtek.

3. táblázat. Különböző piretroidok hatása vízipoloska-fajok mortalitására (LC₅₀) és immobilizációjára (EC₅₀). 24, 48 és 96 órás tesztek eredményei.

Table 3. Effect of different pyrethroids to the mortality (LC₅₀) and immobilisation (EC₅₀) of aquatic bug species, based on tests of 24, 48 and 96 hours.

Faj	Hatóanyag	LC ₅₀ (µg/L)			EC ₅₀ im- mobili- záció (µg/L)			Irodalom
		24 h	48 h	96 h	24 h	48 h	96 h	
<i>Corixa punctata</i>	cypermethrin	> 5,0						STEPHENSON (1982)
<i>Notonecta indica</i>	permethrin	2,8						ALEXANDER <i>et al.</i> (1982)
<i>Corixa sp.</i>	lambda-cyhalothrin					0,03		MAUND <i>et al.</i> (1998)
<i>Notonecta spp.</i>	cypermethrin		0,1					SHERRATT <i>et al.</i> (1999)
<i>Anisops sardeus</i>	deltamethrin	0,013	0,012					LAHR <i>et al.</i> (2000)
<i>Anisops sardeus</i>	lambda-cyhalothrin	0,026	0,025					LAHR <i>et al.</i> (2000)
<i>Anisops sardeus</i>	betacyfluthrin	0,021	0,019					LAHR <i>et al.</i> (2000)
<i>Cymatia coleoptrata</i>	esfenvalerate						3,3	SAMSØE-PETERSEN <i>et al.</i> (2001)
<i>Notonecta glauca</i>	lambda-cyhalothrin		0,023	0,016		0,015	0,016	SCHROER <i>et al.</i> (2004)
<i>Ranatra filiformis</i>	cypermethrin	0,12	0,09	0,065				SAHA & KAVIRAJ (2008)
<i>Notonecta maculata</i>	gamma-cyhalothrin	>0,361	0,066	0,015	0,013	0,006	0,005	VAN WIJNGAARDEN <i>et al.</i> (2009)
<i>Corixa punctata</i>	gamma-cyhalothrin	>0,361	0,065	0,021	0,013	0,012	0,012	VAN WIJNGAARDEN <i>et al.</i> (2009)
<i>Plea minutissima</i>	imidacloprid			37,5			35,9	ROESSINK <i>et al.</i> (2013)
<i>Notonecta spp.</i>	imidacloprid			>10000			18,2	ROESSINK <i>et al.</i> (2013)
<i>Micronecta spp.</i>	imidacloprid			28,2			10,8	ROESSINK <i>et al.</i> (2013)
<i>Belostoma flumineum</i>	esfenvalerate			1,62				HALSTEAD <i>et al.</i> (2015)
<i>Belostoma flumineum</i>	lambda-cyhalothrin			0,25				HALSTEAD <i>et al.</i> (2015)
<i>Belostoma flumineum</i>	permethrin			6,85				HALSTEAD <i>et al.</i> (2015)

3. táblázat. Folytatás.**Table 3.** Continued.

Faj	Hatóanyag	LC ₅₀ (µg/L)			EC ₅₀ im- mobili- záció (µg/L)			Irodalom
		24 h	48 h	96 h	24 h	48 h	96 h	
<i>Notonecta undulata</i>	allethrin		29,0					ANTWI & REDDY (2015)
<i>Notonecta undulata</i>	dimethrin		0,1					ANTWI & REDDY (2015)
<i>Notonecta undulata</i>	tetramethrin		33,8					ANTWI & REDDY (2015)
<i>Notonecta undulata</i>	resmethrin		1,9					ANTWI & REDDY (2015)
<i>Notonecta undulata</i>	bioresmethrin		1,2					ANTWI & REDDY (2015)
<i>Plea minutissima</i>	imidacloprid						189	VAN DEN BRINK <i>et al.</i> (2016)
<i>Belostoma flumineum</i>	clothianidin		79					MILES <i>et al.</i> (2017)
<i>Notonecta undulata</i>	clothianidin		59					MILES <i>et al.</i> (2017)
<i>Hesperocorixa atopodonta</i>	clothianidin		56					MILES <i>et al.</i> (2017)
<i>Buenoa tarsalis</i>	deltamethrin	0,004						GUTIÉRREZ <i>et al.</i> (2017)
<i>Martarega bentoii</i>	deltamethrin	0,103						GUTIÉRREZ <i>et al.</i> (2017)
<i>Belostoma anurum</i>	deltamethrin	90,9						VALBON <i>et al.</i> (2018)
<i>Diplonychus rusticus</i>	lambda-cyhalothrin	0,05						REEGAN <i>et al.</i> (2021)
<i>Diplonychus rusticus</i>	cypermethrin	0,02						REEGAN <i>et al.</i> (2021)

Szúnyogirtás során rendszeresen és sokfelé használják a deltametrint (DARVAS *et al.* 2024). Bár hazai vízipoloska-fajokra vonatkozóan nem állnak rendelkezésre adatok, a Notonectidae családba tartozó *Anisops*-, *Buenoa*- és *Martarega*-fajok mortalitását már kis koncentrációban is növeli ez a hatóanyag (3. táblázat) (GUTIÉRREZ *et al.* 2017, LAHR *et al.*, 2001). Ugyanakkor VALBON és munkatársai (2018) a *Belostoma anurum* esetében az érzékenységet mintegy ezerszer kisebbnek találták, mint az előbb említett genuszokba tartozó fajok esetében. E hatalmas eltérés oka nem világos, lehet, hogy a fajok vagy a kísérleti körülmények, esetleg egyéb okok magyarázzák a különbségeket. Mindenesetre az világosnak tűnik, hogy a deltametrin szúnyogirtásra történő használata valószínűleg a hazai vízipoloskák szempontjából sem kívánatos.

4. táblázat. A Kruskal-Wallis teszt eredménye (χ^2 és p értékek) a PAST programmal (HAMMER 2024) számolva. Az η^2 értéket a következő képlet alapján számoltam: $(H-k+1)/(n-k)$, ahol H: a Kruskal-Wallis teszt χ^2 értéke, k: a csoportok száma, n: minták száma. Értékelés: kicsi $\geq 0,01$; közepes $\geq 0,06$; nagy $\geq 0,14$ η^2 (FIEL PERES 2026)

Table 4. Result of the Kruskal-Wallis test (χ^2 and p values) calculated by the PAST software (HAMMER 2024). η^2 value was calculated with the following formula: $(H-k+1)/(n-k)$, where H is the χ^2 value of the Kruskal-Wallis test, k is the number of groups, n is the number of samples. Assessment: small $\geq 0,01$; medium $\geq 0,06$; large $\geq 0,14$ η^2 (FIEL PERES 2026)

	χ^2	p	η^2
Genuszok	7,72	0,052	0,181
Piretroidok	7,8	0,167	0,073

Kitekintés

Bár számos vizsgálatban a faji szint a kívánatos taxonómiai felbontás, ez nem elengedhetetlen feltétele a rutin biomonitoringnak (JONES 2008). Az angliai Biológiai Monitoring Munkacsoport (BMWP) pontrendszere például a folyóvízi bentikus makrogerinctelenek családszintű azonosításán alapul (PAISLEY *et al.* 2014). Ugyanakkor az Európai Unió Víz Keretirányelvének megfelelően, hazánkban a vízipoluskák faji szintű határozása elvárt a víztestek ökológiai állapotértékelése során (BODA *et al.* 2023). Anélkül, hogy teljeskörű áttekintést kívánnék adni a témakörrel, a következőkben bemutatok néhány olyan területet, ahol új típusú eljárásokat dolgoztak ki a vízipoluskákhoz is köthető monitorozásra.

Az eddigi kutatások alapján a *Micronecta* genusz és a Corixidae család fajai alkalmasak lehetnek különféle biomonitorozási célokra. Nehézséget jelent azonban, hogy ezen csoportok fajainak nőstényeit és lárváit bonyolult a hagyományos, morfológiai alapon történő határozással azonosítani. Sőt a *Micronecta*-fajok esetében további probléma, hogy igen kis méretű, mindössze 2–3 milliméteres állatokról van szó, és a hímek ivarszervének vizsgálata szükséges a biztos határozáshoz. A gyakorlati alkalmazás ezért komplikált. Jelenleg azonban számos eljárás áll kidolgozás alatt, illetve esetenként alkalmazásuk is megkezdődött, amikkel a határozás könnyebbé válik, vagy a morfológiai alapon történő azonosítás megkerülhető.

A vizekben található DNS-szakaszok (eDNS) elemzése alapján ma már lehetséges biomonitoring vizsgálatokat is végezni (IACARUSO *et al.* 2025, SAHU *et al.* 2025). Az eDNS alapján végzett vizsgálatok különösen a zavarásokra érzékeny, sérülékeny vízterekben fontosak. Egyes vízipoluska-fajok DNS-szakaszainak meghatározása már előrehaladott stádiumban van. Európában 2020-ig a vízipoluska-fajok 48,4%-a esetében állt rendelkezésre legalább egy fajsztípus azonosításra alkalmas vonalkód (CSABAI *et al.* 2023). Németországban és a szomszédos régiókban a vízi poluskákat DNS-szekvenciák alapján nagy biztonsággal azonosították (HAVEMANN *et al.* 2018). WEIGAND és munkatársai (2019) szerint a vízi- és vízfelszíni poluskák valószínűleg az első olyan európai makroszkopikus vízi gerinctelenek lesznek, amelyek teljes vonalkód-lefedettséggel rendelkeznek majd. Például a *Notonecta chinensis* (M. LI *et al.*, 2017), a *Sigara lateralis* (WEI *et al.* 2024) teljes mitokondriális és az *Aphelocheirus aestivalis* teljes mikroszatellita (KACZMARCZYK-ZIEMBA

2020) genomját analizálták már. Számos filogenetikai munka (HEBSGAARD *et al.* 2004, YE *et al.* 2020, 2023) vagy kriptikus faj felfedezése (RAUPACH *et al.* 2024) született molekuláris adatokra alapozva.

A biomonitoringgal kapcsolatban problémát jelent, hogy a *Micronecta*-fajok (különösen a lárvák és a nőstények) azonosítása igen nehéz. Viszont egy lehetséges megoldás körvonalozódik a DNS-vonalkódolás módszer segítségével (BAKONYI 2023). DNS-szekvenciákat tartalmazó könyvtárat fejlesztettek és az azok alapján történő azonosítást sikerrel alkalmazták vízipoloska biodiverzitási (REWICZ *et al.* 2023) és taxonómiai (RAUPACH *et al.* 2024) vizsgálatokban is. Az új generációs szekvenálási technikák elterjedése – a vizsgálatok költségének csökkenése esetén – a jövőben utat nyithat nagymennyiségű minta rutinszerű elemzéséhez, és az adatok biomonitoringban történő felhasználásához. Két faj, a *Nepa hoffmani* (DOI *et al.* 2017) és a *Kirkaldyia deyrilli* (OGATA *et al.* 2023) esetben sikerült már felszíni vizekből, kis tavakból, pocsolyákból az állatok jelenlétét kimutatni úgy, hogy magukat az állatokat nem tudták megfogni.

Vannak egyéb új módszerek a taxonómiai problémák megkerülésére. Ökotoxikológiai dózis-hatás vizsgálatokat lehet jellegek (trait) alapján is végezni (MEYER *et al.* 2022, RUBACH *et al.* 2012). Az eljárás értelemszerűen alkalmas a piretroidok vízipoloskákra gyakorolt hatásainak vizsgálatára is. Ígéretesnek látszanak a gépi tanuláson alapuló, megbízható azonosítási módszerek (BLAIR *et al.* 2020). MILLER és munkatársai (2025) széleskörű áttekintést adnak a mesterséges intelligencia vízi biodiverzitás-vizsgálatokban történő alkalmazásáról. Ma már rendelkezésre állnak olyan módszerek, amelyek a mesterséges intelligencia segítségével rovarokról (köztük a vízipoloskákról is) készített képekből képesek megtanulni, hogyan vonjanak ki releváns jellemzőket időigényes morfológiai vagy morfológiai vizsgálatok nélkül is (GASTON & NEILL 2004, VALAN *et al.* 2019). A határozáshoz sok, jó minőségű, szakértő entomológusok által pontosan határozott egyedről készült fotóra van szükség. Az ezek segítségével betanított mesterséges intelligencia-alapú algoritmusok a morfológiai sajátosságok (pl. szárnyak erezete, színe, csápok, lábak formája) alapján azonosítják a fajra jellemző legfontosabb jegyeket, majd összehasonlítják ezeket egy-egy azonosításra váró egyed jellegzetességeivel. Makroszkopikus vízi gerinctelenek közül kérészekre, álkérészekre és tegzesekre már van a mélytanulás egyik változatán, a Konvolúciós Neurális Hálózatokon (KNH) alapuló ilyen azonosító eljárás (SIMOVI *et al.* 2024). A legtöbb Corixidae faj esetében a hímek első lábfeje (pala) alapján meglehetősen biztos határozásra lenne lehetőség a KNH alkalmazásával. Mivel Magyarországon mindössze 5 *Micronecta*- és 19 Corixidae faj él (BODA *et al.* 2015), célszerű lehet ezekre kidolgozni ilyen új típusú határozási módszereket biomonitoring célokra.

A fajok azonosítása pénzügyi okok, valamint a taxonómusok egyre inkább jelentkező hiánya miatt komoly akadályt jelenthet a klasszikus biomonitoring programok sikeres megvalósításában (PÁLL-GERGELY *et al.* 2024). Ezért szükség van alternatív módszerek fejlesztésére is, amellett, hogy erőfeszítéseket teszünk a taxonómusok számának növelésére (LÖBL *et al.* 2023).

Köszönetnyilvánítás. Köszönetemet fejezem ki BODA PÁLnak és egy ismeretlen bírálónak értékes észrevételeikért, mélyreható és konstruktív kritikájukért, amelyeknek köszönhetően jelentősen javult a cikk átdolgozott változatának minősége. VÁSÁRHELYI TAMÁSnak a kéziratához fűzött megjegyzéseiért, javaslataiért és a vízipoloskákkal kapcsolatos gyümölcsöző megbeszélésekért vagyok hálás.

Irodalomjegyzék

- ALEXANDER, T. C., MEISCH, M. V., KOTTKAMP, W. B. & ANDERSON, A. L. (1982). Effect of notonectids on mosquito larvae and preliminary observations of insecticide toxicity. *Arkansas Farm Research*, 31(3), 5.
- ANTWI, F. B. & REDDY, G. V. P. (2015). Toxicological effects of pyrethroids on non-target aquatic insects. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 40(3), 915–923. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2015.09.023>
- 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. (2023). *Ökotoxikológia szupraindividuális megközelítésben*. Pars Kiadó. https://real.mtak.hu/102988/1/Okotoxikologia_online.pdf
- BAKONYI, G., VÁSÁRHELYI, T. & SZABÓ, B. (2022). Pollution impacts on water bugs (Nepomorpha, Gerromorpha): state of the art and their biomonitoring potential. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(4), 301. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09961-2>
- BARAHONA, J., MILLAN, A. & VELASCO, J. (2005). Population dynamics, growth and production of *Sigara selecta* (Fieber, 1848) (Hemiptera, Corixidae) in a Mediterranean hypersaline stream. *Freshwater Biology*, 50, 2101–2113. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01463.x>
- BODA, P., BOZÓKI, T., VÁSÁRHELYI, T., BAKONYI, G. & VÁRBÍRÓ, G. (2015). Revised and annotated checklist of aquatic and semi-aquatic Heteroptera of Hungary with comments on biodiversity patterns. *ZooKeys*, 501, 89–108. <https://doi.org/10.3897/zookeys.501.8964>
- BODA, P., MÓRA, A. & CSABAI, Z. (2019). Aquatic macroinvertebrates from soda pans and adjacent wetland habitats of the Hungarian Pusztas region with first records of four species from Hungary. *Spixiana*, 42(2), 263–282.
- BODA, P., VÁRBÍRÓ, G. & FICSÓR, M. (2023). *Módszertani kézikönyv a Víz Keretirányelv feladataihoz kapcsolódóan a makroszkópikus vízi gerinctelenek mintavételéhez és ökológiai állapotértékeléséhez*. Ökológiai Kutatóközpont. https://real.mtak.hu/157944/7/Boda%20es%20mts_2023_Mavige%20Modszertani%20kezikonyv_1.pdf
- BRASIL, L. S., LUIZA-ANDRADE, A. & CALVÃO, L. B. (2020). Aquatic insects and their environmental predictors: a scientometric study focused on environmental monitoring in lotic environmental. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192, 194. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-8147-z>
- BRÖRING, U. & NIEDRINGHAUS, R. (1988). Zur Ökologie aquatischer Heteropteren (Hemiptera: Nepomorpha) in Kleingewässern der ostfriesischen Insel Norderney. *Archiv für Hydrobiologie*, 111(4), 559–574. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/111/1988/559>
- CARBONELL, A. J., GUTIÉRREZ-CÁNOVAS, C., BRUNO, D., ABELLÁN, P., VELASCO, J. & MILLÁN, A. (2011). Ecological factors determining the distribution and assemblages of the aquatic Hemiptera (Gerromorpha & Nepomorpha) in the Segura River basin (Spain). *Limnetica*, 30(1), 59–70.
- CARBONELL, J. A., CÉSPEDES, V., COCCIA, C. & GREEN, A. J. (2020). An experimental test of interspecific competition between the alien boatman *Trichocorixa verticalis* and the native corixid *Sigara lateralis* (Hemiptera, Corixidae). *Aquatic Invasions*, 15(2), 318–334. <https://doi.org/10.3391/ai.2020.15.2.07>
- CARBONELL, J. A., MILLÁN, A. & VELASCO, J. (2012). Concordance between realised and fundamental niches in three Iberian *Sigara* species (Hemiptera: Corixidae) along a gradient of salinity and anionic composition. *Freshwater Biology*, 57, 2580–2590. <https://doi.org/10.1111/fwb.12029>

- COOPER, P. D., SCUDDER, G. G. & QUAMME, G. A. (1989). Segmental differences in secretion by the Malpighian tubules of the fresh water dwelling corixid, *Cenocorixa blaisdelli* (Hung.) (Corixidae, Hemiptera). *Journal of Insect Physiology*, 35(7), 531–536. [https://doi.org/10.1016/0022-1910\(89\)90140-6](https://doi.org/10.1016/0022-1910(89)90140-6)
- CUNILLERA-MONTCUSÍ, D., BEKLIO, M., CAÑEDO-ARGÜELLES, M., JEPPESEN, E., PTACNIK, R., AMORIM, C. A., ARNOTT, S. E., BERGER, S. A., BRUCET, S., DUGAN, H. A., GERHARD, M., HORVÁTH, Z., LANGENHEDER, S., NEJSTGAARD, J. C., REINIKARNEN, M., STRIEBEL, M., URRUTIA-CORDERO, P., VAD, C. F., ZADEREEV, E. & MATIAS, M. (2022). Freshwater salinisation : a research agenda for a saltier world. *Trends in Ecology & Evolution*, 37(5), 440–453. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.12.005>
- CSABAI, Z., ČIAMPOROVÁ-ZAŤOVIČOVÁ, Z., BODA, P. & ČIAMPOR JR, F. (2023). 50%, not great, not terrible: Pan-European gap-analysis shows the real status of the DNA barcode reference libraries in two aquatic invertebrate groups and points the way ahead. *Science of the Total Environment*, 863, 160922. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160922>
- DAMBACH, P. (2020). The use of aquatic predators for larval control of mosquito disease vectors : Opportunities and limitations. *Biological Control*, 150(June), 104357. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2020.104357>
- DARVAS, B., GYURCSÓ, G. & SZÉKÁCS, A. (2024). Csípőszúnyog-állománygyérítés Magyarországon. *Ökotoxikológia*, 6(1), 21–39.
- DECU, V., GRUIA, M., KEFFER, S. L. & SARBU, S. M. (1994). Stygobiotic waterscorpion, *Nepa anophthalma*, n. sp. (Heteroptera : Nepidae), from a sulfurous cave in Romania. *Annals of the Entomological Society of America*, 87(6), 755–761. <https://doi.org/10.1093/aesa/87.6.755>
- DOI, H., KATANO, I., SAKATA, Y., SOUMA, R., KOSUGE, T., NAGANO, M., IKEDA, K., YANO, K. & TOJO, K. (2017). Detection of an endangered aquatic heteropteran using environmental DNA in a wetland ecosystem. *Royal Society Open Science*, 4(7), 170568. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.170568>
- DUNLOP, J. E., HERRIGAN, N., MCGREGOR, G., KEFFORD, B. J., CHOY, S. & PRASAD, R. (2008). Effect of spatial variation on salinity tolerance of macroinvertebrates in Eastern Australia and implications for ecosystem protection trigger values. *Environmental Pollution*, 151, 621–630. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.03.020>
- FELFÖLDY, L. (1987). *A biológiai vízminőség. Vízügyi Dokumentációs és Tájékoztató Iroda*.
- FIEL PERES, F. (2026). Effect sizes for nonparametric tests. *Biochemia medica*, 36(1), 5–16. <https://doi.org/10.11613/BM.2026.010101>
- FOUZI, T. A., YOUNESS, M., GUY, C., ALI, B. & MILLÁN, A. (2020). The alien boatman *Trichocorixa verticalis verticalis* (Hemiptera: Corixidae) is expanding in Morocco. *Limnetica*, 39(1), 49–59. <https://doi.org/10.23818/limn.39.04>
- FRICK, J. H. & SAUER, J. R. (1974). Osmoregulation in the adult water boatman, *Corisella edulis* champion. *Comparative Biochemistry and Physiology. A, Comparative Physiology*, 47A, 789–797. [https://doi.org/10.1016/0300-9629\(74\)90038-3](https://doi.org/10.1016/0300-9629(74)90038-3)
- GALLARDO-MAYENCO, A. (1994). Freshwater macroinvertebrate distribution in two basins with different salinity gradients (Guadalete and Guadaira river basins, south-western Spain). *International Journal of Salt Lake Research*, 3, 75–91. <https://doi.org/10.1007/BF01990644>
- GASTON, K. J. & NEILL, M. A. O. (2004). Automated species identification: why not ? *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 359, 655–667. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1442>
- GEREND, R. (2006). *Micronecta scholtzi* (Fieber, 1860) new to Luxembourg. With new records of three other rare aquatic heteropteran species (Insecta, Heteroptera). *Bulletin de La Société Des Naturalistes Luxembourgeois*, 106, 63–65.

- GOLOVATYUK, L. V. & SHITIKOV, V. K. (2016). Salinity Tolerance of Macrozoobenthic Taxa in Small Rivers of the Lake Elton Basin. *Russian Journal of Ecology*, 47(6), 540–545. <https://doi.org/10.1134/S1067413616060059>
- GUNTER, G. & CHRISTMAS, J. Y. (1959). Corixid insects as part of the offshore fauna of the sea. *Ecology*, 40(4), 724–725. <https://doi.org/10.2307/1929829>
- GUTIÉRREZ, Y., TOMÉ, H. V. V., GUEDES, R. N. C. & OLIVEIRA, E. E. (2017). Deltamethrin toxicity and impaired swimming behavior of two backswimmer species. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(5), 1235–1242. <https://doi.org/10.1002/etc.3645>
- HÄDICKE, C. W., RÉDEI, D. & KMENT, P. (2017). The diversity of feeding habits recorded for water boatmen (Heteroptera: Corixoidea) 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>
- HALSTEAD, N. T., CIVITELLO, D. J. & ROHR, J. R. (2015). Comparative toxicities of organophosphate and pyrethroid insecticides to aquatic macroarthropods. *Chemosphere*, 135, 265–271. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.091>
- HAMMER, Ø. (2024). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. In *Paleontological Statistics, Version 4.17*. <https://doi.org/10.1002/9781119933960>
- HARTZ, K. E. H., LYDY, M. J., WESTON, D. P., POYNTON, H. C. & CONNON, R. E. (2021). Pyrethroid bioaccumulation in field-collected insecticide-resistant *Hyalella azteca*. *Ecotoxicology*, 30, 514–523. <https://doi.org/10.1007/s10646-021-02361-1>
- HAVEMANN, N., GOSSNER, M. M., HENDRICH, L. & RAUPACH, M. J. (2018). From water striders to water bugs: the molecular diversity of aquatic Heteroptera (Gerromorpha, Nepomorpha) of Germany based on DNA barcodes. *PeerJ*, 6:e4577. <https://doi.org/10.7717/peerj.4577>
- HEBSGAARD, M. B., ANDERSEN, N. M. & DAMGAARD, J. (2004). Phylogeny of the true water bugs (Nepomorpha: Hemiptera – Heteroptera) based on 16S and 28S rDNA and morphology. *Systematic Entomology*, 29, 488–508. <https://doi.org/10.1111/j.0307-6970.2004.00254.x>
- HUFNAGEL, L., BAKONYI, G. & VÁSÁRHELYI, T. (1999). New approach for habitat characterization based on species lists of aquatic and semiaquatic bugs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 58(3), 305–316. <https://doi.org/10.1023/A:1006047130545>
- IACARUSO, N. J., REVES, O. P., DAVIS, M. A., MERKELZ, S. J., KREHENWINKEL, H. & FLANTUA, E. S. (2025). A systematic review evaluating the performance of eDNA methods relative to conventional methods for biodiversity monitoring. *Ecography*, e07952. <https://doi.org/10.1002/ecog.07952>
- JANG, E. B. & TULLIS, R. E. (1980). Hydromineral regulation in the saline water corixid *Trichocorixa reticulata* (Hemiptera: Corixidae). *Journal of Insect Physiology*, 26, 241–244. [https://doi.org/10.1016/0022-1910\(80\)90069-4](https://doi.org/10.1016/0022-1910(80)90069-4)
- JANSSON, A. (1977a). Distribution of Micronectae (Heteroptera, Corixidae) in lake Päijänne, central Finland: Correlation with eutrophication and pollution. *Annales Zoologici Fennici*, 14(2), 105–117. <https://www.jstor.org/stable/23733677>
- JANSSON, A. (1977b). Micronectae (Heteroptera, Corixidae) as indicators of water quality in two lakes in southern Finland. *Annales Zoologici Fennici*, 14(2), 118–124. <https://www.jstor.org/stable/23733678>
- JANSSON, A. (1987). Micronectinae (Heteroptera, Corixidae) as indicators of water quality in Lake Vesijaervi, southern Finland, during the period of 1976–1986. *Biological Research Reports from the University of Jyväskylä*, 10, 119–128.

- JONES, F. C. (2008). Taxonomic sufficiency : The influence of taxonomic resolution on freshwater bioassessments using benthic macroinvertebrates. *Environmental Reviews*, 16, 45–69. <https://doi.org/10.1139/A07-010>
- JUHÁSZ-NAGY, P. (1986). *Egy operatív ökológia hiánya, szükséglete és feladatai*. Akadémiai Kiadó.
- KACZMARCZYK-ZIEMBA, A. (2020). Rapid development of 56 novel microsatellite markers for the benthic freshwater bug *Aphelocheirus aestivalis* using Illumina paired - end sequencing data and M13 - tailed primers. *Molecular Biology Reports*, 47(12), 9995–10003. <https://doi.org/10.1007/s11033-020-05974-7>
- KAUSHAL, S. S., LIKENS, G. E., PACE, M. L., UTZ, R. M., HAQ, S., GORMAN, J. & GRESE, M. (2018). Freshwater salinization syndrome on a continental scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(4), E574–E583. <https://doi.org/10.1073/pnas.1711234115>
- KEFFORD, B. J., PAPAS, P. J. & NUGEGODA, D. (2003). Relative salinity tolerance of macroinvertebrates from the Barwon River. *Marine and Freshwater Research*, 54, 755–765. <https://doi.org/10.1071/MF02081>
- KEFFORD, B. J., PALMER, C. G., PAKHOMOVA, L. & NUGEGODA, D. (2004). Comparing test systems to measure the salinity tolerance of freshwater invertebrates. *Water SA*, 30(4), 499–506. <https://doi.org/10.4314/wsa.v30i4.5102>
- KELTS, L. J. (1979). Ecology of a tidal marsh Corixid, *Trichocorixa verticalis* (Insecta, Hemiptera). *Hydrobiologia*, 64(1), 37–57. <https://doi.org/10.1007/BF00015451>
- KNOWLES, J. N. & WILLIAMS, W. D. (1973). Salinity range and osmoregulatory ability of Corixids (Hemiptera - Heteroptera) in South-East Australian inland waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 24, 297–302. <https://doi.org/10.1071/MF9730297>
- KURZATKOWSKA, A. (2003). Preference of Micronectidae (Heteroptera: Corixidae) for Low Trophism Lakes: Data from Mazurian Lake District (Northeastern Poland). *Journal of the Entomological Research Society*, 5(1), 1–12.
- LAHR, J., BADJI, A., MARQUENIE, S., SCHUILING, E., NDOUR, K. B., DIALLO, A. O. & EVERTS, J. W. (2001). Acute Toxicity of Locust Insecticides to Two Indigenous Invertebrates from Sahelian Temporary Ponds. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 48, 66–75. <https://doi.org/10.1006/eesa.2000.1995>
- LAHR, J., DIALLO, A. O., GADJI, B., DIOUF, P. S., BEDAUX, J. J., BADJI, A. & NDOUR, K. B. (2000). Ecological effects of experimental insecticide applications on invertebrates in Sahelian temporary ponds. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(5), 1278–1289. <https://doi.org/10.1002/etc.5620190509>
- LANCASTER, J. & SCUDDER, G. G. E. (1987). Aquatic Coleoptera and Hemiptera in some Canadian saline lakes: patterns in community structure. *Canadian Journal of Zoology*, 65, 1383–1390. <https://doi.org/10.1139/z87-218>
- LI, H., CHENG, F., WEI, Y., LYDY, M. J. & YOU, J. (2017). Global occurrence of pyrethroid insecticides in sediment and the associated toxicological effects on benthic invertebrates: An overview. *Journal of Hazardous Materials*, 324, 258–271. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.10.056>
- LI, M., ZHANG, D., ZHAO, W., ZHANG, H., LI, S. & LI, T. (2017). The complete mitochondrial genome of *Notonecta chinensis* Fallou and implications for the phylogeny of Notonectidae (Hemiptera: Heteroptera). *Mitochondrial DNA Part B: Resources*, 2(2), 920–921. <https://doi.org/10.1080/23802359.2017.1413303>
- LÖBL, I., KLAUSNITZER, B., HARTMANN, M. & KRELL, F. (2023). The silent extinction of species and taxonomists — an appeal to science policymakers and legislators. *Diversity*, 15, 1053. <https://doi.org/10.3390/d15101053>

- LOCK, K., ADRIAENS, T., VAN DE MEUTTER, F. & GOETHALS, P. (2013). Effect of water quality on waterbugs (Hemiptera: Gerromorpha and Nepomorpha) in Flanders (Belgium): Results from a large-scale field survey. *Annales de Limnologie*, 49(2), 121–128. <https://doi.org/10.1051/limn/2013047>
- MACAN, T. T. (1954). A contribution to the study of the ecology of Corixidae (Hemipt.). *Journal of Animal Ecology*, 23(1), 115–141. <https://doi.org/10.2307/1663>
- MAUND, S. J., HAMER, M. J., WARINTON, J. S. & KEDWARDS, T. J. (1998). Aquatic ecotoxicology of the pyrethroid insecticide lambda-cyhalothrin: Considerations for higher-tier aquatic risk assessment. *Pesticide Science*, 54, 408–417. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1096-9063\(199812\)54:4%3C408::AID-PS843%3E3.0.CO;2-T](https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-9063(199812)54:4%3C408::AID-PS843%3E3.0.CO;2-T)
- MCCLESKEY, R. B., CRAVOTTA, C. A., MILLER, M. P., TILLMAN, F., STACKELBERG, P., KNIERIM, K. J. & WISE, D. R. (2023). Salinity and total dissolved solids measurements for natural waters: An overview and a new salinity method based on specific conductance and water type. *Applied Geochemistry*, 154, 105684. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2023.105684>
- MERCAN, D., SABER, A. A., SOLAK, C. N., ÖZEL, G., ALHARBI, H. M., ABU-ELSAOUD, A. M. & ARSLAN, N. (2025). Environmental drivers of benthic macroinvertebrate assemblages in Mediterranean River Basins of Türkiye. *Diversity*, 17, 624. <https://doi.org/10.3390/d17090624>
- MEYER, A., ALRIC, B., DÉZERARD, O., BILLOIR, E., COULAUD, R., LARRAS, F., MONDY, C. P. & USSEGLIO-POLATERA, P. (2022). Linking micropollutants to trait syndromes across freshwater diatom, macroinvertebrate, and fish assemblages. *Water*, 14, 1184. <https://doi.org/10.3390/w14081184>
- MILES, J. C., HUA, J., SEPULVEDA, M. S., KRUPKE, C. H. & HOVERMAN, J. T. (2017). Effects of clothianidin on aquatic communities: Evaluating the impacts of lethal and sublethal exposure to neonicotinoids. *PlosOne*, 12(3), e0174171. <https://doi.org/10.4231/R7RX992T>
- MILLER, T., MICHONSKI, G., DURLIK, I., KOZLOVSKA, P. & BICZAK, P. (2025). Artificial intelligence in aquatic biodiversity research: a PRISMA-based systematic review. *Biology*, 14, 520. <https://doi.org/10.3390/biology14050520>
- MOORE, D. R. J., WARREN-HICKS, W., PARKHURST, B. R., TEED, R. S., BAIRD, R. B., BERGER, R., DENTON, D. L. & PLETL, J. J. (2000). Intra- and intertreatment variability in reference toxicant tests: implications for whole effluent toxicity testing programs. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19(1), 105–112. <https://doi.org/10.1002/etc.5620190112>
- OGATA, S., NISHIWAKI, A., YAMAZOE, K., SUGAI, K. & TAKAHARA, T. (2023). Discovery of unknown new ponds occupied by the endangered giant water bug *Kirkaldyia deyrolli* (Hemiptera: Heteroptera: Belostomatidae) by combining environmental DNA and capture surveys. *Entomological Science*, 26(1), e12540. <https://doi.org/10.1111/ens.12540>
- OLOSUTEAN, H., ILIE, D. & OLOSUTEAN, C. (2012). Species-habitat relations and community structures of aquatic Heteroptera from the Eastern part of the Danube Delta. *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*, 14, 103–114.
- PAISLEY, M. F., TRIGG, D. J. & WALLEY, W. J. (2014). Revision of the Biological Monitoring Working Party (BMWP) score system: deviation of present-only and abundance-related scores from field data. *River Research and Applications*, 30, 887–904. <https://doi.org/10.1002/rra>
- PÁLL-GERGELY, B., KRELL, F., ÁBRAHÁM, L., BAJOMI, B., BALOG, L. E., BODA, P., CSUZDI, C., DÁNYI, L., FEHÉR, Z., HORNOK, S., HORVÁTH, A., KÓBOR, P., KOCZOR, S., KONTSCHÁN, J., KOVÁCS, P., KOVÁCS, T., LUKÁTSI, M., MAJOROS, G., MURÁNYI, D., NÉMETH, T., PERNECKER, B., PUSKÁS, G., RÓZSA, L., SOLTÉSZ, Z., SZITA, É., SZÜTS, T., TÓTH, B., TÖKE, A., VAS, Z., ZSUGA, K., ZSUPOS, V., CSABAI, Z. & MÓRA, A. (2024). Identification crisis: a fauna - wide estimate of biodiversity expertise shows massive decline in a Central European country. *Biodiversity and Conservation*, 33, 3871–3903. <https://doi.org/10.1007/s10531-024-02934-6>

- PAPACEK, M. (2001). Small aquatic and ripicolous bugs (Heteroptera: Nepomorpha) as predators and prey: The question of economic importance. *European Journal of Entomology*, 98(1), 1–12. <https://doi.org/10.14411/eje.2001.001>
- 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>
- RAUPACH, M. J., CHARZINSKI, N., VILLASTRIGO, A., GOSSNER, M. M., NIEDRINGHAUS, R., SCHÄFER, P., SCHMELZLE, S., STRAUß, G. & HENDRICH, L. (2024). The discovery of an overseen pygmy backswimmer in Europe. *Scientific Reports*, 14, 28139. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-78224-6>
- RAVULA, A. R. & YENUGU, S. (2021). Pyrethroid based pesticides – chemical and biological aspects. *Critical Reviews in Toxicology*, 51(2), 117–140. <https://doi.org/10.1080/10408444.2021.1879007>
- REEGAN, A. D., BENTROCK, B. BEN, ASHARAJA, A. C., TENNYSON, S. & RAVEEN, R. (2021). Toxicity and sub-lethal effects of temephos, lambda-cyhalothrin and cypermethrin on predatory insect *Diplonychus rusticus* Fabricius (Hemiptera: Belostomatidae). *International Journal of Tropical Insect Science*, 41, 841–848. <https://doi.org/10.1007/s42690-020-00274-w>
- RESH, V. H. & STATZNER, B. (2006). Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495–523. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>
- REWICZ, T., TOŃCZYK, G., TRĘBICKI, Ł. & GADAWSKI, P. (2023). DNA barcode - based survey documents underestimated diversity and intricate phylogeographic patterns of aquatic Heteroptera in an endangered Balkan biodiversity hotspot: ancient Lake Skadar basin. *Biodiversity and Conservation*, 32(12), 4111–4138. <https://doi.org/10.1007/s10531-023-02686-9>
- ROESSINK, I., MERGA, L. B., ZWEERS, H. J. & VAN DEN BRINK, P. J. (2013). The neonicotinoid imidacloprid shows high chronic toxicity to mayfly nymphs. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32(5), 1096–1100. <https://doi.org/10.1002/etc.2201>
- RUBACH, M. N., BAIRD, D. J., BOERWINKEL, M.-C., MAUND, S. J., ROESSINK, I. & VAN DEN BRINK, P. J. (2012). Species traits as predictors for intrinsic sensitivity of aquatic invertebrates to the insecticide chlorpyrifos. *Ecotoxicology*, 21(7), 2088–2101. <https://doi.org/10.1007/s10646-012-0962-8>
- RUMSCHLAG, S. L., MAHON, M. B., HOVERMAN, J. T., RAFFEL, T. R., CARRICK, H. J., HUDSON, P. J. & ROHR, J. R. (2020). Consistent effects of pesticides on community structure and ecosystem function in freshwater systems. *Nature Communications*, 11:6333. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20192-2>
- SAHA, S. & KAVIRAJ, A. (2008). Acute toxicity of synthetic pyrethroid cypermethrin to some freshwater organisms. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 80, 49–52. <https://doi.org/10.1007/s00128-007-9314-4>
- SAHU, A., SINGH, M., AMIN, A. & MEHBOOB, M. (2025). A systematic review on environmental DNA (eDNA) Science: An eco-friendly survey method for conservation and restoration of fragile ecosystems. *Ecological Indicators*, 173, 113441. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113441>
- SAMSØE-PETERSEN, L., GUSTAVSON, K., MADSEN, T., MOGENSEN, B. B., LASSEN, P., SKJERNØV, K., CHRISTOFFERSEN, K. & JØRGENSEN, E. (2001). Fate and effects of esfenvalerate in agricultural ponds. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(7), 1570–1578. <https://doi.org/10.1002/etc.5620200722>
- SANGUINETTI, M. C. (1979). Osmoregulation and ionic balance in *Trichocorixa reticulata* (Guerin-Meneville). *Comparative Biochemistry and Physiology*, 65A, 477–482. [https://doi.org/10.1016/0300-9629\(80\)90061-4](https://doi.org/10.1016/0300-9629(80)90061-4)

- SAVAGE, A. A. (1982). Use of water boatmen (Corixidae) in the classification of lakes. *Biological Conservation*, 23(1), 55–70. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(82\)90053-2](https://doi.org/10.1016/0006-3207(82)90053-2)
- SAVAGE, A. A. (1990). The distribution of Corixidae in lakes and the ecological status of the North West Midland Meres. *Field Studies*, 7(3), 516–530.
- SAVAGE, A. A. (1994). The distribution of Corixidae in relation to the water quality of British lakes: A monitoring model. *Freshwater Forum*, 4, 32–61.
- SCHINDLER, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51(1), 356–363.
- SCHRIEVER, T. A. & LYTLE, D. A. (2020). Food chain length and trophic niche of a key predator in montane desert streams. *Hydrobiologia*, 847(4), 983–997. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-04115-x>
- SCHROER, A. F. W., BELGERS, J. D. M., BROCK, T. C. M., MATSER, A. M., MAUND, S. J. & VAN DEN BRINK, P. J. (2004). Comparison of laboratory single species and field population-level effects of the pyrethroid insecticide lambda-cyhalothrin on freshwater invertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46, 324–335. <https://doi.org/10.1007/s00244-003-2315-3>
- SCHUH, R. T. & WEIRAUCH, C. (2020). *True Bugs of the World (Hemiptera: Heteroptera): Classification and Natural History*. Siri Scientific Press.
- SCUDDER, G. G., JARIAL, M. & CHOY, S. (1972). Osmotic and ionic balance in two species of Cenocorixa (Hemiptera). *Journal of Insect Physiology*, 18, 883–895. [https://doi.org/10.1016/0022-1910\(72\)90027-3](https://doi.org/10.1016/0022-1910(72)90027-3)
- SHAALAN, E. A. & CANYON, D. V. (2009). Aquatic insect predators and mosquito control. *Tropical Biomedicine*, 26(3), 223–261.
- SHERATT, T. N., ROBERTS, G., WILLIAMS, P., WHITFIELD, M., BIGGS, J., SHILLABEER, N. & MAUND, S. J. (1999). A life-history approach to predicting the recovery of aquatic invertebrate populations after exposure to xenobiotic chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(11), 2512–2518. <https://doi.org/10.1002/etc.5620181118>
- SILAS, D., MARIA, V., RIBEIRO, F., GUILHERME, F., LUSTOSA, S., RIBEIRO, E., CARLOS, C., SILVA, A. & LEANDRO, D. A. (2026). Ephemeroptera , Trichoptera , and Plecoptera with bioindicator potential in streams across a mosaic of land uses. *Hydrobiologia*. 853, 3649–3661. <https://doi.org/10.1007/s10750-026-06173-4>
- SILVA, E., THAIZ, D. L., LUÍSA, R., JEAN, V. & GONÇALVES, C. (2026). Environmental and spatial determinants of aquatic and semi - aquatic Heteroptera diversity in Amazonian savanna streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 198, 57. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-14907-5>
- SIMOVI, P., PREDI, B., PETROVI, A., BO, M. & MILO, D. (2024). Automated identification of aquatic insects: A case study using deep learning and computer vision techniques. *Science of the Total Environment*, 935, 172877. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172877>
- 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/zoolinnean/zlab105>
- SITES, R. W. & VITHEEPADIT, A. (2010). Recovery of the freshwater lentic insect fauna in Thailand following the tsunami of 2004. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 58(2), 329–348.
- SOUZA, F., LEAL, J. S., TOURINHO, L., FARJALLA, V. F., ROCHA, D. S. B. & VALE, M. M. (2024). Bioindicator aquatic insects at risk from climate change in a biodiversity hotspot. *Science of the Total Environment*, 948, 174824. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174824>

- SOWA, A., TOŃCZYK, G., HALABOWSKI, D. & KRODKIEWSKA, M. (2018). First record of *Sigara assimilis* (Fieber, 1848) (Hemiptera: Heteroptera: Corixidae) in Poland. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 47(2), 211–217. <https://doi.org/10.1515/ohs-2018-0020>
- STADDON, B. W. (1964). Water Balance in *Corixa Dentipes* (Thoms.) (Hemiptera, Heteroptera). *Journal of Experimental Biology*, 41(3), 609–619. <https://doi.org/10.1242/jeb.41.3.609>
- STEPHENSON, R. R. (1982). Aquatic toxicology of cypermethrin. I. Acute toxicity to some freshwater fish and invertebrates in laboratory tests. *Aquatic Toxicology*, 2, 175–185. [https://doi.org/10.1016/0166-445X\(82\)90014-5](https://doi.org/10.1016/0166-445X(82)90014-5)
- STOIANOVA, D. & SIMOV, N. (2025). Distribution of aquatic true bugs (Hemiptera: Heteroptera: Nepomorpha) in Bulgaria. *Aquatic Insects*, 46(3), 178–260. <https://doi.org/10.1080/01650424.2025.2455170>
- TALLING, J. F. (2009). Electrical conductance – a versatile guide in freshwater science. *Freshwater Reviews*, 2, 65–78. <https://doi.org/10.1608/FRJ-2.1.4>
- TONES, P. I. & HAMMER, U. T. (1975). Osmoregulation in *Trichocorixa verticalis interiores* Sailer (Hemiptera, Corixidae) - an inhabitant of Saskatchewan saline lakes, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, 53(9), 1207–1212. <https://doi.org/10.1139/z75-144>
- VALAN, M., MAKONYI, K., MAKI, A., VONDRÁČEK, D. & RONQUIST, F. (2019). Automated taxonomic identification of insects with expert-level accuracy using effective feature transfer from convolutional networks. *Systematic Biology*, 68(6), 876–895. <https://doi.org/10.1093/sysbio/syz014>
- VALBON, W. R., CRUZ, F. M. & RAMOS, G. S. (2018). Sublethal exposure to deltamethrin reduces the abilities of giant water bugs to prey upon *Aedes aegypti* larvae. *Chemosphere*, 191, 350–356. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.061>
- VAN DEN BRINK, P. J., VAN SMEDEN, J. M., BEKELE, R. S., DIERICK, W., DE GELDER, D. M., NOTEBOOM, M. & ROESSINK, I. (2016). Acute and chronic toxicity of neonicotinoids to nymphs of a mayfly species and some notes on seasonal differences. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(1), 128–133. <https://doi.org/10.1002/etc.3152>
- VAN DER LEE, G. H., VONK, J. A., VERDONSCHOT, R. C. M., KRAAK, M. H. S., VERDONSCHOT, P. F. M. & HUISMAN, J. (2021). Eutrophication induces shifts in the trophic position of invertebrates in aquatic food webs. *Ecology*, 102(3), e03725. <https://doi.org/10.1002/ecy.3275>
- VAN VIERSSSEN, W. & VERHOEVEN, J. (1983). Plant and animal communities in brackish supra-littoral pools (“dobben”) in the northern part of the Netherlands. *Hydrobiologia*, 98(3), 203–221. <https://doi.org/10.1007/BF00021022>
- VAN WIJNGAARDEN, R. P. A., BARBER, I. & BROCK, T. C. M. (2009). Effects of the pyrethroid insecticide gamma-cyhalothrin on aquatic invertebrates in laboratory and outdoor microcosm tests. *Ecotoxicology*, 18, 211–224. <https://doi.org/10.1007/s10646-008-0274-1>
- VANGENECHTEN, J. & VAN PUYMBROECK, S. & VANDERBORGHT, O. (1979). Effect of pH on the uptake of sodium in the waterbugs *Corixa dentipes* (Thoms.) and *Corixa punctata* (Illig.) (Hemiptera, Heteroptera). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 64(4), 509–521. [https://doi.org/10.1016/0300-9629\(79\)90577-2](https://doi.org/10.1016/0300-9629(79)90577-2)
- VÁSÁRHELYI, T. & BAKONYI, G. (2012). Seven decades of monitoring the aquatic bug fauna of Lake Balaton (Heteroptera: Nepomorpha). *Aquatic Insects*, 34(sup. 1.), 33–43. <https://doi.org/10.1080/01650424.2012.643023>
- VELASCO, J., MILLÁN, A., HERNÁNDEZ, J., GUTIÉRREZ, C., ABELLÁN, P., SÁNCHEZ, D. & RUIZ, M. (2006). Response of biotic communities to salinity changes in a Mediterranean hypersaline stream. *Saline Systems*, 2, 12. <https://doi.org/10.1186/1746-1448-2-12>

- VERBERK, W. C. E. P., VAN KLEEF, H. H., DIJKMAN, M. & VAN HOEK, P., SPIERENBURG, P. & ESSELINK, H. (2005). Seasonal changes on two different spatial scales: response of aquatic invertebrates to water body and microhabitat. *Insect Science*, 12, 263–280. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7917.2005.00033.x>
- VÖRÖS, L., TÓTH, G. I., LÁTRÁNYI-LOVÁSZ, Z. & SOMOGYI, B. (2024). A balatonvíz sótartalmának hosszútávú változása (1891-2022). *Hidrológiai Közlöny*, 104(3), 48–60. <https://doi.org/10.59258/hk.16462>
- 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>
- WEI, K., GUO, J., LIU, M., LONG, X., DU, C. & LIU, Y. (2024). The complete mitochondrial genome of *Sigara lateralis* (Leach, 1817) (Nepomorpha: Corixidae). *Mitochondrial DNA Part B*, 9(6), 729–733. <https://doi.org/10.1080/23802359.2024.2363362>
- WEIGAND, H., BEERMANN, A. J., FEDOR, Č., COSTA, F. O., CSABAI, Z., GEIGER, M. F., RIMET, F., RULIK, B., STRAND, M., SZUCSICH, N., WEIGAND, A. M., WILLASSEN, E., WYLER, A., BOUCHEZ, A., BORJA, A., ZUZANA, Č., FERREIRA, S., DIJKSTRA, K. B., EISENDLE, U., FREYHOF, J., GADAWSKI, P., GRAF, W., HAEBERBAEUMER, A., VAN DER HOORN, B. B., JAPOSHVILI, B., KERESZTES, L., KESKIN, E., LEESE, F., MACHER, J. N., MAMOS, T., PAZ, G., PEŠIĆ, V., PFANNKUCHEN, D. M., PFANNKUCHEN, M. A., PRICE, B. W., RINKEVICH, B., TEIXEIRA, M. A. L., VÁRBÍRÓ, G. & EKREM, T. (2019). DNA barcode reference libraries for the monitoring of aquatic biota in Europe: Gap-analysis and recommendations for future work. *Science of the Total Environment*, 678, 499–524. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.247>
- WOYNÁROVICH, A., KOVÁCS, É. & NAGY, S. A. (2020). *Survey and evaluation of water qualities. A field guide for managers of inland fisheries and fish farms*. FAO.
- YE, Z., DAMGAARD, J., HÄDICKE, C. W., ZHU, X., MAZZUCCONI, S. A., HEBGAARD, M. B., XIE, T., YANG, H. & BU, W. (2023). Phylogeny and historical biogeography of the water boatmen (Insecta: Hemiptera: Heteroptera: Nepomorpha: Corixoidea). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 180(September 2022). <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2022.107698>
- YE, Z., DAMGAARD, J., YANG, H., HEBGAARD, 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/cla.12383>
- YHOUNG-AREE, J., PUWASTIEN, P. & ATTIG, G. A. (1997). Edible insects in Thailand: An unconventional protein source? *Ecology of Food and Nutrition*, 36(2-4), 133–149.
- ZALIZNIAK, L., KEFFORD, B. J. & NUGEGODA, D. (2006). Is all salinity the same ? I. The effect of ionic compositions on the salinity tolerance of five species of freshwater invertebrates. *Marine and Freshwater Research*, 57, 75–82. <https://doi.org/10.1071/MF05103>
- ZHU, Q., YANG, Y., ZHONG, Y., LAO, Z., NEILL, P. O., HONG, D., ZHANG, K. & ZHAO, S. (2020). Synthesis, insecticidal activity, resistance, photodegradation and toxicity of pyrethroids (A review). *Chemosphere*, 254, 126779. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126779>
- ZINCHENKO, T. D. & GOLOVATYUK, L. V. (2013). Salinity tolerance of macroinvertebrates in stream waters. *Arid Ecosystems*, 3(3), 113–121. <https://doi.org/10.1134/S2079096113030116>

Water bugs (Nepomorpha) as indicators of freshwater quality

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 (2026) 111(1): 19–40.

Abstract. Aquatic bugs (Nepomorpha) are generally considered less suitable indicators of water quality than other macroinvertebrate taxa. In this overview, I identify three areas in which aquatic bugs may have potential for bioindication purposes: the assessment of changes in water salinity, eutrophication and pyrethroid insecticide concentrations. Variations in salinity and trophic status of freshwater bodies have been associated with the occurrence, disappearance, and relative dominance of species within the genus *Micronecta* and the family Corixidae. Although attempts have been made to model these relationships, no standardised or widely accepted methods are currently available. Nevertheless, the existing evidence provides a valuable starting point for developing such approaches. Pyrethroid insecticides are highly toxic to aquatic bugs, as they are to many other aquatic organisms. Among these compounds, deltamethrin is widely used for mosquito control in Hungary. Given its adverse effects on aquatic bug communities, the use of deltamethrin should be avoided.

Keywords: salinity, eutrophication, *Micronecta*, Corixidae, biomonitoring, mosquito control

Accepted: 11.08.2026

Published online: 18.08.2026