

A HANSÁGI LÁPREKONSTRUKCIÓ KÜLÖNBÖZŐ VÍZTÉRTÍPUSAIBAN ÉLŐ VÍZIBOGÁR-KÖZÖSSÉGEK (COLEOPTERA) ÖSSZEHASONLÍTÓ VIZSGÁLATA**MOLNÁR ÁKOS**

ELTE TTK Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c.

COMPARATIVE ANALYSIS OF THE AQUATIC BEETLE ASSEMBLAGES OF HANSÁG WETLAND-RESTORATION AREA**Á. MOLNÁR**

Eötvös Loránd University, Department of Systematic Zoology and Ecology, H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c., Hungary

ABSTRACT: There are two groups of aquatic habitats on the wetland-restoration of the South-Hanság. The direct inundations were made from the adjacent canals, and due to the highly eutrophic water these ponds have got marshy character. The secondary water bodies contrarily seems to be moorish, because of the emerged and filtered subsoil water. This research studied the differences of the quality and quantity of the water-beetle assemblages between the direct inundations and secondary water bodies. 5408 individuals, 67 species of aquatic beetles was collected in the year 2004 from spring till autumn on 19 sampling site with a long-handled pond net. The multidimensional scaling showed significant differences between the studied water types: the secondary water bodies had got a more rich fauna on species and individuals in the spring. In summer and autumn this differences broke off. This phenomenon can be the consequence of the special way of life of the aquatic beetles: in spring they breeds in small, temporary waters, and after that they return to the larger water bodies. The biodiversity-values were higher also in the secondary water bodies than in the direct inundations. This results shows for the conservation the important role of the small water bodies, which can be remarkable in biodiversity-conservation and habitat management.

Key words: wetland restoration, multidimensional scaling, temporary water bodies

Bevezetés

Az utóbbi években hazánkban jelentősen megnőtt az élőhely-rekonstrukciók száma, köszönhetően a természetvédelemben kialakult szemléletváltásnak, amely a megőrző jellegű védelmi tevékenységek mellett az élőhelyek minőségében korábban bekövetkezett területi csökkenést és állapotromlást igyekszik

visszafordítani (PELLINGER in TAKÁCS 2002). Új természetvédelmi kezelések végzésekor a monitorozáson kívül szakmai követelmény az összehasonlíthatóság érdekében valamiféle kontroll megléte (pl. a korábbi kezelési gyakorlat), és az eredmények, tapasztalatok publikussá tétele is. Sajnos nemzetközi mércével is igaz, hogy a gyakorlat legtöbbször ezt a minimumot sem teljesíti (STANDOVÁR és PRIMACK 2001). Egy 1999-ben készült felmérés során kiderült, hogy bár Magyarországon 57 élőhely-rekonstrukciós program folyik, amelyeknek jelentős része vízhatás alatt álló élőhelyek helyreállítását célozza, az esetek több, mint felében nincs információ arról, hogy történik-e nyomon követés. Évenkénti monitorozásról 22 esetben van csak információ, publikáció pedig mindössze négy esetben készült (STANDOVÁR 2001).

Bár Magyarországon jelenleg számos vízi gerinctelen csoport vizsgálata zajlik, a vízbogár-kutatások nagy része egyelőre a faunisztikai vizsgálatok szintjén tart. Ennek oka az alacsony faunisztikai feltártság és a korábbi nemzetközi és hazai felfogás lehet (TANAGO et al. 1979 idézi RIBERA és FOSTER 1992, GIDÓ 1998). Pedig ez az állatcsoport legalább annyira relevánsnak tekinthető egy adott élőhelyen, mint a szitakötők, kérészek, tegzesek, stb. A vízbogár-közösségek eltérő ökológiai igényeik és röpképességük folytán gyorsan reagálnak a környezeti változásokra. Így a vízbogarak – főleg több makroszkópus gerinctelen csoporttal együtt alkalmazva – eredményesen felhasználhatók a biológiai vízminőség vizsgálatokhoz (FOSTER 1987, RIBERA és FOSTER 1992, HEBAUER 1986).

A fentiekből jól látszik, hogy hazánkban a vízbogarakkal kapcsolatban több kérdés is tisztázásra vár, ezenkívül az élőhely-rekonstrukciók vizsgálatai is nagyobb nyilvánosságot érdemelnek. Ezen hiányosságok csökkentése érdekében a 2003 őszén, a dél-hansági láprekonstrukción megkezdett vízbogár-faunisztikai vizsgálatokat követően (MOLNÁR és AMBRUS 2005) a következő kérdésekre kerestem a választ. Van-e különbség a közvetlenül árasztott területek és az árasztás következtében az alacsonyabb térszíneken létrejött kisvízes élőhelyek vízbogár-közössége között? A terület vízbogár-közössége milyen időbeli változást mutat a vizsgált vegetációs időszakon belül?

Anyag és módszer

A vizsgált terület

Az elárasztással létrehozott láprekonstrukció a Dél-Hanság keleti részében, Csornától északra található. Az árasztás a szomszédos csatornák vizéből történik. A befolyó vizek minősége sajnos nem ideális, a víz elég sok növényi tápanyagot tartalmaz. Így a közvetlenül elárasztott területek – a víz trofitását tekintve – mocsári jelleget mutatnak (MARGÓCZI in TAKÁCS 2002). Az árasztás következtében a környező területeken a talajvízszint megemelkedett, a mélyebb fekvésű részekeken felszínre került. A talajon (elsősorban tőzegen) átszűrődő vizek tápanyagtartalma lecsökkent, minősége inkább lápi jelleget mutat. Ezáltal létrejöttek olyan kisvízes élőhelyek (a továbbiakban: másodlagos víztestek), amelyek vízminősége független az árasztásra használt víz minőségétől. Ezek a területek kevésbé bolygatottak a vízi madarak és egyéb gerincesek (halak) által, és lehetőség van arra, hogy a hullámveréstől mentesen, gazdag vegetáció és változatos vízi gerinctelen fauna alakulhasson ki, míg ehhez a felszíni árasztású területeken sokkal több idő szükséges. (AMBRUS in TAKÁCS 2002)

A mintavétel módszere

A mintavétel időpontjait igyekeztem a vegetációs periódusban egyenletesen megválasztani, ezért kora tavasszal (április), tavasszal (május), kora nyáron (július), nyáron (augusztus) és ősszel (október) végeztem gyűjtéseket. A tizenkilenc mintavételi hely kiválasztásánál a fő szempont az volt, hogy azok a legjellemzőbb élőhelytípusokat képviseljék. A mintavételi pontokon a vizsgált partszakaszok hossza 10-15 méter volt, a lábalható sáv szélességétől és a víz megközelíthetőségétől függően. A gyűjtések 0.2 mm-es szembőségű kézhálóval történek. A hálózást, illetve a hálóból történő egyelést 25-30 percig végeztem. A begyűjtött vízbogarakat 70%-os etanolban tartósítottam. A vízbogarakat sztereomikroszkóp segítségével határoztam meg. A határozáshoz CSABAI (2000), és CSABAI és munkatársai (2002) munkáit használtam fel, a nevezéktan CSABAI (2003) munkáját követi.

Az adatok elemzése

Az adatok grafikus elemzése a Microsoft Excel 2000 programmal, a többváltozós elemzések az "R" statisztikai programcsomag segítségével készültek (<http://www.r-project.org>). A diverzitásprofilok elkészítéséhez a Rényi-diverzitást alkalmaztam (TÓTHMÉRÉSZ 1997). Az ordinációk többdimenziós skálázással (MDS) készültek, a fajonkénti egyedszámok ordinációjához Bray-Curtis távolságfüggvényt, míg a fajkészlet bináris adatainak értékeléséhez Rogers-Tanimoto indexet használtam (LEGENDRE és LEGENDRE 1998, PODANI 1997). A fajonkénti egyedszám adatok esetében az ordinációk $\log(x+1)$ transzformáció után történtek. A transzformáció célja az egyes domináns és szubdomináns fajok kiugróan magas egyedszámaikból adódó torzító hatás csökkentése volt.

Eredmények

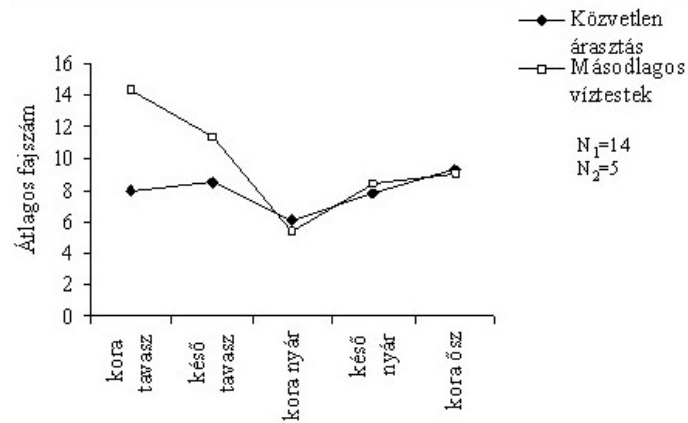
Az elemzésekhez a begyűjtött 5408 adult vízbogár-egyed meghatározásával nyert, 67 fajra vonatkozó adatokat használtam fel.

A mintavételi helyek számával standardizált faj- és egyedszámok összehasonlítása

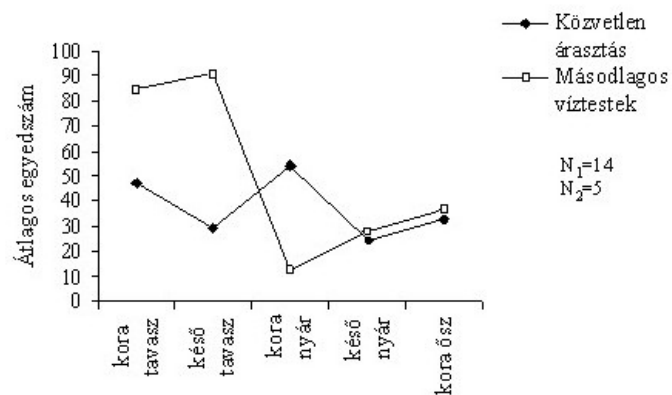
Az 1. és 2. ábrán szerepel a másodlagos víztestek és a közvetlenül árasztott területek összehasonlítása, az átlagos faj- és egyedszámok alapján. Jól látható, hogy kora és késő tavasszal a másodlagos víztestek rendelkeznek gazdagabb vízbogár-közösséggel. Nyáron a változók minimumértéket vesznek fel, és a kétféle víztípus közötti különbségek megszűnnek.

A területek diverzitásának összehasonlítása

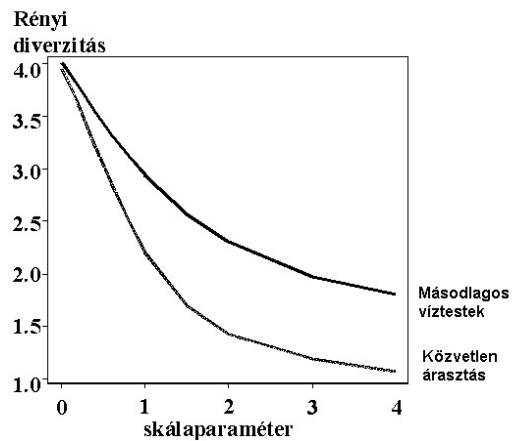
A minőségi és mennyiségi változók együttes vizsgálatára ad módot a diverzitásprofil. A 3. ábrán tüntettem fel a Rényi-diverzitást. A két különböző típusba sorolt víztest diverzitása világosan elkülönül egymástól. A másodlagosan keletkezett vízterekben a diverzitás jóval meghaladja a közvetlenül árasztott területekét.



1. ábra. A másodlagos víztestek és a közvetlenül árasztott területek összehasonlítása az átlagos fajszámok alapján



2. ábra. A másodlagos víztestek és a közvetlenül árasztott területek összehasonlítása az átlagos egyedszámok alapján



3. ábra. A másodlagos víztestek és a közvetlenül árasztott területek Rényi-féle diverzitása

A fajkészletek összehasonlítása

A továbbiakban évszakos bontásban hasonlítottam össze a két víztípus fajkészletét. A 4/A és B ábrákon a kora és késő tavaszi fajkészlettel készült ordináció látható. A konvex burkok közti lévő átfedés minimális (kora tavasz), illetve nincs is (késő tavasz), ami arra utal hogy a két víztípus tavasszal teljesen különböző a fajkészletet illetően.

Nyáron megkezdődik a fajkészletbeli homogenizáció, amint azt a 4/C és D ábra is mutatja: a síkidomok közti átfedés mértéke már szembetűnő.

Az őszi fajkészletek összevetésekor pedig a nyárinál is nagyobb a hasonlóság, egyértelmű elkülönülés nincs. (4/E. ábra)

A fajonkénti egyedszámok összehasonlítása

A fajonkénti egyedszám vizsgálata kevésbé tisztán mutatja a fajkészletek esetén megfigyelt folyamatot. A másodlagos víztestek tavaszi elkülönülése jól látható (5/A. és B ábra), és kora nyáron (5/C ábra), illetve ősszel (5/E. ábra) felfedezhető a homogenizáció. A késő nyári egyedszámokban viszont igen feltűnő a másodlagos vizek disszimilitása (5/D. ábra).

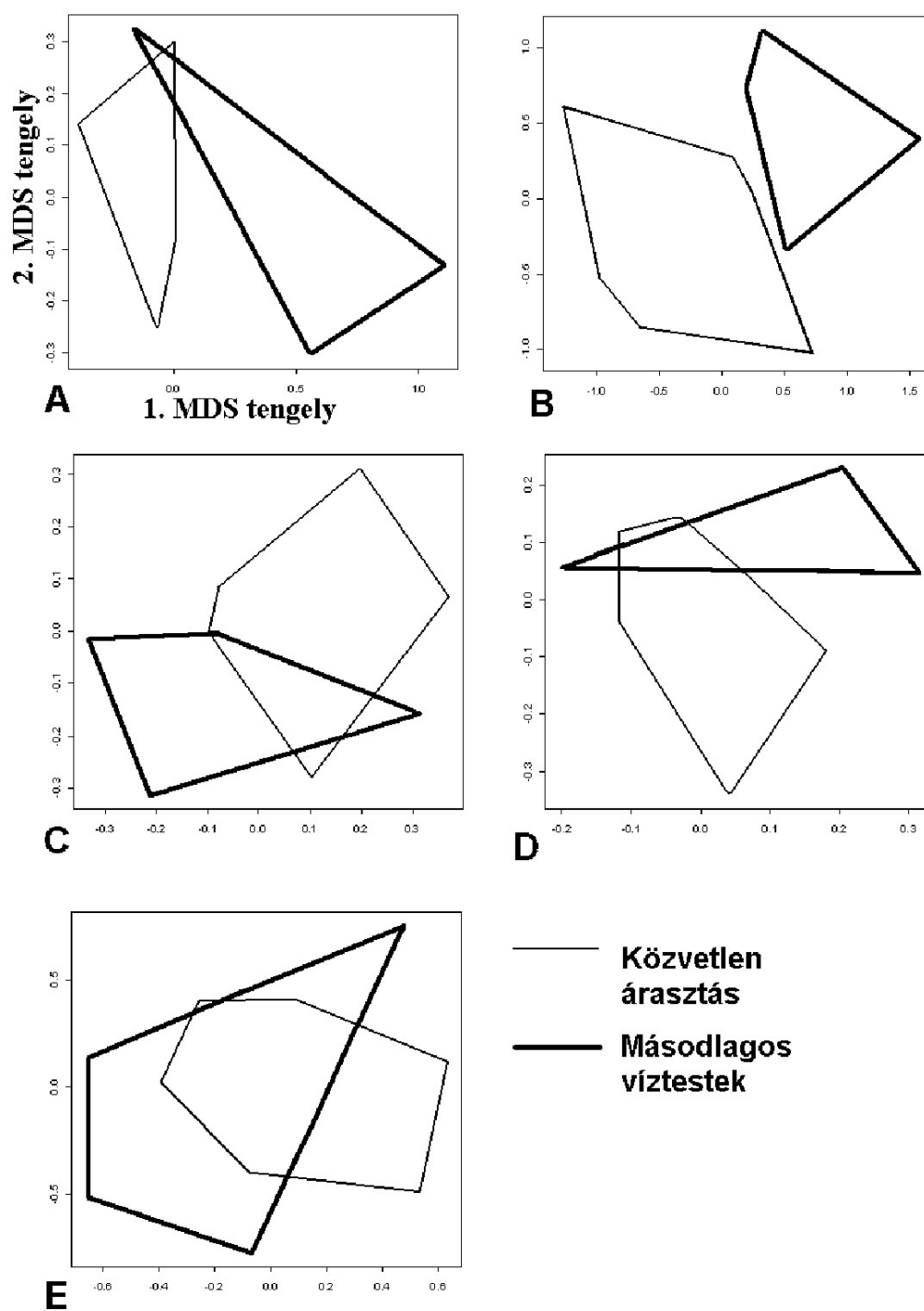
Az eredmények értékelése

Mind a mintavételi helyekkel standardizált faj- és egyedszámbeli változások, mind a többváltozós statisztikai elemzés azt mutatja, hogy tavasszal az egyes víztestek igen különböző vízibogár-közösségeknek biztosítanak élőhelyet. Ezek közül is a másodlagos víztestek bírnak a leginkább fajgazdag faunával. A vizek tavaszi heterogenitását legjobban az ordinációkon lehet felmérni: az egyes víztesteket jelentő konvex burkok közti minimális átfedés jelenti a fauna jelentős minőségi és mennyiségi különbözőségét az egyes típusok között.

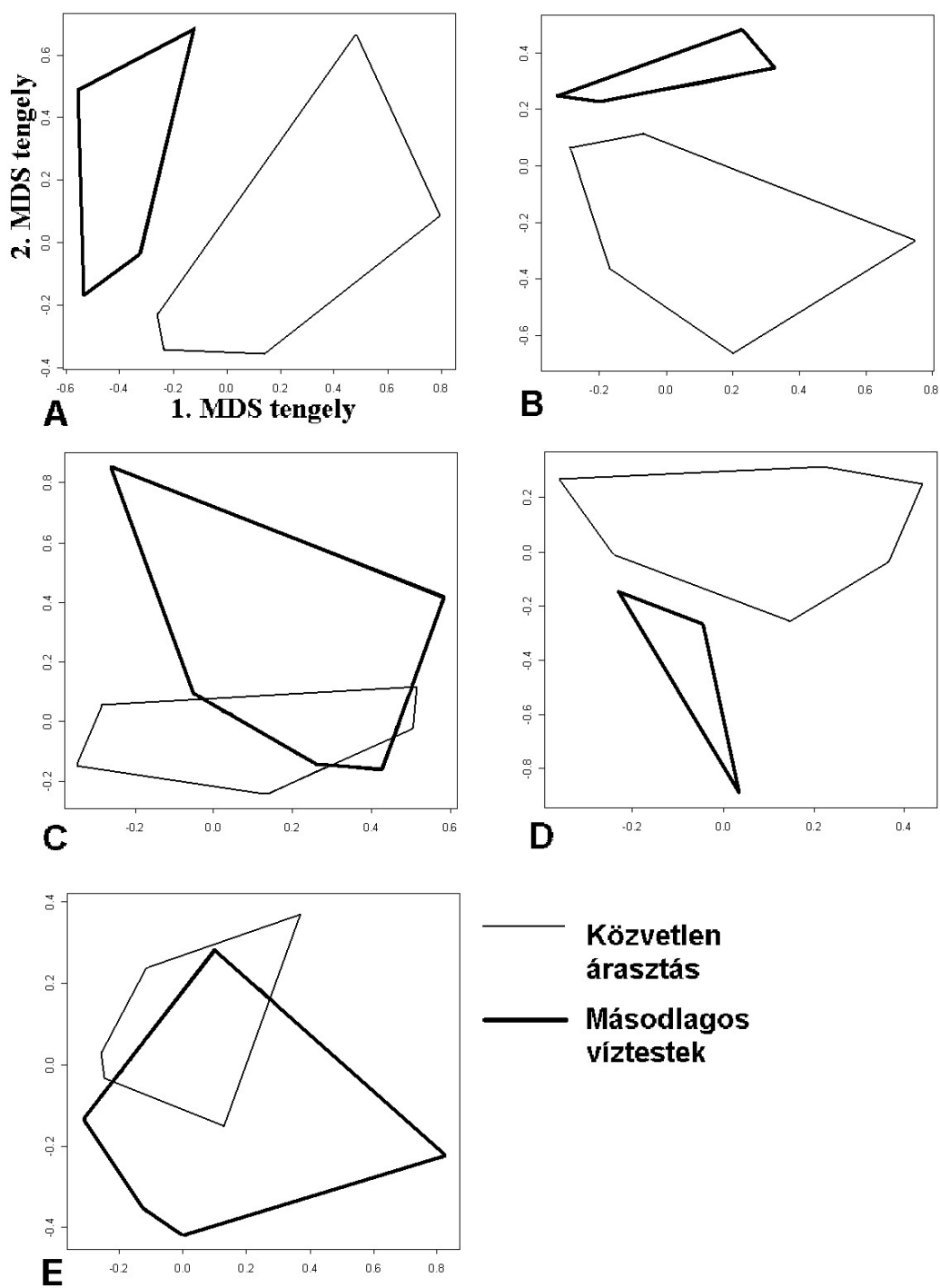
Nyárra a másodlagos víztestekben a faj- és egyedszám is lecsökken, és hasonló szintet ér el, mint az árasztott területeken. Az ordinációkon a síkidomok egyre nagyobb átfedésében mutatkozik meg a fauna különbségei közti kiegyenlítődés. Kivételt képez ez alól a fajonkénti egyedszámok késő nyári összehasonlítása. Ekkor ugyanis a másodlagos víztesteket jelentő konvex burok – a fajkészletnél tapasztalttal ellentétben – egyáltalán nem fed át az árasztások mintavételi helyeit jelentő burkokkal. Ezt azt jelenti, hogy igen nagy az eltérés az egyedszámokban. A nagy különbség oka abban keresendő, hogy a másodlagos víztestek közül kettő – kis méretéből adódóan – a nyári melegben kiszáradt, így nem voltak jelen vízibogarak.

Az őszi mintavételezésekkel nyert adatok vizsgálata pedig a vizek faunája közti hasonlóság további fennállását igazolja, kvalitatív és kvantitatív szempontból egyaránt. Jól illusztrálja ezt az ordinációs síkidomok nagyfokú átfedése.

A vízibogarak többsége a könnyen felmelegedő, gyakran csak ideiglenesen létező kisvizet keresi fel tavasszal szaporodó-, illetve peterakóhelyként (FERNANDO és GALBRAITH 1973, SCHAEFLEIN 1989). Ilyenek kisvizek a vizsgált területen található másodlagos víztestek is. A szaporodási időszak végeztével sok faj visszatér eredeti élőhelyére, az általában nagyobb vízterekbe – jelen esetben a közvetlenül árasztott területekre. Ez a folyamat magyarázhatja a másodlagos víztestek és az árasztott területek faunája közti tavaszi nagy eltérést, és a nyári, őszi kiegyenlítődést.



4. ábra. A mintavételi helyek többdimenziós skálázása (MDS) a kora tavaszi (A), késő tavaszi (B), kora nyári (C), késő nyári (D) és őszi (E) fajkészlet alapján



5. ábra. mintavételi helyek többdimenziós skálázása a kora tavaszi (A), késő tavaszi (B), kora nyári (C), késő nyári (D) és őszi (E) fazonkénti egyedszámok alapján

A másodlagos vizek biológiai-kémiai-fizikai paraméterei (trofitás, pH, konduktivitás, hőmérséklet, stb.) valószínűleg jelentősen eltérnek az árasztott területekétől, ami a vízbogár-közösség összetételét is befolyásolhatja (CUPPEN 1986, LUNDKVIST et al 2001, RIBERA és FOSTER 1992).

Bár a hansági láprekonstrukció célja elsősorban az, hogy gerincesek (főleg madarak) számára élőhelyet biztosítson, igen jó lehetőségeket teremt vízi gerinctelenek megtelepedésére is, nem utolsósorban a másodlagos víztesteknek köszönhetően.

A természetvédelem számára fontos tanulsága a vizsgálatnak, hogy vizes élőhelyek rekonstrukciójakor tekintettel kell lenni a kisebb vízterek jelentőségére is, amely – a tapasztalatok alapján – igen nagy lehet a biodiverzitás megőrzésében, védett területek kijelölésében, élőhelyek kezelésében.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom a Fertő-Hanság Nemzeti Parknak, hogy lehetővé tették számomra a kutatást, valamint Tóthmérész Bélának a statisztikai elemzésben nyújtott segítségével, Csabai Zoltánnak és Ambrus Andrásnak, továbbá mindazoknak, akik a munkám során segítségemre voltak: Matócza Ildikónak, Tinya Flórának, Bencsik Gábornak és a természetvédelmi öröknek, Nagy Lászlónak és Németh Árpádnak.

Felhasznált irodalom

- CSABAI, Z. (2000): Vízbogarak kishatározója I. (Coleoptera: Haliplidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Noteridae, Gyrinidae). – Víz Természet és Környezetvédelem sor., 15. köt., Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest 278 pp.
- CSABAI, Z. (2003): Vízbogarak kishatározója III. – Víz Természet és Környezetvédelem sor., 17.köt., Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest 280 pp.
- CSABAI, Z. – GIDÓ, Zs. – SZÉL, Gy. – (2002): Vízbogarak kishatározója II. (Coleoptera: Georissidae, Spercheidae, Hydrochidae, Helophoridae, Hydrophilidae). – Víz Természet és Környezetvédelem sor., 16.köt., Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest 205 pp.
- CUPPEN, I. (1986): The Influence of Acidity and Chlorinity on the Distribution of Hydroporus Species (Coleoptera, Dytiscidae) in the Netherlands. – Entomologica Basiliensia 11: 327–336.
- FERNANDO, C. – GALBRAITH, D. (1973): Seasonality and dynamics of aquatic insects colonizing small habitats. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 18: 1564–1575.
- FOSTER, G. (1987): The use of Coleoptera records in assessing the conservation status of wetlands – Proceedings. – The use of Invertebrates in Site Assessments for Conservation, pp 8–18.
- GIDÓ, Zs. (1998): Adatok az Orfűi-tó és környéke vízbogár-faunájához. TDK dolgozat, JPTE, Pécs, 16 pp.
- HEBAUER, F. (1986): Kafer als Bioindikatoren dargestellt am Ökosystem Bergbach. – Laufener Seminarbeiträge: Ausgewählte Referate zum Artenschutz 7(83): 55–65, Laufen/Salzach
- LEGENDRE, P. – LEGENDRE, L. (1998): Numerical Ecology. Elsevier Science, BV, Amsterdam, 853 pp.

- LUNDKVIST, E. – LANDIN, J. – MILBERG, P. (2001): Diving beetle (Dytiscidae) assemblages along environmental gradients in an agricultural landscape in Southeastern Sweden. – *Wetlands* 21(1): 48–58.
- MOLNÁR, Á. – AMBRUS, A. (2005): Szitakötő és vízibogár faunisztikai adatok a hansági élőhely-rekonstrukció területéről. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* 13: 115–120.
- PODANI, J. (1997): Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelseibe. – Scientia Kiadó, Budapest. 414 pp.
- RIBERA, I. – FOSTER, G. (1992): Uso de coléopteros acuáticos como indicadores biológicos (Coleoptera). – *Elytron* 6: 61–75.
- SCHAEFLEIN, H. (1989): Dritter Beitrag zur Dytiscidenfauna Mitteleuropas (Coleoptera) mit ökologischen und nomenklaturischen Anmerkungen. – *Stuttgarter Beitr. Naturk. (Ser. A)* 430: 1–39.
- STANDOVÁR, T. (2001): A természetvédelmi biológia helyzete Magyarországon egy országos felmérés alapján. – *Természetvédelmi közlemények* 9: 1–14.
- STANDOVÁR, T. – PRIMACK, R. (2001): A természetvédelmi biológia alapjai. – Nemzeti Tankönyvkiadó, 542 pp.
- TAKÁCS G. (szerk.) (2001): A dél-hansági élőhely-rekonstrukciók (Fertő–Hanság Nemzeti Park) biodiverzitás-monitorozása – Kutatási jelentés, Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Sarród, 96 pp.
- TÓTHMÉRÉSZ, B. 1997: Diverzitási rendezések. – Scientia Kiadó, Budapest. 98 pp.

