ACTA ACADEMIAE PAEDAGOGICAE AGRIENSIS

NOVA SERIES TOM. XXXIII.

SECTIO BIOLOGIAE

REDIGIT
JÁNOS VARGA

EGER, 2006

AZ ESZTERHÁZY KÁROLY FŐISKOLA
TUDOMÁNYOS KÖZLEMÉNYEI

ÚJ SOROZAT XXXIII. KÖTET

TANULMÁNYOK A BIOLÓGIAI TUDOMÁNYOK KÖRÉBŐL

SZERKESZTI

VARGA JÁNOS

EGER, 2006

ACTA
ACADEMIAE PAEDAGOGICAE
AGRIENSIS

NOVA SERIES TOM. XXXIII.

SECTIO BIOLOGIAE

REDIGIT
JÁNOS VARGA

EGER, 2006

Lektorálta:

Dr. Pócs Tamás
akadémikus

Dr. Orbán Sándor
az MTA doktora

Dr. Vojtkó András
PhD főiskolai tanár

Dr. Fűköh Levente
PhD habil. egyetemi magántanár

Dudás György
A Bükki Nemzeti Park
igazgatóhelyettese

ISSN: 1216-4216

A kiadásért felelős
az Eszterházy Károly Főiskola rektora
Megjelent az EKF Líceum Kiadó gondozásában
Igazgató: Kis-Tóth Lajos
Műszaki szerkesztő: Nagy Sándorné

Megjelent: 2008. március Példányszám: 100
Készítette: az Eszterházy Károly Főiskola nyomdája
Vezető: Kérészy László

MILINKI ÉVA[*] – MURÁNYI ZOLTÁN[**] – KARDOS EMŐKE[*] – BAKONDY BEATRIX[*]

A HIGANY ÉS A KADMIUM SZENNYEZÉS KIMUTATÁSA AZ EGER PATAK ÉLŐVILÁGÁBAN

Abstract: Concentration of metals (cadmium and mercury) were investigated in sediment and the tissues of some aquatic organisms, especially amphipods. Species of animals differ in their ability to accumulate heavy metals. We investigated the concentration of cadmium and mercury at two sites in Eger stream in 2006. Among aquatic organisms we had been investigated mainly bioaccumulation of Gammarus fossarum. This species is feeding the particulate of organic matter and feeding leaf and it's microbial community. The amphipods are seemed to accumulate actively the metal ions to a larger extent than concentration in sediment. Amphipods are useful biological indicators for heavy metal pollution in the enviroment due to their wide distribution and their role in the aquatic food chains. The concentration of cadmium in sediment and living organisms is almost the same but in case of mercury it's twice as much as in sediment.

Bevezetés és célkitűzés

A környezetvédelem kérdései közül az egyik legfontosabb a természetes vizek vízminőségének ellenőrzése, illetve megőrzése. A szennyező anyagok közül a nehézfém-szennyezés egyre komolyabb problémát jelent napjainkban (Förstner et al. 1979). A táplálékláncon keresztüli dúsulása nemcsak környezetvédelmi problémát, hanem egészségügyi gondot is jelent. A természetes úton bejutó fémtartalmat az antropogén eredetű nehézfémek mennyisége nagyságrendekkel meghaladja. Természetes körülmények között a biológiailag hozzáférhető és felvehető fémmennyiség viszonylag kicsi, azonban az elszennyeződési folyamatok révén (pl.: elsavanyodás, ion összetétel változás) egyes nehézfémek biológiailag hozzáférhetővé válnak (Lakatos et al. 1991). Az általunk vizsgált két nehézfém – a higany (Hg) és a kadmium (Cd) – mindegyike már alacsony koncentrációknál is toxikus hatású. A mikroszennyezők – ide tartoznak a nehézfémek is – kimutatására célszerű a jó bioakkumulációs tulajdonságokkal rendelkező élőlé-

[*] Eszterházy Károly Főiskola TTK, Állattani Tanszék, Eger, Leányka u. 6. H-3300.
[**] Eszterházy Károly Főiskola TTK, Kémia Tanszék, Eger, Leányka u. 6. H-3300.

nyeket használni (Alikham et al. 1990, Mc Geer et al. 2007, Lamas et al. 2007). Segítségükkel valóban a biológiailag felvehető komponensek és azok megjelenési formái detektálhatók. Időbeli és hatást integráló képességükkel komplex módon tükrözik vissza a környezetükben lévő szennyezők, illetve az azok felvételét befolyásoló környezeti tényezők együttes hatását. Bioindikációs és bioakkumulációs vizsgálatokat már korábban is végeztünk. Az esszenciális fémek biológiai felvétele mellett néhány toxikus nehézfém akkumulálódását is nyomon követtük (Milinki, Murányi 1999, Varga és mtsai. 2004). Ezeket a vizsgálatokat bővítettük ki az Eger patakon Almárnál és a város területén belül a strandnál vett mintákból történt kadmium (Cd) és higany (Hg) szennyezés kimutatásával. Fenti nehézfémek koncentrációját az üledékben és a patakban élő néhány vízi makrogerinctelen fajban mértük meg (Gammarus fossarum, Trichoptera sp., Glossiphonia complanata). Az élőszervezeteket az üledékkel való szoros táplálkozási kapcsolatuk, illetve a táplálékláncban elfoglalt helyük alapján választottuk ki.

Anyag és Módszer

A vizsgálat során a kadmium és a higany koncentrációjának változását vizsgáltuk az üledék-élőszervezet rendszerben. Az üledék mintákat műanyag edényekbe vettük, laboratóriumban 105°C-on kiszárítottuk és kétféle extrahálószerrel (nátrium-acetát, NaAc és etilén-diamin-tetraacetát, EDTA) kezeltük. Az élőszervezeteket taxonok szerint szétválogattuk. A nehézfém tartalom mérésére ICP-OES Spektro gyártmányú Spektroflamme típusú induktív csatolású plazmás optikai emissziós spektrométert alkalmaztunk. A higany meghatározása hideggőz technikával történt. A vett mintákat lehűtve műanyag edényekben tároltuk a feldolgozásig. Így az élőlények anyagcseréje lelassult, megakadályozva ezzel a pusztulásukat, illetve a bomlási folyamatokat. Fontos, hogy a vizsgálat során a mintaoldatok előkészítése és tárolása az eszközökből kioldódó szennyeződések minimalizálásának érdekében nagy tisztaságú, műanyag eszközökben történjen.

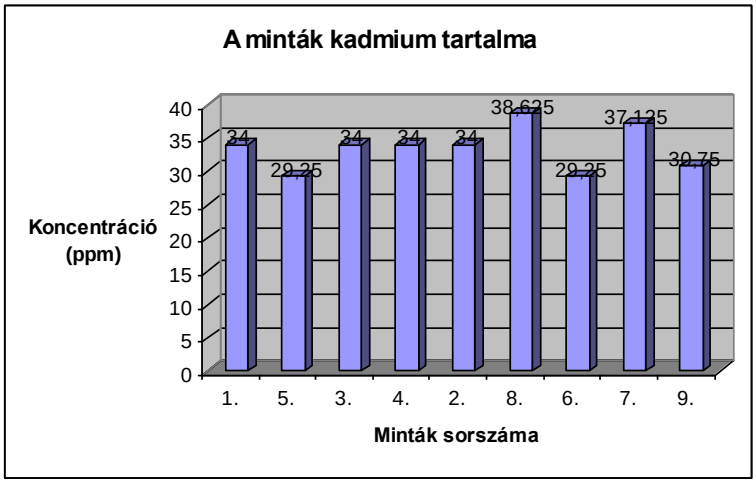
Eredmények

Az Eger patakon kijelölt két mintavételi helyen (Almár, Eger strand) a kadmium és a higany szennyezettségét vizsgáltuk az üledékben és a kiválasztott élőszervezetekben. Vízi szervezetek közül mindkét mintavételi helyen nagy egyedszámban előforduló Gammarus fossarum fajt választottuk ki. Táplálékfelvételekor szoros kapcsolatba kerül az üledék felső rétegével, illetve a vízbe kerülő falevelekkel, növényi részekkel. Az üledékben lévő organikus részecskék, illetve a növényi felületeken kialakuló mikrobiális életközösségek fontos táplálékbázisul szolgálnak az ott élő felemáslábú rákoknak. A Gammarus fajon kívül a csiganadály (Glossiphonia complanata) és tegzes fajok (Trichoptera) higany és

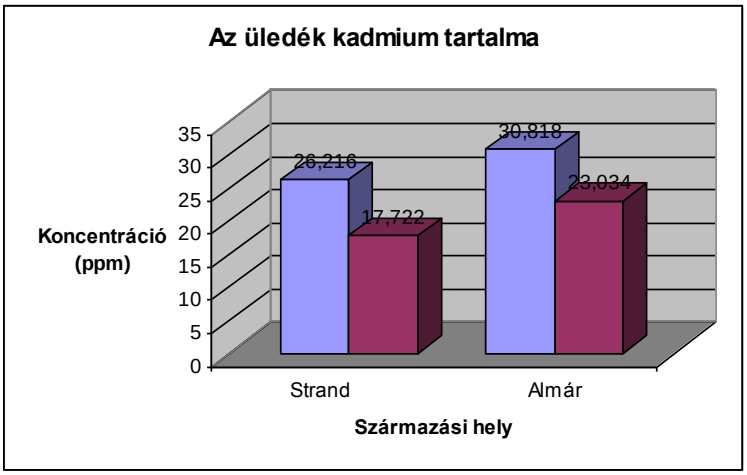
kadmium akkumuláló képességét vizsgáltuk. A makrogerinctelen állati szervezeteken kívül a vízbe kerülő növényi részekből, falevelekből is meghatároztuk a két vizsgált nehézfém koncentrációját. A két mintavételi helyről begyűjtött élőszervezetekből kilenc mintában határoztuk meg a kadmium és a higany koncentrációját.

1. Eger strand, közönséges bolharák (Gammarus fossarum)
2. Eger strand, tegzes lárva (Trichoptera sp.)
3. Almár, közönséges bolharák (Gammarus fossarum)
4. Almár, közönséges bolharák (Gammarus fossarum)
5. Eger strand, közönséges bolharák (Gammarus fossarum)
6. Almár, vízbe kerülő növények felülete
7. Eger strand, vízbe kerülő növények felülete
8. Eger strand, csiganadály (Glossiphonia complanata)
9. Almár, vízbe kerülő növények felülete

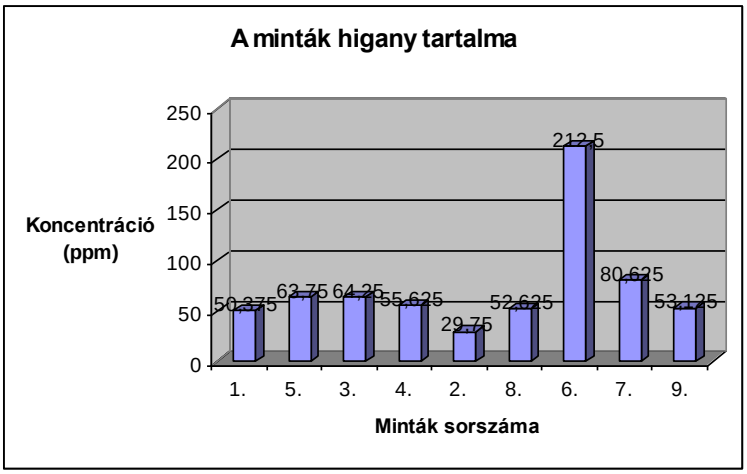
A vizsgálatok alapján az alábbi eredményeket kaptuk az élőszervezetek és az üledék kadmium és higanytartalmának összehasonlításánál (1–4 ábra).



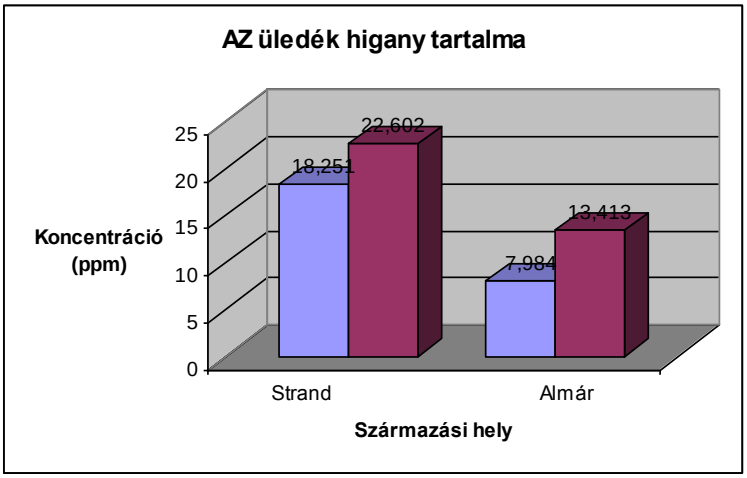
1. ábra: A kadmiumtartalom a vizsgált élőszervezetekben



2. ábra: Az üledék kadmium tartalma



3. ábra: Higanytartalom a vizsgált élőszervezetekben



4. ábra: Az üledék higanytartalma

A kékkel jelölt oszlopok esetében az extrahálószer a nátrium-acetát, a bordóval jelölt oszlopoknál pedig az etilén-diamin-tetraacetát

Vizsgálataink állapotmonitorozásra irányultak, ugyanis rövid időintervallumon belül történtek a mintavételek, valamint egyetlen mintaként elemeztük a különböző időben vett mintákat, ami így az időbeli változást nem tükrözi. Az állapot monitorozása során az alkalmazott statikus módszerek pillanatnyi állapot megfigyelését teszik lehetővé úgy, hogy az adott területet benépesítő élőlények szervezetében felhalmozott toxikus anyagok mennyiségét vizsgáljuk. A kijelölt két mintavételi hely a térbeli eltérések összehasonlítását tette lehetővé. A vizsgált élőlények elsősorban a patak üledékéből táplálkoznak. A nehézfémek az üledékből kerülnek be a különböző szervezetekbe, így az üledék a tápláléklánc első lépcsője. Ebből következően a tápláléklánc tagjaiban való akkumulációt vizsgálva az üledék nehézfémtartalmából szükséges kiindulnunk. Azt azonban nem lehet figyelmen kívül hagynunk, hogy az üledék felszíni rétegének nehézfém tartalma igen változó. Áradások, hullámzási viszonyok megváltozása jelentősen módosíthatja az értékét.

A vízből vett üledékminták feldolgozásához kétféle extrahálószert alkalmaztunk, ami arra ad választ, hogy melyiket tudják az élőlények könnyebben mobilizálni.

A kadmium (Cd) esetében a nátrium-acetát (NaAc) másfélszer hatékonyabb a mobilizálásban, mint az etilén-diamin-tetraacetát (EDTA). Ez mindkét minta-

vételi helyre érvényes. A higany (Hg) esetében a helyzet pont fordított, az EDTA másfélszer hatékonyabban mobilizálja a higanyt, mint a nátrium-acetát.

A két mintavételi helyről származó üledékek nehézfémtartalma között nagy eltérés nem figyelhető meg. Almárnál, ahol Eger város szennyező hatása még nem figyelhető meg a kadmium tartalom 4 mg/kg sza. értékkel magasabb, a higany esetében az egri strandnál mért érték kétszerese az almárinak. A nehézfém szennyezés fő forrásának a légköri kiülepedés, a mezőgazdasági vegyszerfelhasználás és ipari tevékenység tekinthető. Veszélyességük elsősorban abból adódik, hogy biorezisztens anyagok, a táplálékláncon keresztül az élőlényekben feldúsulnak és egy bizonyos szintet elérve fejtik ki káros élettani hatásukat. A higany igen toxikus hatású mind szervetlen higanysók, mind szerves higany vegyületek formájában is. Karcinogén hatását egyértelműen bebizonyították.

Vízi gerinctelen szervezetekben a nehézfémek jelentősen akkumulálódhatnak, és a táplálékláncon keresztül az emberre is komoly veszélyt jelentenek.

A kiválasztott vízi makrogerinctelen fajokban az üledék és az élőszervezetekben mért kadmiumtartalom közel megegyezik, a higany esetében az élőlényekben több mint kétszeres mennyiségben található, mint az üledékben. Valamivel kisebb higanyakkumulálódás mutatható ki a vizsgált tegzes (Trichoptera) faj lárvájában, amely az általa képzet lakócső védő hatásával magyarázható.

A vízbe hulló növényekben a kiülepedés miatt nagyobb kadmium és higany koncentrációt mértünk, mint az állati szervezetekben.

Vizsgálataink alapján megállapítható, hogy környezetünk kadmium és higany szennyezettsége az emberi tevékenység miatt növekvő tendenciát mutat és ez vizeink makrogerinctelen szervezeteiben is kimutatható, akkumulálódásuk az élőlényekben nyomon követhető. Káros hatásuk miatt az elkövetkező években, évtizedekben komoly egészségügyi problémákkal kell majd megküzdenünk.

Irodalom

Alikham, M. A., Bagatto, G., Zia, S. 1990: The crayfish as a biological indicator of aquatic contamination by heavy metals. Water Research, 24 pp. 1069–1076.

Förstner, U., Wittman, G. T. W. 1979: Metal pollution in aquatic enviroment Berlin, Spinger–Verlag pp. 489.

Lakatos, G. Mészáros, I. Nagy, D. Demény, D. Szűcs, L. 1991: Study on the accumulation of heavy metals in some Hungarian water bodies. Proc. Int. Symp. Ecol. Approaches of Environ. Chemicals, Debrecen pp. 236–274.

Milinki, É. Murányi, Z. 1999: Amphipodák és más vízi macrogerinctelen fajok bioindikációs szerepe nehézfém szennyezésnél az Eger és Laskó patak esetében. Hidrológiai Közlöny 6. pp. 329–331.

Mc Geer, J. – Nadella, S. – Alsop, D. – Hollis, L. – Taylor, L. 2007: Influencee of acclimation and cross-acclimation of metals on acute Cd toxicity and Cd uptake and distribution in reinbow front. Aquatic Toxicology. Vol. 84. Issue 2 p. 190–197.

Lamas, S. – Fernández J. A. – Alboal. J. R. – Carballeita, A. 2007. Testing the use of juvemile Salmo trutta L. as biomonitors of heavy metal pollution in freshwater. Chemosphere. Vol 67. Issue 2 p. 221–228.

Varga, J. Kőrösi, F. Balaskó, M, Naár, Z. (2004): Assesing cadmium distribution applying neutron radiography in moss trophical levels in Szarvaskő, Hungary. Applied radiation and isotopes 61. 647–651.

BÓKA BEÁTA* – NAGY ANNAMÁRIA* – KISS ATTILA*

ÉLELMISZEREK BIOGÉN AMIN TARTALMÁNAK MEGHATÁROZÁSA HPLC TECHNIKÁVAL

Abstract

Biogenic amines are important nitrogen-containing compounds of high biological importance in vegetable, microbial and animal cells. Although they are essential to living organisms, consumption of food containing high amounts of them may have toxicological effects. High amounts of certain amines may be found in food as a consequence of poor quality raw materials, contamination and inappropriate conditions during food processing and storage. Therefore biogenic amine, especially putrescine, cadaverine and histamine content in food can be consider as a freshness marker and could be used as an indicator of microbial spoilage.

The aim of our work is to develop an HPLC method for quantitative determination of biogenic amines in food products. The chromatographic separation was carried out on a C_{18} column using a water-acetonitrile elution gradient. UV-detection at 254 nm could be used after pre-column derivatisation with dansylchloride. In case of wines and beers determination can be done without any other sample pre-treatment, while the amine content of solid food samples need to be extracted with acid aqueous solution. 0.4 M $HClO_4$, 5% trichloroacetic acid (TCA), 0.1 M HCl solutions and phosphate buffer pH=7 were tested as extraction solution, and then 0.4 M $HClO_4$ was selected. The method was applied for analysis of different wine, beer, cheese, meat, sausages and fish samples. The detected levels of biogenic amines are below the amounts considered to have an adverse effect on human health.

Bevezetés és célkitűzés

A biogén aminok kis molekulatömegű szerves bázisok, amelyeknek biológiai aktivitása van: N-forrásként szolgálnak, illetve hormonok, alkaloidok, nukleinsavak és proteinek szintézisének prekurzorai. Bár a biogén aminokra szüksége van az élő szervezetnek, nagy mennyiségben azonban toxikus hatásúak, aller-

* Eszterházy Károly Főiskola, EGERFOOD Regionális Tudásközpont, Eger Leányka út 6.

giás reakciókat okozhatnak. A legismertebb a hisztamin mérgezés, amelyet romlott hal, vagy túlérett sajt fogyasztásakor tapasztaltak. Egyéb biogén aminok, mint például a putreszcin jelenlétében, a hisztamin humán toxicitása fokozódik, mivel ezek a potenciátoroknak nevezett anyagok gátolják a hisztamin lebontásában szerepet játszó enzimeket, a diamin oxidázt és a hisztamin metil-transzferázt. A biogén amin tartalmat meghatározva a potenciális egészségkárosító hatás mellett az élelmiszer minőségéről, frissességéről, higiéniai állapotáról is információ nyerhető. A biogén aminok egyes élelmiszerek, például erjesztéssel előállított, illetve savanyítással tartósított tejtermékek és húskészítmények kis mennyiségben előforduló, természetes összetevői; nagyobb mennyiségben azonban az élelmiszer nem megfelelő tárolása, feldolgozása során képződnek különféle mikrobák hatására a fehérjék és aminosavak degradációja következtében (Silla Santos, 1996).

Élelmiszerek biogén amin tartalmának meghatározása sokféle módszerrel lehetséges, melyekről nemrégiben egy összefoglaló is megjelent (Önal, 2007). Az analízishez a különféle kromatográfiás technikák (TLC, GC, CE, HPLC) közül a legelterjedtebb a HPLC módszer alkalmazása. A biogén aminok detektálása során a kromofórok hiánya miatt UV-spektrofotometriás detektor közvetlenül nem használható. Gyakori a kromatográfiás elválasztás előtti, vagy utáni származékképzést követő fluorimetriás detektálás. Danzil- vagy dabzil-klorid származékképző alkalmazásával spektrofotometriás detektálás is megvalósítható. A danzil-származékokat számos szerző C_{18} töltetű oszlopon, különféle gradiens elúció segítségével választott el: Jeya Shakila és munkatársai (2001) metanol-víz gradienst alkalmaztak, de ennél sokkal elterjedtebb az acetonitril és víz (Innocente et al. 2007; Yongmei et al. 2007, mo Dugo et al. 2006; Vallé et al 1997, Moret et Conte 1996; Moret et al. 2005) illetve az acetonitril és 0,1M koncentrációjú ammónium-acetát oldat használata (Alberto et al. 2002, Mah et al 2002; Vinci et Antonelli 2002).

Célunk élelmiszerek biogén amin tartalmának meghatározására alkalmas módszer kidolgozása volt. Vizsgálataink során Moret és munkatársai által közölt módszerből (Innocente et al. 2007; Moret et Conte 1996; Moret et al. 2005) indultunk ki, amit számos lépésnél jelentősen módosítottunk. Módszerünket végül különféle folyékony és szilárd élelmiszerminták analízisére használtuk.

Kísérleti körülmények, vizsgálati módszerek

Felhasznált anyagok és vegyszerek

A kísérletekhez felhasznált analitikai tisztaságú vegyszereket (triptamin, putreszcin, kadaverin, hisztamin, tiramin, spermidin, spermin, 1,7 diaminoheptán) és a HPLC analízishez használt HPLC gradiens tisztaságú acetonitrilt, valamint a danzil-kloridot (DCl) a Sigma-Aldrich cégtől vásároltuk. A vizsgála-

tok során Milli-Q–készülékkel (Millipore, Badford, MA, USA) ioncserélt, desztillált vizet használtunk.

Standard minták előkészítése

A kereskedelmi forgalomból beszerzett aminokból ismert koncentrációjú (0,1 mg/ml) standard oldatot készítettünk, melyhez - a valós mintákhoz hasonlóan- ismert mennyiségű belső standardot (1,7 diamino-heptánt) is adtunk. Ezen standard törzsoldatból 10-100-szorosára hígított, ismert koncentrációjú mintasorozat mérésével kalibrációs görbét készítettünk, amelyet későbbiekben a valós minták analízise során a kiértékeléshez alkalmaztunk. A hígított standard oldat 1,00 ml-éhez 1,00 ml DCl reagenst adtunk (20 mg/l, acetonban oldva), és a reakcióelegyet 40^0C-on 60 percig sötétben inkubáltuk. A származékképzési reakció csak erősen lúgos közegben játszódik le, ezért a reakcióelegy pH-ját minden esetben ellenőriztük és szükség esetén 1 M-os NaOH oldattal 11,0-re állítottuk. A komplex elegyhez a DCl reagens felesleg eltávolítására 0,200 ml L-prolin oldatot adtunk (100 mg/ml), az elegyet 1 percig vortexeltük, majd sötétben szobahőmérsékleten 15 percig reagálni hagytuk. Az így kapott minta pH-ját injektálás előtt ellenőriztük, szükség esetén pH=7-re állítottuk, majd 60% acetonitrilt adtunk hozzá.

Élelmiszer minták előkészítése

Italok

Az analitikai vizsgálatokat négy fajta bor (Ezerjó, Hárslevelű, Cabernet, Medock) és hatféle (háromféle világos, egy barna, egy alkoholmentes és egy kalóriaszegény) sör mintával végeztük el.

Az italokhoz szűrést, centrifugálást követően ismert mennyiségű belső standardot adtunk, az így kapott minta 0,500 ml-éhez 0,500 ml danzil-klorid oldatot (20 mg/ml, acetonban oldva) adtunk, majd a pH-t 11-re állítottuk 1,0 M-os NaOH segítségével. A 60 perces 40^0C-on, sötétben történő inkubáció után a mintához a feleslegben maradt DCl-reagens eltávolítása céljából 0,200 ml L-prolin oldatot (100 mg/ml) adtunk, és fél perc vortexelés után 15 percre sötétbe helyeztük. A kromatográfiás vizsgálat előtt pH=7-8-ra állítottuk a minták pH-ját, 60% acetonitrilt adtunk hozzá, majd centrifugáltuk (14 000 g, 2 perc).

Szilárd élelmiszerek

A vizsgálatokhoz különféle húsokat (sertés, marha, csirke és hal), öt különböző gyártmányú párizsit (pulyka, baromfi, sertés, marha, füstölt), valamint négyféle sajtot (trappista, mozzarella, camembert, füstölt) választottunk, és fris-

sen, valamint 5-7 napig hűtőben történő állás után vizsgáltuk biogén amin tartalmukat. A szilárd valós mintákat ledaráltuk, majd különféle savakkal (0,4 M perklórsav, 5% triklórecetsav, 0,1 M HCl) illetve 7-es pH-jú foszfátpufferrel feltártuk. 50 ml-es centrifugacsőben 10-10 g darált mintához 20 ml feltáró oldatot adtunk, két percig ICA Ultra Turrax készülékkel maximális fordulatszámon homogenizáltuk, majd centrifugáltuk (6000 g, 5 perc). A vizes fázist gyűjtöttük, majd a homogenizálást illetve a centrifugálást megismételtük. A két vizes fázist egyesítettük, szűrtük, majd mérőlombikban 50 ml-re egészítettük ki.

A származékképzési reakció a korábban leírt módon történt.

Kromatográfiás körülmények

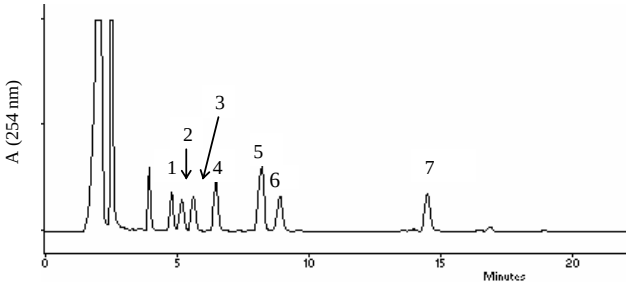
Az LC-10AD és LC-10AS pumpával és SPD-10-A UV-VIS detektorral felszerelt SHIMADZU HPLC készülékhez WATERS Nova Pak C-18 (6x250 mm, 4 μ) kolonnát csatlakoztattunk. Az eluens összetétele: A oldat: ioncserélt, desztillált víz, B oldat: gradiens HPLC minőségű acetonitril.

A fordított fázisú kromatográfiás elválasztás hatékonyságát gradiens elúciós technika alkalmazásával fokoztuk. 0,80 ml/perc eluensáramot és víz-acetonitril gradienst alkalmaztunk az alábbi program szerint: kezdetben az eluens 65% acetonitrilt tartalmazott, majd az eluens acetonitril-tartalmát a kezdeti 65%-ról 1 perc alatt 80%-ig, majd a következő 12 percben 90%-ra növeltük. A 16. percben az eluens acetonitril-tartalmát 100%-ra növeltük, majd tartottuk a 23. percig, végül a 24. percben 100%-ról 65%-ra csökkentettük, s ezen az értéken tartottuk a program végéig (35 perc). A 254 nm hullámhosszhoz tartozó abszorbanciát fotometriásan követtük.

Eredmények

A kromatográfiás elválasztás során lényeges az anyagok protonáltsági állapota. Moret és munkatársai (2005) azonban nem tesznek említést a vizsgált minták pH-járól, ezért tanulmányoztuk a pH hatását: A minta pH-ját az oszlopra injektálás előtt hatféle értékre állítottuk. Savas (pH = 3, 4, 5) minta esetén eltérő csúcs alatti területeket kaptunk, mint lúgos (pH =7, 8, 11) tartományban. Ennek oka, az aminok eltérő protonáltsági állapotában keresendő: savas közegben, a protonált, így pozitív töltésű aminok a C_{18} oszlopon visszatartás nélkül keresztül haladnak, nem különülnek el megfelelően az oszlopon. A kapott adatok összevetésével a legmegfelelőbbnek a gyengén lúgos (7-8) pH bizonyult.

Az 1. ábrán egy standard minta esetén kapott kromatogram látható. Megállapíthatjuk, hogy az alkalmazott körülmények között a meghatározni kívánt aminok csúcsai jól elkülönülnek egymástól.



1. ábra: *Standard minta HPLC-kromatogramja: 1-putreszcin, 2-kadaverin, 3-hisztamin, 4-belső standard, 5-tiramin, 6-spermidin, 7-spermin*

Az ismert koncentrációjú mintasorozat segítségével kalibrációs görbét készítettünk: az adott komponens csúcsterületét a koncentráció függvényében ábrázoltuk. Az R^2 értékek alapján a kísérleti pontokra jó közelítéssel egyenesek illeszthetők, melyek paramétereit (meredekség, tengelymetszet) az alábbi táblázat foglalja össze.

I. táblázat *A kalibrációs egyenesek jellemzői*

Biogén aminok	meredekség	tengelymetszet	R^2
putreszcin	1,012 E+08	3,436E+03	0,9877
kadaverin	1,022 E+08	2,598E+04	0,9892
hisztamin	2,950 E+06	1,632E+04	0,9796
tiramin	1,046E+08	4,358E+04	0,9930
spermidin	1,021E+08	-1,438E+05	0,9927
spermin	1,057E+08	-2,276E+05	0,9889
belső standard	1,745E+08	-1,002E+05	0,9932

Valós minták vizsgálata során eltértünk a Moret és munkatársai által leírt minta-előkészítéstől. A származékképzési reakciót követően közvetlenül injektáltuk a mintát, elhagytuk a szerzők által javasolt tisztítási lépést, a hosszadalmas, és nagy mérési hibát okozó éteres extrakciót, majd az éteres fázis nitrogénáram alatti bepárlását, és acetonitrilben történő visszaoldását. Tapasztalataink szerint a származékképzési reakciót követően 30% acetonitrilt adva a mintához tiszta, csapadékmentes oldatot kapunk. A későbbiekben az acetonitril mennyiségét 65%-ra növeltük, mivel az elúció során a gradiens program ilyen összetétellel indul.

Vizsgáltuk az élelmiszermátrixból az egyes aminok kinyerésének hatásfokát: a mintákhoz ismert mennyiségben aminokat adva is elvégeztük a kivonást és

mennyiségi meghatározást. Tapasztalataink szerint a módszer hisztaminra egyes élelmiszerek esetén nagyon magas értéket ad, valószínűleg az élelmiszermintában lévő zavaró anyagok miatt, ezért e cikkben a hisztaminra kapott eredményeket nem tüntettük fel. E kérdés tisztázásához további, LC-MS vizsgálatokat tervezünk.

A vizsgált sörmintákban kimutatott biogén aminok mennyiségét a II. táblázat foglalja össze. Két minta kivételével mindegyik sörben mérhető mennyiségben volt jelen putreszcin, a többi mért biogén aminhoz képest meglehetősen nagy koncentrációban. Kiemelkedően magas tiramin-tartalom (64mg/l) jellemzi a kalóriaszegény sört. Nagy mennyiségben (35 mg/ml) tartalmaz tiramint az egyik világos sör is, a többi minta viszont csak igen alacsony koncentrációban. A spermidin és spermin koncentráció közel azonos volt minden mintában.

II. táblázat *A vizsgált sörök biogén amin tartalma (mg/l)*

	putreszcin	kadaverin	tiramin	spermidin	spermin
világos sör 1	-	6	34,7	7,8	8
világos sör 2	51	5,5	0,1	8,7	10
világos sör 3	81,5	11,3	4,3	10,3	12
barna sör	-	11,2	4,2	7,8	8,5
alkoholmentes sör	2	15,8	0,7	8	9,3
kalóriaszegény sör	161,3	6	63,6	7,2	9

- nem kimutatható

A vizsgált borok közül a Cabernet tartalmazott a legtöbb biogén amint: 136,6 mg/l putreszcint, 13,6 mg/l kadaverint, és 2,3 mg/l tiramint. A Hárslevelűben viszont a három biogén amin közül egyiket sem találtunk kimutatható menynyiségben. A Medock vörös borban és az Ezerjóban a kadaverin koncentrációja közel azonos (6, illetve 5,7 mg/l) volt. Spermidint és spermint hasonló mennyiségben (6,0–10,0, illetve 8,8-11,0 mg/l) tartalmazott mind a négy bor.

A szilárd valós minták esetén vizsgáltuk a minta-előkészítés hatását a mért értékekre. A feltárást többféle módon elvégeztük: 0,4 M perklórsav, 5% triklórecetsav, 0,1 M HCl illetve 7-es pH-jú foszfátpuffer oldatot használva. Mivel a sósavval végzett feltárás húsminták esetében zselészerű anyag képződését eredményezte, ezért ezt a kivonási módszert a későbbiekben nem alkalmaztuk. A három további feltárási módszer (perklórsavas, triklórecetsavas, foszfátpufferes) lényegesen eltérő értékeket nem eredményezett a mérés során. A kapott adatok alapján a perklórsavas módszer bizonyult legalkalmasabbnak.

A III. táblázat a vizsgált szilárd élelmiszerek biogén amin tartalmát foglalja össze.

III. táblázat *Szilárd élelmiszerek biogén amin tartalma (mg/kg)*

Élelmiszer	putreszcin	kadaverin	tiramin	spermidin	spermin
marhahús (0 napos)	-	17,6	-	38	65,8
marhahús (5 napos)	-	298,3	437,8	47,1	82
tengeri halfilé (0 napos)	-	3,1	0,0	31,2	43,4
tengeri halfilé (1 hetes)	-	-	173,4	36,3	46,8
hal (filézetlen)	6,0	1,0	52,2	30,6	44,1
sertéshús (0 napos)	15	4,9	44	28,7	46
sertéshús (5 napos)	33,1	79	81,7	38	57,3
baromfihús	-	17,5	-	33,2	69,2
kolbász	-	132	270	42,6	72,5
sajt (trappista)	48	14	19,7	37	55
sajt (mozzarella)	-	-	350	33,7	46,4
sajt (füstölt)	38,8	15,4	66	39	45,4
sajt (camembert)	10,1	4,0	-	40,8	44,6
párizsi (füstölt, pulyka)	13,5	53,2	28,2	49	90
párizsi (baromfi)	7,1	-	28	44,5	55
párizsi (sertés)	54,7	-	-	39,6	50,2
párizsi (sertés 2)	8,2	0,5	9,0	32,2	50,9
párizsi (marha)	30	16,4	36	47,2	72,3

-nem detektálható

Vizsgáltuk néhány sertés-, baromfi- illetve marhahús, valamint hal minta biogén amin tartalmát vásárlás után, valamint öt-hétnapi, 4^0C-on történő tárolást követően. Méréseink szerint a kadaverin és a tiramin koncentrációja jelentősen, a többi amin mennyisége viszont kevéssé változott a hűtőben való tárolás során.

A vizsgált sajtok közül egy mintában (mozzarella) kiugróan magas tiramin tartalmat állapítottunk meg. A füstölt sajtban pedig az átlagosnál nagyobb volt a putreszcin és a tiramin mennyisége. A különböző felvágott minták biogén amin tartalma jelentősen eltért egymástól. A füstölt mintának volt a legmagasabb az összes biogén amin tartalma. A spermidin és spermin mennyisége a vizsgált italokhoz hasonlóan a szilárd élelmiszerek esetében is közel azonos volt minden mintában.

Összefoglalás

Élelmiszerek biogén amin tartalmának mennyiségi meghatározására HPLC módszert dolgoztunk ki, melynek során C_{18} oszlopon acetonitril-víz gradiens segítségével választjuk el a minta összetevőit. A kromatográfiás elválasztás előtt danzil-klorid származékképzőt alkalmazunk, amely 254 nm-en UV-detektálást tesz lehetővé. Borok és sörök esetén a származékképzési reakció előtt a minta szűrésén, centrifugálásán kívül egyéb minta-előkészítés nem szükséges, ellenben szilárd élelmiszerminták esetén a savas feltárás, az aminok extrakciója elengedhetetlen. A módszerrel meghatároztuk különféle élelmiszerminták: két fehér- és

két vörösbor, hatféle (világos és barna, alkoholmentes és kalóriaszegény) sör, különféle húsok (sertés, marha, csirke, hal) öt különböző gyártmányú párizsi (pulyka, baromfi, sertés, marha, füstölt) és négyféle sajt (trappista, mozzarella, füstölt, camembert) biogén amin tartalmát. Említést érdemel, hogy egyik vizsgált élelmiszer sem tartalmazott egészségre káros mennyiségben biogén aminokat.

Irodalom:

Alberto, M. R., Arena, M. E., Manca de Nadra, M. C. (2002): A comparative survey of two analytical methods for identification and quantification of biogenic amines, *Food Control*, **13**, 125–129.

Innocente, N., Biasutti, M., Padovese, M., Moret, S. (2007): Determination of biogenic amines in cheese using HPLC technique and direct derivatisation of acid extract, *Food Chemistry*, **101**, 1285–1289.

Jeya Shakila, R. J., Vasundhara, T. S., Kumudavally, K. V. (2001): A comparison of the TLC-densitometry and HPLC method for the determination of biogenic amines in fish and fishery products, *Food Chemistry*, **75**, 255–259.

Mah, J-H., Han, H-K, Oh, Y-J., Kim, M-G, Hwang H-J. (2002): Biogenic amines in Jeotkals, Korean salted and fermented fish products, *Food Chemistry*, **79**, 239–243.

mo Dugo, G., Vilasi, F., La Torre, G. L., Pellicanò, T. M. (2006): Reversed phase HPLC/DAD determination of biogenic amines as dansyl derivatives in experimental red wines, *Food Chemistry*, **95**, 672–676.

Moret, S., Conte, L. (1996): High-performance liquid chromatographic evaluation of biogenic amines in foods, An analysis of different methods of sample preparation in relation to food characteristics, *Journal of Chromarography A*, **729**, 363–369.

Moret, S., Smela, D., Populin, T., Conte, L. S. (2005): A survey on free biogenic amine content of fresh and preserved vegetables, *Food Chemistry*, **89**, 355–361.

Önal, A. (2007): A review: Current analytical methods for determination of biogenic amines in foods, *Food Chemistry*, **103**, 1475–1486.

Silla Santos, M. H. (1996): Biogenic amines: their importance in foods, *International Journal Food Microbiology*, **29**, 213–231.

Yongmei, L., Xin, L., Xiaohong, C., Mei, J., Chao, L., Mingsheng, D. (2007): A survey of biogenic amines in Chinese rice wines, *Food Chemistry*, **100**, 1424–1428.

Vallé, M., Malle, P., Bouquelet, P. (1997): Optimization of a Liquid Chromatographic Method for Determination of Amines in Fish, *Journal of AOAC International*, **80**, 49–56.

Vinci, G., Antonelli, M. L. (2002): Biogenic amines: quality index of freshness in red and white meat, *Food Control*, **13**, 519–524.

ATTILA KISS* – DIÁNA VIRÁG*

MECHANISTIC AND KINETIC STUDIES TO REVEAL PHOTODEGRADATION BEHAVIOUR OF DISTINCTIVE PESTICIDES

ABSTRACT

Transformation of pesticides in the environment is a highly complex process affected by different factors. Both biological and physical-chemical factors may play a role in the degradation to variable extent. Our study is focused on revealing specific details of photolytic degradation of pesticides as photodecomposition might be regarded as one of the most crucial factors affecting the fate of pesticides. The toxicity of the examined pesticides is well known, however restricted information is available regarding their natural degradation processes. More detailed examinations are required in order to reveal the exact mechanism of the pesticide decomposition as well as the biological impacts of the degradates. Significance of this study is enhanced by the fact that decomposition of pesticides may result in the formation of toxic degradation products.

The photolytic degradation of frequently applied pesticides (acetochlor, simazine, chlorpyrifos, carbendazim, EPTC) with different chemical structure was investigated. A special, immerseable UV-light source was applied in order to induce photodegradation. The degradation processes were followed by TLC and GC/MS techniques. EI mass spectrometry was used to identify the degradation species. Detailed mechanism of photolytic transformation was established by identification of each degradate.

The photolytic degradation of pesticides of distinctive chemical character exhibited markedly different photodecomposition mechanisms. At least four degradation species were detected and identified in each case. Loss of alkyl, chloro and hydroxyl groups, as well as cleavage of alkyloxy, amide, amino-alkyl and ester bonds might be regarded as typical decomposition patterns. Deamination and ring opening might be observed at the very last stages of decomposition.

Key abbreviations: pesticide, photodecomposition, GC/MS technique, degradation kinetic, degradation mechanism

* Eszterházy Károly University – Egerfood Regional Knowledge Centre. 3300 Eger, Hungary, Leányka str. 6.

INTRODUCTION

Investigating pesticide degradation occurring in the environment is of high interest as both parent compounds and decomposition products can be hazardous because of their toxicity. Photochemical degradation of pesticides is the breakdown of pesticides by light, particularly sunlight. Photochemical degradation of pesticides can be important in the decontamination of natural water or contaminated soils (Aaron et al., 2001; Coly et al., 1994).

Frequently applied pesticides of distinctive chemical structure and physical behaviour have been selected for our studies.

Simazine (6-chloro-N2,N4-diethyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine), a wide-spread representative of s-triazine type pesticide, is a selective herbicide with photosynthetic inhibiting effect. It is used to control broad-leaved weeds and annual grasses. A comparative study between fragmentation processes taking place in mass spectrometry using an electron ionisation source and photodegradation processes has been carried out for atrazine, simazine and trietazine (Tremolada et al. 1993). The same kind of fragmentations were observed for the three compounds: C–N bond cleavage in the lateral chains, C–Cl bond scission and heteroatomic ring cleavage. The photochemical degradation and the kinetics of the degradation processes of s-triazine herbicides (atrazine, propazine, and prometryne) has been investigated in case of several types of natural waters and soils (Konstantinou et al. 2001). The photolytic behaviour of triazine herbicides (atrazine, simazine, trietazine, prometon, prometryn) in the presence of TiO_2 as a special photocatalyst has already been studied (Pelizzetti et al., 1990, Hequet et al., 2001). All the herbicides degraded rapidly, full mineralization was not observed. Cyanuric acid was found to be the common final photoproduct of all herbicides. The degradation pathway of the most frequently used triazine pesticide, atrazine, was investigated in aqueous phase by sonolysis, ozonation, photolysis at 254 nm and photocatalysis in the presence of TiO_2 (Bianchi et al., 2006). Dealkylation and dechlorination was induced by ozonation and photocatalysis, while direct photolysis at 254 nm promoted very efficient dechlorination. Triazine-derivatives are considered to be the representatives of pesticides of the most wide-spread practical application; therefore it is of crucial importance to evaluate their fate in the environment (Vidal et al. 1999). It was shown that some triazine herbicides undergo photodegradation to form deaminated derivatives (Mansour et al. 1993). The photodegradation products of some commonly used N-containing herbicides were detected however entire mechanisms have not been revealed (Lányi et al. 2005). (High-pressure mercury vapor lamp (254 nm, 125 W) and GC/MS technique were used during the examinations.) Decomposition products steming plausibly from loss of side-chains and substitution with OH-group were detected. Different metabolites formed having mixed side-chains, and the presence of dimer products could also be observed.

Acetochlor (2-chloro-N-(ethoxymethyl)-N-(2-ethyl-6-methylphenyl) acetamide), as a member of the chloroacetanilide class of broad leaf herbicides, is one of the most widely used herbicide. It is a growth inhibitor and applied as preemergence for control of annual grasses.

Chloracetanilide herbicides have been investigated the terms of revealing stability, water solubility and toxicity of degradates (Belfroid et al., 1998). Brekken and Brezonik (1998) studied the reaction between acetochlor and HO-, assuming that the primary source of HO is nitrate photolysis. According to their experimental data, the direct photolysis would be much slower than HO - mediated degradation. In case of acetochlor, serious efforts have been made in order to identify biodegradation products of the pesticide, however no specific reaction pathways have been mapped (Coleman et al., 2000; Thurman et al., 2002; Zheng et al., 2003).

Chlorpyrifos (O,O-diethyl O-(3,5,6-trichloro-2-pyridyl) phosphorothioate) is an organophosphate insecticide, acaricide and miticide used to control foliage and soil-borne insect pests on a variety of food and feed crops. The photodegradation of chlorpyrifos by simulated sunlight in water/methanol has been studied by Barcelo et al. (1993) and 3,5,6-trichloro-2-pyridinol was identified as the only degradation product. A method was developed to determine the rate of reaction of chlorpyrifos with HO radicals in the gas phase at high temperatures during photodecomposition (Hebert et al., 2000). Kamiya and Kameyama (1998) studied the effects of humic materials and metal ions on the photochemical degradation of various organophosphorus pesticides (including chlorpyrifos) (Kamiya et al., 2001).

Carbendazim (methyl benzimidazol-2-ylcarbamate) is a benzimidazole carbamate fungicide with systemic activity and broad effect spectrum. It inhibits fungal mitotic microtubule formation. The visible-light-promoted photodegradation of carbendazim was studied in water or water–methanol solution under various conditions (in the presence of air and a photosensitizer xanthene dye or pigment riboflavin, at various pH values (Escalada et al., 2006, Panades et al., 2000, Mazellier et al., 2002). It was established that the rate of photodegradation increased with pH and oxygen concentrations. The aqueous photodegradation of carbendazim was studied by Ibarz et al. (2000). The kinetics of the photodecomposition was determined using HPLC–DAD and the identification of photoproducts was carried out with HPLC–MS by Boudina et al., (2003). Three products were detected after the UV irradiation. One of them, 2,4-amino-benzimidazol has already been identified in a previous paper (Mallat et al, 1997, Tomlin, 1994). A plausible pathway for the photolytic degradation of carbendazim in pure water was proposed as well, however our studies pointed out marked differences when comparing the two different mechanisms.

EPTC (*S*-ethyl dipropylthiocarbamate) is a selective thiocarbamate herbicide used for control of annual grassy weeds, perennial weeds, and some broad-

leaf weeds. It is a growth inhibitor pesticide usually applied preemergence. The photodegradation of EPTC by UV light supplied by a medium pressure mercury lamp in hexane has been studied by Marco et al. (1979) as well as Abu-Qare et al. (2002). Several photoproducts and cleavage of C-S and C-N bonds were observed but no reaction pathway was revealed. The kinetics of photodegradation of EPTC was studied by Dinya and Lányi (2005).

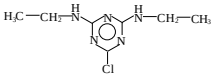
The abovementioned information shows that numerous photodegradation studies have been performed especially concerning s-triazines. However, with the exception of atrazine, detailed reaction mechanisms of the concerned pesticides have not been identified. In some cases, specific degradation products were detected without the aim of mapping the entire pathway of photodegradation. Thus our work contributes to a more extensive and comprehensive knowledge on pesticide photodecomposition with regard to both reaction mechanism and chemical characteristics of degradation products. The pathway of photolytic degradation of five pesticides having diverse chemical structure and practical application is mapped by GC/MS identification of degradation products.

MATERIALS AND METHODS

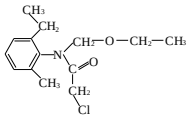
The five pesticides examined, which have diverse chemical structures and action mechanisms are acetochlor (acetanilide herbicide), simazine (triazine herbicide), chlorpyrifos (organophosphate insecticide), carbendazim (benzimidazole fungicide) and EPTC (thiocarbamate herbicide). The chemical structures of the pesticides are shown in table 1. The examined pesticides (higher than 99% HPLC purity) and other applied chemicals were purchased from Aldrich.

Table 1 Chemical structure and name of the studied pesticides.

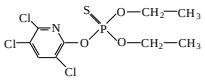
Simazine



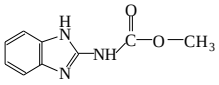
Acetochlor



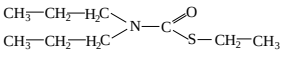
Chlorpyrifos



Carbendazim



EPTC



All aqueous and slightly acidic solutions were prepared from the pure pesticides in 500ppm concentrations. Into these solutions, the specific UV light source was immersed emitting constantly light of 254 nm wavelength being a component of natural sunlight, and resulting in faster and therefore more examinable degradation process. The light source was a low pressure mercury-vapour lamp of 15 W output manufactured by Millipore company. The degradation process was followed by TLC and GC. Thin layer chromatography was performed on precoated Merck 5554 Kieselgel 60 F254 foils using a chloroform - methanol developing system. Samples were taken in different times of UV-irradiation (in every 30 minutes until the completion of photodegradation) then extracted with chloroform and vacuum rotary evaporated. The pesticides and the obtained products were identified by using GC/MS technique. The structure identifications were based on the interpretation of the fragmentation pathways. The kinetic aspect of the photoinduced degradation of pesticides was estimated by assessing of the decreasing intensity of the peak of the parent compound as it is demonstrated in case of chlorpyrifos in table 7.

The pesticides and the obtained products were identified using GC/MS technique. The structure identifications were based on the interpretation of the fragmentation pathways. The GC separations and the mass spectrometric measurements were performed by using a GC-GC/MS QP-2010S Shimadzu under the conditions: column: HP-5MS (30m x 0.25mm x 0.25um), carrier gas: He (1 ml/min), detector: GC/MS QP-2010S, ionization mode: EI (70 eV), interface temperature: 230°C, ionsource temperature: 200°C, inject volume: 1 µl. The heating parameters were the follows: simazine: 110 ◦C (hold: 0 min) → 240 ◦C (15 ◦C/min) (hold: 0 min) → 290 ◦C (35 ◦C/min) (hold: 0,5 min); chlorpyrifos: 150 ◦C (hold: 0 min) → 290 ◦C (20 ◦C/min) (hold: 3 min); acetochlor: 80 ◦C (hold: 0 min) → 280 ◦C (15 ◦C/min) (hold: 0 min); carbendazim: 70 ◦C (hold: 1 min) → 180 ◦C (10 ◦C/min) (hold: 0 min) → 220 ◦C (20 ◦C/min) (hold: 0 min.); EPTC: 80 ◦C (hold: 0,5 min) → 280 ◦C (20 ◦C/min) (hold: 1 min).

RESULTS AND DISCUSSION

Photodegradation of acetochlor

In case of the photodegradation of acetochlor, there are alternative reaction pathways according to our findings. Several degradation products could be detected after some hours of irradiation, as it is demonstrated in figure 2 and 3. Major steps of photodecomposition are as follows: cleavage of ester-bond of N-ethoxy-methyl group, breaking off the chloro- and the hydroxyl-groups, resulting in the formation of [2-ethyl-6-methyl-N-methyl-aniline] (figure 1). This last degradation product might be formed from the parent compound in a direct way as well. Alternatively, the cleavage of chloro-, methyl- and ethoxy-groups of the

parent compound and the production of formanilid-derivatives (table 2) might also be observed. Cleavage of methyl-, ethyl and amino-groups produced toluene as the only end-product with confirmed impeding biological effects. Three main degradation products we detected were also determined by other studies aiming at modeling biodegradation of acetochlor (Coleman et al., 2000; Zheng et al., 2003), but the total degradation mechanism of acetochlor has not been revealed so far. The determination of all 9 degradation products and mapping the entire degradation pathway by our experiments contributes to the entire understanding of acetochlor's environmental behaviour.

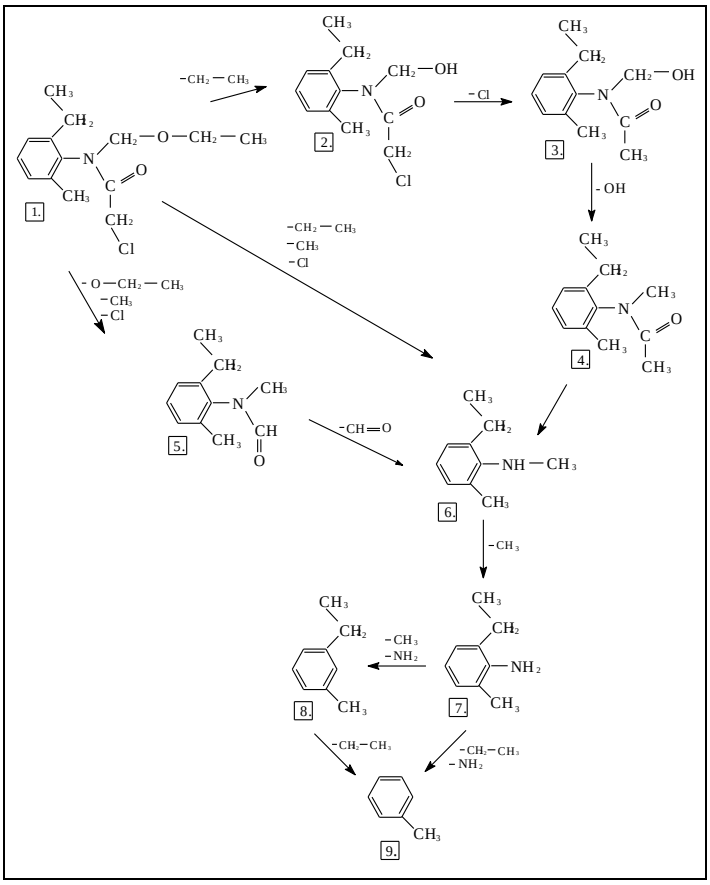


Figure 1. Proposed degradation mechanism of acetochlor.

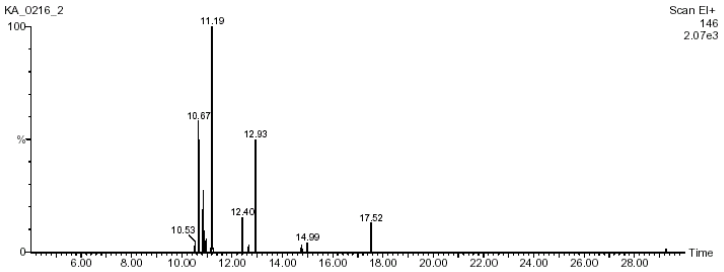


Figure 2. The GC-chromatogram of acetochlor and its degradation product after 3 hours of UV-irradiation.

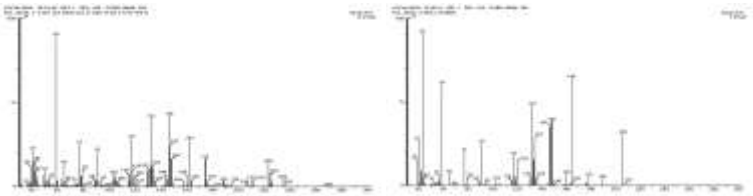


Figure 3. The mass-spectrums of the basic compound and the main degradation product of acetochlor.

Table 2 Products of photolytic degradation of acetochlor, their molecular mass and retention time in the GC-chromatogram.

	Name of compound	**Molecular mass (g/mol)**	**Retention time**
1.	2-chloro-N-(ethoxymethyl)-N-(2-ethyl-6-methylphenyl)acetamide	269.5	12.950
2.	2-chloro-N-hydroximethyl-N-(2-ethyl-6-methylphenyl)acetamide	241.5	17.543
3.	N-hydroximethyl-N-(2-ethyl-6-methylphenyl)acetamide	207.0	10.668
4.	N-methyl-N-(2-ethyl-6-methylphenyl)acetamide	191.0	11.195
5.	N-methyl-N-(2-ethyl-6-methylphenyl)formamide	176.0	10.468
6.	2-ethyl-6-methyl-N-methyl-aniline	149.0	12.408
7.	2-ethyl-6-methyl-aniline	135.0	10.530
8.	3-ethyl-toluene	120.0	14.990
9.	toluene	92.0	10.855

Photodegradation of simazine

The degradation of simazine effected by UV-photons can take place via two parallel reaction pathways. Major steps of the photodecomposition were found to be as follows: cleavage of a chloro-group and its partial substitution to OH-group, loss of methyl and ethyl groups, and scissoring of OH-group. Symmetrical 2,4-diamino-1,3,5-triazine is obtained as the end-product of degradation (figure 4). A GC-chromatogram representing simazine and its most important degradation products, as well as the mass-spectrum of the most stabile product: [2,4-di(ethylamino)-1,3,5-triazine] are shown in figure 5 and 6. Efforts aiming at investigating the photolytic degradation of simazine have so far only demonstrated that degradation occurs and investigated the factors influencing it. Identification of the major degradation products (table 3) and revealing the complete decomposition pathway are significant new findings.

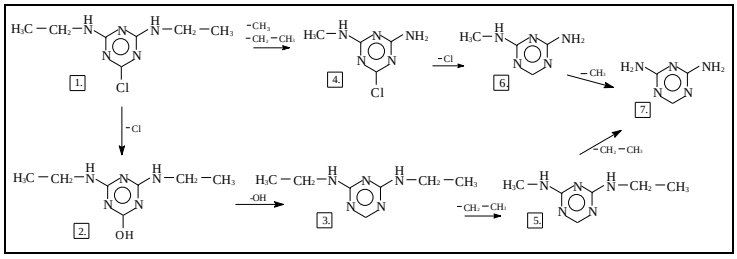


Figure 4. The degradation pathway of simazine.

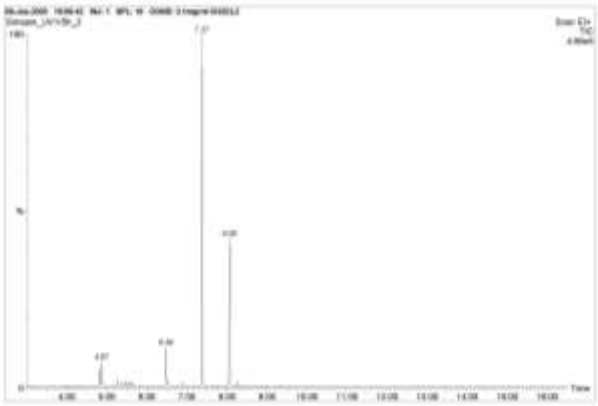


Figure 5. The GC-chromatogram of simazine and its degradation products after 1,5 hour UV-irradiation.

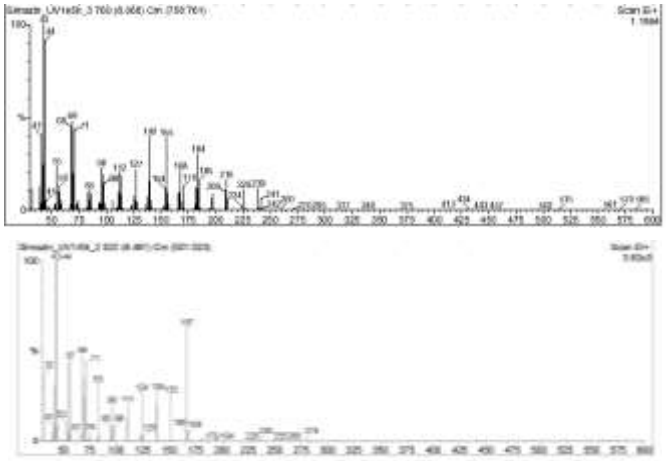


Figure 6. The mass-spectrums of the main degradation products of simazine.

Table 3 Products of photolytic degradation of simazine, their molecular mass and retention-time in the GC-chromatogram.

	Name of compound	**Molecular mass (g/mol)**	**Retention time**
1.	2,6-di(ethylamino)-4-chloro-1,3,5-triazine	201.7	7.374
2.	2,4-di(ethylamino)-hydroxy-1,3,5-triazine	183.2	8.061
3.	2,4-di(ethylamino)-1,3,5-triazine	167.2	6.481
4.	2-amino-4-chloro-6-methylamino-1,3,5-triazine	159.7	5.327
5.	2-ethylamino-4-methylamino-1,3,5-triazine	139.2	3.774
6.	2-amino-4-methylamino-1,3,5-triazine	125.2	5.321
7.	2,4-diamino-1,3,5-triazine	111.2	4.914

Photodegradation of chlorpyrifos

The photodegradation of chlorpyrifos may occur in two reaction patterns (figure 7). It might be initiated by the cleavage of either a chloro-group or an ethyl-group. Breaking away of another chloro-group leads to the formation of [O-ethyl-O-(5-chloro-2-pyridil)-hydrogene- phosphorothioate]. The existence of this degradation product is confirmed by the five-hour mass-spectrums (figure 8-9). The loss of the other ethyl-group results in the formation of [O-(5-chloro-2-

pyridil)-dihydrogene-phosphorothioate] as the end-product (table 4). Based on the GC-chromatograms it can be established that 16 hours of irradiation was needed for the total photodegradation of chlorpyrifos. The biological degradation of chlorpyrifos led to the formation of metabolites being not analogous to intermediers detected during our investigations (Coleman et al.).

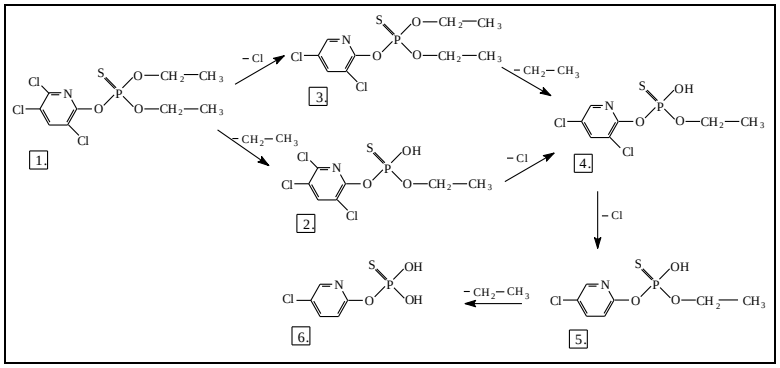


Figure 7. Proposed degradation mechanism of chlorpyrifos.

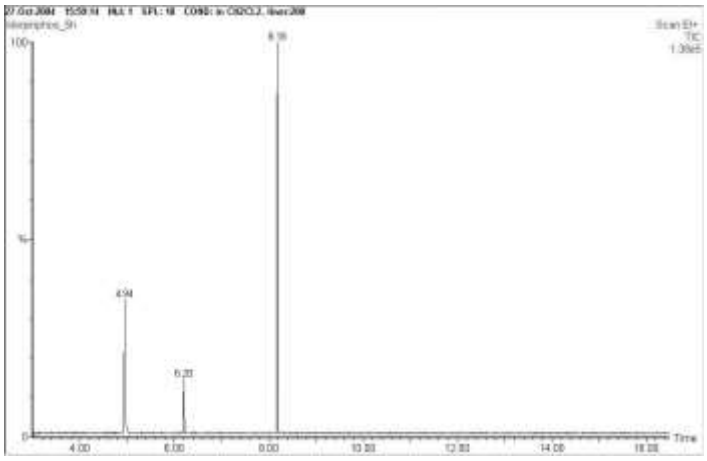


Figure 8. The GC-chromatogram of chlorpyrifos and its degradation products after 5 hour UV-irradiation.

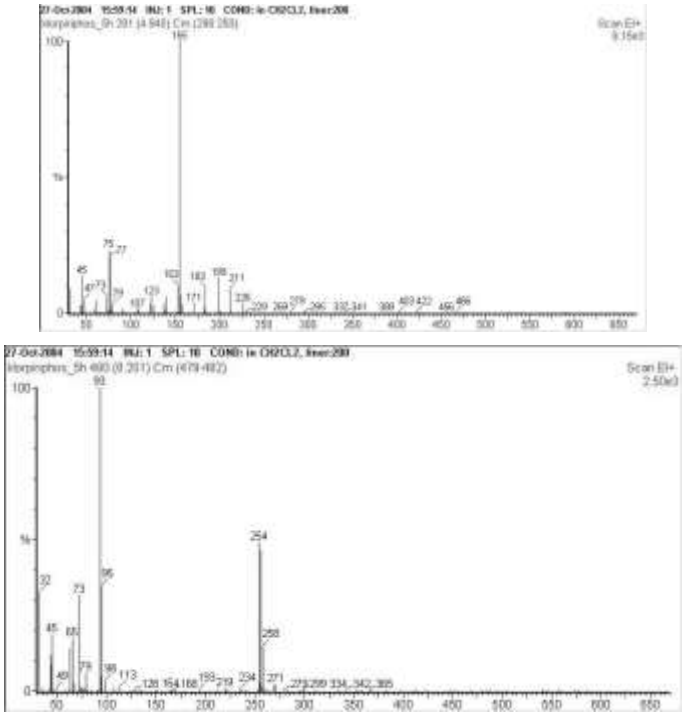


Figure 9. The mass-spectrums of the main degradation products of chlorpyrifos.

Table 4 Products of photolytic degradation of chlorpyrifos, their molecular mass and retention-time in the GC-chromatograms.

	Name of compound	**Molecular mass (g/mol)**	**Retention time**
1.	O,O-diethyl-O-(3,5,6-trichloro-2-pyridyl)phosphorothioate	350.6	8.180
2.	O-ethyl-O-(3,5,6-trichloro-2-pyridil)-hydrogene-phosphorothioate	323.0	5.861
3.	O,O-diethyl-O-(3,5-dichloro-2-pyridil)phosphorothioate	316.5	5.710
4.	O-ethyl-O-(3,5-dichloro-2-pyridil)-hydrogene-phosphorothioate	288.5	6.661
5.	O-ethyl-O-(5-chloro-2-pyridil)-hydrogene-phosphorothioate	254.0	6.201
6.	O-(5-chloro-2-pyridil)-dihydrogene-phosphorothioate	225.5	4.940

Photodegradation of carbendazim

The first step of the degradation of carbendazim was the loss of the methyl group and the formation of [benzimidazole-2-ylcarbamic-acide] (figure 10). This product showed small stability, and after the cleavage of a hydroxil- and a carbonyl group this product was transformed into [2-amino-benzimidazole]. This compound converted to benzimidazole, then after 6-hour-long UV-irradiation the imidazole-ring was opened and [2-methyl-amino-aniline] was formed. Subsequently, the cleavage of the N-methyl bond led to the end-product of the photodegradation: [1,2-diaminobenzene] (table 5). Degradation products identified by means of GC-chromatograms and mass-spectrums are demonstrated in table 5.

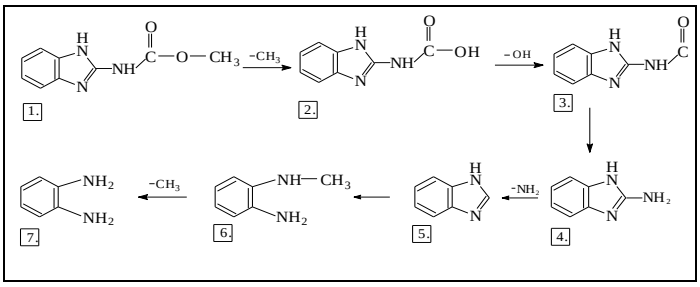


Figure 10. The degradation pathway of carbendazim.

Table 5 Degradation products of photolytic decomposition of carbendazim, their molecular mass and retention-time in the GC-chromatograms.

	Name of compound	Molecular mass (g/mol)	Retention time
1.	methyl-benzimidazole-2-ylcarbamate	191	7.530
2.	benzimidazole-2-ylcarbamic-acide	177	6.561
3.	benzimidazole-2-ylcarbamate	161	8.328
4.	2-amino-benzimidazole	133	8.280
5.	benzimidazole	118	7.662
6.	2-methyl-amino-aniline	122	8.003
7.	1,2-diaminobenzene	108	7.248

Photodegradation of EPTC

Photochemical decomposition of EPTC occurs rapidly as the appearance of the first degradation product was already to be detected after twenty minutes of UV-irradiation. During the photochemical decomposition of EPTC, [N,N-dipropyl-formamide] and [N,N-diethyl-propionamide] are formed at the first stage of degradation by the accomplishment of two alternative decomposition routes. Both the cleavage of S-ethyl-group and demethylation of N-propyl

groups are possible (figure 11). In accordance with the given reaction pathways it might be established that both the consecutive losses of alkyl-groups and the cleavage of the amide bond lead to the degradation end-product: [diethyl-amine] (table 6).

When comparing results of our studies with previous research on revealing products of biological degradation of EPTC (Abu-Qare et al., 2002) it might be established that photodecomposition and biological degradation do not lead to the formation of analogous products, as nor EPTC-sulfon or EPTC-sulphoxide were detected throughout our examinations.

The breaking off of S- and N-alkyl groups leads to the formation of the same degradates as identified during former studies, however derivatives of ketoformyl and ketocarbonyl might only be observed in TiO_2 catalytized photodegradation processes (Lányi and Dinya, 2005).

Table 6 Degradation products of photolytic decomposition of EPTC, their molecular mass and retention-time in the GC-chromatograms.

	Name of compound	**Molecular mass (g/mol)**	**Retention time**
1.	S-ethyl-dipropyl-tiocarbamate	189	5.833
2.	N,N-dipropyl-formamide	129	3.967
3.	tripropylamine	114	4.431
4.	dipropylamine	101	5.600
5.	dipropyl-ethyl-amine	85	5.334
6.	N,N-diethyl-propionamide	129	3.458
7.	diethyl-amine	73	8.912

Table 7 Decrease of the amount of the parent compound of chlorpyrifos as a function of UV irradiation time.

UV irradiation time	**Intensity**	**Rate of degradation**
0 h	5727	0 %
0.5 h	5667	1%
1h	5608	2%
2 h	4696	18%
3h	3780	34%
4h	2577	55%
5 h	1851	68%
6 h	1432	75%

7 h	973	83%
8 h	630	89%
9 h	458	92%
11 h	260	96%
13 h	149	97.4%
15 h	68.7	98.8%
16 h	0	100%

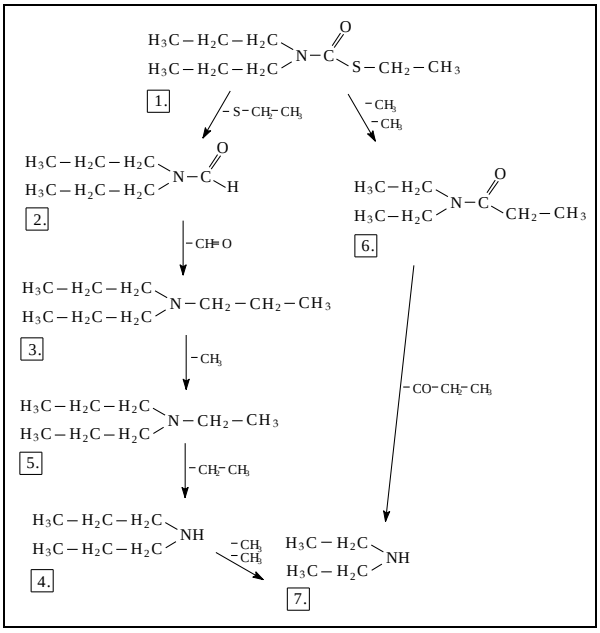


Figure 11. The degradation pathway of EPTC.

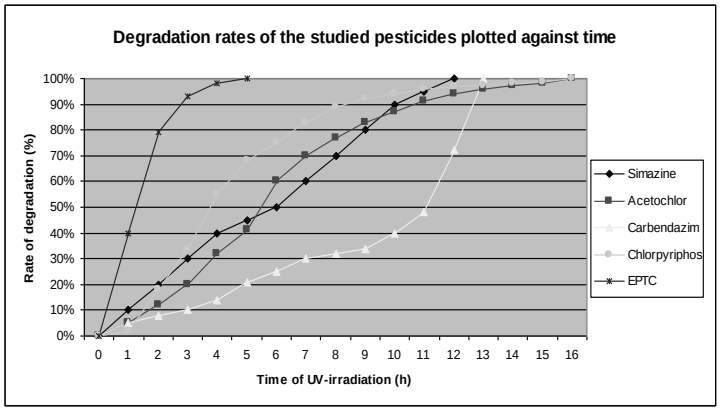


Figure 12. Degradation rates of the studied pesticides

The kinetic aspects of the photodegradation of the studied pesticides showed marked differences. The measured decrease of the amount of the parent compound served as the basis for estimating the extent of the photo-decomposition of the tested pesticides. The degradation of EPTC was found to be the most intensive, as 2 hours of UV-irradiation resulted in 80% degradation. Carbendazim proved to be the most resistant against UV-light. To achieve 40% degradation, 10-hour-long UV-irradiation was needed. In case of acetochlor and chlorpyrifos, the last stage of degradation was particularly slow, since nearly 10 hours of UV-irradiation was required to convert the last 10% of pesticide residue.

CONCLUSIONS

Our study aims at revealing specific details of photolytic degradation of pesticides as important soil contaminants. Significance of these studies is enhanced by the fact that pesticide decomposition may contribute to soil degradation, and might have harmful biological effects by degrading to toxic products. The toxicity of the examined pesticides is well known, however scarce information is available regarding their natural degradation processes, the quality, structure and biological impact of the degradation products.

Phototransformation of pesticides has to be regarded as a key factor in their environmental behaviour. Each of the five different examined pesticides underwent photolytic decomposition, and the detailed mechanism of the photolytic decomposition was established. GC/MS technique proved to be a suitable method for detection and identification of the formed degradation products. At least

five distinctive degradation species were detected in each case, and parallel photodecomposition pathways could be observed for two pesticides.

Typical initial decomposition patterns were found to be cleavage of ester-bond, loss of alkyl-groups and chloro-groups. The photodegradation mechanisms comprised steps as follows: cleavage of ester-bonds, destruction of N-alkoxy, N-alkyl bonds, and loss of hydroxyl-groups. Deamination and ring opening occurred at the last stage of decomposition. Possibly toxic degradation products have been observed as well (Virág et al. 2007).

The research on revealing the exact reaction mechanisms of photolytic degradation of pesticides contributes not only to the proper understanding of environmental behaviour of pesticides, but also points out the possible environmental and biological risk factors by identifying possibly toxic degradation products.

REFERENCES

Aaron, J. J., and M. A. Oturan. 2001. New photochemical and electrochemical methods for the degradation of pesticides in aqueous media. Environmental applications.Turk. J. Chem. 25:509–520.

Abu-Qare, A. W., and H. J. Duncan. 2002. Photodegradation of the herbicide EPTC and the safener dichlormid, alone and in combination. Chemosphere 46:1183–1189.

Barcelo, D., G. Durand, and N. D. Bertrand. 1993. Photodegradation of the organophosphorus pesticides chlorpyrifos, fenamiphos and vamidothion in water. Toxicol. Environ. Chem. 38:183–199.

Belfroid A. C., M. van Drunen, M. A. Beek, S. M. Schrap, C. A. M. van Gestel, and B. van Hattum. 1998. Relative risks of transformation products of pesticides for aquatic ecosystems.Sci. Total. Environ. 222:167 –183.

Brekken, J. F., and P. L. Brezonik. 1998. Indirect photolysis of acetochlor: Rate constant of a nitrate-mediated hydroxyl radical reaction.Chemosphere 36:2699–2704.

Bianchi, C. L., C. Pirola, V. Ragaini, and E. Selli. 2006. Mechanism and efficiency of atrazine degradation under combined oxidation processes. Applied Catalysis B: Environmental 64:131–138.

Boudina, A., C. Emmelin, A. Baaliouamer, M. F. Grenier-Loustalot, and J. M. Chovelon. 2003. Photochemical behaviour of carbendazim in aqueous solution. Chemosph. 50:649-655

Coleman, S., R. Linderman, E. Hodgson, and R. L Rose. 2000. Comparative metabolism of chloroacetamide herbicides and selected metabolites in human and rat liver microsomes. Environ. Health. Perspect. 108: 1151–1157.

Coly, A., and Aaron, J. J. 1994. Fluorimetric determination of aromatic persticides in technical formulations. Effects of solvent and of ultraviolet photolysis. Talanta 41:1475–1480.

Escalada, J. P., A. Pajares, J. Gianotti, W. A. Massad, S. Bertolotti, F. Amat-Guerri, and N. A. García. 2006. Dye-sensitized photodegradation of the fungicide carbendazim and related benzimidazoles. Chemosphere 65:237–244.

Hebert, V. R., C. Hoonhout, and G. C. Miller. 2000. Use of stable tracer studies to evaluate pesticide photolysis at elevated temperatures. J. Agric. Food Chem. 48:1916–1921.

Hequet, V., C. Gonzalez, and P. Le Cloirec. 2001. Photochemical processes for atrazine degradation: methodological approach. Water Res. 35:4253–4260.
Kamiya, M., and K. Kameyama. 1998. Photochemical effects of humic substances on the degradation of organophosphorus pesticides. Chemosphere 36:2337–2344.
Kamiya, M., K. Kameyama, and S. Ishiwata. 2001. Effects of cyclodextrins on photodegradation of organophosphorus pesticides in humic water. Chemosphere 42:251–255.
Konstantinou I. K., A. K. Zarkadis, and T. A. Albanis. 2001. Photodegradation of selected herbicides in various natural waters and soils under environmental conditions. J. Environ. Qual. 30:121–130.
Lányi, K., and Z. Dinya. 2005. Photodegradation study for assessing the environmental fate of some triazine-, urea- and thiolcarbamate-type herbicides. Microchem. J. 80:79–87.
Mansour, M. Ed. 1993. Fate and Prediction of Enviromental Chemicals in Soils, Plants and Aquatic Systems. Lewis, Boca Raton, Ann Arbor, USA.
Marco, A. C. D., and E. R. Hayes 1979. Photodegradation of thiolcarbamate herbicides. Chemosphere 1:321–326.
Mallat, E., D. Barcelo, and R. Tauler 1997. Degradation study of benomyl and carbendazim in water by liquid chromatography and multivariate curve resolution methods. Chromatographia 46:342–350.
Mazellier, P. É. Leroy, and B. Legube. 2002. Photochemical behavior of the fungicide carbendazim in dilute aqueous solution. J. Photochem. Photobiol. A: Chemistry; 153:221–227.
Panadés, R., A. Ibarz, and S. Esplugas. 2000. Photodecomposition of carbendazim in aqueous solutions. Water Res 34:2951–2954.
Pelizzetti, E., V. Maurino, C. Minero, V. Carlin, E. Pramauro, O. Zerbinat, and M.L. Tosato. 1990. Environ. Sci. Technol. 24:1559–1565.
Thurman, E. M., I. Ferrer, and R. Parry 2002. Accurate mass analysis of ethanesulfonic acid degradates of acetochlor and alachlor using high-performance liquid chromatography and time-of-flight mass spectrometry. J. Chromatogr. A 957:3–9.
Tomlin. 1994. The Pesticide Manual., Tomlin Crop Protection Publications, Cambridge United Kingdom.
Tremolada, P., Davoli, E., Guardo, A. D., Fanelli, R., Calamari, D., and Biagini, G. 1993. Proceedings of the 9th Symposium on Pesticide Chemistry, Lucca, Italy, 509–518.
Zheng H. H., and C. M. Ye. 2003. Photodegradation of acetochlor in water and UV photoproducts identified by mass spectrometry. J. Environ. Sci.-China 15:783–790.
Vidal, A., Z. Dinya, and F. Mogyoródi. 1999. Photocatalytic Degradation of Thiocarbamate Herbicide Active Ingredients in Water. Appl. Catal. B: Environ. 21:259–267.
Virág, D., Z. Naár, and A. Kiss. 2007. Microbial toxicity of pesticide derivatives produced with UV-photodegradation. Bull. Envir. Contam. Tox. In press.

FIGURE CAPTIONS

Figure 1. Proposed degradation mechanism of acetochlor.
Figure 2. The GC-chromatogram of acetochlor and its degradation product after 3 hours of UV-irradiation.
Figure 3. The mass-spectrums of the basic compound and the main degradation product of acetochlor.
Figure 4. The degradation pathway of simazine.
Figure 5. The GC-chromatogram of simazine and its degradation products after 1,5 hour UV-irradiation.
Figure 6. The mass-spectrums of the main degradation products of simazine.
Figure 7. Proposed degradation mechanism of chlorpyrifos.
Figure 8. The GC-chromatogram of chlorpyrifos and its degradation products after 5 hour UV-irradiation.
Figure 9. The mass-spectrums of the main degradation products of chlorpyrifos.
Figure 10. The degradation pathway of carbendazim.
Figure 11. The degradation pathway of EPTC.
Figure 12. Degradation rates of the studied pesticides

DIÁNA VIRÁG[*] – ATTILA KISS[*]

COMPARISON OF NOVEL MODEL SYSTEMS FOR CHARACTERISING PESTICIDES BIOAVAILABILITY AND THE ROLE OF SOIL MICROORGANISMS

Abstract

Extent of interactions between pesticides and soils varies on a large scale. As a result of adsorption processes it is of high interest to model bioavailability of widely used pesticides, as well as to compare this feature to obtain adequate data on prospective toxicological problems. Our work signifies major innovations in terms of applying different extraction model systems and involving pesticides have not been studied so far for bioavailability.

Our major goal was to make a comprehensive comparison between different experimental methods to model bioavailability of pesticides and to find the most efficient one. The applied 5 extraction models showed diverse efficiency in extracting capability of pesticides. The five pesticides examined were simazine, carbendazim, acetochlor, chlorpyrifos and diuron. For the examination sandy, brown forest and alluvial soils were applied. The extracted amounts were determined by GC/MS and HPLC/MS techniques.

Our studies involved comparative studies of sterilized and real soil samples to estimate the extent of the microbiological degradation processes in case of three pesticides: simazine, diuron and acetochlor.

3 extraction models proved to be suitable for assessment of the available amount of pesticides for living organisms. As a result both the adsorption capabilities of soils and biological accessibility of pesticides could be estimated in accordance with the microbiological characteristics of soils.

Key words: pesticides, bioavailability, extraction models, pesticide soil interaction, microbial activity.

Introduction

Chemical components being present in the environment are available for organisms to various extent thus they exert diverse effects on ecosystems [1]. The

[*] EGERFOOD Regional Knowledge Centre, Eszterházy Károly University, Leányka street 6., H-3300, Eger, Hungary

characterization of pesticide bioavailability [2], particularly in soils, could be considered as a key factor in implementation of environmental risk assessment [3].

There are over 2000 species of soil-microorganisms with variable sensitivity and affinity to pesticides. Extra adsorbing surface for pesticides is provided by the presence of these organisms and their metabolites, moreover the effect of their enzymatic activity should also be taken into account. The influence of pestcides (e.g. atrazine, paraquat, glyphosate, carbaryl) on soil enzymatic activites has already been justified [4], but revealing its conjunction with the bioavailability of pesticides has been neglected so far. To estimate the extent of the microbial effect of soils on pesticide bioavailability, our integrated soil bioecosystem studies have been performed by applying sterilized, air dried and real soil samples. Method based on the hydrolysis of fluorescein diacetate [3',6'-diacetylfluorescein (FDA)] is a feasible way of measuring microbial activity as several enzymes are involved in the hydrolysis of FDA [5,6,7]. The product of this enzymatic reaction is fluorescein, which can easily be measured spectrophotometrically.

To find the most efficient way of chemical extraction procedures for predicting bioavailability of butachlor and myclobutanil in soil, 6 different types of solvents were applied in order to determine the extractable amounts [8]. According to the experimental data the extractability of the studied pesticides was linearly correlated with their bioavailability to *Eisenia foetida* and *Allolobophora caliginosa*.

Behaviour of [^{14}C]-hydroxy-simazine in a Luvisol soil was examined to estimate its residues at different incubation times [9]. Bioavailability of [Carbonyl-^{14}C]-methabenzthiazuron in soil was also studied [10] in case of winter wheat. 0.01 M $CaCl_2$ solution and organic solvents were used for the extractions.

Influence of soil aging and a simazine-mineralizing bacterium on sorption and bioavailability of simazine was studied by applying solvent extraction methods [3]. The applied consecutive extraction method with 0.01 M $CaCl_2$ and aqueous methanol (8:2, v/v methanol/water) was proved to be suitable for estimation of bioavailable residues of simazine in aged soils.

Leaching of several pesticides and their sorption behaviour were investigated under diverse circumstances. The adsorption constants showed relation with the soil organic carbon content (OC) and with the soil structure [11, 12, 13, 14, 15], and the mobility was found to be a factor strongly influencing bioavailability of pesticides.

To sum up the outcome of previous examinations it could be established that they were focused on detection of pesticide residues in soils, plants or invertebrate animals by applying limited number of extracting solvents of not versatile chemical feature. Extensive and thorough comparison of markedly

different model systems has not been accomplished yet. In this respect our investigations signify important contributions to the current relevant knowledge.

Materials and Methods

1. Studied pesticides and soils

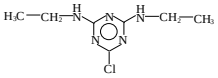
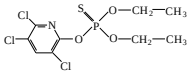
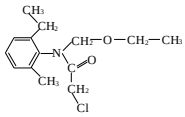
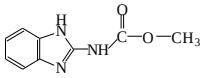
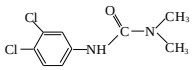
The five pesticides examined (table 2.) having diverse chemical structures and behaviour are the following: simazine (6-chloro-N2,N4-diethyl-1,3,5-triazine-2,4-diamine), chlorpyrifos (O,O-diethyl O-(3,5,6-trichloro-2-pyridyl)-phosphorothioate), acetochlor (2-chloro-N-(ethoxymethyl)-N-(2-ethyl-6-methylphenyl)-acetamide), carbendazim (methyl benzimidazol-2-ylcarbamate) and diuron (N-(3,4-dichlorophenyl)-N,N-dimethyl urea).

Three types of soils were applied during the experiments: sandy, brown forest soil with clay illuviation and alluvial soil. The plough layer was examined, the major characteristics were precisely determined in terms of pH, specific conductivity, organic matter content (OM) and granulometric composition by using traditional methods (table 1).

Table 1: Physical and chemical properties of soil samples.

Soil type	Sand (m%)	Rock-flour (m%)	Mud (m%)	Clay (m%)	pH (H_2O)	Spec. conductivity (µs/cm)	OM (%)
Sandy	94.8	5.2	0.0	0.0	6.53	64.2	2.06
Brown forest	6.0	41.0	31.0	22.0	6.60	82.0	5.94
Alluvial	34.1	41.3	24.6	0	7.96	111	7.07

Table 2: The Chemical structures of the pesticides.

Name	Simazine	Chlorpyrifos	Acetochlor
Chemical structure			
Name	Carbendazim		Diuron
Chemical structure			

2. Sample preparation

The pesticides were dissolved in methanol to reach 200 ppm concentration. The 5 applied extraction model systems were as follows: chloroform, aqueous methanol (8:2, v/v methanol/water), Na-acetate - acetic acid buffer (pH=5.6), $CaCl_2$ solution (0.01 M) and humic acid solution (0.5 $^{v}/_{v}$% SERA humic acid solution).

10 g of each soil samples were combined with 5 ml of each pesticide solution (methanol – water). The soil samples containing pesticides have been dried at 105ºC for 2 hours, than powdered, and 1 g were extracted with 30 ml of the extracting solvents for 16 hours. Then the soil samples were centrifuged at 6000 rpm for 10 minutes and 25 ml of the supernatants were extracted with 15 ml of chloroform twice time, then vacuum evaporated. Dry extracts were redissolved in methanol in case of simazine, acetochlor, carbendazim and in acetonitrile in case of chlorpyrifos. The sample preparations were performed in triplicates.

3. Instrumental measurements

The extracted amounts of the basic components were detected by using a GC-GC/MS QP-2010S Shimadzu. In case of carbendazim the extracted amounts was determined by HPLC/MS-2010 EV Liquid Chromatograph Mass Spectrometer, Shimadzu (column: pHidelity C18 (3 µm x 150mm x 4.6 mm) (Restek); eluent: 50:50 methanol:water (0.6 % NH_3), pH=11, flow rate: 0.7 ml/minute, detector: PDA, 285 nm).

Data were averaged and the standard error was calculated with Statgraphics 5.0 software.

4. Microbiological experiments

For estimation of the effect of the microbial flora of the soils on the extent of adsorption of pesticides to soil, sterilized, air dried and microbiologically active soils were studied. Microbiological activity of soils was enhanced by the moistening with water and incubating of soils for 4 days at 24ºC. The obtained soil samples with diverse microbial activity were treated with 3 kinds of pesticides (acetochlor, diuron, simazine) and examined according to the abovementioned extracting methods.

The microbial activity of soil samples were determined according to Adam and Dunchan [16] with slight modification: to block the enzymatic reaction five millilitre aliquots of the soil suspensions were taken and amended with 5 ml of acetone. The absorbance of the samples was measured with Hitachi U-2800 Spectrophotometer at 490 nm. During the preparation of the standard samples

50-100-250-500-750 µl of fluorescein stock solution (0.048 mmol fluroescein/10 ml acetone) was added to the soil samples that were previously suspended in buffer solution.

Results and Discussion

1. Bioavailable amounts of pesticides

According to the statistical evaluation of the results it could be stated that the five distinctive types of applied extracting models showed diverse efficiency in terms of extracting the pesticides from the three different types of soil.

In case of simazine acetate buffer, $CaCl_2$ solution and humic acid solution were found to be fairly equally efficient extraction models. Chloroform was the least efficient solvent in case of brown forest soil, while it proved to be suitable for extracting the most amount of simazine from sandy soil. Humic-acid solution was among the most efficient extracting agents for each soil types.

The largest amount of chlorpyrifos could be obtained with the use of chloroform, the other extraction solvents displayed almost the same extraction efficiency: extracted amounts were lower than 10% of the initial amount (table 3).

In case of diuron the efficiency of all the applied extracting solvents were above 80% – except chloroform. Methanol solution was the most effective in terms of mobilizing diuron from brown forest soil, while humic acid solution extracted the most diuron from sandy soil.

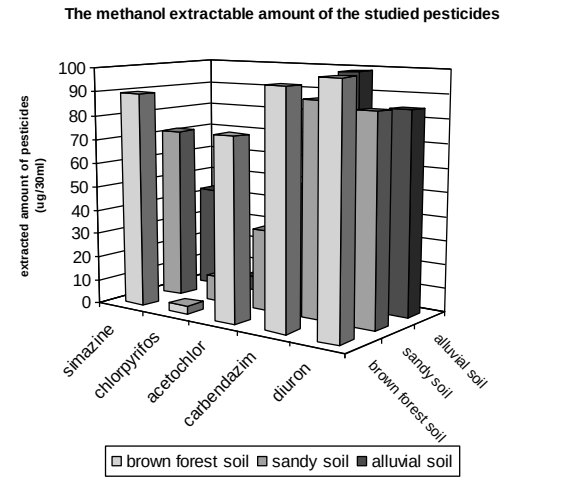
For regaining acetochlor from brown forest and alluvial soils $CaCl_2$ solution and humic acid were nearly as efficient as chloroform (appr. 80%). From sandy soil less amount of pesticide could be extracted than in case of the other two soil types with the exception of humic acid solution.

In case of carbendazim the efficiency of natural like, aqueous extracting solvents was found to be far below that of methanol (24-64% compared with 89-99%). It could be established that the bioavailable amounts of carbendazim were conditional on the types of the soil.

To sum up the abovementioned findings it is obvious that the applied solvents showed different extraction capability in terms of different pesticides and three types of soil (figure 1).

Table 3: Bioavailable amounts of the pesticides.

		Extracted amount of pesticides (%)				
	Soil type	chloroform	methanol	buffer solution	$CaCl_2$ solution	Humic acid
Simazin	Brown forest	43.185	89.392	80.432	77.428	81.048
	Sandy	58.987	68.925	76.504	72.216	70.876
	Alluvial	70.747	99.417	87.812	85.768	91.228
Acetochlor	Brown forest	87.319	75.181	64.753	85.03	57.098
	Sandy	51.315	33.762	50.665	57.11	65.463
	Alluvial	48.912	48.721	77.97	81.016	73.559
Diuron	Brown forest	56.357	92.96	75.67	70.812	75.172
	Sandy	78.305	81.05	97.86	74.394	91.12
	Alluvial	74.465	86.36	64.14	69.252	73.472
Carbendazime	Brown forest	6.95	95.88	24.36	46.21	33.97
	Sandy	42.12	88.88	38.2	36.99	32.93
	Alluvial	26.52	98.7	63.91	61.4	49.67
Chlorpyrifos	Brown forest	61.561	3.454	8.522	8.479	7.142
	Sandy	44.986	10.736	6.677	7.203	3.402
	Alluvial	55.651	2.332	0.603	0.595	0.649



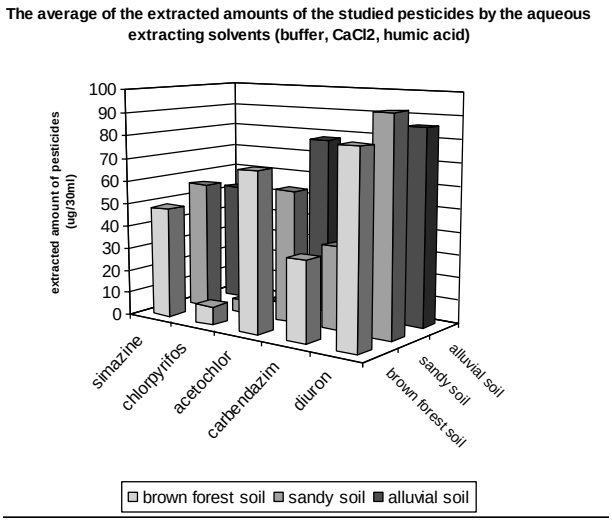


Figure 1: Comparison of the extractive efficiency of the aqueous solvents with the methanol-solution.

2. Effects of the microbial activity of soils on the bioavailable amounts of pesticides

The activity of the all soil types displayed marked differences between the 1. and 4. day, and obvious increase might have been observed with a maximum value on day 4 (figure 2).

In figure 3. it is clearly demonstrated that bioavailable amounts of diuron show inverse proportionality with the microbiologic activity all of the soils. In case of air-dried soil samples 65–98% of the initial amount of diuron could be extracted, while from microbiologically active soils even less pesticide was gained. It could be observed that the soils having enhanced microflora adsorb more acetochlor thus fewer amount of the initial concentration could be extracted (12–31%) (figure 4.). During the extraction procedures decreasing amounts of simazine was obtained in case of the microbiologically active soil samples however these differences were not as pronounced as in case of diuron and acetochlor (figure 5.).

All of both cases fewer pesticides were obtained from microbiologically active soil than the air-dried soil samples. These tendencies are apparently manifested in case of the three types of soils. It is obvious that the presence of the soil microorganisms and their metabolic products provides more adsorbing

surface for the pesticides. According to the results of our studies focusing on estimating the effect of microflora of each soil on the bioavailable amount of different types of pesticides it could be stated that fewer amounts of the pesticides could become bioavailable for the living organisms in case of soils having a well-balanced microflora.

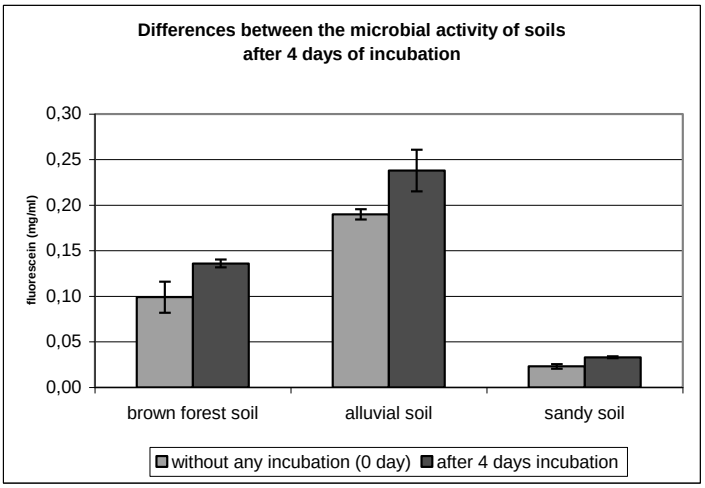
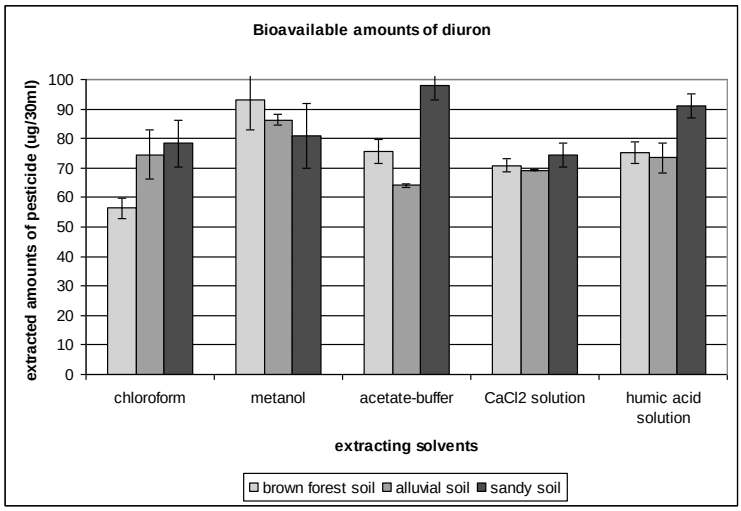


Figure 2. Microbial activity of the 3 soil types after 4 days of incubation

The error bars represent the LSD (Least Significant Difference) of the data at a confidence level of 95%.



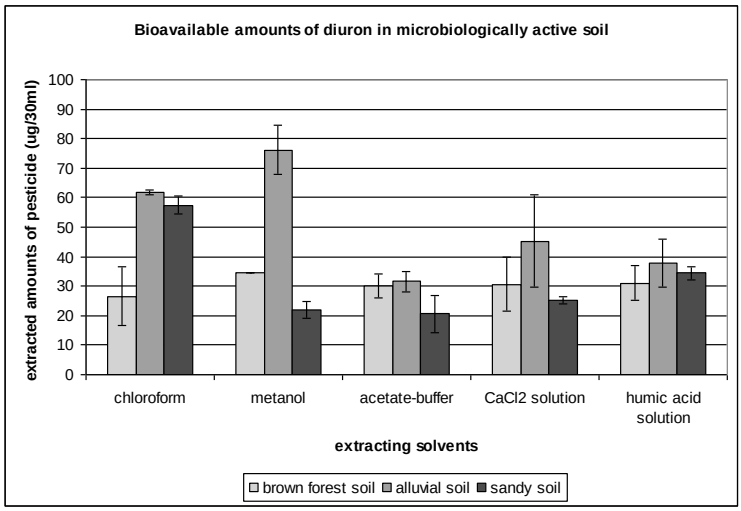
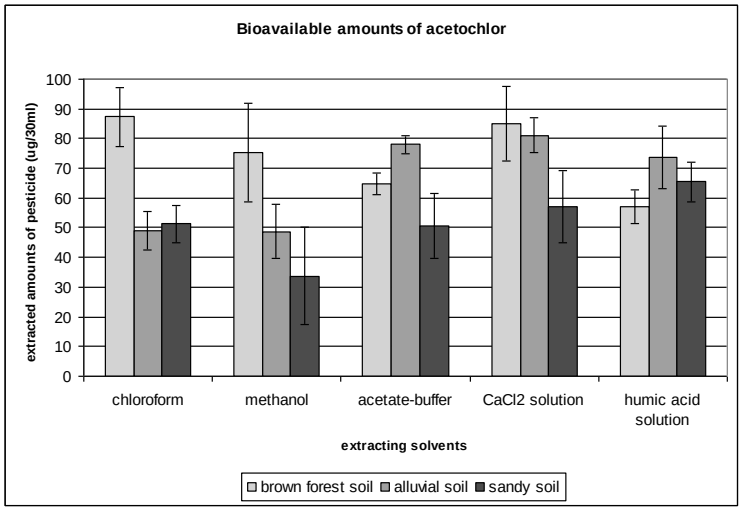


Figure 3. Bioavailable amounts of diuron in untreated and microbiologically active soils.



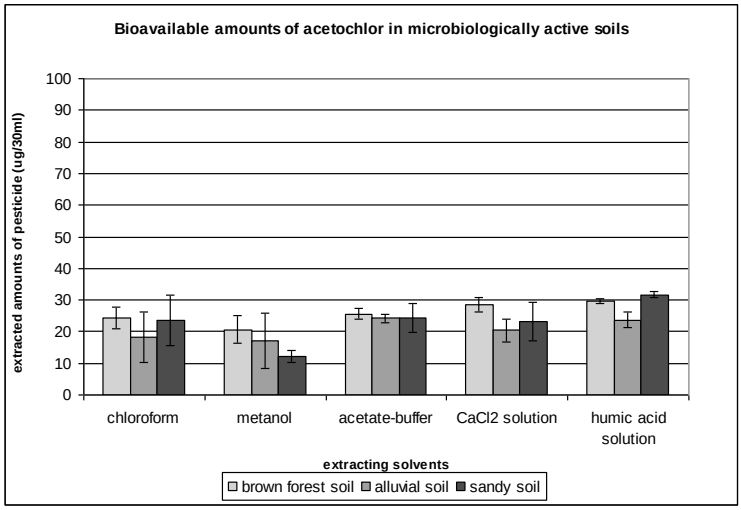
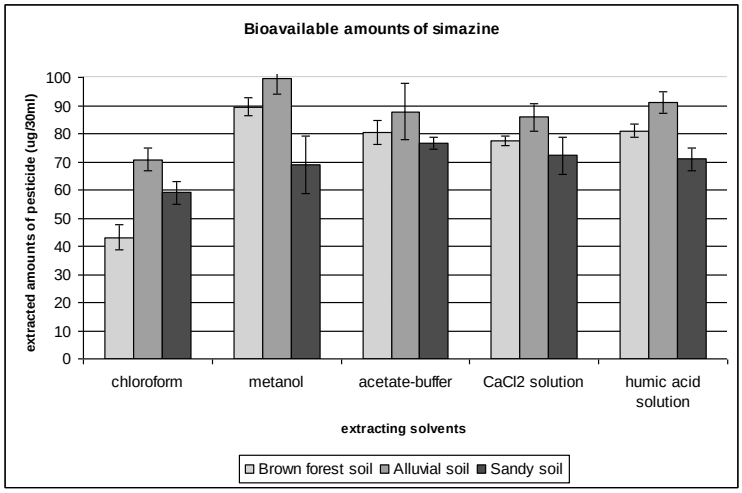


Figure 4. Bioavailable amounts of acetochlor in untreated and microbiologically active soils.



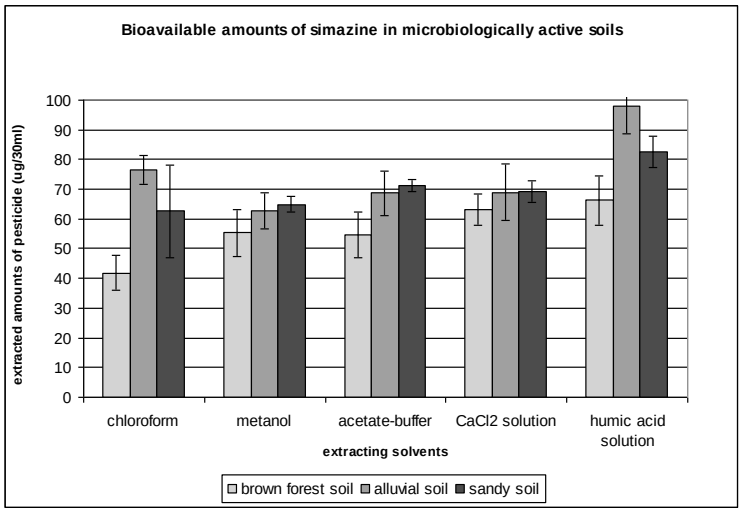


Figure 5. Bioavailable amounts of simazin in untreated and microbiologically active soils.

CONCLUSIONS

Investigation of different solvent extraction methods in order to compare and model pesticide-soil interactions proved to be an efficient tool to obtain precise data on soil-binding capabilities of some widely used pesticides. Thus we gained insight into the bioavailability of these important soil contaminants, as well as created models to describe actual environmental processes.

According to the results of our studies on revealing the relation of microflora and the bioavailable amount of different types of pesticides, it could be stated that the air-dried soils could not adsorb as much pesticide as soils with active microbiological flora. As a consequence the influence of microbiological systems on pesticide bioavailability might be concluded

The five distinctive types of applied extracting solvents displayed different effectivity in mobilizing pesticides from soil. Among studied pesticides diuron was found to be the most mobile pesticide. It was observed that alluvial and brown forest soil adsorbed more effectively pesticides than sandy soil. Averagely the aqueous extracting solvents proved to be nearly as effective in terms of extracting pesticides as chloroform. In general terms it might be stated that natural-like extraction methods provided significantly efficient and excellent models for estimation of bioavailabilty. The observed marked differences could be explained by the diverse chemical structure of the pesticides, the variable adsorbing capacity of the three kinds of soils and the highly different characteristic of the applied extracting solvents. As a result of our studies a clarified picture could be acquired to characterize pesticides-soil interaction and to model pesticides' fate in the natural environment.

Acknowledgements

The authors thank the National Office for Research and Technology for financial support of this work (RET 09/2005 NKTH project).

References

[1] Southgate D, Johnson I, Fenwick GR. 1989. *Nutrient Availability: Chemical and Biological Aspects.* Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK.

[2] Maier R. 2000. Bioavailability and its importance to bioremediation. In Valdes JJ. eds, *International Society for Environmental Biotechnology: Environmental Monitoring and Biodiagnostics.* Chapter in: Bioremediation, Kluwer Academic Publishers, Norwell, MA, pp. 59–78.

[3] Regitano JB, Koskinen WC, Sadowsky MJ. 2006. Influence of Soil Aging on Sorption and Bioavailability of Simazine. *J Agric Food Chem* 54:1373–1379.

[4] Sannino F, Gianfreda L. 2001. Pesticide influence on soil enzymatic activities. *Chemosphere* 22:1–9.

[5] Brunius G. 1980. Technical aspects of 3',6'-diacetyl fluorescein for vital fluorescent staining of bacteria. *Current Biology* 4:321–323.
[6] Lundgren B. 1981. Fluorescein diacetate as a stain of metabolically active bacteria in soil. *Oikos* 36:17–22.
[7] Schnürer J, Rosswall T. 1982. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Appl Environ Microbiol* 6:1256–1261.
[8] Yu YL, Wu XM, Li SN, Fang H, Tan YJ, Yu JQ. 2005. Bioavailability of butachlor and myclobutanil residues in soil to earthworms. *Chemosphere* 59:961–967.
[9] Kloskowski R, Führ F. 1985. Behaviour of [ring-^{14}C] hydroxy-simazine in a parabraun soil. Chemosphere 14:1913–1920.
[10] Kloskowski R, Fuhr F. 1987. Aged and bound herbicide residues in soil and their bioavailability. Part 2: Uptake of aged and non-extractable (bound) [carbonyl-14C] methabenzthiazuron residues by maize. *Journal of Environmental Science Health B* 22:623–42.
[11] Landry D, Dousset S, Andreux F. 2004. Laboratory leaching studies of oryzalin and diuron through three undisturbed vineyard soil columns. *Chemosphere* 54:735–742.
[12] Ma QL, Rahman A, James TK, Holland PT, Mcnaughton DE, Rojas KW, Ahuja LR. 2004. Modeling the Fate of Acetochlor and Terbuthylazine in the Field Using the Root Zone Water Quality Model. *Soil Science Society Of America Journal* 68:1491–1500.
[13] Taylor JP, Mills MS, Burns RG. 2004. Sorption and desorption behaviour of acetochlor in surface, subsurface and size-fractionated soil. *European Journal of Soil Science* 55:671–679.
[14] Nemeth-Konda L, Füleky Gy, Morovjan Gy, Csokan P. 2002. Sorption behaviour of acetochlor, atrazine, carbendazim, diazinon, imidacloprid and isoproturon on Hungarian agricultural soil. *Chemosphere* 48:545–552.
[15] Leistra M, Matser AM. 2004. Adsorption, transformation, and bioavailability of the fungicides carbendazim and iprodione in soil, alone and in combination. *Journal of Environmental Science Health B* 39:1–17.
[16] Adam G, Duncan H. 2001. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. *Soil Biology and Biochemistry* 33:943–951.

Figure legends:

Figure 1: Comparison of the extractive efficiency of the aqueous solvents with the methanol-solution.

Figure 2. Microbial activity of the 3 soil types after 4 days of incubation.

Figure 3. Bioavailable amounts of diuron in untreated and microbiologically active soils.

Figure 4. Bioavailable amounts of acetochlor in untreated and microbiologically active soils.

Figure 5. Bioavailable amounts of simazin in untreated and microbiologically active soils.

ORBÁN SÁNDOR*

BARNAHÁTÚ ZSEMLEGOMBA (*SCUTIGER OREGONENSIS* MURRILL 1912, *POLYPORALES, ALBATRELLACEAE*) VÉDETT GOMBAFAJ A BÜKK HEGYSÉGBEN

Abstract

Goat's foot polypore (*Scutiger oregonensis* Murrill 1912, *Polyporales, Albatrellaceae)*, protected macrofungi species is new to the Bükk Mountains and to the Bükk National Park.

Bevezetés

Ugyanebben kötetben a 2005-ben indult OTKA (száma: TO48736) kutatásai során gyűjtött nagygomba fajokat ismertetjük (Sántha–Orbán 2007), melyben több a Bükk hegységre új gombafaj is helyet kapott. Az elmúlt év igen gyenge gombatermést hozott, ezért csak néhány alkalommal sikerült gombafajokat feljegyezni. Az idén a nyár a Bükkben igen száraz volt, így rókagomba és vargánya szezon a dél-nyugati Bükkben igen gyenge volt, viszont a csapadékos ősz sok gombafajnak kedvezett. Kutatásainkat továbbra is a szilikátos és agyagpalás kőzetű területeken végezzük, ahol erősen savanyú talajok és főként Luzulo-Quercetum és Luzulo-Fagetum társulások vannak. Egy ilyen terepbejárás során Rapi Sándor kolléga több gombafajt is behozott a kutatási területről, s ezek között bukkantunk rá a védett gombafajra, melyből több tucat példányt látott a helyszínen. A szerző meghatározta az érdekesnek vélt gombafajt és megállapította, hogy a hazánkban ritka, védett, eddig a Bükkből még nem ismert gombafaj került elő. A gombafajról fekete-fehér kép készült, melyet szintén bemutatunk (lásd A, B fotó). A frissen gyűjtött gomba nagyon egyezett azzal a fényképpel, melyet Siller és munkatársai (2006) közöltek a Védett nagygombafajok Magyarországon című dolgozatukban.

* Eszterházy Károly Főiskola Növénytani Tanszék, H-3300 Eger, Leányka u. 6. E-mail: orban@ektf.hu

A barnahátú zsemlegomba taxonómiája és leírása

A *Scutiger oregonensis* Murrill a *Polyporales* rendbe tartozik és ez a termőrétegén jól megfigyelhető, ezen belül pedig az *Albatrellaceae* családba. A több mint tíz szinonim neve közül gyakrabban használatos a *Scutiger pes-caprae* (Persoon) Bondartsev et Singer, illetve *Albatrellus pes-caprae* (Pers.) Pouzar. Magyar neve barnahátú zsemlegomba és a zsemlegomba-félékhez tartozik a taplógombákon belül.

A Bükkből gyűjtött példány a finoman pikkelyes hátú és feketésbarna színű változathoz tartozik (A. fotó), a kalap szabálytalan kagyló alakú. A termőréteg szabálytalanul likacsos szerkezetű (B. fotó), tönkre lefutó, világos krémszínű. Tönkje rövid, oldalt álló, töve felé vastagodó, sárgás színű. Spórája méretben és alakban megfelel az M. Svrček – B. Vančura (1987) könyvében, a 284. lapon rajzolt ábrával. A kis csúccsal rendelkező ovális alakú spórában nagyméretű olajtest található.

Hazai élőhelyére jellemző, hogy savanyú talajú lomberdőkben egyesével vagy kis csoportokban terem, elsősorban mészkerülő bükkösökből ismert, de *Luzulo-Quercetum subcarp. fagetosum* társulásból is van adata (Siller et al. 2006).

A Siller et al. 2006 cikkben közölt képeken látszik, hogy a gomba gyakran társul *Leucobryum glaucum* erősen savanyú talajt kedvelő mohával. A gyűjtési hely közelében is van *Leucobryum* dominálta termőhely, ahol a *L. juniperinum* a tömeges faj.

Világelterjedésében jellemző, hogy Ausztráliában, Kelet-Ázsiában és Észak-Amerikában elterjedt, Dél- és Közép-Európában elterjedt, észak felé Németországig, Lengyelországig, Hollandiáig, Dániáig húzódik fel. Az Alpokban és a Pireneusokban gyakori és 1100 m föl is hatol, de Európa atlantikus, valamint északi és keleti vidékeiről hiányzik (Vö. Siller et al. 2006).

Magyarországon a Vend-vidék, Soproni-hg., Bakony, Mátra, Zempléni-hg., Visegrádi-hg., Mecsek, Börzsöny területéről származnak adatok.

Vörös listás védett hazai faj, természetvédelmi értéke 10 000 Ft. A Bükk hegységben új!

Bükk hegységi adata: *Scutiger oregonensis* Murrill

Heves-megye. Felsőtárkány, Csákpilis É-i lejtője, a Hotel Táltos fölötti idős tölgyes (*Luzulo-Quercetum,* 1-2 bükkel) erősen savanyú talajon. Leg.: Rapi Sándor 2007. szept. 25. det.: Orbán Sándor

A Scutiger oregonensis Murrill gomba felülnézeti (A) és termőréteg felőli képe (B).
(Készítette a szerző a Felsőtárkányban gyűjtött példány alapján)

A gomba fiatalon ehető, de a felsőtárkányi gombagyűjtők ezt a tulajdonságát nem ismerik. Emiatt tehát az adott területen nem veszélyeztetett. Viszont az Egri és Felsőtárkányi Erdészet terültén egyre több véghasználati erdőirtás történik a savanyú talajú ún. gyenge hozamú erdők területén (Toldi-kút, Vöröskő-völgy, Völgyfőház, Bükkzsérc, Csipkéstető, Zsérci Nagy Dél, stb.), mivel az itt termő fa csak fűtésre alkalmas, ezért a savanyú talajú erdők veszélyeztetettekké váltak, és ezzel a bennük növő gomba együttesek is. Az ilyen típusú művelésekben nem kérik ki a szakemberek véleményét, ezzel nagy károkat okozhatnak, főképpen a virágtalan növényzetben és a gomba termőhelyekben. Kriptogám vizsgálataink célja ezen veszélyeknek az ismertetése a Bükki Nemzeti Parkkal és a helyi Erdészettel.

IRODALOM

Sántha, T. – Orbán S. (2007): Nagygombák a Bükk hegységből. Acta Acad. Paed. Agriesi Nov. ser. Sect. Biologia.

Siller I. – Dima B. – Albert L. – Vasas G. – Fodor L. – Pál-Fám F. – Bratek Z. – Zagyva I. (2006): Védett nagygombafajok Magyarországon. Mikológiai Közlemények, Clusiana 45(1-3):3–158.

Svrček, M. – Vančura B. (1987): Houby. ARTIA kiadó, Martin, p. 1–307.

SÁNTHA TIBOR* ÉS ORBÁN SÁNDOR**

NAGYGOMBÁK A BÜKK-HEGYSÉGBŐL

Abstract: 144 mushroom species and three varieties listed below collected in acidophilouos area of the S-W Bükk Mts. From the collected species 4 belongs to *Ascomycestes* and 140 to *Basidiomycetes,* from the latter category the species of genera *Agaricales* and *Russulales* seem to be frequent in the area.

Bevezetés

A Bükk hegység nagygombáinak kutatása a múlt század hatvanas éveiben BOHUS és BABOS (1960, 1967) gombacönológiai vizsgálataival (Samassa-hegy, Balázs-hegy, Fekete-len, Lillafüred környéke) kezdődött el. Részben kerültek feldolgozásra azok a fajok, melyeket a Bükki Nemzeti Park területén BABOS a hetvenes-nyolcvanas években gyűjtött. Ezt követően TAKÁCS (1983), VASAS (1985) és SILLER (2004) folytatott kutatást a területen.

Az egri Eszterházy Károly Főiskola Növénytani Tanszék és Bryológiai Kutatócsoportjával közösen 2005-ben több mint 20 kijelölt mintaterületen (Csákpilis, Csipkés-tető, Borzlyuk-tető, Kolozs-lápa, Petres-orom, Vasbánya-hegy, Völgyfő-ház, Zsindely-bánya-lápa stb.) nagygombákat is gyűjtöttünk.

A fenti mintaterületek a Bükk hegység szilikátos kőzetű területeihez tartoznak, s ezzel kapcsolatban újabb geológiai vizsgálatok kimutatták, hogy a területek nagy részét a délnyugati Bükkben radiolarit alkotja, mely erősen szilikátos kőzet és rajta erősen savanyú talajok alakulnak ki. Ezekkel a területekkel váltakozva találunk olyan hegyvonulatokat, amelyeket agyagpala alkot, melyen szintén savanyú talajok gyakoriak. Jellemzője ezeknek a hegyvonulatoknak az erőteljes meredekség, ezért „orom”-nak nevezi őket a köznyelv. Helyenként mészkősziklák ékelődnek a radiolaritos ormok közé, mely az azonos keletkezési idejükkel, üledékes mivoltukkal és az erózióval való ellenállásuknak köszönhető. Megfigyeléseink szerint a szilikátos kőzetű hegygerincek egészen a Magas-Bükk mészkővonulatáig húzódnak.

A radiolarit és agyagpala alapkőzetű területeken mészkerülő tölgyeseket (*Genisto-Quercetum)*, gyertyánosokat *(Genisto-Querco-Carpinetum)* és bükkösöket (*Luzulo-Fagetum)* és ezek szubasszociációikat találjuk. A plató helyzetű

* 1111 Budapest, Kruspér u. 2-4./904 (a szerző számára az MTA Bolyai János Kutatói Ösztöndíjtanácsa által engedélyezett kollégiumi szállás).

** Eszterházy Károly Főiskola TTFK, Növénytani Tanszék, Eger, orban@ektf.hu

területeken cseres-tölgyesek (*Quercetum-petreae cerris)* is előfordulnak, az erősen savanyú erdőkben foltokban a sédbúza *(Deschampsia flexuosa)* uralkodó faj a perjeszittyó mellett. Az egyedülálló sziklaormokon és sziklafelületeken legtöbbször a ciprusmoha-édesgyökerű páfrány *(Hypno-Polypodietum)*, Bátor környékén radiolarit sziklákon a magyar kőhúros *(Minuartio-Festucetum)* társulás jellemző.

A kutatás OTKA támogatással indult 2005-ben (száma: OTKA T048736) ORBÁN Sándor vezetésével és magába foglalja a szilikátos alapkőzeten (radiolarit és agyagpala) előforduló erdők gombáinak, zuzmóinak és moháinak florisztikai, cönológiai és ökológiai feldolgozását. Mivel nagyrészt olyan helyeken gyűjtöttünk, ahonnan korábbi adatok nem nagyon voltak, ezért a florisztikai gyűjtések során nemcsak a talajlakó, hanem a kéreg és sziklalakó fajokat is begyűjtöttük. Ugyanez történt a nagygomba fajokkal is, így a listában többféle aljzatról találunk adatokat.

A kutatások eddigi eredményeiről MOLNÁR K. et al. (2005), PÉNZESNÉ KÓNYA E. et al., (2005) és ORBÁN (2006) konferenciákon és közleményben számoltak be.

A fajok meghatározása BREITENBACH és KRÄNZLIN (1984–2000), CORTECUISSE és DUHEM (1995), valamint CANDUSSO és LANZONI (1990) munkái szerint történt. A listában KRIEGLSTEINER munkáinak (1991, 1993) nevezéktana szerint szerepelnek a taxonok (144 faj és 3 változat). A gyűjtött termőtestek nagy része a budapesti Természettudományi Múzeum Növénytárának a nagygomba-gyűjteményében (BP) van elhelyezve.

A csillaggal (*) jelölt fajok újak a Bükk hegységre és vizsgált területekre nézve.

Köszönet illeti BABOS Margit és ALBERT László mikológusokat a határozásban, SILLER Irén mikológust az irodalmazásban és a taplófélék meghatározásában nyújtott segítségéért.

A Bükk-hegységben gyűjtött nagygombák jegyzéke

ASCOMYCETES

1. **Helvella crispa** Fr. – Völgyfő-háztól a Borzlyuk-tető felé, út mellett, gyertyán (*Carpinus*) és tölgy (*Quercus*) mellett, 2005. szept. 22., BP.
2. **Nectria cinnabarina** (Tode: Fr.) Fr. – Elő-hegy (Bükkzsérc), korhadt faágon, okt. 27, BP..
3. **Otidea onotica** (Pers.: Fr.) Fuckel – Török-út, tölgyesben, *Quercetum*, szept.1.
4. **Xylaria longipes** Nitschke – Zsindely-bánya-lápa, gyertyános-tölgyesben, *Carpino-Quercetum*, szept. 15.; Elő-hegy, BP., okt. 27.

BASIDIOMYCETES

Aphyllophorales s. l.

5. **Albatrellus cristatus** (Pers.: Fr.) Bond. & Sing. – Borostyán-kő (Pazsag), bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, 2005. szept. 15., BP.
6. **Bjerkandera fumosa** (Pers.: Fr.) P. Karst. – Imó-kő, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, bükkfán (*Fagus*), nov. 10., határozta Siller Irén, BP.
7. **Canthatrellus cibarius** *Fr. – Ökrös-fertő, tölgyesben,* Luzulo-Quercetum, *jún. 2., júl. 28., BP.; Borostyán-kő, bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, júl. 28.; Csák-pilis, hársas sziklaerdőben,* Hypno-Polypodietum, *moha között (*Leucobryum juniperinum*), szept. 7., BP.; Kolozs-lápa, tölgyesben,* Luzulo-Quercetum, *szept. 15.; Zsindely-bánya-lápa, gyertyános-tölgyesben,* Carpino-Quercetum, *szept. 15., BP.; Borzlyuk-tető, tölgyesben,* Luzulo-Quercetum, *szept. 22.; Csipkés-tető aljában, cseres-tölgyes,* Quercetum petraeae-cerris, *fiatal gyertyánfák (*Carpinus *sp.) alatt, szept. 22., BP. (var.* neglectus*).; Völgyfő-ház –Borzlyuk-tető között, út mellett, szept. 22., Petres-orom, BP., tölgyesben,* Luzulo-Quercetum, *okt. 13., BP.; Kis-bánya-bérc, gyertyános-tölgyesben,* Carpino-Quercetum, *okt. 20., BP. (var.* neglectus*);*
8. **C. tubaeformis** Bull.: Fr. – Borzlyuk-tető, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 22.
9. **Craterellus cornucopioides** (L.) Pers. – Kis-Vasbánya-hegy (Bükkzsérc), tölgyesben, *Genisto-Quercetum*, szept. 7., BP.; Kismohás-tető, savanyú tölgyes, júl. 28.; Kolozs-lápa, tölgyesben *Luzulo-Quercetum*, szept. 15., BP.; Zsindely-bánya-lápa, gyertyános-tölgyesben, *Carpino-Quercetum*, szept. 15.; Török-út, tölgyesben, szept. 1.; Csipkés-tető, cseres-tölgyesben, szept. 22.; Völgyfő-ház, plató helyzetű cseres tölgyes, *Luzulo-*

Quercetum, szept. 22., BP.; Egeres-völgyi-orom, cseres tölgyes, *Luzulo-Querceteum*, okt. 20.

10. **Daedalea quercina** (L.) Pers. – Csipkés-tető, cseres-tölgyes, szept. 22.; Török-út – Völgyfő-ház, szept. 22., BP.; Imó-kő, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, nov. 10., BP.; Egeres-völgyi-orom, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, okt. 20., BP.; Vöröskő-völgy, a kisvasút egyik talpfáján, okt. 20., BP.
11. **Daedalopsis confragosa** var. **tricolor** (Bull.: Mér.) – Török út–Völgyfő-ház között, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 22., hat. Siller I., BP.
12. **Fistulina hepatica** (Schaeff.) Fr. – Kis-Vasbánya-hegy, tölgyesben, *Genisto-Quercetum*, tölgyfán (*Quercus* sp.), szept. 7.; Borostyán-kő, bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, tölgyfán, szept. 15.; Csák-pilis, tölgyesben, szept. 7.; Kövesdi-kilátó, tölgyesben, *Deschampsio-Quercetum*, szept. 1.; Vasbánya-hegy, elegyes szurdokerdő, *Phillitidi-* és *Parietario Aceretum*, tölgyfán (*Quercus* sp.), szept. 7., BP.; Csipkés-tető, cseres tölgyes, szept. 22.; Egeres-völgyi-orom, *Luzulo-Quercetum*, okt. 20.;
13. **Fomes fomentarius** (L.: Fr.) Fr. – Petres-orom, tölgyes, *Luzulo-Quercetum*, okt. 13.
14. **Ganoderma lucidum** (Curt.: Fr.) P. Karst. – Egeres-völgyi-orom, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, okt. 20., BP.
15. **Gloeoporus dichrous** (Fr.) Bres. – Egeres-völgyi-orom (Felsőtárkány), tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, okt. 20., hat. Siller I., BP.
16. **Hapalopilus rutilans** (Pers.: Fr.) P. Karst. – Csák-pilis, *Deschampsio-Fagetum*, szept. 7.; Völgyfő-ház (Bükkzsérc), plató helyzetű tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 22., hat. Siller I., BP.
17. **Hericium erinaceum** (Bull.: Fr.) Pers. – Csipkés-tető, cseres-tölgyesben, *Quercetum petraeae-cerris*, szept. 22., BP.
18. **Lentinellus cochleatus** (Pers.: Fr.) P. Karst. – Török-út, tölgyesben, *Quercetum*, út mellett, szept. 1., gyűjtötte Kis Gabriella, hat. Babos Margit, BP.
19. **Hydnum repandum** L.: Fr. – Kolozs-lápa, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 15.; Völgyfő-ház – Borzlyuk-tető, szept. 22.
20. **Hydnum repandum** var. **rufescens** (Fr.) Barla – Elő-hegy, okt. 27., BP.
21. **Olygoporus ptychogaster** (F. Ludw.) R. & O. Falck – Csák-pilis, *Deschampsio-Fagetum*, szept. 7., gyűj. Nagy Erzsébet, hat. Siller I.
22. **Panus lectomei** (Fr.) Corner (=*P. rudis*) – Völgyfő-ház – Borzlyuk-tető között, szept. 22., hat. Babos M.
23. **Phellinus robustus** (P. Karst.) Bourd. & Galz. – Petres-orom, *Luzulo-Quercetum*, tölgyfán, okt. 13.
24. **Ramaria botrytis** *(Pers.: Fr.) Rick. – Völgyfő-ház–Borzlyuk-tető (Bükkzsérc),* Luzulo-Quercetum, szept. 22., BP.

25. Schizophyllum commune Fr.: Fr. – Kis-bánya-bérc, gyertyános-tölgyesben, *Carpino-Quercetum*, korhadt faágon, okt. 20, BP.; Elő-hegy, okt. 27., BP., Imó-kő, nov. 10., BP.

26. Spongipellis spumeus (Sow.: Fr.) Pat. – Csák-pilis, bükkösben, *Deschampsio-Fagetum*, szept. 7., hat. Siller I., BP.

27. Stereum hirsutum (Wild.: Fr.) S. F. Gray. – Imó-kő, tölgyesben, korhadt faágon, *Luzulo-Quercetum*, nov. 10., BP.; Petres-orom (Felsőtárkány), tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, nov. 10., hat. Siller I., BP.

28. Trametes gibbosa (Pers.: Fr.) Fr. – Kolozs-lápa, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 15., BP.

29. Trametes hirsuta (Wulf.: Fr.) Pil. – Török-út –Völgyfő-ház, fatönkön, szept. 22., hat. Siller I., BP.

30. Tremella mesenterica Retz in Hook.: Fr. – Kolozs-lápa, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, korhadt faágon, szept. 15., BP.

Boletales

31. Boletus calopus Fr. – Csák-pilis, *Deschampsio-Fagetum*, szept.7., hat. Albert László.

32. B. edulis Bull.: Fr. – Borostyán-kő, bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, júl. 28.; Zsindely-bánya-lápa, gyertyános-tölgyes, *Carpino-Quercetum*, szept. 15.;

33. B. impolitus Fr. – Egeres-völgyi-orom, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, okt. 20., határozta Albert L.

34. B. luridus Schaeff.: Fr. – Török-út, gyertyán és tölgy mellett, szept. 1., hat. Babos M.; Vasbánya-lápa, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 1.

35. B. regius Krbh. – Török-út, tölgyesben, *Quercetum*, szept. 1., BP.

36. B. reticulatus Schaeff. – Ökrös-fertő, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, jún. 2.; Bánya-orom, júl. 28.; Kismohás-tető, tölgyesben, júl. 28.; Borostyán-kő, bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, júl. 28.; Csák-pilis, *Deschampsio-Fagetum*, szept. 7.; Török-út, *Quercetum*, szept. 1.

37. Leccinum griseum (Quél.) Sing. – Ökrös-fertő, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, gyertyán (*Carpinus*) mellett, jún. 2., júl. 28.

38. L. rufum (Schaeff.) Kreis. – Völgyfő-ház, plató helyzetű cseres tölgyesben (*Luzulo-Quercetum*) nyárfa (Populus) mellett, szept. 22., BP.

39. Omphalotus olearius (DC: Fr.) Sing. – Vasbánya-hegy, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, tölgyfa tövénél seregesen, szept. 7., BP.

40. Paxillus involutus (Batch.: Fr.) Fr. – Zsindely-bánya-lápa, gyertyános-tölgyesben, *Carpino-Quercetum*, szept. 15.; Vadaskert (Vasbánya-hegy alatt), gyertyán (*Carpinus*) és bükk (*Fagus*) mellett, szept. 1., BP.; Hideg-kúti-völgy (Felsőtárkány), *Fagus*, *Carpinus*, okt. 13., BP., okt. 27., BP.

41. **Xerocomus chrysenteron** (Bull.: St. Amans) Quél – Csipkés-tető, cseres tölgyes, szept. 22.
42. **Xerocomus truncatus** Sing., Snell & Dick. – Török-út, fiatal tölgyesben, szept. 1., hat. Babos; Kövesdi-kilátó, *Deschampsio-Quercetum*, szept. 1., hat. Albert, BP.
43. **Xerocomus subtomentosus** (L.: Fr.) Quél. – Bánya-orom, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, júl. 28., hat. Babos M.; Makkos-orom, tölgyesben, júl. 28.; Ökrös-fertő, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, júl. 28.; Kis-Vasbánya-hegy, tölgyesben, *Genisto-Quercetum*, júl. 28., szept. 7., hat. Babos M., BP.; Kismohás-tető, tölgyesben, júl. 28.; Csák-pilis, tölgyes, szept. 7.; Kövesdi-kilátó, tölgyesben, *Deschampsio-Quercetum*, szept. 1., BP.; Török-út, *Quercetum*, szept. 1., BP.; Vasbánya-hegy, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 1., BP.; Kis-Vasbánya-hegy, tölgyesben, *Genisto-Quercetum*, szept. 7.; BP.

Agaricales

44. **Agaricus essettei** M. Bon – Csák-pilis, bükkösben, *Deschampsio-Fagetum*, 2005. szept. 7., hat. Albert L., BP.; Kolozs-lápa, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 15.; Vasbánya-lápa, gyertyán (*Carpinus*) és bükk (*Fagus*) mellett, szept. 7.
45. **Amanita caesarea** (Scop.: Fr.) Pers. – Makkos-orom, tölgyesben, júl. 28, gyűj. Orbán Sándor.
46. **A. citrina** (Schaeff.: Fr.) S. F. Gray – Kövesdi-kilátó, tölgyesben, *Deschampsio-Quercetum*, 2005. szept. 1., hat. Albert L., BP.; Csák-pilis, bükkösben, *Deschampsio-Fagetum*, szept. 7., BP.; Petres-orom (Felsőtárkány), tölgyesben, *Luzulo-Querceteum*, okt. 13., BP.; Borzlyuk-tető (Bükkzsérc), tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 22., BP.
47. **A. crocea** (Quél.) Sing. – Csák-pilis, tölgy (*Quercus*) és bükk (*Fagus*) mellett, szept. 7.;
48. **A. echinocephala** (Bull.: Fr.) Mér. – Vasbánya-lápa, út mellett, *Quercus* és *Carpinus* közelében, szept. 1., hat. Albert.
49. **A. excelsa** (Fr.) Bertil – Borostyán-kő (Pazsag), bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, júl. 28., hat. Albert.
50. **A. fulva** Sing. – Bánya-orom, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, júl. 28.; Kis-Vasbánya-hegy, tölgyesben, *Genisto-Quercetum*, júl. 28.; Csák-pilis, *Deschampsio-Fagetum*, szept. 7.;
51. **A. gemmata** (Fr.) Bertil. – Török-út, tölgyesben, szept. 1., BP.
52. **A. muscaria** (L.) Pers. – Borostyán-kő (Pazsag), bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, júl. 28., gyűj. Nagy E., BP.; Török-út, tölgyesben, tölgy és gyertyán mellett, szept. 1., gyűj. Orbán S., BP.; Borzlyuk-tető (Bükk-zsérc), tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 1., BP.

53. A. pantherina (DC.: Fr.) Krombh. – Ökrös-fertő (Bükkzsérc), tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, júl. 28., BP.; Török-út, tölgyesben, *Quercetum*, szept. 1., BP.

54. A. phalloides (Fr.) Link – Kis-Vasbánya-hegy, *Genisto-Quercetum*, júl. 28.; Csák-pilis, bükkösben, *Deschampsio-Fagetum*, szept. 7., BP.; Zsindely-bánya-lápa, gyertyános-tölgyes *Carpino-Quercetum*, szept. 1.; Török-út, szept. 1.; Vasbánya-lápa, *Luzulo-Quercetum*, *Carpinus* és *Fagus* mellett, szept. 1.; Borzlyuk-tető, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 22, BP.; Csipkés-tető, cseres tölgyesben, szept. 22.

55. A. rubescens (Pers.: Fr.) S. F. Gray – Ökrös-fertő, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, gyertyán (*Carpinus*) közelében, jún. 2., BP., júl. 28.; Kis-Vasbánya-hegy, *Genisto-Quercetum*, szept. 7. (f. *annulosulphurea*), hat. Albert L., BP.; Kismohás-tető, júl. 28.; Borostyán-kő, bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, júl. 28., szept. 15.; Török-út, szept. 1.; Völgyfő-ház – Borzlyuk-tető között, szept. 22.

56. A. vaginata (Bull.: Fr.) Vitt. – Kolozs-lápa, *Luzulo-Quercetum*, szept. 15.; Török-út, szept. 1.;

57. Armillaria tabescens (Scop.: Fr.) Sing. – Balázs-kő, plató jellegű tölgyes, jún. 16.

58. Camarophyllus pratensis (Pers.: Fr.) Kumm. – Büdös-kő környéke, cserjés, kökénnyel, galagonyával (*Crataegus*, *Prunus*), gyepben, okt. 27, BP.

59. Camarophyllus virgineus (Wulf.: Fr.) Kumm. – Büdös-kő, cserjésben, gyepben, okt. 27., BP.

60. *Clitocybe houghtonii (Phil. in Berk. & Br.) Dennis – Vasbánya-hegy, *Luzulo-Quercetum*, út mellett, bükk (*Fagus silvatica*) közelében, szept. 1., Albert L.

61. Clitocybe nebularis (Batsch.: Fr.) Kumm. – Elő-hegy, gyertyános-tölgyesben, *Querceto petraeae-Carpinetum*, okt. 27., BP.; Hidegkúti-völgy, gyertyán, tölgy és bükk közelében, okt. 13., BP.; Kis-bánya-bérc, *Carpino-Quercetum*, okt. 20., BP.; Vörös-kő-völgy, *Carpino-Quercetum*, gyertyán, bükk, tölgy, okt. 20., BP.;

62. Clitocybe odora (Bull.: Fr.) Kumm. – Borostyán-kő (Pazsag), bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, szept. 15., BP.; Völgyfő-háztól a Borzlyuk-tető felé, tölgy és gyertyán, szept. 22.; Zsindely-bánya-lápa, *Carpino-Quercetum*, szept. 15.;

63. Collybia dryophyla (Bull.: Fr.) Kumm. – Balázs-kő, jún.16.; Csipkés-tető, cseres tölgyesben, szept. 22.; Zsindely-bánya-lápa, *Carpino-Quercetum*, szept. 15.;

64. C. fusipes (Bull.: Fr.) Quél. – Csák-pilis, *Deschampsio-Fagetum*, szept. 7., BP.; Kis-Vasbánya-hegy, *Genisto-Quercetum*, szept. 7.; Kövesdi-kilátó, *Deschampsio-Quercetum*, szept. 1., BP.; Vasbánya-hegy, elegyes szurdokerdő, *Phyllitidi- és Parietario-Aceretum*, szept. 7., BP.; Borzlyuk-tető,

Luzulo-Quercetum, szept. 22.; Csipkés-tető, cseres tölgyesben, *Quercetum petraeae-cerris*, szept. 22., BP.; Völgyfő-ház (Bükkzsérc), plató helyzetű *Luzulo-Quercetum*, szept. 22., BP.

65. **C. maculata** (Alb. & Schw.: Fr.) Kumm – Borzlyuk-tető (Bükkzsérc), tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, erdeifenyő (*Pinus sylvestris*) alatt, szept. 22., BP.;
66. **C. peronata** (Bolt.: Fr.) Sing. – Csipkés-tető alja, cseres tölgyes szélén, szept. 22., BP.; Völgyfő-ház – Borzlyuk-tető, szept. 22.
67. **Coprinus comatus** (Muell.: Fr.) Pers. – Vöröskő-völgy, gyertyános-tölgyes szélén, *Carpino-Quercetum*, okt. 20., gyűj. Gyarmati-Sass A.
68. **Cortinarius aurantioturbinatus** J. Lge (= C. elegantissimus) – Petres-orom, *Luzulo-Quercetum*, 2005. okt. 13., hat. Albert L., BP.
69. **C. bulliardii** (Pers.: Fr.) Fr. – Vadaskert (Vasbánya-hegy aljában), *Carpinus, Fagus*, szept. 1., BP.; Vasbánya-hegy, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 7., hat. Albert L., BP.;
70. ***C. grallipes** Fr. – Török-út, *Luzulo-Quercetum*, szept. 1., hat. Albert L.
71. **C. hinnuleus** (Sow.) Fr. – Török-út, tölgyesben, szept. 1., hat. Babos M.
72. **C. infractus** (Pers.: Fr.) Fr. – Csák-pilis, *Deschampsio-Fagetum*, szept. 7., hat. Albert L., BP.; Kisbánya-bérc, okt. 20,.; Török-út, *Quercetum*, szept. 1., hat. Babos, BP.; Vadaskert (Vasbánya-hegy aljában), szept. 1., hat. Albert., BP.
73. ***C. magicus** Eichhorn – Petres-orom, *Luzulo-Quercetum*, 2005. szept. 1., hat. Albert L, BP.
74. **C. nemorensis** (Fr.) J. Lge. – Csák-pilis, *Deschampsio-Fagetum*, szept. 7., hat. Babos.
75. **C. ochroleucus** (Schaeff.: Fr.) Fr. – Egeres-völgyi-orom (Felsőtárkány), okt. 20., hat. Albert, BP.
76. ***C. pseudosulphureus** R. Hry. ex P. D. Ort. – Török-út, tölgyesben, *Quercetum*, szept. 1., hat. Babos M., BP.
77. **C. torvus** (Bull.: Fr.) Fr. – Kis-bánya-bérc, gyertyános-tölgyesben, *Querco petraeae-Carpinetum*, okt. 20., BP.; Kis-Vasbánya-hegy, szept. 7., hat. Albert L.; Csák-pilis, bükkösben, *Deschampsio-Fagetum*, szept. 7., BP., hat. Albert L.; Kolozs-lápa, szept. 15.; Zsindely-bánya-lápa, *Carpino-Quercetum*, szept. 15., BP.; Vasbánya-lápa, *Luzulo-Quercetum*, szept. 7., BP.; Egeres-völgyi-orom aljában, *Luzulo-Quercetum*, okt. 20., hat. Albert, BP; Török-út, *Quercetum*, szept. 22., BP.; Borzlyuk-tető, *Luzulo-Quercetum*, szept. 22., BP.; Csipkés-tető, cseres tölgyesben, *Quercetum petraeae-cerris*, szept. 22., BP.; Völgyfő-ház, plató helyzetű *Luzulo-Quercetum*, szept. 22., BP.; Völgyfő-ház – Borzlyuk-tető, szept. 22.; Petres-orom, okt. 13., BP.; Kis-bánya-bérc (Felsőtárkány), gyertyános-tölgyesben, *Carpino-Quercetum*, okt. 20.

78. C. venetus (Fr.: Fr.) Fr. – Kolozs-lápa, szept. 15., hat. Albert; Völgyfő-ház – Borzlyuk-tető, szept. 22., hat. Babos M.; Petres-orom, *Luzulo-Quercetum*, okt. 13., BP.; Egeres-völgyi-orom, *Luzulo-Quercetum*, okt. 20.;

79. Entoloma eulividum Noord. – Török-út, tölgyesben, *Quercetum*, szept. 1, BP.

80. Hebeloma sinapizans (Paul.: Fr.) Gill. – Egeres-völgyi-orom, *Luzulo-Quercetum*, okt. 20., hat. Albert L., BP.;

81. Hygrocybe psittacina (Schaeff.: Fr.) Wuensche – Büdös-kő környéke, cser-jésben, gyepben, okt. 27., BP.

82. Hygrophorus agathosmus (Fr.) Fr. – Varró-ház, ültetett lucosban (*Piceetum cult.*), okt. 13., BP.

83. H. penarius Fr. – Vasbánya-hegy, *Luzulo-Quercetum*, *Quercus* alatt, szept. 7., hat. Albert L., BP.

84. H. persoonii Arn. – Egeres-völgyi-orom, *Luzulo-Quercetum*, okt. 20., hat. Albert, BP.

85. H. russula (Schaeff.: Fr.) Quél. – Kis-Vasbánya-hegy, *Genisto-Quercetum*, szept. 7.; Kolozs-tető, *Luzulo-Quercetum*, szept. 15.; Török-út, *Quercetum*, szept. 1., BP.;

86. Hypholoma fasciculare (Huds.: Fr.) Kumm. – Kis-Vasbánya-hegy, *Genisto-Quercetum*, szept. 7., BP., Zsindely-bánya-lápa, *Carpino-Quercetum*, szept. 15., BP.; Csipkés-tető, cseres tölgyes, szept. 22.;

87. H. sublateritium (Fr.) Quél. – Kolozs-lápa (Bükkzsérc), *Luzulo-Quercetum*, szept. 15., BP.;

88. Inocybe rimosa (Bull.: Fr.) Kumm. (= *I. fastigiata*) – Vasbánya-hegy, *Luzulo-Quercetum*, szept. 1.; BP.

89. I. geophylla (Sow.: Fr.) Kumm– Zsindely-bánya-lápa, gyertyános-tölgyes, *Carpino-Quercetum*, szept. 15., BP.; Völgyfő-ház – Borzlyuk-tető, *Quercus* és *Carpinus* közelében, szept. 22. (var. *lilacina*) ;

90. Laccaria amethystea (Bull.) Murr. – Borostyán-kő (Pazsag), bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, júl. 28., BP.

91. Lepiota aspera (Pers.: Fr.) Quél. – Vasbánya-hegy, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 7., hat. Albert, BP.

92. Lepista flaccida (Sow.: Fr.) Pat. – Hidegkúti-völgy, *Carpinus, Fagus* és *Quercus*, okt. 13., BP.

93. L. nuda (Bull.: Fr.) Cke. – Hidegkúti-völgy, *Fagus, Quercus, Carpinus*, okt. 13., BP.; Egeres-völgyi-orom, *Luzulo-Quercetum*, okt. 20., BP.

94. Leucocortinarius bulbiger (Alb. & Schw.: Fr.) Sing. – Török-út, *Quercetum*, szept. 1., hat. Babos, BP.

95. *Macrolepiota excoriata (Schaeff.: Fr.) Wass. var. **rubescens** (Duf.) Bon - Petres-orom, *Luzulo-Quercetum*, okt. 13., hat. Babos és Sántha; Egeres-völgyi-orom, *Luzulo-Quercetum*, okt. 20.

95. M. procera (Scop.: Fr.) Sing. – Csák-pilis, hársas sziklaerdő: *Hypno-Polypodietum*, szept. 7., BP.; Kövesdi-kilátó, *Luzulo-Quercetum*, szept. 1.; Török-út, tölgyesben, szept. 1.; Vasbánya-hegy, *Luzulo-Quercetum*, szept. 7.; Csipkés-tető, cseres tölgyesben, szept. 22.; Petres-orom, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, okt. 13., BP.; Vöröskő-völgy, *Carpino-Quercetum*, okt. 20., BP.

96. M. rachodes (Vitt.) Sing. – Hidegkúti-völgy, *Carpinus, Fagus, Quercus*, okt. 13., BP.

97. Marasmius alliaceus (Jacq.: Fr.) Fr. – Borostyán-kő, bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, szept. 15., BP.

98. Megacollybia platyphylla (Pers.: Fr.) Kotl. & Pouz. – Ökrös-fertő, *Luzulo-Quercetum*, jún. 2.; Zsindely-bánya-lápa, *Carpino-Quercetum*, szept. 15.; Kövesdi-kilátó, *Deschampsio-Quercetum*, szept. 1., BP.

99. Mycena crocata (Schrad.: Fr.) Kumm. – Csipkés-tető, *Quercetum petraeae-cerris*, cseres tölgyes, szept. 22., BP.

100. M. galericulata (Scop.: Fr.) S. F. Gray – Csipkés-tető, cseres tölgyes, szept. 22.; Völgyfő-ház – Borzlyuk-tető, vegyes erdő, szept. 22., BP.

101. M. haematopus (Pers.: Fr.) Kumm. – Kolozs-lápa, *Luzulo-Quercetum*, szept. 15.

102. M. pura (Pers.: Fr.) Kumm. – Csipkés-tető, cseres tölgyesben, szept. 22.

103. M. rosea (Bull.) Gramberg – Kolozs-lápa, *Luzulo-Quercetum*, szept. 15., BP.; Varróház, *Fagus, Carpinus*, okt. 13., BP.; Vasbánya-lápa, elegyes szurdokerdő, szept. 7., BP.; Hidegkúti-völgy, gyertyán, bükk és tölgy közelében, okt. 13., BP.; Vöröskő-völgy, gyertyános-tölgyesben, *Carpino-Quercetum*, okt. 20.;

104. Pluteus cervinus (Schaeff.) Kumm. – Csipkés-tető, cseres tölgyesben, szept. 22.; Petres-orom, *Luzulo-Quercetum*, korhadt tönkön, okt. 13., BP.; Egeres-völgyi-orom, *Luzulo-Quercetum*, okt. 20.

105. P. salicinus (Pers.: Fr.) Kumm. – Vadaspark (Vasbánya-lápa), *Carpinus, Fagus* és *Quercus* közelében, szept. 1.

106. Tricholoma acerbum (Bull.: Fr.) Quél. – Völgyfő-ház – Borzlyuk-tető, *Quercus* és *Carpinus*, szept. 22., gyűj. Kis G., hat. Babos, BP.

107. T. columbetta (Fr.) Kumm. – Völgyfő-ház – Borzlyuk-tető, szept. 22., hat. Babos.

108. T. stiparophyllum (Lund.) P. Karst. (=*T. lascivum, T. album*) – Csipkés-tető alja, *Carpinus* és *Acer*, szept. 22., hat. Babos, BP.; Hidegkúti-völgy, *Carpinus* és *Fagus*, okt. 13., hat. Albert L., BP.

109. T. orirubens Quél. – Varróház, ültetett lucos környékén (*Piceetum* cult.), az erdei vasút menti gyertyánból kialakított sövény alatt, okt. 13., hat. Albert L., BP.

110. T. terreum (Schaeff.: Fr.) Kumm. – Varróház, *Carpinus* alatt, okt. 13., BP.

111. Xerula pudens (Pers.) Sing – Török-út, *Quercetum*, szept. 1., BP.;

112. X. radicata (Relhan: Fr.) Doerf. – Kis-Vasbánya-hegy aljában, tölgyesben, *Genisto-Quercetum*, júl. 28., gyűj. Orbán S., BP.; Vasbánya-lápa, *Luzulo-Quercetum*, szept. 1.; Elő-hegy, *Quercetum petraeae-Carpinetum*, okt. 27., BP., *Petres-Orom, Luzulo-Quercetum*, okt. 13., BP.

Russulales

113. Lactarius blennius Fr. – Török-út, *Quercetum*, szept. 1., hat. Babos M.

114. L. camphoratus (Bull.) Fr. – Borostyán-kő, bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, júl. 28.

115. L. chrysorrheus Fr. – Makkos-orom, tölgyesben, júl. 28.; Kis-Vasbánya-hegy, *Genisto-Quercetum*, szept. 7., BP.; Kolozs-lápa, *Luzulo-Quercetum*, szept. 15., BP.; Török-út, *Quercetum*, szept. 1., BP.; Völgyfő-ház, plató helyzetű *Luzulo-Quercetum*, szept. 22., BP.; Egeres-völgyi-orom, *Luzulo-Quercetum*, okt. 20.;

116. L. deterrimus Groeg. – Varró-ház (Felsőtárkány), ültetett lucos (*Piceetum* cult.), okt. 13., BP.

117. L. mairei Malencon – Ökrös-fertő, *Luzulo-Quercetum*, júl. 28., hat. Albert L., BP.

118. L. piperatus (L.: Fr.) S. F. Gray – Borostyán-kő, bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, júl. 28., BP.

119. L. pterosporus Romagn. – Kolozs-lápa, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 15., BP.

120. L. pyrogalus (Bull.: Fr.) Fr. – Borostyán-kő, bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, júl. 28., hat. Babos; Völgyfő-ház – Borostyán-kő között, gyertyán és tölgy mellett, BP., szept. 22.

121. L. quietus (Fr.) Fr. – Kövesdi-kilátó, tölgyesben, *Deschampsio-Fagetum*, szept. 1., BP.; Török-út, szept. 1., BP., hat. Babos; Vasbánya-hegy, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 7.; Borostyán-kő, bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, júl. 28., BP.; Borzlyuk-tető, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 22.

122. L. vellereus (Fr.) Fr. – Kis-Vasbánya-hegy, tölgyesben, *Genisto-Quercetum*, szept. 7.; Borostyán-kő, bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, júl. 28.; Csák-pilis, *Deschampsio-Fagetum*, szept. 7.; Kolozs-lápa, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 15.; Török-út, *Quercetum*, szept. 1., BP.; Török-út (Völgyfőházi oldal), szept. 22., BP.; Borzlyuk-tető, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 22.; Csipkés-tető, cseres tölgyesben, szept. 22.; Völgyfő-ház – Borzlyuk-tető, elegyes erdőben, szept. 22., BP.; Petres-orom, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, okt. 13., BP.; Egeres-völgyi-orom, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, okt. 20., BP.; Zsindely-bánya-lápa, *Carpino-Quercetum*, szept. 15., BP.

123. L. volemus (Fr.) Fr. – Borostyán-kő, bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, júl. 28.; Kolozs-lápa, *Luzulo-Quercetum*, szept. 15.;

124. Russula aeruginea Lindbl. – Borzyluk-tető, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 22., hat. Babos M.

125. R. atropurpurea (Krbh.) Britz. – Kis-Vasbánya-hegy, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 7., BP.; Kövesdi-kilátó, tölgyesben, *Deschampsio-Quercetum*, szept. 1.; Völgyfő-ház, plató helyzetű *Luzulo-Quercetum*, szept. 22., BP.; Kis-bánya-bérc, cseres tölgyes, *Quercetum petraeae-cerris*, okt. 20., gyűj. Orbán S., BP.

126. R. aurea Pers. – Zsindelybánya-lápa, gyertyános-tölgyesben, *Carpino-Quercetum*, szept. 15.

127. R. chloroides Krbh. – Vasbánya-hegy, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 7., hat. Albert L., BP.

128. R. cyanoxantha (Schaeff.) Fr. – Makkos-orom, jún. 2.; Kis-Vasbánya-hegy, tölgyesben, *Genisto-Quercetum*, júl. 28.; Csák-pilis, hársas sziklaerdő: *Hypno-Polypodietum*, szept. 7.; Kolozs-tető, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 15.; Zsindely-bánya-lápa, gyertyános-tölgyesben, *Carpino-Quercetum*, szept. 15.; Vasbánya-hegy, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 1., szept. 7.

129. R. densifolia Gill. – Borzlyuk-tető, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 22., hat. Babos M., BP.

130. R. foetens (Fr.: Pers.) Fr. – Bánya-orom, júl. 28.; Kis-Vasbánya-hegy, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 7., BP.; Borostyán-kő, bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, szept. 15.; Zsindely-bánya-lápa, gyertyános-tölgyes, *Carpino-Quercetum*, szept. 15.; Vasbánya-lápa, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 1.; Kolozs-lápa, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 15.

131. R. fragilis (Pers.: Fr.) Fr. – Csák-pilis, hársas sziklaerdő: *Hypno-Polypodietum*, *Fagus* és *Quercus* közelében, szept. 7.; Völgyfő-ház, plató helyzetű tölgyes, *Luzulo-Quercetum*, szept. 22.

132. R. grata Britz. – Völgyfő-ház, plató helyzetű tölgyes, *Luzulo-Quercetum*, szept. 22, hat. Babos M, BP.; Török-út, *Quercetum*, szept. 1., hat. Babos M., BP.; Csipkés-tető, cseres tölgyesben, *Quercetum petraeae-cerris*, szept. 22.;

133. R. grisea (Pers.) Fr. – Vasbánya-lápa, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 7., hat. Albert; Török-út, szept. 1., hat. Babos M., BP.

134. R. heterophylla (Fr.) Fr. – Ökrös-fertő, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, jún. 2.

135. R. nigricans (Bull.) Fr. – Zsindely-bánya-lápa, gyertyános-tölgyes, *Carpino-Quercetum*, szept. 15., Vasbánya-hegy, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 7., szept. 15.; Csipkés-tető, cseres tölgyes, szept. 22.;

Borzlyuk-tető, tölgyes, *Luzulo-Quercetum*, szept. 22., BP.; Kolozs-lápa, szept. 15., BP.

136. R. rosea Pers. – Kis-Vasbánya-hegy, *Genisto-Quercetum*, júl. 28.; Bánya-orom, júl. 28.; Kismohás-tető, júl. 28.; Vasbánya-hegy, elegyes szurdok-erdő, *Phyllitidi-* és *Parietario Aceretum*, szept. 7., BP.; Borostyán-kő, bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, szept. 15.; Kolozs-lápa, *Luzulo-Quercetum*, szept. 15; Török-út, *Quercetum*, szept. 1, BP.; Vasbánya-lápa, *Luzulo-Quercetum*, szept. 7.;

137. R. solaris Ferd. & Winge – Borostyán-kő, bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, júl. 28., hat. Albert, BP.

138. R. vesca Fr. – Kis-Vasbánya-hegy, *Genisto-Quercetum*, szept. 7.; Csák-pilis, *Deschampsio-Fagetum*, szept. 7., gyűj. Nagy Erzsébet, hat. Albert L., BP.; Zsindely-bánya-lápa, *Carpino-Quercetum*, szept. 15.; Török-út, szept. 1., Babos M.; Vasbánya-lápa, *Phillitidi-* és *Parietario-Aceretum*, szept. 7.;

139. R. virescens (Schaeff.) Fr. – Makkos-orom, júl. 28.; Kismohás-tető, júl. 28.; Borostyán-kő, bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, júl. 28., BP.

140. R. zonatula Ebbes. & J. Schff. – Csák-pilis, bükkösben, *Deschampsio-Fagetum*, szept. 7., hat. Albert

GASTEROMYCETES

141. Calvatia utriformis (Bull.: Pers.) Jaap – Büdös-kő, gyepben, okt. 27.

142.*Clavariadelphus pistillaris (L.: Fr.) Donk. – Kolozs-lápa, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 15.; Zsindely-bánya-lápa, gyertyános-tölgyesben, *Carpino-Quercetum*, szept. 15., BP.; Csipkés-tető (Bükkzsérc), cseres-tölgyes, *Quercetum petraeae-cerris*, szept. 22., BP.

143. Lycoperdon perlatum Pers.: Pers. – Borostyán-kő, bükk-kocsánytalan tölgy-elegyes erdő, szept. 15.; Vasbánya-hegy, tölgyesben, *Luzulo-Quercetum*, szept. 1.; Kövesdi-kilátó, *Deschampsio-Quercetum*, szept. 1.;

144. L. pyriforme Schaeff.: Pers. – Zsindely-bánya-lápa, *Carpino-Quercetum*, szept. 15.

145. Mutinus caninus (Huds.: Pers.) Fr. – Kolozs-lápa, *Luzulo-Quercetum*, szept. 15; Csipkés-tető alja, gyertyán (*Carpinus*) és juhar (*Acer*) mellett, szept. 22., BP.

146. Phallus impudicus L.: Pers. – Zsindely-bánya-lápa, *Carpino-Quercetum*, szept. 15., BP.

147. Scleroderma verrucosum Bull.: Pers. – Kolozs-lápa, *Luzulo-Quercetum*, szept. 15.

IRODALOM

BABOS M. (1989): Magyarország kalaposgombáinak (*Agaricales* s.l.) jegyzéke I. – Mikológiai Közlemények, Budapest.

BOHUS, G.–BABOS, M. (1960): Coenology of terricolous macroscopic fungi of deciduous forests. Bot. Jahrb. 80(1).

BOHUS, G.–BABOS, M. (1967): Mycocoenological Investigation of Acidophilous Decidouos Forests in Hungary. Bot. Jahrb. 87(3).

BREITENBACH, J.–KRÄNZLIN, F. (1984, 1986, 1991, 1995, 2000): Pilze der Schweiz 1-5. – Verlag Mykologia Luzern.

CORTECUISSE R.–DUHEM B. (1995): Mushrooms & Toadstools of Britain & Europe. – HarperCollins *Publishers.*

CANDUSSO, M.–LANZONI, G. (1990): *Lepiota* s.l. – Fungi Europaei. Giovanna Biella, Saronno.

KRIEGLSTEINER, G. J. (1991, 1993): Verbreitungsatlas der Großpilze Deutschlands (West). Band 1-2., Verlag Eugen Ulmer GmbH, Stuttgart.

MOLNÁR, K., SASS-GYARMATI, A., KIS, G., ORBÁN, S., PÉNZESNÉ Kónya, E., SÁNTHA, T. (2005): Mohák, zuzmók és nagygomák florisztikai feldolgozása acidofil erdőállományokban a Bükk hegység területén. III Magyar Természetvédelmi Konferencia Program és Absztrakt kötete, Magyar Biológiai Társaság, p. 169.

ORBÁN, S. (2006): Acidofil erdei és sziklai társulások mohaökológiai vizsgálata a Bükk hegységben. Kalapos Tibor (szerk).: Jelez a flóra és a vegetáció. A 80 éves Simon Tibort köszöntjük. Scientia Kiadó, Budapest. pp. 33–40.

PÉNZESNÉ Kónya, E., ORBÁN, S., MOLNÁR, K., KIS, G. and SASS-GYARMATI, A. (2005): Special habitat types and new floristical data of the cryptogams in the area of the Bükk National Park. – Conservation Ecology of Cryptogams, Sweden, 21–25 November 2005, Mid Sweden University, p. 54.

SILLER, I. (2004): Hazai montán bükkös erdőrezervátumok (Mátra: Kékes Észak, Bükk: Őserdő) nagygombái. Doktori (PhD) értekezés. Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem, Kertészettudományi Kar, Növénytani Tanszék.

TAKÁCS B. (1983): Florisztikai, ökológiai és produkciósbiológiai vizsgálatok eredményei a Bükk hegységi Őserdő nagygombáinál. Doktori disszertáció. Eötvös Lóránd Tudományegyetem, Budapest.

TAKÁCS B.–SILLER I. (1980): A Bükk hegységi Ősbükkös gombái. Mikol. Közl. **3**: 121–132.

VASAS G.(1985): Telepített fenyvesek és természetes lomberdei társulások nagygombáinak vizsgálata a Bükk- és a Pilis hegységben. Doktori értekezés. ELTE, Budapest.

ERIKA PÉNZES-KÓNYA*

THE EXAMINATION OF SPATIAL HETEROGENITY OF THE TERRICOLOUS BRYOPHYTE VEGETATION IN ACIDOFIL FOREST COMMUNITIES

Abstract: The bryophyte vegetation of three acidofil forest communities of four habitats on radiolarian bedrock were investigated in the Bükk mountains in Hungary. The frequency and the spatial pattern of 14 terricolous bryophyte species were recorded in permanent plots for three years using four-term local quadrat variance (4TLQV) spatial pattern analysis. The variograms of the occured terricolous bryophyte species were calculated with a program package called PASSAGE (Pattern Analysis, Spatial Statistics and Geographyc Exegesis). The examined bryophyte species were: *Dicranum scoparium, Ceratodon purpureus, Leucobryum juniperoideum, Polytrichum formosum, Poilytrichum piliferum, Hypnum cupressiforme*, Hungary / bryophytes/ Acidofil forests/ Spatial pattern /Radiolarian rocks /Life forms/ Quadrat variance method

Introduction

Temperate forests have diverse structures considering the levels and the species compositions in them. If we examine the structure of the zonal temperate forest communities, taking a special attention to the importance of the bryophyte layer, it can be seen that in those communities where the density of the canopy level is high and the litter is thick, the bryophyte – lichen vegetation consist of epiphytic species and of the ones which occur on the bigger rocks or on tree trunks (Orbán 1989, Longton 1992, Kürschner 1999). The bryophyte species occuring on the soil of these communities are mainly Querco-Pinion species (Boros 1968, Kovács 1975, Simon 1975, Pénzesné & Orbán 2000) so the bryophyte flora of these communities have a connection with Pinus forests, too (Pócs 1967). We can find the list of the bryophyte species of these communities in many works but there are a few quantitative analysis of the terricolous bryophyte vegetation in acidofil forest communities in Hungary. The bryophyte vegetation of some forest community types have been examined with

* Department of Botany, Eszerházy Károly College, 3300 Eger, Pf.46., Hungary. konya@ektf.hu

quantitative methods in Hungarian forest areas (Orbán 1989, Ódor & Standovár 2001, 2002), but not the acidofil oak forests.

Bryophytes can be occur as long-term dominant species mainly in peatlands and some tundra environments (Oechel & Van Cleve 1986). Several bryophyte species occur with great density in habitats wich are limited in size and duration. (Longton 1982). The spatial mosaic structure of these habitats considering the light mosaic and the moving rocky surface favours for bryophytes to grow in big patches together with lichens. Even in these habitats bryophytes can also form important components of ecosystems, where some resources are limited for higher plants or there are some extreme abiotic factors decreasing the abundance of vascular plants. Such forest communities have been developped in the Bükk mountains on radiolarian bedrock type. Where radiolarian rocks reach the surface of the rubbling, homogeous rocky slopes bryophytes and lichens have great importance in moderating the extreme microclimate of the soil surface by covering it in extended areas (Pénzesné Kónya & Orbán 2000, Pénzes-Kónya 2003, Pénzes-Kónya 2004.).

Several studies have been published about the detection of the real spatial pattern of bryophyte and lichen species (Alpert 1985, During & Lloret 1996, Söderström & Herben 1997). The most bryophyte species are growing in two dimensions, so their patches can be examined with spatial pattern analysis which had been carried out for surfaces (Dale et al. 2002). The density data of the examined species must be recorded in a grid network of a contiguous quadrat. These types of methods are called quadrat variance methods such as Paired Quadrat Variance (PQV), Four Term Local Quadrat Variance (4TLQV) and Nine Term Local Quadrat Variance (9TLQV) (Dale 1999, Rosenberg 2003).

The aim of the study was the following:

- To investigate the bryophyte vegetation of the different acidofil forest communities on the basis of the occurance, frequency and the cover estimation of the bryophyte species.
- To examine the heterogeneity of the spatial mosaic structure of the bryophyte vegetation on the soil layer in the examined communities, using spatial pattern analyses.
- To compare the life history traits, growth form, the spatial pattern of the bryophyte species occuring with great abundance on the soil surface of the examined communities.

Materials and Methods

Sampling areas

During the selection of the sampling areas some circumstances must have been taken into account:

- The areas must be located on the same bedrock type in the Bükk mountains (in this case it is radiolarian rock).
- The sampling areas must be close to each other so there is no big dispersal limitation for the propagules of bryophytes and the macroclimatic fluctuations are the same considering the sampling areas.
- All of the sampling areas must be forest communities in which there are not big vertical heterogeneity on the soil surface and the mean cover of the bryophyte species is more than 50%. The shrub layer in the communities is missing or the abundance of it is very small (10%).

Considering these conditions the following habitats were selected for the study (Fig. 1.).

Genisto tinctoriae-Quercetum petreae Klika 1932 or Luzulo-Quercetum subcarpaticum Zólyomi 1955. It is located in th Western-Northwestern slope of kis Vasbánya hegy (GtQa). The slope degree is 40°.

Deschampsio flexuosae-Fagetum silvaticae Soó 1962 near Felsőtárkány, on the eastern slope of Csák-Pilis (DF). The slope degree is 35°.

Genisto tinctoriae- Quercetum petreae Klika 1932 or Luzulo-Quercetum subcarpaticum Zólyomi 1955. It is located in the North-Western slope of Borzlyuktető, near Bükkzsérc (GtQb). The slope degree is 40°.

Genisto pilosae-Quercetum petreae Zólyomi et al. 1958. In the Csák-pilis-Várhegy range, above the Kövesdi look-out, in Eastern-Southeastern exposition.(GpQ). The slope degree is 35°.

The dominant tree species are *Quercus petrea, Quercus pubescens* in Genisto pilosae- Quercetum (GpQ) and Genisto tinctoriae-Quercetum communities (GtQa and GtQb), *Fagus silvatica and Quercus petrea* in Deschampsio-Fagetum (DF). The canopy cover is discontinuous, about 50-70%, which provides mosaic light conditions under the canopy layer and the quantity of fallen leaves is little.

Sampling methods

There were permanent quadrat blocks pointed out in every community (Fig. 2.), they consisted of 4 touching quadrats. They were chosen randomly in every sampling areas. The size of the blocks were 60*60 cm. They were divided into cell network in wich the size of one cell was 3 *3 cm, that means that there were 400 cells of each quadrat blocks. The occuring bryophyte species were recorded in each cell, so the data show the number of the occupied cells by a certain bryophyte species that means the frequency of them. Within each cell the density data of the occuring bryophyte were recorded. Three values were used to weight density of the bryophyte species in the examined cells within a quadrat

1. the cover of the species is less than 30% within the cell,

2. the cover of the species is between 30% and 70% within the cell,

3. the cover of the species is bigger than 70% within the cell.

The names of the bryophyte species was determined by the nomenclature of Smith (1978).

Spatial pattern analysis

Four-Term Local Quadrat Variance method (4TLQV) was used to detect the scale of pattern of the occuring species (Dale 1999). In quadrat variance methods the variance of differences among blocks of different sizes are calculated and the pattern of the variance estimates are used to determine the scale of pattern (Rosenberg 2003). 4TLQV analysis can be applied for surfaces, so it is the 2D version of Two-Term Local Quadrat Variance (TTLQV).

The chosen and used program package was PASSAGE, Pattern Analysis, Spatial Statistics, and Geographic Exegesis (Rosenberg 2003).

The variance at block size (scale) b, when comparing the upper left corner (UL) to the other three and y is the actual density value of the block:

$$V_{UL}(b) = \sum_{i=1}^{n+1-2b} \sum_{j=1}^{m+1-2b} \frac{\left(3\sum_{k=j}^{i+b-1}\sum_{l=j}^{j+b-1} y_{kl} - \sum_{k=i+b}^{i+2b-1}\sum_{l=j}^{j+b-1} y_{kl} - \sum_{k=i}^{i+b-1}\sum_{l=j+b}^{j+2b-1} y_{kl} - \sum_{k=i+b}^{i+2b-1}\sum_{l=j+b}^{j+2b-1} y_{kl} \right)^2}{8b^3(\mathrm{n}+1-2\mathrm{b})(m+1-2b)}$$

The spatial distribution of the bryophyte species are represented in grid plots in which the lightest colour means the most dense cell (density value 3) and the empty cells are black (Fig. 6a, Fig. 7.). The results of the spatial pattern analysis are represented in variograms (Fig. 6b, Fig.8.)

Results

The occuring species and their ecological features

The occurance data of the terricolous bryophyte species are summerized in Table 1. The distribution of the coenological preferency (Orbán& Vajda 1983), the life strategy types (During 1979, During 1990, Kürschner 1999, Orbán 2002) and the life or growth forms of the occuring bryophyte species are summerized in Fig. 4. The most frequent life form of bryophytes are the cushions wefts and short turfs (Fig 4.a) Considering the preferred community types of the species the most bryophytes are Querco-Fagetea and Pino-Quercetalia species in the

examined areas but several species of other coenological preferencies are represented (Fig. 4.b). The distribution of the occuring bryophytes according to life strategies show that in most cases the occuring bryophytes are perennial stayers and within that group the vegetative perennial strategy is represented with the most bryophyte species such as *Dicranum* species and *Leucobryum juniperoideum, Hypnum cupressiforme* (Fig. 4.c).

The frequency distribution of the species in the communities

The distribution of the frequency data of the occuring bryophyte species can be seen in Fig 5. In this case frequency means the number of the occupied cells of a bryophyte species in the quadrats. One of the characteristic features of the terricolous bryophyte vegetation in the examined communities that the number of the bryophyte species is low, but the moss cover is above 50% on the soil in every community. The chosen forest communities developped on radiolarian bedrock type are similar considering the discontinuous canopy structure, the abscence of the shrub layer, the poor vascular plant abundance and the strongly acidic rubbling soil. But they differ in the exposition, the dominant tree species and in the canopy height (Kun 2000, Borhidi 2003, Pénzes-Kónya 2003, Pénzes-Kónya 2004). The occurance and frequency data of the bryophyte species differed in the four communities (Table 1. Fig. 3.) The species which occured only one or two cells in the quadrats (*Plagiomnium cuspidatum, Polytrichum juniperinum*) are not represented in the frequency diagrams (Fig 5.). The previous quantitative analysis of these data show a relationship between the spatial terricolous bryophyte species composition of the acidofil forest community and the type of the dominant bryophyte species appering with great abundance there. The importance of the dominant species is growing with that fact that these communities are poor in vascular plant species and the bryophyte species diversity is low as well.(Table 1.). The dominant bryophyte species are: *Polytrichum piliferum and Ceratodon purpureus* in Genisto pilosae-Quercetum community, *Hypnum cupressiforme, Dicranum spurium and Dicranum polysetum* in the Genisto tinctoriae-Quercetum at Kis Vasbánya hegy (GtQb), Polytrichum formosum, *Hypnum cupressiforme* and *Dicranum scoparium* at Borzlyuktető (GtQb).

The results of the fine scale spatial pattern analysis

Analysing the spatial pattern of these bryophyte species provides additional information about the spatial processes changing the bryophyte species composition on the soil surface. The spatial density data of 14 bryophyte species were recorded in 8 blocks of quadrats (There were four quadrats in each blocks) in four community stands (Fig. 1.). As one block consists of 400 cells, 3200 cells

were examined for each species. As they were permanent plots, the data were recorded in several years. The temporal changes in the spatial pattern of the bryophyte species are not discussed here, some results have been published (Pénzesné-Kónya 2003). In order to show the differences between the random spatial pattern and the real patchy pattern a grid plot of a matrix from random simulation and the variogram of the simulated data can be seen on Figure 6. The grid plots and the results of the spatial pattern analysis (4TTLQV, see methods, Fig. 3.) of 8 bryophyte species can be seen on Fig. 7. and 8.

The variograms of the 4TLQV analysis carry two kinds of information about the spatial structure of a species. One of them is the locality or the scale of the variance maximum or variance peak. In the case of the random pattern (Fig. 6.a) every density value (from 1 to 3) can occur in every cell with the same probability. The maximum variance value is about 1 (Fig. 6 b) is at scale 1 and then variance values are going down close to zero. In the case of a real pattern the variance is growing until a scale value and then it is falling again. Therefore the locality of the variance peak or maximum is at a bigger scale, but in many cases this scale is more than the maximum scale of the quadrat block (it is 20) and the variance may increase almost monotonically in some cases (Fig. 8.). The other information which is an important factor in the spatial structure is the value of the variance maximum. The higher is the variance maximum, the more dense, contrast patches can be observed in pattern. The grid plots (Fig. 7) and the variograms (Fig. 8.) of *Ceratodon purpureus* (CerpurGpQ,) *Polytrichum piliferum* (Polpil GpQ and Polpil GtQa) *Dicranum scoparium* (Dicrscop DF and Dicrscop GtQb), *Leucobryum juniperoideum* (Leucjun DF), *Hypnum cupressiforme* (Hypcup GtQa) *Polytrichum formosum* (Polfor GtQb). Considering the variance peaks real pattern can be realised within the scale of the quadrat size (within scale 20) in the case of *Dicranum scoparium* (Fig. 8.4.: Vmax. is at scale 13 , Fig. 8.7: Vmax. is at scale 12), *Hypnum cupressiforme* (Fig. 8.5.: Vmax. is at scale 12) *Leucobryum juniperoideum* (Fig. 8.3.: Vmax is at scale 8.). In the variogram of *Ceratodon purpureus, Polytrichum formosum* and *Polytrichum piliferum* at GtQa (Fig. 8.6. Genisto tinctoriae-Quercetum at Kis Vasbánya hegy) the scale of the real pattern that is the locality of the variance peak is out of the quadrat, so it appears at a bigger scale. The pattern of *Polytrichum piliferum* is close to the random pattern (see Fig. 7a) in the quadrat of Genisto pilosae-Quercetum community considering the locality of the variance peaks and the value of the variance maximum as well (Fig. 8.2). The value of the variance maximum was relatively high in the case of *Dicranum scoparium* in both habitats (Fig.8.3 Dicrscop DF: Vmax=5.33, Fig.8.7 Dicrscop GtQb Vmax=2.48), *Polytrichum piliferum* in Genisto tinctoriae-Quercetum (Fig.8.2 Polpil GtQa Vmax= 10.48) and *Polytrichum formosum* in Genisto tinctoriae-Quercetum at Borzlyuktető (Fig.8.8 Polfor GtQb Vmax=4.5).

Discussion

The bryophyte layer of some types of temperate forest communities may have a greater production than the herb layer living on the soil under the canopy shade patches. If the effect of limiting factors for the distribution of bryophyte species decrease, such as litter production, shading by shrubs, trees and herbs (Longton 1995) the abundance and the production of bryophytes may increase on the soil surface. The extended bryophyte cover consisting of species representing different life forms, life strategy types on the rocky soil surface have dynamic influence for it trapping inorganic and organic materials from the wind, producing organic matter, moderating the extreme temperature changes on the soil. Bryophytes can interact in these forest communities directly with invertebrates providing habitats for them (Varga 1990). The scale and intensity of the spatial pattern of the bryophyte species can be examined in fine scale spatial pattern analysis using quadrat blocks but considering the results it is worth to choose bigger blocks (e.g. 1*1 m in Genisto pilosae-Quercetum) as well to detect the scale of pattern more effectively. In the case of the species *Ceratodon purpureus, Polytrichum piliferum* in Genisto pilosae-Quercetum community the scale of the real spatial pattern was bigger than the size of the quadrat block. If we examine the life forms of these species and the low maximum variance value of their variograms (Table 1. Fig. 8.) a relationship can be found between the life forms of the occuring bryophyte species and the value of the variance peaks of their variograms using Four-Term Local Quadrat Variance (4TLQV) method. The bryophyte species having small turf life forms (Table 1.) can be characterized with slow variance changes in spatial pattern at a growing scale if the soil surface is homogenous (there are not big rocks on the surface). The results of 4TLQV analysis can be well compared to other works and it will be used to compare the results of the same quadrat including the spatial pattern of the same bryophyte species in several years to see temporal changes as well.

The results of the spatial pattern analysis show that in the open, acidofil forest communities like Genisto pilosae-Quercetum the spatial pattern of the dominant bryophytes with generative colonist strategy type and short turf life form such as *Polytrichum piliferum* (see Table 1) is similar with the random spatial pattern and the scale of pattern is out of the quadrat size. It is probably determined by the spatial pattern of the surface and the light mosaic of the open canopy structure (Pénzes Kónya 2003). The dominancy of *Polytrichum* species may have relation with the special lamellae of leaves in the wich decrease not only the water deficiency of the plant but the CO_2 loss as well which is an important factor of the photosynthetic response of bryophytes (Marschall & Proctor 2004). *Ceratodon purpureus* is known as a colonist species on nitrate defficient soils (Seppelt & Hancock 1991). The real patchy pattern can be recognized within the given quadrat size at the bryophytes of generative and

vegetative perennial strategy type and having tall turf and cushion growth form. *Dicranum species* and *Leucobryum juniperoideum* are succesful dominant species occuring with high frequency or cover values in the acidofil forest communities which have more closed canopy structure (Genisto tinctoriae-Quercetum and Deschampsio-Fagetum communities). The similarity of the two genus can be found not only in their similar spatial pattern, growth form, strategy type and dominant character but in their vegetative reproductive features: the species of both genera have „deciduous leaves" which are asexual vegetative shoots (Newton & Mishler 1994).

The spatial structure of the bryophyte vegetation living on the soil is an important character of the acidofil forest community and the fine scale pattern of the dominant species can be examined with two dimensional spatial pattern analysis. The results of it can be compared with the spatial data of other species or other areas and the spatio-temporal changes can be detected with the results of the quadrat variance methods such as 4TLQV analysis as well.

Acknowledgements

I would like to thank S. Orbán for his field observations and his advices in determining the species, Mrs Erzsébet Nagy for making field work together with me, the collegues in the Department of Botany of Eszterházy College for offering useful publications.

Bibliography

ALPERT, P. 1985: Distribution quantifyed by microtopography in an assemblage of saxicolous mosses. *Vegetatio,* **64**, pp. 131–139.

BORHIDI, A. 2003: *Plant Communities in Hungary* (In Hungarian) Akadémiai Kiadó, Budapest. 610 p

BOROS, Á. 1968: *Bryogeographie und Bryoflora Ungarns*. Akadémiai Kiadó, Budapest.

CARPENTER, S. R. & CHANEY, J. E. 1983: Scale of spatial pattern: four methods compared. *Vegetatio* **53**, 153–160.

DALE, M. R. T., DIXON, M., FORTIN, M. J., LEGENDRE, P., MYERS, D. E. AND ROSENBERG, M. S. 2002: Conceptual and mathematical relationships among methods for spatial analysis. *Ecography* **25**: 558–577.

DALE, M. R. T. 1999: Spatial Pattern Analysis in Plant Ecology. *Cambridge University Press*, 325 pp

DOBOLYI, K., SZABÓ, L., SZERDAHELYI, T., SZUJKÓ-LACZA, J. 1981: Data to the *Genisto-pilosae Quercetum* and the flora of the Bükk mountains. *Studia Bot. Hung*. 15: 77–90.

DURING, H. J. 1979: Life Strategies of Bryophytes: a preliminary review. *Lindbergia* **5**: 2–18.

DURING, H. J., LLORET, F. 1996: Permanent grid studies in bryophyte communities. *J. Hattori Bot. Lab.* No. 79. pp 1–45.

DURING, H. J. 1990: Clonal Growth Patterns Among Bryophytes. *Clonal Growth in Plants: regulation and function*, pp. 153–176.

DURING, H. J. 1992: Ecological classification of bryophytes and lichens. In: Bates, J.W.& Farmer, A. M. (eds.) (1992): *Bryophytes and lichens in a changing environment.* pp 1–31. Clarendon Press, Oxford, 404 pp

KOVÁCS, M. 1975: *Beziehung zwischen Vegetation und Boden.* Die Vegetation Ungarischen Landschaften. Band 6. Akadémiai Kiadó, Budapest.

KUN, A. 2000: Összehasonlító vizsgálatok a hárshegyi homokkő növénytakaróján. Comparative examinations on the vegetation of the sandstone areas on Hárshegy (in Hungarian) *Tilia Vol. IX*. pp. 60–127.

KÜRSCHNER, H. 1999: Life strategies of epiphytic bryophytes in Mediterranean Pinus woodlands and Platanus orientalis alluvial forests of Turkey. *Cryptogamie, Bryologie*, 20 (1): 17–33.

LESS, N., HORVÁTH, F., LENDVAI, G. & MATUS, G. 1991: A Hór-völgy környékének (Déli-Bükk) vegetációja (in Hungarian). The Vegetation of the surroundings of Hór valley (Southern Bükk mts.) *Bot. Közlem*. 76. **1–2**: 21–28.

LIEBHOLD, A. M., GUREVITCH, J. 2002: Integrating the statistical analysis of spatial data in ecology. *Ecography* **25**: 553–557.

LONGTON, R. E.(1992): The role of bryophytes and lichens in terrestrial ecosystems. In Bates, W., J.(edited): *Bryophytes and Lichens in a Changing Environment*. Clarendon Press. Oxford.

LONGTON, R. E. & MILES, C. J. 1982: Studies on the reproductive biology of mosses. *J. Hattori Bot. Lab*. 52: 219–240.

MARSCHALL, M. & PROCTOR, M. C. F. 2004: Are Bryophytes Shade Plants? Photosynthetic Light Responses and Proportions of Chlorophyll *a*, Chlorophyll *b* and Total Carotenoids. *Annals of Botany* **94**: 593–603.

NEWTON, A. E., MISHLER, B. D. 1994: Asexual reproduction in mosses. *J. Hattori Bot. Lab*. No. 76: 127–145.

ÓDOR, P. & STANDOVÁR, T. 2001: Richness of bryophyte vegetation in near-natural and managed beech stands: the effects of management-induced differences in dead wood. *Ecological Bulletins* 49: 219–229.

ÓDOR, P., STANDOVÁR, T. 2002: Substrate specifity and community structure of bryophyte vegetation in a near-natural montane beech forest. *Community Ecology* 3 (1): 39–49. Akadémiai Kiadó, Budapest.

OECHEL, W. C., VAN CLEVE, K. 1986: The role of bryophytes in nutrient cycling in the taiga. In *Forest Ecosystems in the Alaskan taiga* (eds K. Van Cleve, F. S. Chapin III, P. W. Flanagan, L. A.Viereck and C. T. Dyrness) pp. 121–37. Springer, New York.

ORBÁN, S., VAJDA, L. 1983: Magyarország mohaflórájának kézikönyve. *Manual of the bryophytes of Hungary* (in Hungarian) Akadémiai Kiadó, Budapest

ORBÁN, S 1984: A magyarországi mohák stratégiái és T, W, R értékei. Life strategies and T W R values of Hungarian bryophytes (in Hungarian) *Acta Acad. Paed. Agriensis* 17: 755–765.

ORBÁN, S. 1989: Analysis of some plant communities based on bryophyte layer. Acta *Acad. Paed. Agriensis* 19/9: 197–209.

ORBÁN, S. 2002: A löszfalak moháinak életstratégiái. The life strategies of the bryophytes living on loess walls (in Hungarian) Salamon Albert Éva (szerk.) 2002. Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón. *Hungarian botanical studies at the end of the 20th century* (in Hungarian) Tanulmányok Borhidi Attila 70. születésnapja tiszteletére. pp 581–587.

PÉNZESNÉ KÓNYA, E., ORBÁN S. 2000: A Bükk-hegység radiolarit alapkőzetű területeinek mohaflórája II. The Bryophyte flora of the areas of the Bükk mountains on radiolarian rocks *Kitaibelia* Vol. 5 No. 1. pp. 125–130.

PÉNZES KÓNYA, E. 2003: The Effect of Animal Disturbance on the Spatial Pattern and Dynamics of Leucobryum juniperoideum (Brid.) C. Muell. *Acta Acad. Paed. Agriensis, Sectio Biologiae* XXIV. pp. 201–213.

PÉNZES-KÓNYA, E. 2004: Comparative Analysis of the Bryophyte Vegetation in Acidophilous Forest Communities in the Bükk Mts (NE Hungary). *Acta Bot. Hung.* 46 (3–4), pp 373–384

PÓCS, T. 1967: Néhány adat hazánk mohaflórájához. A few records to the Hungarian bryoflora (in Hungarian) *Acta Acad. Paed. Agriensis*, n. **5,** 419–421.

PROCTOR, M. C. F. 2000: Physiological Ecology In: Shaw, A.J.& Goffinet, B. (eds): *Bryophyte Biology* pp 225–247. Cambridge University Press

ROSENBERG, M. S. 2001. PASSAGE. Pattern Analysis, Spatial Statistics and Geographic Exegesis. Version 3.0 Department of Biology, Arizona State University, Tempe, AZ.

SEPPELT, R. D., HANCOCK, R. J. 1991: Growth responses of *Ceratodon purpureus* in culture. *J. Hattori Bot. Lab*. No. 69: 133–145.

SIMON, T. 1977: Vegetationsunterschungen in Zempléner Gebirge. *Die Vegetation Ungarischen Landschaften. Band 7*. Akadémiai Kiadó, Budapest.

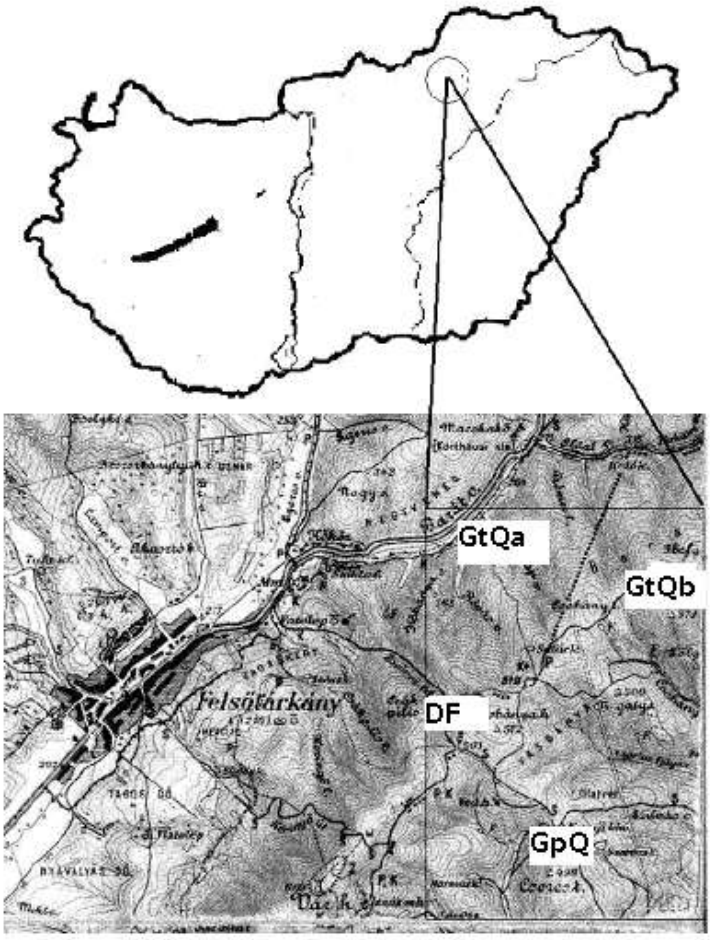
SMITH, A. J. E. 1978: *The Moss Flora of Britain and Ireland*. Cambridge University Press.

SÖDERSTRÖM, L., HERBEN, T. 1997: Dynamics of bryophyte metapopulations. *Adv. Bryol*. 6. : 205–240.

VARGA, J., NAÁR, Z., DOBOLYI, CS. 2002: Selective feeding of collembolan species *Tomocerus longicornis* (Müll.) and *Orchesella cincta* (L.) on moss inhabiting fungi. *Pedobiologia* **46**, 526–538.

VOJTKÓ, A. 2001: A Bükk hegység flórája. *The flora of the Bükk mountains* (in Hungarian) *Sorbus Kiadó*, Eger 340 pp.

YAMAGUCHI, T. 1993: A Revision of the Genus *Leucobryum* (Musci) in Asia. *J. Hattori Bot. Lab*. No. 73: 1–123.



GpQ- Genisto-pilosae Quercetum (Kövesdi kilátó)
GtQa-Genisto tinctoriae-Quercetum (Kis Vasbánya hegy)
GtQb- Genisto tinctoriae-Quercetum (Borzlyuktető)
DF- Deschampsio-Fagetum (Csák-pilis)

Fig 1. The localities of the sampling areas in the Bükk mountains in Hungary

c3a1b1	c3	c3	c3a1	a2c2f1	a2f2	k1f1c1b1	b2a1c1
c2a1f1	c1f1a1	c3a1	c3a1	c2a2	a3f1	a2k1f1	k2f1
c3f1	c3k1	c3f1k1	c3f1	c1	a2b2	a2c1	a1c1f1
a2c2	a2c2	a2c2	a1c2	c3b1	b1c1	c2	k2f1
a3c1	a3c1	a3c1	a3c1b1	c3f1	c1b2	b2k1	c1k1
c3a1	c3a2	a2c2	a2c2	c2f1	c2f1	c2f1	c2f1
c3	c3	c3	c3	c2a1	c1a1	c2a2	c2a2
c3	c3	c3	c3	c3	a1c3	c3	c3a1
c3k1	c3	c3	c3	c3k1	c3k1f1	c3	c3a1
c3	c3f1	c3	c3k1	c3k1	c3	c3	c3a1

a= *Dicranum scoparium*, b=*Hypnum cupressiforme*, c=*Polytrichum piliferum*, f= *Polytrichum formosum*, k= *Dicranum polysetum*

Fig. 2. One of the sample quadrats with field data. The numbers mean the actual weighted density, the letters mean the name of the bryophyte species. The quadrat blocks consisted of four such quadrats.

+	-
-	-

-	-
+	-

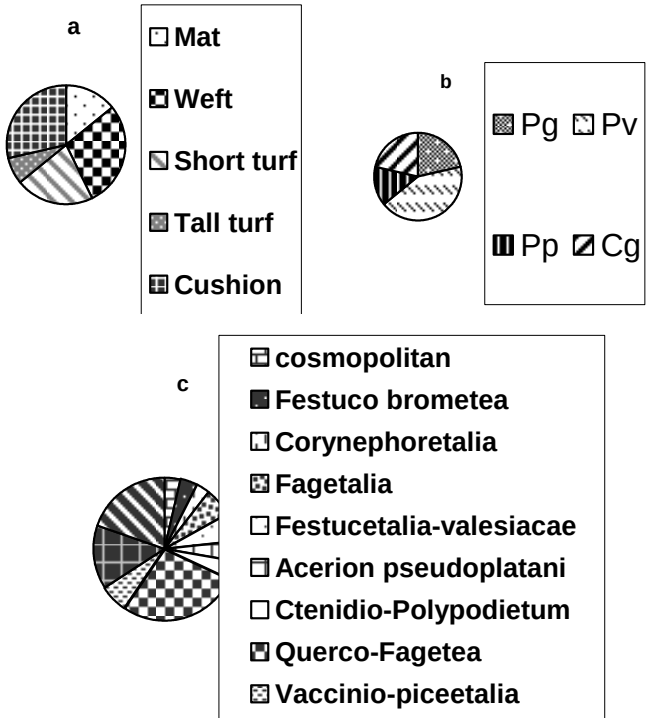
-	+
-	-

-	-
-	+

Fig 3. The potential block comparisons for a 4TLQV analysis

Table 1. The occurance, life forms, life strategies and coenological preferencies of the bryophyte species on the soil surface in the examined communities

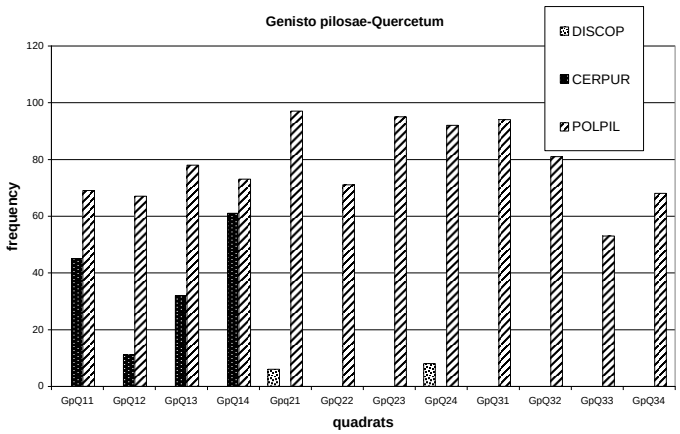
Sampling area (Community) / **Species**	**GpQ**	**GtQ1**	**GtQ2**	**DF**	**Life form**	**Life strategy**	**Coenological preferency**
Bazzania trilobata		+	+		Mat	Generative perennial **Pg**	Vaccinio-Piceetalia
Cephaloziella divaricata			+		Mat	Generative perennial **Pg**	Querco-Fagetea
Ceratodon purpureus	+				Short Turf	Generative Colonist **Cg**	Corynephoretalia
Dicranum polysetum		+	+		Cushion	Vegetative perennial **Pv**	Pino-Quercetalia
Dicranum scoparium	+	+	+	+	Cushion	Vegetative perennial **Pv,**	Pino-Quercetalia
Dicranum spurium		+			Cushion	Vegetative perennial **Pv**	Pino-Quercetalia
Hypnum cupressiforme	+	+	+	+	Weft	Vegetative perennial **Pv**	neutral
Isothecium myosuroides		+	+		Weft	Perennial shuttle species with low sexual/asexual reproduction **Pp,**	Hypno-Polypodietum
Leucobryum juniperoideum				+	Cushion	Vegetative perennial **Pv,**	Vaccinio-Piceetalia
Plagiomnium cuspidatum			+		Weft	Vegetative perennial **Pv,**	Querco-Fagetea
Plagiothecium laetum			+		Weft	Perennial shuttle species with low sexual/asexual reproduction **Pp**	Pino-Quercetalia
Politrichum piliferum	+	+			Short Turf	Generative colonist **Cg**	Corynephoretalia
Polytrichum formosum	+	+	+	+	Tall Turf	Generative perennial **Pg**	Querco-Fagetea
Polytrichum juniperinum		+			Short Turf	Generative Colonist **Cg**	Pino-Quercetalia



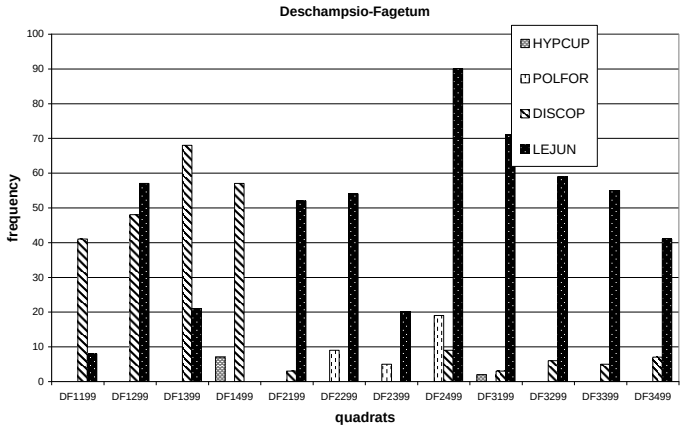
Pp= Perennial shuttle species,
Pg = generative perennials Pv=vegetative perennials
Cg= generative colonists

Fig.4. The percent distribution the occuring bryophyte species on the basis of the a) growth form, b) life strategy types, c) coenosystematic categories.

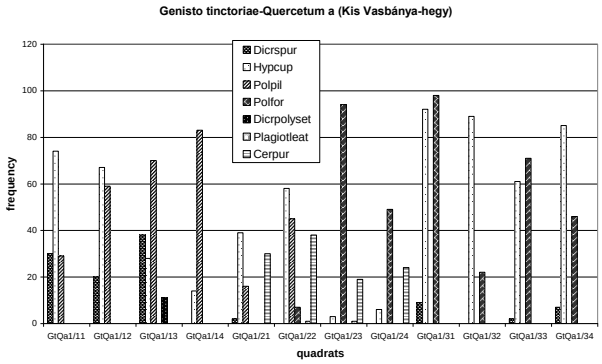
a)


Genisto pilosae-Quercetum
DISCOP
CERPUR
POLPIL
frequency
120
100
80
60
40
20
0
GpQ11
GpQ12
GpQ13
GpQ14
Gpq21
GpQ22
GpQ23
GpQ24
GpQ31
GpQ32
GpQ33
GpQ34
quadrats

b)


Deschampsio-Fagetum
HYPCUP
POLFOR
DISCOP
LEJUN
frequency
100
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0
DF1199
DF1299
DF1399
DF1499
DF2199
DF2299
DF2399
DF2499
DF3199
DF3299
DF3399
DF3499
quadrats

c)



d)

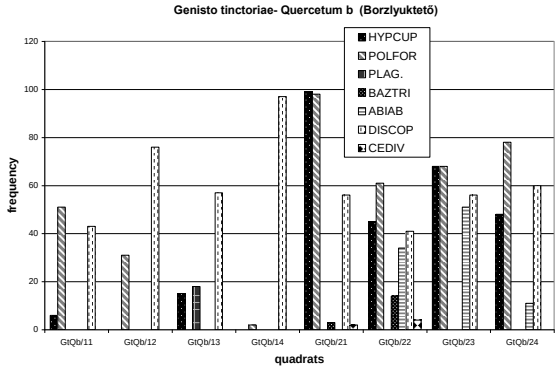
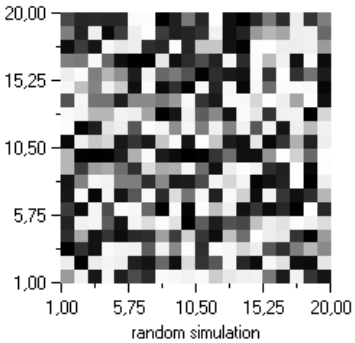


Fig. 5. The absolute frequency spectra of the bryophyte species occuring in the quadrats of the different communities: a) Genisto pilosae-Quercetum (GpQ), b) Deschampsio-Fagetum (DF), c) Genisto tinctoriae-Quercetum a at Borzlyuktető (GtQa), d) Genisto tinctoriae-Quecetum b at Kis Vasbánya-hegy (GtQb).

Cerpur = *Ceratodon purpureus*, Polpil = *Polytrichum piliferum*, Polfor = *Polytrichum formosum*, Dicrscop = *Dicranum scoparium*, Leucjun = *Leucobryum juniperoideum*, Hypnum = *Hypnum cupressiforme* Dicrspur = *Dicranum spurium*, Dicrpolyset = *Dicranum polysetum*, Plagiotlet = *Plagiothecium laetum*, Cediv = *Cephaloziella divaricata*, Baztri = *Bazzania trilobata*, Abiab = *Abietinella abietina*



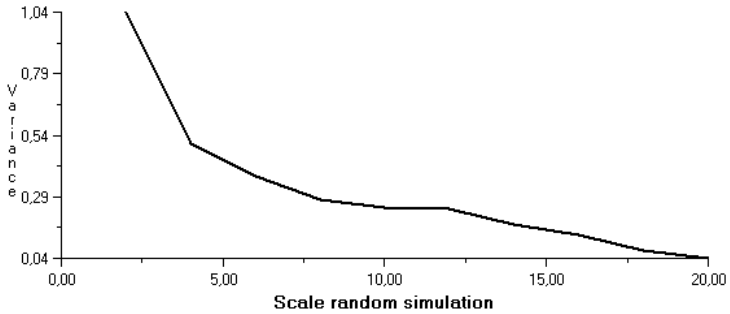


Figure 6. The results of a 4TLQV analysis in the case of a random pattern simulation. The plot (Fig. 6.a) represents the spatial structure of the distribution pattern where the cells with the highest density are white and the empty cells (with density value 0) are black. There are no patches in the random pattern. The variogram (Fig. 6 b) of 4TLQV analysis refers to no patches : the locality of the maximum value is at the smallest scale.

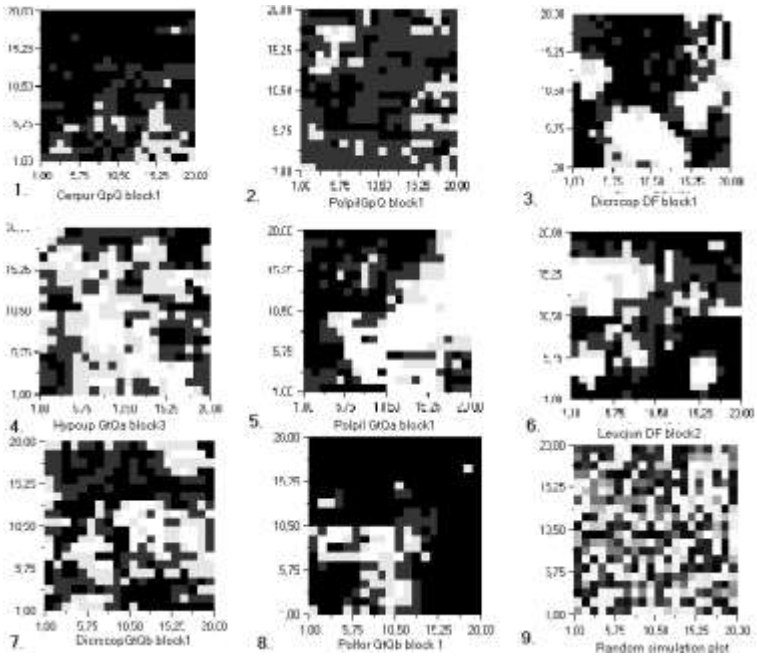
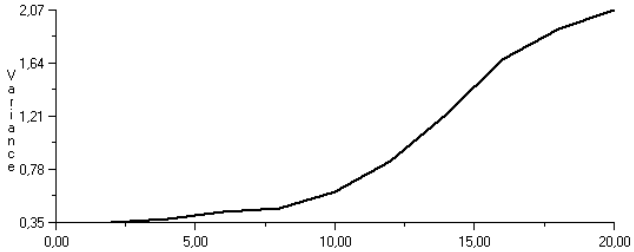
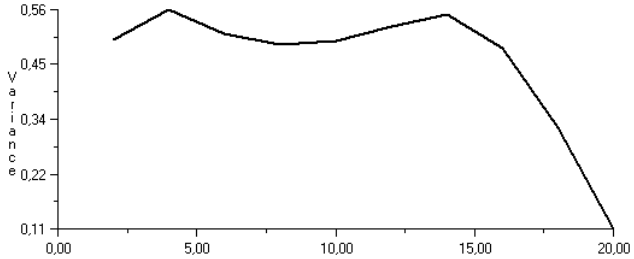


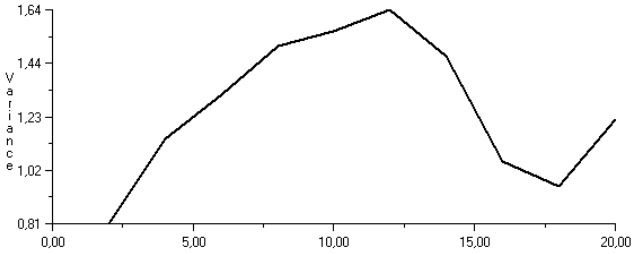
Fig. 7. The plot maps made on the basis of the quadrat data of the analysed bryophyte species in different communities. The lightest grid cells (white) mean the greatest density of the species. ***1****.* ***Ceratodon purpureus*** *in Genisto pilosae-Quercetum* ***2****.* ***Polytrichum piliferum*** *in Genisto pilosae-Quercetum* ***3****.* ***Dicranum scoparium*** *in Deschampsio-Fagetum* ***4****.* ***Hypnum cupressiforme Genisto*** *tinctoriae-Quercetum (GtQa)* ***5****.* ***Polytrichum piliferum in*** *Genisto tinctoriae-Quercetum (GtQa)* ***6****.* ***Leucobryum juniperoideum*** *in Deschampsio-Fagetum* ***7****.* ***Dicranum scoparium*** *in Genisto tinctoriae-Quercetum (GtQb)* ***8****.* ***Polytrichum formosum*** *in Genisto tinctoriae-Quercetum* ***9****. Plot of a random pattern simulation*


2,07
1,64
1,21
0,78
0,35
Variance
0,00
5,00
10,00
15,00
20,00
Scale Cerpur GpQ block1

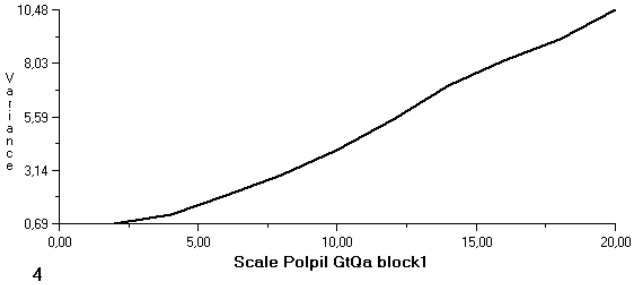
1


0,56
0,45
0,34
0,22
0,11
Variance
0,00
5,00
10,00
15,00
20,00
Scale Polpil GpQ block1

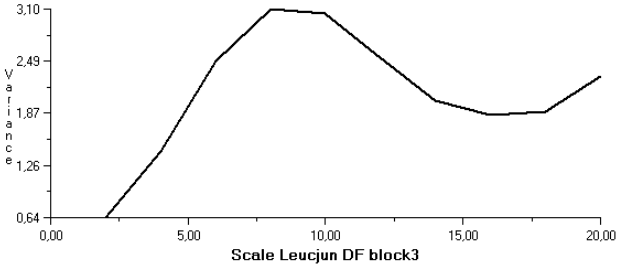
2


1,64
1,44
1,23
1,02
0,81
Variance
0,00
5,00
10,00
15,00
20,00
Scale Hypnum Gtqa block 3

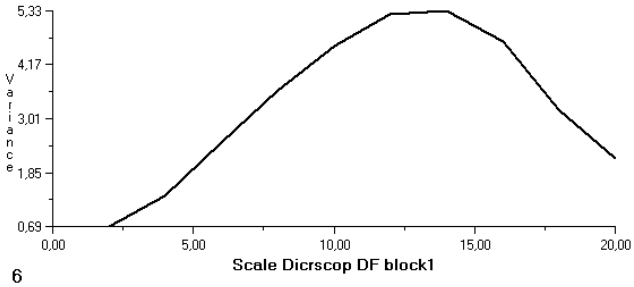
3


10,48
8,03
5,59
3,14
0,69
Variance
0,00
5,00
10,00
15,00
20,00
Scale Polpil GtQa block1

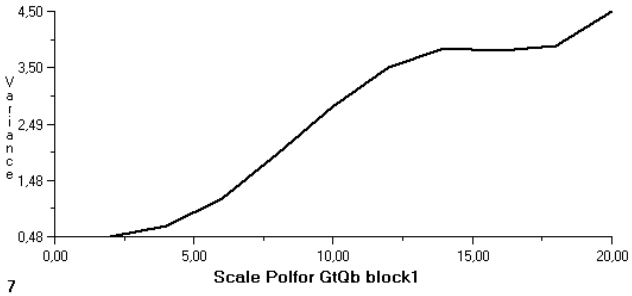
4


3,10
2,49
1,87
1,26
0,64
Variance
0,00
5,00
10,00
15,00
20,00
Scale Leucjun DF block3

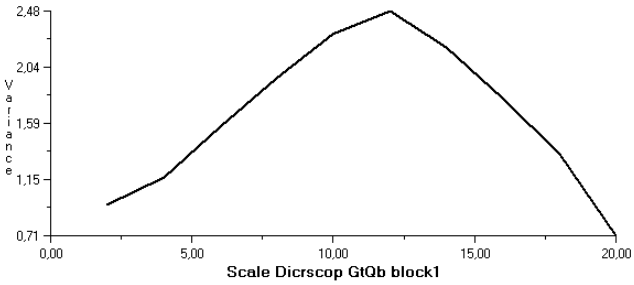
5


5,33
4,17
3,01
1,85
0,69
Variance
0,00
5,00
10,00
15,00
20,00
Scale Dicrscop DF block1

6



7



8

Fig. 8. The 4TLQV variograms of the dominant bryophyte species in the different communities. On the horizontal axis the scale is represented while on the vertical one the variance can be seen. The locality of the variance peak refers to the scale of spatial pattern. The names of the bryophytes are:

Cerpur = *Ceratodon purpureus*, Polpil = *Polytrichum piliferum*, Polfor = *Polytrichum formosum*, Dicrscop = *Dicranum scoparium*, Leucjun = *Leucobryum juniperoideum*, Hypnum = *Hypnum cupressiforme*

VITÉZ GÁBOR MIKLÓS* – DOBOS ANNA** –
VARGA JÁNOS***

SAJÓLÁD TERMÉSZETI ÉRTÉKEI

Abstract: Sajólád is sittuated in the Borsod-Abaúj-Zemplén county, in the microregion of the areas of Sajó-Hernád plains. The fluvial cone of the Sajó-Hernád plain is sittuated in 90–161 meters height above the sea level.

We have done the research work about the territorial appearance of geological, geomorphological, botanical and zoological values since 2003. This region mostly consists of Holocene and Pleistocene sediments (like as loess and clay, washed loess, and infused loess). As geomorphological values should be mentioned: Holocene alluvium divided by backwaters and bedremains and Holocene fluvial terraces. We have categorized the spatial distribution of botanical and zoological values in the settlement and we could pointed out that the Sajólád Wood is the most interesting and valuable area here.

A kutatási terület topográfiai helyzete és kialakulása

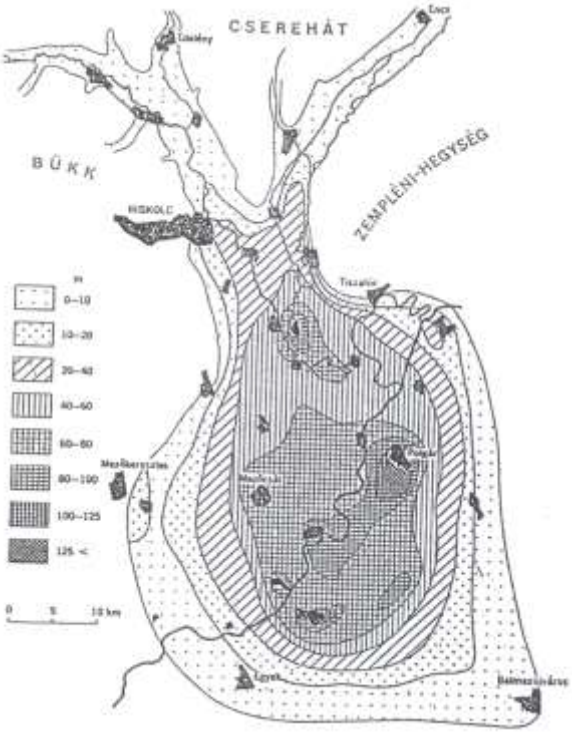
Sajólád Borsod-Abaúj-Zemplén megyében, a Sajó-Hernád-sík kistáj területén helyezkedik el. A Sajó-Hernád-sík 90–161 m tengerszint feletti magasságú hordalékkúp-síkság. A D felé lejtő felszínek É-i része környezeténél alacsonyabban fekszenek, míg középső és D-i része szigetszerűen kiemelkedik. Felszínét a Sajó és ősi vízrendszere, valamint a szél munkája alakította ki, s így egy az Alföld belsejébe mélyen benyomuló, széles folyóvízi hordalékkúp-síkság jött létre.

A pliocénban a mai Sajó-Hernád medencét csaknem teljesen elborította a délről előrenyomuló Pannon-tenger. Ebbe a tengerbe félszigetek gyanánt nyúltak be a mai középhegység egyes rögei (Bükk hegység, Zempléni-hegység). Egyes területek ugyanakkor alacsony szigetek formájában éppen csak kiemelkedtek a tenger vízéből. A területről a Pannon-tenger fokozatosan húzódott vissza a pliocén végén és átadta helyét az Ős-Sajó és Ős-Hernád vízrendszer felszínalakító tevékenységének és egy kiterjedt folyóvízi hordalékkúp képződésének. A folyók egykori (pleisztocén) futásirányát elsődlegesen a Sajótorkolati-, a Hevesi- és a

* Sajólád, Ady E. u. 55.
** Eszterházy Károly Főiskola, Környezettudományi Tanszék, Eger, Leányka u. 6. H-3300
*** Eszterházy Károly Főiskola, Állattani Tanszék, Eger, Leányka u. 6. H-3300

Dél-Jászsági süllyedék határozta meg. Az Ős-Sajó és Ős-Hernád elsődleges erózióbázisa a Sajótorkolati süllyedék volt. A folyó a süllyedéket elhagyva, a Hortobágyon át érte el a Körösvidéki süllyedéket (BORSY Z. 1961).

A kistáj geológiai felépítését és az itt található folyóvízi üledékek térbeli rendjét nagyszámú fúrással tárták fel. Az egész pleisztocénen át tartó feltöltődés eredményeként felhalmozódott nagytömegű folyóvízi hordalék É-ról D felé tartó szemcsefinomodást mutat (1. ábra) (FRANYÓ F. 1966).

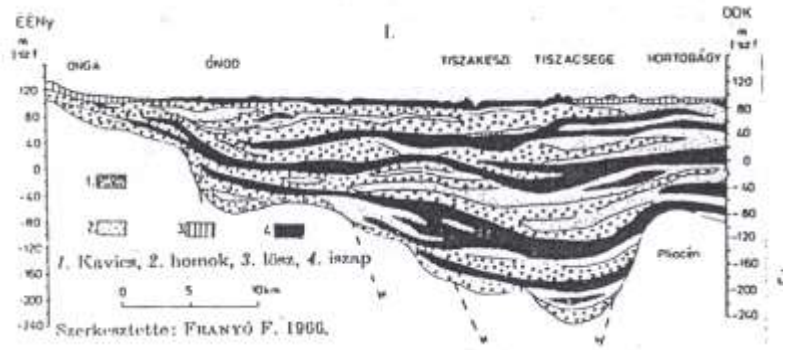


1. ábra: Sajó menti földtani szelvény (FRANYÓ F. 1966)

A würm közepén az Ős-Sajó-Hernád folyásiránya kissé megváltozott: Muhi-pusztánál K felé fordult és erőteljesen be is vágott hordalékkúpja csúcsrészébe. Így jelentős árvízmentes térszínek jöttek létre, utat engedve az eolikus felszínfejlődésnek. Az egykori felszín a folyók eróziójának hatására alacsony völgyközi hátakkal tagolt 5 m/km^2-es átlagos relatív reliefű domblábi hátak, lejtők orográfiai domborzattípusába sorolható területté vált. A medervándorlás

következtében kialakult egyenetlen felszínen felismerhetők az elhagyott és feltöltődött folyómedrek nyomai.

Az egyesült Sajó-Hernád völgye alatt húzódó D felé egyre vastagodó pleisztocén hordalékkúp vastagsága Sajóhídvégnél 90 m, míg a Tisza közelében már eléri a 300 m-es vastagságot (FRANYÓ F. 1966) (2. ábra).



2. ábra: Sajó menti földtani szelvény (FRANYÓ F. 1966)

A hordalék a Gömör-Szepesi-érchegységből mosódott le. Az elszállított hordalék a Sajó sajóládi szakaszán helyenként nagy rétegvastagsággal fordul elő, átlagosan 6-8 m vastag. A hordalékkúpon jól megfigyelhető, hogy a szemcsefinomodás követi a Sajó futásirányát (BORSY Z. 1961, BORSY Z.–FÉLEGYHÁZY E. 1982). Az üledék lerakódása a holocénban is folytatódott, majd megindult a Sajó széles árterének kialakítása. A nagy készletekkel rendelkező kavics előfordulása miatt a Sajó mindkét oldalán – így Sajólád határában is – kavicsbányák települtek, melyek üzemeltetése eredményeképpen kisebb-nagyobb kiterjedésű bányatavak alakultak ki.

A vizsgált kutatási terület eredeti természeti adottságait az antropogén tevékenységek már jelentősen átalakították. A régió hajdani természetes élőhelyeit a folyószabályozás, illetve az ártéri területek mezőgazdasági művelésbe vonása jelentősen degradálta. Az ilyen megbolygatott területeken elsődleges feladat, hogy megfelelő kezeléssel egy esztétikus, ökológiailag diverz ökoszisztémát próbáljunk visszaállítani. Emiatt kitűzött kutatási célunk az volt, hogy felmérjük és regisztráljuk a megmaradt természeti értékeket.

Kutatási módszerek

A terepi kiszállásokhoz és felmérésekhez szükséges földtani térképet (M-1:200 000) a MÁFI irattárából, a topográfiai térképeket (1:10 000) a Borsod-Abaúj-Zemplén Megyei Növény- és Talajvédelmi Szolgálat (Miskolc) irattárából és a Bükki Nemzeti Park Igazgatóságától (Felnémet) szereztük be. A település fejlesztési koncepciójának és az egyes természeti értékek kezelési programjának megismerésében a sajóládi Települési Környezetvédelmi Program (2004) és Sajólád Község Településrendezési Terve (2004) volt segítségünkre.

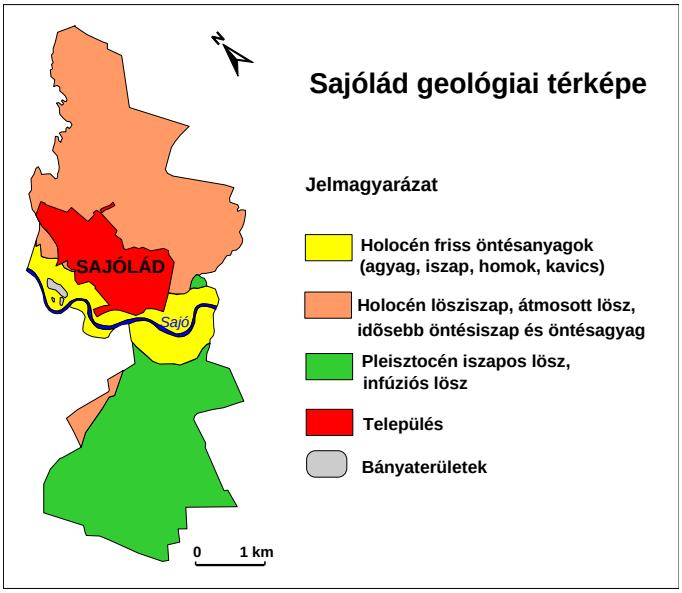
A vizsgált térszínen 2003-tól folytatunk rendszeres terepbejárást. Elsődleges célunk a kutatott terület ***földtani, morfológiai értékeinek megismerése***, s nem utolsó sorban a térszínen található egyes ***élőhelyek felmérése, állapotuk megfigyelése*** volt. Elkészítettük Sajólád közigazgatási határát figyelembe véve *Sajólád geológiai és geomorfológiai értékeinek térképét* (VITÉZ G. M. & DOBOS A. 2006), és a *növénytani, állattani szempontból értékesebb területeket feltüntető térképeket* (VITÉZ G. M. & DOBOS A. & VARGA J. 2006). A terepbejárás során nyert adatokat 1:10 000–es méretarányú topográfiai térképre vittük fel, majd a különböző tematikájú térképeket a Golden Software Surfer 8. és a Corell Draw 12. szoftverekkel készítettük el.

Az elkészített térképek alapján a különböző abiotikus természeti viszonyok leírását fotódokumentációval támasztottuk alá.

Eredmények

1. Sajólád geológiai, geomorfológiai viszonyai, értékei

A település és környezetének geológiai felépítése fiatalnak mondható, többnyire holocén képződményekből áll (3. ábra). Sajólád É-i, ÉK-i, és K-i területeit **holocén lösziszap, átmosott lösz, idősebb öntésiszap,** és **öntésagyag** építi fel**.** A Sajó folyót – Sajóládtól ÉNY-DK irányban –, és a Hernádot – a településtől K-re – **holocén friss öntésanyagokból** (agyag, iszap, homok, kavics) álló széles partvidékek szegélyezik (1–2. kép). A Sajólád községtől kissé DK-i irányban húzódó térszín és a DNY-ra húzódó mezőgazdasági művelés alá vont terület földtani alapja **pleisztocén kori iszapos lösz** és **infúziós lösz.** A községtől NY-ra fekvő bányák felhagyott területén geológiai értékek lelhetők fel, amelyeket bemutató szelvényként lehetne hasznosítani.



3 ábra: Sajólád geológiai térképe (MÁFI adatai alapján)

1–2. kép-pár: A holocén friss öntésanyagokból épülő és pusztuló partfalak (Fotók: VITÉZ G. M. 2004)

A Sajó-völgy és a Sajó-medence környékének felszíne geomorfológiailag is általában fiatalos és egyhangú tájkaraktert mutat. A Sajó mindkét partját széles (1–2 km) ártéri területek szegélyezik (3. kép).

3. kép: A Sajó, s mintegy 1 km széles ártere a mederrel
(Fotó: VITÉZ G. M. 2005)

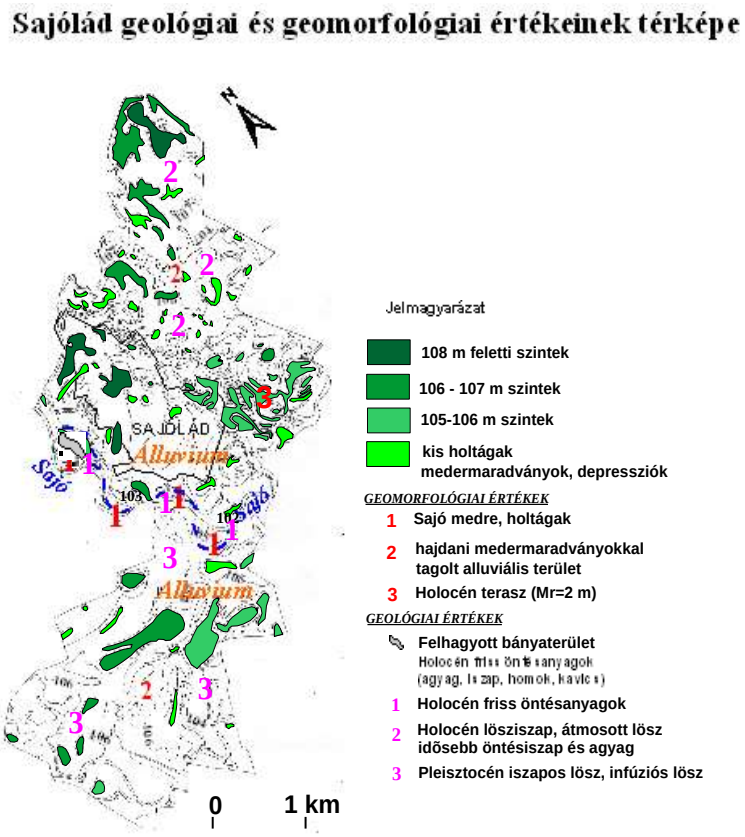
Ezen az alluviumon fekszik Sajólád község. A legalacsonyabb térszínek (102 m) morfológiai értékei **a Sajó medre és a partok közelében lefűződött folyókanyarulatok, holtágak.** Sajóládtól K-re és DK-re 1–2 méterrel emelkedik ki a terület (103–104 m), ahol a **holtágmaradvány-rendszerek, medermaradványok** (4, 5. kép) és az **ártéri laposok** a jellegzetes formakincsek.

4. kép: Medermaradványokkal, holtágakkal tagolt alluviális terület
(Fotó: VITÉZ G. M. 2006)

5. kép: A holtágakban megjelenő víz árvíz idején
(Fotó: VITÉZ G. M. 2006)

6. kép: Az erdő peremterülete a holocén folyóvízi teraszon
(Fotó: VITÉZ G. M. 2005)

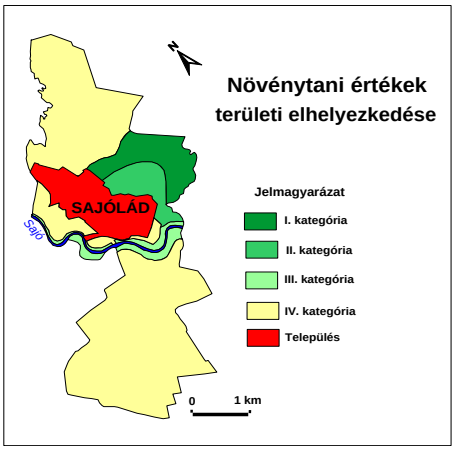
A településtől K-re a sajóládi erdő területe magasabb térszínt mutat (105 m) (6. kép), a mederhez viszonyított relatív magassága 2 m (VITÉZ G. M.–DOBOS A. 2006) (4. ábra).



4. ábra: Sajólád geológiai és geomorfológiai értékeinek térképe (VITÉZ G. M –DOBOS A. 2006)

2. Sajólád növény-, és állattani szempontból értékes területei

A növénytani viszonyokat figyelembe véve (5. ábra) Sajólád közigazgatási területén belül a legnagyobb egybefüggő élőhelynek minősíthető terület a sajóládi erdő („Ládi-erdő” – I. kategória).



5. ábra: A növénytani értékek területi elhelyezkedése
(VITÉZ G. M. & DOBOS A. & VARGA J. 2006)

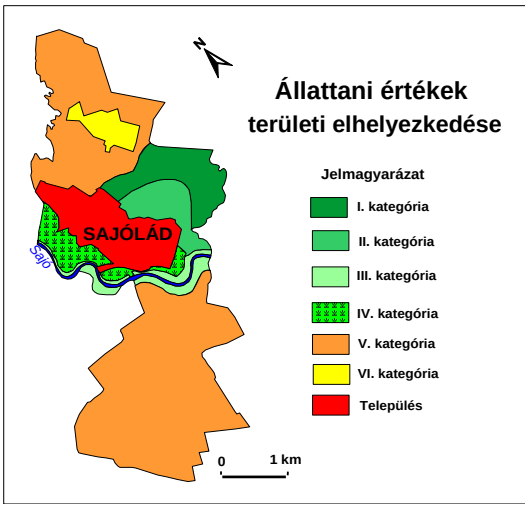
Az erdő az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság illetékességi területén a legnagyobb kiterjedésű idős, keményfás tölgy-kőris-szil ligeterdő (*Querco-Ulmetum hungaricum, Fraxino-pannonicae–Ulmetum*), éppen ezért rendkívül értékesnek tekinthető (7. kép). A Hernád-völgyi Tájvédelmi Körzet részeként védelemre tervezett terület, illetve elsősorban gerinctelen zoológiai értékei miatt a NATURA 2000 területek közé is jelölésre került. Sajnos már több mint egy éve folyamatosan irtják az erdőt (II. kategória).

*7. kép: A sajóládi tölgy-kőris-szil ligeterdő (*Querco-Ulmetum*)*
(Fotó: VITÉZ G. M. 2006)

A Sajót szegélyező ártéri ligeterdők is igen nagy értékkel bírnak, hiszen a növénytani „kincsek” mellett az állattani értékeket figyelembe véve is megőrizendőnek minősíthető a térszín (III. kategória).

A községet NY-ra és DNY-ra kísérő rétek, legelők csak zoológiai értékeiket tekintve érdekesek. A Sajóládtól ÉK-re és DNY-ra húzódó mezőgazdasági művelés alá vont térszínek, a baromfitelep és maga a község természetvédelmi szemszögből vizsgálva nem jelentősek (IV. kategória).

Zoológiai szempontból figyelembe (6. ábra) véve a legértékesebb terület a község közigazgatási határain belül az összefüggő erdőterület („Ládi erdő”) és a Sajót szegélyező ártéri ligeterdő társulás (I. kategória).



6. ábra: Az állattani értékek területi elhelyezkedése (VITÉZ G. M. & DOBOS A. & VARGA J. 2006)

Az erdő irtása miatt sajnos egyre fogyatkozóban vannak az értékesebb állatfajok (*Lepidoptera, Coleoptera* rendek fajai), mivel a fák kivágásával az élőhelyüket, az otthonukat semmisítjük meg (II. kategória).

A Sajót szegélyező ártéri ligeterdőkben (*Salicetum triandrae*) (8. kép) számos védettséget élvező szitakötő (*Odonata*) és kérészfaj (*Ephemeroptera*) lel otthonra (III. kategória). A községet NY-ra és DNY-ra kísérő rétek, legelők is roppant érdekesek, mindenképp értékesnek bizonyulnak. Nyár idején a virágdíszben pompázó réteken virágról virágra szállnak a védettséget élvező lepkefajok (IV. kategória).

*8. kép: A Sajót szegélyező bokorfüzes (*Salicetum triandrae*)*
(Fotó: VITÉZ G. M. 2006)

A Sajóládtól ÉK-re és DNY-ra húzódó mezőgazdasági művelés alá vont térszínek (V. kategória), és maga a község természetvédelmi szemszögből vizsgálva nem igazán jelentősek, de madártanilag ezek a térszínek is mindenképp figyelmet igényelnek.

Összegzés

Összefoglalva Sajólád természeti értékeit, elmondható, hogy a közigazgatási területen belül a legmagasabb pontok Sajólád központi és É-i részein és a közigazgatási terület legkeletibb csücskében találhatók. A terület változatos fluviális formakincseit, felszíni formáit a Sajó folyó pusztító és építő munkája alakította ki.

A geológiai értékeket 3 kategóriába sorolhatjuk: (1) a Sajó medrében és a közvetlen környezetében található holocén friss öntésanyagok, (2) a K-i területekre jellemző holocén lösziszap, átmosott lösz, idősebb öntésiszap és agyag, (3) a NY-i térszíneket felépítő pleisztocén iszapos lösz és infúziós lösz.

A térszínen található geomorfológiai értékeket szintén 3 csoportba sorolhatjuk: (1) a Sajó medre és a partok közelében lefűződött folyókanyarulatok, holtágak, (2) a K-i és NY-i területek hajdani medermaradványokkal tagolt alluviális területei, illetve (3) a „Ládi-erdő” alapját képező holocén folyóvízi terasz (4. ábra).

A földtani és felszínalaktani megfigyelések alapján mindenképp érdekesnek találjuk Sajólád területét, mivel a holocén friss öntésanyagok és a jellegzetes alluviális formakincsek is egyaránt megfigyelhetők és tanulmányozhatók itt. A feltárt és térképen megjelenített értékeket és objektumokat bemutató szelvényként ajánljuk hasznosítani.

Botanikai és zoológiai oldalról vizsgálva a térszín élőhelyeit, egyértelműen kitűnik, hogy természetvédelmi szempontból a sajóládi idős, keményfás, maradvány tölgy-kőris-szil ligeterdő (*Querco-Ulmetum*) a legértékesebb. Viszont saj-

nálattal vesszük tudomásul, hogy ezen figyelemreméltó – NATURA 2000-res – területet folyamatosan pusztítják ki.

Általánosságban elmondhatjuk, hogy Sajólád természeti kincsekben való gazdagsága miatt szerencsésnek mondhatja magát, hiszen diverz élővilágát a környezetében fellelhető biotópok sokféleségének köszönheti. Emiatt a településfejlesztési koncepció kiegészítését javasoljuk egy komplex, minden tájelemet magába foglaló tanösvény kiépítési lehetőségével.

Irodalom

Borsy Z. (1961): A Nyírség természeti földrajza. Akadémiai Kiadó, Budapest.

Borsy Z.–Félegyházy E. (1982): A vízhálózat alakulása az Alföld északi részében a pleisztocén végétől napjainkig. − Szabolcs-Szatmári Szemle.

Bulla B. (1934): A magyarországi löszök és folyóteraszok problémái, Földrajzi Közlemények 62.

Bulla B. (1941): A magyar-medence pliocén és pleisztocén teraszai, Földrajzi Közlemények, Budapest.

Bulla B. (1953): Az Alföld felszínének kialakulása, Alföldi Kongresszus MTA kiadványa.

Csoma J. (1973): A korszerű folyószabályozás alapelvei és módszerei, VITUKI kiadvány.

ÉKOVIZIG (1989): Az Északmagyarországi régió környezeti állapotának értékelése, Miskolc.

Franyó F: (1966): A Sajó-Hernád hordalékkúpja a negyedkori földtani események tükrében, Földrajzi Értesítő 2.

Három Kör Delta Környezetgazdálkodási Kft. (2004): Település Környezetvédelmi Program Sajólád, Miskolc.

Láng S. (1947): Geomorfológiai vizsgálatok a Miskolci-kapuban, Földrajzi Közlemények, 75, Budapest.

Láng S. (1953): Természet földrajzi tanulmányok az Észak-magyarországi Középhegységben, Földrajzi Közlemények 77.

Marosi S. - Somogyi S. (1990): Magyarország kistájainak katasztere I, MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest.

Martonné Erdős K. (2003): Magyarország természeti földrajza I, Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen.

Mike K. (1991): Magyarország ősvízrajza és felszíni vizeinek története.

MTA Földrajztudományi Kutató Intézet Budapest, Aqua Kiadó, Budapest.

Sajó-Bódva Vízgyűjtő-gazdálkodási Konzultációs Jelentés (2004): Ökológiai Intézet és Fenntartható Fejlődésért Alapítvány, Miskolc.

Somogyi S. (1960): Hazánk folyóhálózatának kialakulása, Kandidátusi értekezés, Budapest.

Sümeghy J. (1944): A Tiszántúl – Magyar tájak földtani leírása, 6. kötet, Budapest.

Vadász E. (1960): Magyarország földtana, Akadémia Kiadó, Budapest, VITUKI kiadvány.

Z-Terv Bt. Városépítészeti és Mélyépítési Tervező Iroda (2004): Sajólád község településrendezési terve.

NAGY BEÁTA*

A TISZAVIRÁG-LÁRVÁK [*PALINGENIA LONGICAUDA* (OLIVIER, 1791)] TESTMÉRETEINEK VIZSGÁLATA A KÖZÉP-TISZA VIDÉKEN.

Abstract: The *Palingenia longiacauda* (Olivier, 1791) belong to the most frequent species of the River Tisza. In this paper different measurements of the age and male and female were compared from Middle Tisza landscape. I measured the body lengths, the cercus lengths, the head widths, the eyes distances, the foreleg's tarsus widths and the mandibules widths. Differences were found between the eyes distances of the sexes and ages. The results provide new features for the identification of the larvae of the *Palingenia longicauda*.

Keywords: *Palingenia longicauda*, testméretek

Bevezetés

A tiszavirág [*Palingenia longicauda*, (Olivier, 1791)] a középszakasz jellegű folyók jellemző kérészfaja, valaha Európa-szerte elterjedt volt, napjainkban szinte csak a Tiszában, és annak mellékfolyóiban él. A tiszavirágra a 2000-ben bekövetkezett cianid szennyezés eseménye miatt megkülönböztetett figyelem összpontosult. Sajnos ennek fejleményei mégsem bizonyultak elégségesnek a faj hatékony védelméhez. Míg külföldön már a tiszavirág visszatelepítésének gondolata is felmerült (ANDRIKOVICS & TURCSÁNYI, 2001., REGŐS et al. 2005.), hazánkban sorra esnek áldozatul tiszavirág telepeink a sokszor nem is feltétlenül indokolt vízrendezéseknek, vízügyi beavatkozásoknak. Ahhoz, hogy a tiszavirág védelmét hatékonyan végezhessük, feltétlenül szükséges biológiájának, ökológiájának pontosabb ismerete. Az imágó alakjáról annak rövid életéről, előfordulásáról részletes munkák születtek (ANDRIKOVICS et al., 1992, ANDRIKOVICS & TURCSÁNYI 2001). A tiszavirág lárvájának morfológiájáról viszont alig van ismeretünk. A legelső összefüggő mű EATON (1888) monográfiájában szerepel. Az embrionális fejlődést és az első lárvaalak kikelését ugyan már leírták (LANDOLT et al., 1997), de a lárvák további sorsáról már keveset tudunk. A tiszavirágot három éves fejlődésű fajnak ismerjük, de vannak feltételezések két éves fejlődési ciklusával kapcsolatban is. Tény, hogy a partfalban általában há-

* EKF, TTK, Állattani Tanszék, 3300, Eger, Leányka u. 6.

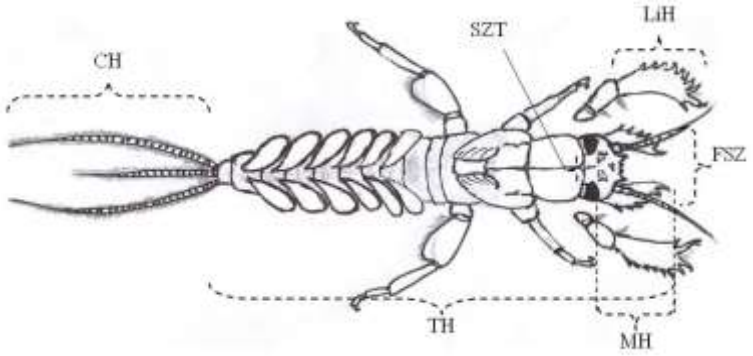
rom mérettartományba tartozó lárvacsoportot találunk. A lárvák méreteiről és tömegességi viszonyairól elsőként SOLDAN (1978) és RUSSEV (1987) írt, STRENGER (1970) és ELPERS (1994) foglalkozott a lárvák fejkapszulájának és mandibulájának morfológiájával. Hasonló részletes morfometriai vizsgálatot végzett OLIARINONY et al. (2000) már kérészekkel. Majd BAKONYI és VÁSÁRHELYI (2005) által született, egy a makroszkopikus méretű vízi életközösségekben élő két vízipoloska faj testméreteinek arányait vizsgáló átfogó munka. Új vizsgálat sorozat készült a tiszavirág cianid és nehézfém tűrőképességére (REGŐS et al. 2005) és a genetikai variabilitásuk generációk közötti megoszlására vonatkozóan (MÁLNÁS et al., 2006).

Vizsgálataim alapvető célja a telepen talált három mérettartományba sorolható lárvák morfometriai mérése, hogy az azonos faj, kor,- és ivari csoportjai között milyen különbségek vannak.

Anyag és módszer

A vizsgált faj egyedeit egy Közép-Tisza vidéken lévő 434–433 fkm-e között lévő telepen gyűjtöttem bágger mintavevő eszközzel. A part mentén 3 mintavételi pontot jelöltem ki, mely során 1-1 mintát vettem. A lárvákat mintavételi pontok szerint elkülönítettem. A számolás után további vizsgálatok céljából tettem el az összes lárvát 70%-os etil-alkoholba. A lárvák morfometriai vizsgálatához ANDRIKOVICS–TURCSÁNYI (2001) munkájában szereplő ábráira hagyatkoztam. A morfológiai jellegek megválasztásánál szempont volt, hogy ép, egészben lévő állatokon is mérni lehessen. Mivel a kiválasztott testrészek egy része közel sem kétdimenziós (pronotum, szárnyhüvely) a mérési hiba kiküszöbölése miatt olyan jellegeket választottam, melyek két dimenzióban jól mérhetők. Első lépésként mintavételi helyek szerint a ventrális oldalon meghatároztam a lárvák nemét, amely már az első éves lárva stádiumban jól elkülöníthető a hím ivarú egyedek ivarlebenyei és fogói alapján. Ezt követte a testhossz mérése (később alkalmazott rövidítés: TH), majd külön a cercusok hosszát (CH) is meghatároztam. Végezetül az elülső láb 1. ízek (LíH) és a mandibula hosszának (MH) lemérései következett. A dorsalis oldalon az egyes egyedek fejkapszula szélességét (FSZ), szemtávolságát (SZT), fejkapszula hosszát és bizonyos esetekben a szárnyhüvely hosszát is meghatároztam.

A *Palingenia longicauda* (Olivier, 1791) lárvális minőségi bélyegeit a következőképpen adtam meg (1 ábra) hangsúlyozva az általam vizsgált bélyegeket:



testhossz (TH), cercus hossz (CH), fejkapszula szélesség (FSZ), szemtávolságát (SZT), elülső láb 1. íze (LíH) és a mandibula hossz (MH)

1 ábra: A Palingenia longicauda lárvájának sematikus rajza a vizsgált morfológiai bélyegekkel

A méréseket МБС-10 típusú sztereómikroszkóp okulárjába épített milliméter skálával (0,001 mm pontossággal) végeztem 16×-os nagyítás alatt. Az egyes stádiumokra és ivarokra vonatkozó mérési adatok átlagát, minimum (min.), maximum (max.), és szórás (SD) értékét adtam meg.

Eredmények

Összesen 226 épp (cercussal rendelkező) és 14 db hiányos (cercus vagy fej nélküli) lárvát fogtam. Az épp lárvából 23 db első éves, 150 db másodéves 53 db utolsó éves egyed volt. Bágerenként max. 30 db és min. 1 db egyedet tudtam gyűjteni (átlag 13 db; SD: 7,3).

Mikroszkópos és morfometriai vizsgálataim alapján az egyes lárvastádiumok elkülönítő bélyegei a következők:

Első éves lárvastádium: Az általam megtalált legkisebb lárva 8,5 mm hosszú volt. Testhosszuk 8,5–22 mm között (SD: 3,17), átlag 16,8 mm, cercus hossza 1,8-6,0 mm (SD: 0,76) átlag 3,95 mm volt. A 8,5 és 11 mm közötti lárváknak ivari hovatartozását nem lehet egyértelműen az ivarlebenyek meglétével megállapítani, mert nem láthatóak, így elkülönítésük csak a fejkapszula szélesség és szemtávolság arányából lehet. Szárnyhüvelyük teljesen hiányzik, fejkapszula szélessége: 0,8–1,5 mm (átlag: 1,23 mm; SD: 0,26), a nőstények átlag 1,5 mm, a hímek átlag 1,3 mm fejkapszula szélességgel; szemtávolság: (hím) 0,7 mm; (nőstény) 0,8 mm (SD: 0,17). Az elülső láb 1. ízének hossza: hímek esetében átlag 1,6 mm és a nőstényeknek, pedig átlag 1,8 mm (SD: 0,36). A

mandibula hímeknél 1,5 mm nőstényeknél 1,7 mm hosszú (SD: 0,29), és a fejhossz átlag: 1,16 mm volt.

Másodéves lárvastádium: Testhosszuk 23–38 mm között (SD: 2,36) átlag 28,9 mm, cercus hossza 4,5–10,00 mm (SD: 0,84), átlag 6,96 mm volt. Az ivari hovatartozását az ivarlebenyek és fogók láthatóak és csupaszok. Szárnyhüvelyük egészen apró átlag 0,8 mm hosszú, fejkapszula szélessége: 1,4–3,5 mm (átlag: 2,17 mm; SD: 0,41); szemtávolság: (hím) 1,0 mm; (nőstény) 1,3 mm (SD: 0,19); elülső láb 1. ízének hossza: hímek esetében átlag 2,29 mm és a nőstényeknek pedig átlag 2,52 mm (SD: 0,55). A mandibula hossza: hímeknél 2,0 mm nőstényeknél 2,1 mm hosszú (SD: 0,62), és a fejhossz átlag: 1,8 mm volt

Harmadéves lárvastádium: Az általunk megtalált legnagyobb lárva a Felső-Tiszából származó 56 mm hosszú volt. Testhosszuk 39–51 mm között (SD: 3,86) átlag 44,38 mm, cercus hossza 8,4–13,1 mm (SD: 0,98) a filum terminale minden, átlag 10,4 mm volt. Az ivari hovatartozását az ivarlebenyek és fogók jól láthatóak és enyhén szőrözöttek. Szárnyhüvelyük is jól látható 2,3–2,9 mm hosszú, fejkapszula szélessége: 2,8–4,8 mm (átlag 3,22 mm; SD: 0,36); szemtávolság: (hím) 1,1 mm; (nőstény) 1,8 mm (SD: 0,34); elülső láb 1. ízének hossza: hímek esetében átlag 3,8 mm és a nőstényeknek pedig átlag 4,0 mm (SD: 0,33); mandibula hossza: hímeknél 3,7 mm nőstényeknél 3,9 mm hosszú (SD: 0,54), és a fejhossz átlag: 1,9 mm volt.

A mérések alapján megfigyelhető volt hogy a szemtávolság és az elülső láb 1. ízének hossza mindhárom lárvastádium esetében a nőstényeknél nagyobb, mint a hímeknél. A fejszélesség csak az I. éveseknél különbözik a két nem között lényegesen. Továbbá megállapítható hogy nagyobb fejszélességhez nagyobb szemtávolság tartozik, illetve, hogy a III. éves lárvastádiumban a fejszélesség standardizálódik, és a szemtávolság változik a korcsoporton belül.

Értékelés és összegzés

Munkámban a Tiszavirág lárvák különböző stádiumának és ivari csoportjainak morfológiai jellemzőit vizsgálom. Az adatok elemzése során arra a kérdésre kerestem a választ, hogy a vizsgált telepen az egyes lárvalakok és nemek testalakulása és testrészei milyen mértékben különböznek egymástól. Összesen 2 aspektus 226 db lárváját vizsgáltam meg.

Legfőbb eredményem, a tiszavirág lárvák morfometriai mérésekből származó a fajra új adatok. Hasonló munkákban a lárvákról eddig a testmértet, a fejkapszula,- mandibula hosszt és a szárnyhüvely méreteit adták meg. Az egyes korcsoportok elkülönítésére is csak a testméret, az ivarlebenyek és a szárnyhüvely fejlettségét említik. Az általam mért testrész méretek, például a fejkapszula szélesség és szemtávolság aránya új korcsoport, illetve a nemek közötti elkülönítő bélyegként szerepelhet az ivarlebenyek sérülése esetén.

Köszönetnyilvánítás: A szerző köszönetét fejezik ki Dr. Bakonyi Gábornak, Dr. Andrikovics Sándornak a szükséges szakmai háttér biztosításáért, értékes tanácsaikért, és az adatfeldolgozásban nyújtott segítségükért és a MÖB-DAAD program anyagi támogatásáért.

Irodalom

ANDRIKOVICS, S., FINK TH., ÉS CSER B. (1992): Tiszavirág monográfia. *Tisza Klub Füzetek* **2**: 1–35. p.

ANDRIKOVICS, S. & TURCSÁNYI, I (2001): Tiszavirág. *Tisza Klub Füzetek* **10**: 7–66. p.

BAKONYI G., VÁSÁRHELYI T. (2005): Két Sigara (Heteroptera: Corixida) faj testméretei a Balaton Keszthelyi és Siófoki-medencéiben. *Hidrológiai Közlöny* **85(6)**: 10–11. p.

EATON, A. E., (1883-1888): A revisional monograph of recent Ephemeridae or mayflies. – *Trans. Linn. Soc*. London **2,3**: 1–352. p.

ELPERS CH. (1994): Comparative morphology of the mandibules of seven genera of Ephemeroidea (Ephemeroptera). MTL, Fribourg – Eds.: Landolt &Sartori. Ephemeroptera & Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics. 311–316. p.

LANDOLT, P., SARTORI, M., & STUDEMANN, D. (1997.): Palingenia longicauda (Ephemeroptera, Palingeniidae): From mating to the larvulae stage. In: Landolt, P. & Sartori, M. (Eds). Ephemeroptera & Plecoptera: *Biology-Ecology-Systematics*. MTL, Fribourg. 15–20. p.

MÁLNÁS K, ZUBOR Á., LENGYEL SZ., PROKISCH J., és DÉVAI GY. (2006): A genetikai variabilitás generációk közti megoszlása a tiszavirágnál [Palingenia longicauda (Olivier, 1791)]. *Hidrobiológiai Közlöny* **6**: 73–75 p.

OLIARINONY, R., SATORI, M. & J-M. ELOUARD (2000): Premiér description des larves et des oeufs du genre malgache Madecassorythus (Ephemeroptera, Tricorythidae). *Bulletin de la Société Entemologique Siusse*. **73**, 369–378. p.

OLIVIER (1791): Encyklopedie Méthodica., Ins., **6**:418. p.

REGŐS, J., MILINKI, É., MESTER, J., MURÁNYI, Z., ÉS ANDRIKOVICS, S. (2005): Tiszavirág-lárvák és más tiszai szervezetek cián-érzékenységéről, *Acta Acad. Peaed. Agr. Nova Ser. Tom.* **32**: 159–167. p.

RUSSEV B. (1987). Ecology, life history and distribution of Palingenia longicauda (Olivier) (Ephemeroptera). In*: Tijdschrift voor Entomologie* **130**: 109–127. p.

SOLDAN,T., (1978): Revision of the genus Palingenia in Europe (Ephemeroptera, Palingeniidae) in: *Acta Ent Bohemoslov*., **75**: 272–284. p.

STRENGER, A. (1970): Zur Kopfmorphologie der Ephemeridenlarve Palingenia longicauda. *Zoologica*, **117**: 1–26. p.

ANDRIKOVICS SÁNDOR* – KISS OTTÓ*

A GÖDI DUNA-SZAKASZ TRICHOPTERA ÉS EPHEMEROPTERA FAUNÁJA AZ 1999–2001 KÖZÖTTI FÉNYCSAPDÁS ÉS LÁRVAVIZSGÁLATOK ALAPJÁN

Abstract:

Between 1999 and 2001, macroinvertebrates were collected by „kicking and sweeping" method and the colonization on different artificial substrates was investigated in the Danube at Göd. From these two materials, mayfly and caddisfly larvae were determined. These larvae investigations were completed by light trapping from 1999 to 2000. Altogether 60 caddisflies, 17 mayfly taxa were detected from the light trap and during the larvae investigations. Comparing the caddisfly catching of light trap operated at Verőce 20 years ago correlated with our results. The number of species was almost the same but the individuals in our light trapping were lower at Göd. The dominant potamon species of the river section was the *Brachycentrus subnobilus*. Among the 17 species of mayfly, the *Ecdyonurus macani* as new faunistical record for Hungary was registrated.

Key words:Trichoptera, light trap, River Danube, potamal region, caddisfly and mayfly

Bevezetés

Az erdészetben és a mezőgazdaságban a kártevők előrejelzésére automata fénycsapdákat használnak. Az első fénycsapdát hazánkban, 1952-ben, Keszthelyen a Növényvédelmi Kutatóintézet kísérleti telepén helyezték üzembe. A víz mellett működő fénycsapdák a vízminőség jelzésére is alkalmasak, mert ott a fényre repülő rovarok a közeli vizekben fejlődnek. A dunai vízirovar együtteseket 1998-2004-ig folyamatosan a lárvák segítségével tanulmányoztuk. Már a több évig tartó vizsgálatsorozat megtervezésekor felmerült, hogy a bizonytalanabb lárvahatározás kiegészítéseképpen munkánkat a nagy fogási hatékonyságú fénycsapdák vízirovar anyagának feldolgozásával is kiegészítjük. A kisebb folyóvizek bentikus faunavizsgálatánál a fénycsapdával gyűjtött tegzeseket már

* Eszterházy Károly Főiskola, TTK, Állattani Tanszék, 3300, Eger, Leányka u. 6. E-mail: alltan@ektf.hu

többen használták (Kiss & Andrikovics et al. 1999, Uherkovich – Nógrádi 1990) de a Duna méretű nagy folyók hidrobiológiai tanulmányozásába a fénycsapdás vizsgálatok eredményei csak ritkán kerültek be a hidrobiológiai ismeretek közé és ezekből vízminőségi következtetések levonására is csak igen korlátozottan került sor (Chantharamongkol 1983, Malicky 1978, 1981). Ezek közül a munkák közül a legtöbb a Duna linzi, osztrák szakaszára vonatkozott. Az 1980-ban, hazánkban a Duna menti Verőcén működtetett fénycsapda Trichoptera fogási eredményeit osztrák, lunzi kutatók dolgozták fel (Chantharamongkol 1983). A hazai Duna szakasz vízi gerinctelen makrofaunájáról értekezett Andrikovics et al (2000), Nosek & Oertel (2000), Oertel & Nosek (2000). Dolgozataikban a makrofauna téridő mintázatát valamint a bioindikáció elvi és módszertani problémáit tárgyalták, de foglalkoztak a fénycsapdák alkalmazási lehetőségével is. A fentiek alapján célul tűztük ki, hogy a vízirovar vizsgálatok pontosítása, a lárva és imágó kapcsolatok tisztázása céljából több éven keresztül fénycsapdákat üzemeltetünk és a rendszeresen, szabványosan működtetett csapdák fogási eredményeit összevetjük a lárvagyűjtések eredményeivel, valamint a Dunára vonatkozó korábbi vizsgálati eredményekkel.

Érdekesnek tűnik a folyóvizek mentén elhelyezett fénycsapda anyagból az egyes vizirovar rendek mennyiségének összehasonlító tanulmányozása, valamint az egyik legerősebben pozitív fototaxist mutató rovarcsoport, a tegzesek részletes tanulmányozása Jelen munkánkban a lárvagyűjtések során és a fénycsapdából egyaránt nagyobb faj és egyedszámban előkerült tegzes faunára koncentráltunk, de foglalkozunk a lárvagyűjtések során tömegesen előkerült kérészekkel is.

A vizsgálatok helye, ideje és módszerei

A fénycsapdás vizsgálatokat még 1999-ben Gödön a csónakkikötőben és az MTA ÖBKI tetején felállított 2 Jermy típusú fénycsapdával kezdtük. Ennek fogási eredményeit már publikáltuk (Andrikovics et al 2001). 2000-ben csak a csónakkikötőben lévő fénycsapdát üzemeltettük. Az automatikus fénycsapdák 160W-os higanygőz fényforrása kb. 2m magasan a talaj felett üzemelt és a Duna felé nyitott volt. A fénycsapdákat sötétedés előtt kapcsolták be és hajnalban időkapcsoló segítségével, kapcsolták ki. A rovarokat márciustól november elejéig folyamatosan gyűjtöttük. Az egy literes csavaros üvegek cseréje 3 hetenként történt. Az 1999-ben 22 alkalommal ürített fénycsapda anyagból közel 10 000 rovar került elő. Az 1999 és 2000-ben folytatott vizsgálati anyagot rendekre szétválogattunk majd, a válogatott anyag specialistákhoz került. A tegzes imágókat 75%-os alkoholban tároltuk, a Hydroptilidae és a Hydropsychidae fajaiból KOH macerálás után ivarszerv preparátumot készítettünk és a fajokat elfogadott szakmunka segítségével meghatároztuk (Malicky 1983). 2004-re elkészült a 2000-ben üzemeltetett fénycsapda kérész és tegzes részének feldolgozása, ami a sokszor bizonytalanabb lárvaanyaggal való összevetést is lehetővé tett. Lárva-

gyűjtéseinket Göd térségében „kicking and sweeping” módszerrel végeztük valamint meghatároztuk a kolonizációs kísérletek során gyűjtött tegzes és kérész anyagot is.

Eredmények és értékelésük

A mintákból a legnagyobb egyedszámban a Diptera rend Chironomidae család fajait válogattuk. Ezeket követően csökkenő egyedszámban a Trichoptera, Lepidoptera, Heteroptera és Homoptera, Hymenoptera, Neuroptera és Ephemeroptera fajok kerültek elő. A két évig tartó vizsgálat során, összesen 3000 kérészt válogattunk ki, amelyek nagy része (*Caenis robusta* Eaton, 1884, *Caenis horaria* (Linnaeus, 1758) és a *Cloeon dipterum* (Linnaeus, 1761) voltak. A Duna Gödi hajókikötőben működő közvetlenül a főágra nyitott fénycsapdából 1999-ben csak 2db *Centroptilum pennulatum* Eaton, 1871 került elő, ami arra utalt, hogy kérészek szinte nem is éltek a vizsgált Duna szakaszon. A törpekérészek és a kétszárnyú kérész feltehetőleg a közeli állóvizekből került a fénycsapdába. 2000-ben viszont csak egyedül a főági csapdát működtettük és ebből összesen 8 kérészfaj került elő. Ezek a fenti négy fajon kívül a *Heptagenia sulphurea* Müller, 1776, *Caenis macrura* Stephens 1835, és a *Potamanthus luteus* Linnaeus, 1767 került a fénycsapdába. A sokszor igen nagy egyedszámú, hatalmas rovaranyagot a válogatás után az erdészeti és mezőgazdasági gyakorlatban is a specialista csoportok dolgozzák fel. Jelen tanulmányban, ezért első lépésben az összes rovarfogást, benne, a vízben fejlődő és szárazföldön kialakuló csoportok arányát elemeztük. Az 1999-ben előkerült közel 10. 000-res egyedszámú összes rovarfogás feltűnően kicsi volt. Ez az érték, mintegy hetede, tizede például a Kisbalatonon vagy Ócsán kihelyezett fénycsapdák összes fogásának (Andrikovics publikálatlan adatai). A 2000-ben a csónakkikötői fénycsapda már egyedül 230 000 rovart fogott. Ezek a relatíve kis értékek arra a két tényre utalhatnak, hogy a Göd környéki természetes vizes élőhelyek száma igen kicsi, és a Duna vízminősége a térségben már meglehetősen szennyezett. Még a szép vízparti kulturtáj is nagy faunaszelektáló. További negatív tapasztalatokat nyerhetünk, ha a vízi és a szárazföldi fejlődésű szervezetek arányát a V/Sz hányadost elemezzük (1. táblázat).

A kis rovar összfogás mellett vízirovar fauna igen kis egyedszámúnak adódott s ez intő jel lehet a nagy folyóink egyre fokozódó elszennyeződését illetően. Az 1999-ben gyűjtött fénycsapda anyagban a kérészek mindössze két egyedét sikerült befognunk, ami arra utal, hogy az érzékenyebb állatcsoportok szinte nem is éltek a vizsgált Duna szakaszon. Az egyik legerősebben fényérzékeny és nagy indikátorértékű rovarcsoportot, a tegzeseket az 1999-ben és 2000-ben gyűjtött fénycsapda anyagban faji szintig is feldolgoztuk. Az előkerült tegzes fajokat a 2. táblázat mutatja.

A két gödi fénycsapdából, és a lárvavizsgálatok eredményeként összesen 60 tegzes taxon került elő, több mint fele a magyarországi Dunából eddig kimutatott 94 tegzes fajnak (Kiss 2000). A fénycsapdákból 48 fajt, a lárvavizsgálatok során pedig 24 lárvális taxont mutattunk ki Göd térségében. A tegzesek közül 12 faj mind a fénycsapdákból mind a lárvagyűjtések során előkerült. A kérészek közül 17 taxont mutattunk ki Göd térségéből, 8 faj a fényre repült 11 fajt pedig a lárvagyűtések eredményeztek. A fénycsapdák azonban összesítve csak kis egyedszámú tegzes és kérészanyagot fogtak. Ez feltehetőleg elsősorban azzal magyarázható, hogy a csapdák körzetében hiányzik a természetes erdővegetáció. Érdekes összevetnünk a 20 évvel ezelőtt Verőcén működtetett fénycsapda fogási eredményeit a gödi vizsgálatok eredményeivel. A húsz év alatt az egyedszám csökkent viszont a fajszám csak kismértékben változott. Érdekes viszont, hogy a fajok szaprobitás átlagértékei egy kicsit javultak és a potamon zónára jellemző fajok száma is közel állandó maradt. A saját lárva és imágó vizsgálataink, összevetése azt mutatja, hogy a tömegfajok tekintetében a *Hydropsyche contubernalis* mellett a gödi szakaszon még a tisztább vizeket kedvelő *H. bulgaromanorum* dominál és a Hydropsyche fajok mellett a *Branchycentrus subnubilus* is jellemző faja a vizsgált Duna szakasznak Az *Ecdyonurus macani* Thomas &Sowa, 1970-t, ami a hazai faunára újnak bizonyult.

Köszönetnyilvánítás:

A kutatómunka az OTKA T/025419 és a T/037468 számú pályázatai keretében folyt, a támogatásért a szerzők köszönetük fejezik ki.

Irodalomjegyzék

Andrikovics, S. & Kiss, O. (2000): Bioindikáció vízi gerinctelenekkel a Dunában. 3. Vízirovar lárvavizsgálatok a Duna magyarországi szakaszán. *Hidrológiai Közlöny*. **80**: 272– 274.

Andrikovics, S., Kiss O., Nosek, J. & Oertel, N. (2000): Bioindikáció vízi gerinctelenekkel a Dunában. 7. A fénycsapdák alkalmazási lehetősége a gerinctelen makrofauna feltárásában. *Hidrológiai Közlöny*. **81**: 314–315.

Chantaramongkol, P. (1983): Light-trapped Caddisflies (Trichoptera) as Water Quality Indicators in Large Rivers: Results from the Danube at Verőce, Hungary. *Aquatic Insects*, Vol. 5. No. **1**: 33–37.

Kiss, O. (2000): A magyarországi tegzeskutatás áttekintése és eredményei az ezredfordulóig. *Hidrológiai Közlöny* **80:** 241–246.

Kiss. Andrikovics S., Szigetvári, G. & Fisli, I. (1999): Trichoptera from a light trap near the Eger brook at Szarvaskő (Bükk Mountains, North Hungary). In: Malicky, H. & Chantaramangkol, P. (szerk.): *Proceedings of the 9th International Symposium on Trichoptera.* Chiang Mai, Thailand, pp. 165–170.

Malicky, H. (1978): Köcherfliegen–Lichtfallenfang am Donauufer in Linz (Trichoptera). *Linzer Biol. Beitr.* **10**: 135–140.

Malicky, H. (1983): *Atlas of European Trichoptera*. Series Entomologica. Dr. W. Junk Publishers, the Hague-Boston-London. 298 pp.
Moog, O. (ed) (1995): Fauna Aquatica Austriaca, Lief. Mai/95. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Fortswirtschaft,Wien.
Nosek, J. & Oertel, N. (2000): Bioindikáció vízi gerinctelenekkel a Dunában. 2. A makrofauna tér-időbeli mintázata. Hidrobiológiai Közlöny **80**: 333–335.
Oertel, N. & Nosek, J. (2000): Bioindikáció vízi gerinctelenekkel a Dunában. 1. Bevezetéselvi és módszertani kérdések. Hidrobiológiai Közlöny **80**: 336–338.
Oertel, N. & Nosek, J. & Andrikovics, S. (2005): A magyar Duna-szakasz litorális zónájának makroszkópikus gerinctelen faunája (1998–2000). *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung*. **13**: 159–185.
Uherkovich, Á. & Nógrádi, S. (1990): The Trichoptera fauna of the Great Hungarian Plain, Hungary. *Fol. Hist. Nat. Mus. Matr*. **15**: 43–75.

1. táblázat: Néhány vízparti automatikus fénycsapda összfogása és vízi, valamint szárazföldi fejlődésű rovarfogásának (V/Sz) aránya

Gyűjtőhelyek	**Év**	**Évi összfogás (ezer db-ban)**	**Vízirovarok (ezer db-ban)**	**V/Sz**
Kisbalaton	1985	76	68	1,1
Fertő	1982	200	175	1,1
Ócsa	1988	100	50	0,5
Duna /Gödnél/	1999	10	3	0,3
Duna /Gödnél/	2000	230	50	0,2

2. táblázat: A tegzesfajok listája. Rövidítések és jelmagyarázat: F.cs.=fénycsapda, D.f.=Duna főág Gödnél ↑=1–10 imágó, ↑↑=10–100 imágó, ↑↑↑=100–1000, ↑↑↑↑=1000–10000/ éves összfogás; ●= 1–2 lárva, ●●=5–10 lárva, ●●●=10–20 lárva, ●●●●=20–100 lárva/ mintánként leggyakoribb egyedszámok

Taxon/Gyűjtőhelyek	**F.cs**	**D.f**
Rhyacophila dorsalis (Curtis, 1834)		●
Rhyacophila farsciata Hagen ,1859		●
Rhyacophila nubila Zetterstadt, 1840	↑	
Rhyacophila polonica McLachlan, 1879	↑	
Rhyacophila tristis (Pictet, 1834)	↑	
Rhyacophila sp.	↑	●
Agapetus laniger (Pictet, 1834)	↑	●
Agapetus sp.		●
Synagapetus moselyi Ulmer, 1938	↑	
Agraylea sexmaculata (Curtis, 1834)	↑	
Hydropthila occulta Eaton,1873		●
Hydropthila sparsa (Curtis, 1834)	↑↑	
Hydropthila sp.	↑↑	●
Ithytrichia lamellaris Eaton, 1873	↑	
Wormaldia occipitalis (Pictet, 1834)	↑↑	
Hydropsyche angustipennis (Curtis, 1834)		●
Hydropsyche bulbifera McLachlan, 1878		●
Hydropsyche bulgaromanorum Malicky, 1997	↑↑↑	●●
Hydropsyche contubernalis McLachlan, 1865	↑↑↑	●●●
Hydropsyche exocellata Dofour, 1841	↑↑	
Hydropsyche fulvipes (Curtis, 1834)		●
Hydropsyche incognita Pitsch, 1993		●
Hydropsyche instabilis (Curtis, 1834)		●
Hydropsyche ornatula McLachlan, 1878	↑	
Hydropsyche pellucidula (Curtis, 1834)	↑	
Hydropsyche siltalai Döhler, 1963		●
Hydropsyche sp.	↑↑↑↑	●●●

2. táblázat folytatása: A tegzesfajok listája. Rövidítések és jelmagyarázat: F.cs.=fénycsapda, D.f.=Duna főág Gödnél, ↑=1–10 imágó, ↑↑=10–100 imágó, ↑↑↑=100–1000, ↑↑↑↑=1000–10000/ éves összfogás; ●= 1–2 lárva, ●●=5–10 lárva, ●●●=10–20 lárva, ●●●●=20–100 lárva/ mintánként leggyakoribb egyedszámok

Taxon/Gyűjtőhely	**F.cs.**	**D.f.**
Silo pallipes (Fabricius, 1781)	↑↑	
Crunoecia irrorata (Curtis, 1834)	↑	
Lasiocephala basalis Kolenati, 1848	↑	
Lepidostoma hirtum (Fabricius, 1775)	↑↑↑	
Athripsodes aterrimus Stephens, 1836	↑	
Athripsodes cinereus (Curtis, 1834)	↑↑	
Ceraclea alboguttata Hagen, 1860	↑↑	
Ceraclea dissimilis Stephens, 1836	↑↑	
Setodes punctatus (Fabricius, 1793)	↑↑↑↑	●

2. táblázat folytatása: A tegzesfajok listája. Rövidítések és jelmagyarázat: F.cs.=fénycsapda, D.f.=Duna főág Gödnél, ↑=1–10 imágó, ↑↑=10–100 imágó, ↑↑↑=100–1000, ↑↑↑↑=1000–10000/ éves összfogás; ●= 1–2 lárva, ●●=5–10 lárva, ●●●=10–20 lárva, ●●●●=20–100 lárva/ mintánként leggyakoribb egyedszámok

Taxon/Gyűjtőhelyek	**F.cs.**	**D.f**
Neureclipsis bimaculata (Linnaeus, 1758)	↑↑↑	●
Plectrocnemia conspersa (Curtis, 1834)	↑	
Polycentropus flavomaculatus (Pictet, 1834)	↑	
Ecnomus tenellus (Rambur, 1842)	↑↑	
Psychomyia pusilla (Fabricius, 1781)	↑↑↑	
Lype phaeopa (Stephens, 1836)	↑	
Tinodes sp.	↑	
Agrypnia pagetana (Curtis, 1835)	↑	
Brachycentrus subnubilus (Curtis, 1834)	↑↑↑↑	●●
Micrasema setiferum (Pictet, 1834)		
Anabolia furcata Brauer, 1857	↑	●
Anabolia sp.		●
Micropterna lateralis Stephens, 1837	↑	
Grammotaulius nigropunctatus (Retzius, 1783)	↑	
Glyphotaelius pellucidus (Retzius, 1783)	↑	
Halesus digitatus (Schrank, 1781)	↑	●
Halesus radiatus (Curtis, 1834)		●
Stenophylax permistus McLachlan, 1895	↑	
Limnephilus affinis (Curtis, 1834)	↑↑	
Limnephilus auricula (Curtis, 1834)	↑	
Limnephilus bipunctatus (Curtis, 1834)	↑	
Limnephilus griseus (Linnaeus, 1758)	↑	
Limnephilus lunatus (Curtis, 1834)	↑	
Goera pilosa (Fabricius, 1775)	↑	●
Goeridae sp.	↑	

3. táblázat: Fénycsapdából és a lárvavizsgálatok során előkerült kérészek Gödnél (Rövidítések és jelmagyarázat: ↑=1–10 imágó, ↑↑=10–100 imágó, ↑↑↑=100–1000, ↑↑↑↑=1000–10000/ éves összfogás; ●= 1–2 lárva, ●●=5–10 lárva, ●●●=10–20 lárva, ●●●●=20–100 lárva) 1669 fkm

Taxa / Gyűjtési mód	**Fénycsapda**	**Lárva vizsgálatok**
Baetis fuscatus (Linneaus, 1761)		●
Baetis sp. juv.		●
Cloeon dipterum (Linneaus, 1761)	↑↑↑↑	
Cloeon(Centroptilum) pennulatum (Eaton, 1870)	↑	
Procloeon bifidum (Bengtsson, 1912)		●
Caenis robusta Eaton, 1884	↑↑↑	
Caenis horaria (Linneaus, 1758)	↑↑	
Caenis luctuosa (Burmeister, 1839)	↑	
Caenis macrura Stephens, 1835	↑↑	
*Caenis sp.*juv. ⊢		●●●
Ecdyonurus macani Thomas & Sowa 1970		●
Ephemera vulgata Linneaus, 1758		●
Heptagenia coerulans Rostock, 1877		●
Heptagenia flava Rostock, 1877		●
Heptagenia sulphurea (Müller, 1776)	↑	●
Heptagenia sp. juv.		●
Potamanthus luteus (Linneaus, 1767)	↑	●

VARGA, J.[*] – VARGA, A.[**] – ÖTVÖS, S.[***] – FŰKÖH, L.[**]

A KÁCSI-FORRÁSOK ÉS A KÁCSI-PATAK CSIGAFAUNÁJÁNAK ÚJRA VIZSGÁLATA

Abstract: The authors summarize the results of their malacological studies in the area of Kács stream and Kács springs in 2006. In addition to the earlier known, protected species like *Theodoxus prevostianus*, *Fagotia acicularis* és *Sadleriana pannonica* other molluscan species have been found in the area.

Bevezetés

A Délkeleti-Bükk térségében található Kács községtől ÉNy-ra, „*a miocénkori dombvidék a felső eocén mészkővel fedett, triász mészkő alaphegység lejtőinél Ny-K irányú törésvonal mentén fakadnak fel a kácsi forrásvizek*.” (Lukács, D. 1959., Demeter, Z. és mtsai. 2002). A Kácsi-források és a Kácsi-patak a hazai területeken – és a Kárpát-medencében – szigetszerűen előforduló feketecsiga (*Theodoxus prevostianus* C. Pfeffer, 1828) egyik lelőhelye (Schréter, Z. 1915., Soós, L. 1943., Vásárhelyi, I. 1956, Lukács, D. 1959, Pintér, L., Saura, R. 2004). A ritka, védett, Vörös Könyves (Varga, Z. 1989), *reliktum endemizmusként* ismert csigafajnak stabil populációja található napjainkban is a kácsi felszíni forráskifolyók, illetve a Kácsi-patak térségében (Varga, J. és mtsai. 2007). A *T. prevostianus* mellett a „Kácsi-vizek” területéről régóta ismert, a szintén védett *Sadleriana pannonica* Frauenfeld, 1865 és a *Fagotia acicularis* Férussac, 1823[1] jelenléte.

A Kácsi-források és a Kácsi-patak területén végzett malakológiai vizsgálatok elsősorban a fent említett védett fajok élőhelyének ökológiai elemzésére irányultak. A nevezéktan PINTÉR, L. & SURARA, R. (2004) munkáját követi.

Megjegyzés [x1]: talán jobb lenne az anbstractból ezt a lényegtelen 4 fajt kihagyni, mert 10 perc alatt még vagy 10 más fajt is ki lehetne mutatni..

Megjegyzés [x2]: helyes: Ny-K

Megjegyzés [x3]: ide pont nem kell

Megjegyzés [x4]: beszúrni SCHRÉTER, Z. (1915) címe az irodalomjegyzékben.

Megjegyzés [x5]: beszúrni VÁSÁRHELYI, I. (1956): címe az irodalomjegyzékben

Megjegyzés [x6]: következetesség(!) nem vessző, hanem és vagy & használandó

Megjegyzés [x7]: érdemes felvenni az irodalomjegyzékbe a Vörös Könyvet: VARGA, Z. (1989)

Megjegyzés [x8]: Kiírni a keresznevet, mert 2 db varga van!

Megjegyzés [x9]: HA GONDOLJÁTOK: ide lehetne lábjegyzetbe tenni: Fehér, Z. és mtsai (2006) a magyarországi vizicsigafajok Malakológiai Ritkasági indexén és a Természetvédelmi Prioritási Indexén túl a legújabb nevezéktani információkat is tartalmazza (pl. a Fagotia helyett Esperiana genusnév használandó, Glaubrecht (1996) kutatásai alapján a Fagotia az Esperiana junior synonimája.

Megjegyzés [x10]: Bocs, de ezt a két mondatot én szivem szerint törölném. – úgy lehet érezni, hogy lebecsüli a magyar malakológusok kutatását, pláne, hogy olyan fajokról van szó, aminek megtalálása nem nagy dolog.

[*] *Eszterházy Károly Főiskola Állattani Tanszék Eger, Leányka u. 6. H-3300*
[**] *Mátra Múzeum Gyöngyös, Kossuth út 40. H-3200*
[***] *Mezőnyárád Szent István Király út 98.*

[1] Fehér, Z. és mtsai (2006) a magyarországi vízicsigafajok Malakológiai Ritkasági indexén és a Természetvédelmi Prioritási indexén túl, a legújabb nevezéktani információkat is tartalmazza (pl. a *Fagotia* helyett *Esperiana* genusnév használandó, Glaubrecht (1996) kutatásai alapján a *Fagotia* az *Esperiana* junior synonimája.

Anyag és módszer

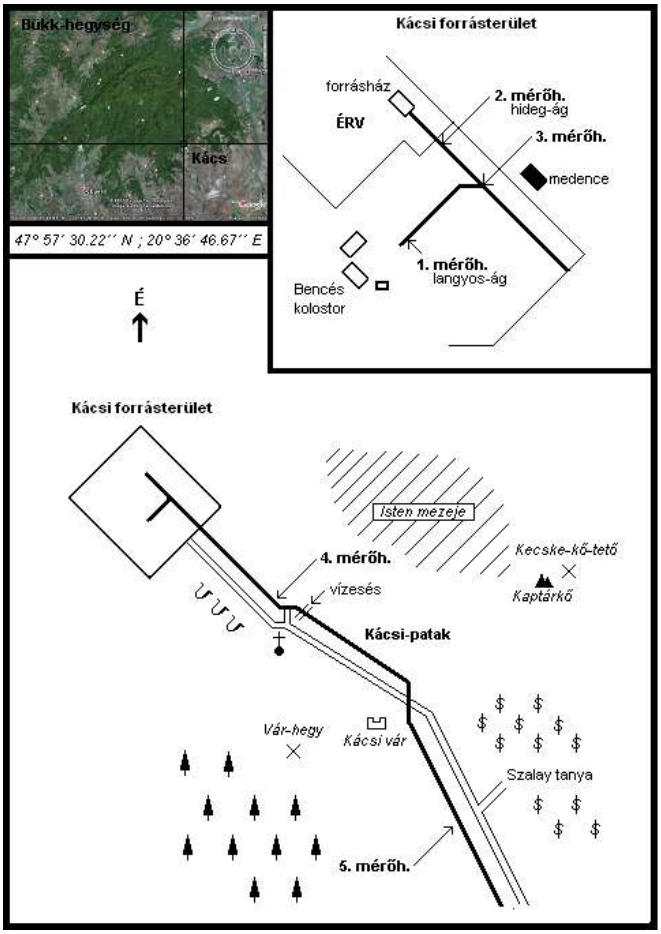
Vizsgálataink a Kácsi-forrás és a Kácsi-patak térségére terjedtek ki. A „Kácsi vízfő-forráscsoport” langyos vizű forrásainak vizére épült a középkori Bencés rendi kolostor épülete, illetve a hozzá kapcsolódó Kácsfürdő. A fürdőépületben lévő medencét az alján fakadó forrás táplálja, amely innen egy mesterségesen kialakított hosszú járatból érkezik a felszínre és mintegy 100 méter hosszú szakaszon a Kácsi-patak langyos vizű ágát alkotja (Lénárt, 2000)[2]. Átlagos vízhozama: 44 l/s. A többi langyos vizű forrás ma már csak lefedett kutak formájában van jelen a területen.

Megjegyzés [x11]: terjedtek

A hidegvízű forráscsoport vizét 1972-től az Észak-magyarországi Regionális vízmű (ÉRV) lakossági vízellátásra hasznosítja. Az ÉRV forrásházának felszíni kifolyója a Kácsi-patak hideg ágát alkotja. Átlagos vízhozama 80 l/s (a vízhozamok Savanyú, K. és mtsai. 1986. adatain alapulnak). A langyos és hidegvízű források vizének összefolyása után veszi kezdetét a Kácsi-patak.

A gyűjtőhelyeket a forráskifolyók és a Kácsi-patak eltérő szakaszain jelöltük ki (a forrásoktól kezdődően).

[2] A Kácsi-patak forrásai közül a langyos forrás irodalmi adatok alapján a Kácsfürdő Tükör-forrásának kivezető ága, szóbeli közlés szerint viszont egy lefedett kút kifolyója.



1. Gyűjtőhely: a langyos forrás felszíni kifolyójának szakasza. A víz átlaghőmérséklete 20, 7 ^{0}C.
2. Gyűjtőhely: az ÉRV hideg forrásának ága. A víz átlaghőmérséklete 15, 4 ^{0}C.
3. Gyűjtőhely: a két forrás összefolyása a Kácsi-patak kezdeti szakasza. A víz átlaghőmérséklete 19,7 ^{0}C.
4. Gyűjtőhely: a felszíni források összefolyástól 800 méterre a Kácsi-patak faluban található, malomig terjedő szakasza. A víz átlaghőmérséklete. 17 ^{0}C.
5. Gyűjtőhely: Kács község határában (a forrásoktól kb. 1 km-re), a vízesést követő patakszakaszon lett kijelölve. A víz átlaghőmérséklete 16, 5 ^{0}C.

Megjegyzés [x12]: érdemes egy paranccsal a kettős szóközöket megszüntetni

A gyűjtőhelyeken a meder folyásirányára merőlegesen 25×25 cm-es nagyságú kvadrátokat helyeztünk ki, a mintavételezéseket a vízhőmérsékleti adatok felvételét a vizsgált időszakban hetente megismételve, azonos időben kivitelez-tük. Az egyedszámokat az alábbi táblázat tartalmazza.

A fekete csiga benépesülési intenzitása mesterséges felületen				
	1. mérőh.	*2. mérőh.*	*3. mérőh.*	*4. mérőh.*
	db	db	db	db
2006.II.5.	-	-	-	-
2006.II.12.	1	-	15	9
2006.II.19.	19	-	41	25
2006.II.26.	64	-	97	51
2006.III.5.	346	-	132	178
2006.III.12.	-	-	-	2
2006.III.19.	-	-	-	1
2006.III.26.	141	-	84	132
2006.IV.2.	362	-	167	208
2006.IV.9.	556	-	223	389
2006.IV.16.	593	-	217	366
2006.IV.23.	603	-	251	402
2006.IV.30.	502	-	222	381
2006.V.7.	453	-	280	375
2006.V.14.	591	2	284	417

A fekete csiga benépesülési intenzitása mesterséges felületen								
	1. mérőh.		*2. mérőh.*		*3. mérőh.*		*4. mérőh.*	
	db	C	db	C	db	C	db	C
2006.II.5.	-	21,2	-	15,3	-	20,1	-	16,3
2006.II.12.	1	21,3	-	15,2	15	20,0	9	16,1
2006.II.19.	19	21,3	-	15,4	41	20,1	25	16,3
2006.II.26.	64	21,4	-	15,3	97	19,9	51	15,9
2006.III.5.	346	21,3	-	15,3	132	19,7	178	16,3
2006.III.12.	-	16,0	-	15,7	-	15,9	2	14,2
2006.III.19.	-	16,3	-	15,4	-	16,0	1	14,8
2006.III.26.	141	21,3	-	15,2	84	19,5	132	16,5
2006.IV.2.	362	21,2	-	14,7	167	19,8	208	16,9
2006.IV.9.	556	21,2	-	15,3	223	19,7	389	17,6
2006.IV.16.	593	21,2	-	16,8	217	19,9	366	18,5
2006.IV.23.	603	21,4	-	15,2	251	20,1	402	18,5
2006.IV.30.	502	21,7	-	15,3	222	19,7	381	18,6
2006.V.7.	453	21,7	-	15,1	280	20,1	375	19,6
2006.V.14.	591	21,3	2	15,1	284	18,9	417	18,6
átlag vízhő.		20,7		15,4		19,3		17,0

Vízhőmérsékleti értékek a kácsi forrásterületen				
	1. mérőh.	*2. mérőh.*	*3. mérőh.*	*4. mérőh.*
	C	C	C	C
2006.II.5.	21,2	15,3	20,1	16,3
2006.II.12.	21,3	15,2	20,0	16,1
2006.II.19.	21,3	15,4	20,1	16,3
2006.II.26.	21,4	15,3	19,9	15,9
2006.III.5.	21,3	15,3	19,7	16,3
2006.III.12.	16,0	15,7	15,9	14,2
2006.III.19.	16,3	15,4	16,0	14,8
2006.III.26.	21,3	15,2	19,5	16,5
2006.IV.2.	21,2	14,7	19,8	16,9
2006.IV.9.	21,2	15,3	19,7	17,6
2006.IV.16.	21,2	16,8	19,9	18,5
2006.IV.23.	21,4	15,2	20,1	18,5
2006.IV.30.	21,7	15,3	19,7	18,6
2006.V.7.	21,7	15,1	20,1	19,6
2006.V.14.	21,3	15,1	18,9	18,6
átlag:	20,7	15,4	19,3	17,0

Vizsgálati eredmények

A korábbi vizsgálatokból már jól ismert *Theodoxus* a *Fagotia* és a *Sadleriana* a Kácsi-vizek területén keverten fordul elő. Élőhely igényük eltér egymástól, de a rendelkezésre álló élőhelyeket jól felosztják egymás között. A vizsgálatokból kiderült, hogy eltérő aljzatot és eltérő hőmérsékletű vizeket preferálnak a mintavételi terület egyes gyűjtőhelyein.

A *Theodoxus prevostianus* a szilárd aljzaton fordul elő, a mederben található kisebb-nagyobb köveken tapad meg. Az ÉRV felszíni kifolyójának szakaszán – a Kácsi-patak hideg forrás ágán – nem, illetve időszakonként és akkor is csupán elenyészőnek tekinthető egyedszámban van jelen. Ennek az egyik oka lehet, hogy az ÉRV alkalmanként a munkafolyamatok során nem hasznosított vizet a forrásházból leengedi és a lezúduló víz a megtelepedő csigák egy részét ilyenkor, lesodorja a kövek felszínéről. A langyos forrás kifolyó szakaszán (1. gyűjtőhely) figyelhető meg a faj tömeges előfordulása. A Kácsi-patakban a falu területére eső alsóbb szakaszán (4. gyűjtőhely) is még viszonylag nagy egyedszámban fordul elő. A forrástól kb. 1 km-re, ahol a patak egy kb. 3 méter magas vízesést követően folytatódik (5. gyűjtőhely), már végérvényesen eltűnik és a Kácsi-patak további szakaszain, már nem mutatható ki.

Megjegyzés [x13]:

Megjegyzés [x14]: ez a bekezdés a pervostianussal foglalkozik – meggondolandó, érdemes-e, szinte mondatonként a faj nevét megismételni!

A *Fagotia acicularis*[3] a patakot tápláló langyos- és hideg forrás felszíni folyásában és a Kácsi-patak eltérő szakaszain egyaránt megtalálható. Az iszapos fenék- és parti részeket részesíti előnyben. A Kácsi-patak medrét a 1. – 4. gyűjtőhelyig vékony sávban iszapos partmenti hordalék borítja, a *Fagotiák* itt találhatók a vizsgált területen a legnagyobb egyedszámban. Az 5. gyűjtőhelyen az előző fajhoz hasonlóan a Kácsi-patak további szakaszán nem található meg..

Sadleriana pannonica jelenlétéről Lukács, D. (1950) munkájában is találunk utalásokat. A kövek felszínén tapad meg, jól elkülönülve a *T. prevostianustól*, együttes jelenlétük a kövek felszínén nem figyelhető meg. A Kácsi-patak langyos forráskifolyójának ágán nem volt kimutatható (1. gyűjtőhely), megtalálható viszont a 2.-3.-4. gyűjtőhelyen a korábban elemzett két fajhoz hasonlóan a vízesést követően (5. gyűjtőhely) viszont már nem fordul elő.

A Kácsi-pataknak a falu területére eső, malomig húzódó szakaszán (4. gyűjtőhely) változás figyelhető meg. Erről a gyűjtőhelyről újabb puhatestű fajok kerültek feldolgozásra, amelyek Kácsi-patak forrásságain nincsenek jelen. Egyedszámukat nem elemeztük, csupán előfordulásukat regisztráltuk. A vízicsigák közül: az a *Physa acuta* Draparnaud, 1805, a *Radix peregra* O. F. Müller, 1774, a kagylók közül pedig a *Pisidium amnicum* O. F. Müller, 1774 volt kimutatható a patak ezen szakaszáról.

Az 5. gyűjtőhelyen Kács község határában, a vízesést követő szakaszon a 4. gyűjtőhelyen kimutatható fajok továbbra is jelen vannak, innen további fajok a gyűjtések során a vizsgált időszakban már nem volt kimutathatóak.

A vizsgálat során a vízbe került néhány szárazföldi faj is begyűjtésre került: a *Succinea oblonga* Draparnaud, 1801, a *Perforatella incarnata* (O. F. Müller, 1774) és a *Chondrula tri*dens (O. F. Müller, 1774)

Megjegyzés [x15]: a szinezetét nem tudom, hogy mennyire változó – ezt Ti jobban tudjátok, én nem találom fontosnak. Azok a foltok, vagy inkább pettyek, azok nem a héj saját szinei, hanem valamiféle lerakódások voltak, amit el kell felejteni! Ezek itt valamiféle ökológiai formák – ezt Ti jobban tudjátok
A 2 sz. lábjegyzetből nem lenne praktikus a folyamcsigák szót elhagyni, hiszen a szöveg a latin név lábjegyzete.
Fontos: a nevezéktan szerint a genusnál kisebb kategóriákat kisbetűvel írjuk, még akkor is, ha azok személynevek, így az Audebardi kis a-val írandó a lábjegyzetben

Megjegyzés [x16]: (O. F. Müller, 1774)

Összegzés

A Kácsi-patak forráskivezető szakaszai – kedvező feltételeket biztosítanak a *Theodoxus prevostianus* a *Fagotia acicularis* és a *Sadleriana pannonica* számára, amelyek itt stabilnak tekinthető populációkkal rendelkeznek Ezeknek a védett fajoknak az egyedszáma a Kácsi-patak a falun áthaladó szakaszán fokozatosan csökken, majd a vízesést követően már a nem fordulnak elő.

2007 őszén a Kácsi-pataknak a község területére eső mederszakaszát patakmeder szabályozás keretében kikotorták. Ez a művelet alapvetően pataknak a

[3] A folyamcsigák mérete az élőhelyi viszonyoktól függően változó ezért az irodalmi adatokban korábban a csigának különböző változatai szerepeltek (*aciculella* F. Schmidt, *thermalis* Brot, *audebardi* Prévost). Ezeket a változatokat nehéz elkülöníteni egymástól, mivel ha ugyanazon az élőhelyen együtt fordulnak elő, egymásba átmenő alaksorozatot alkotnak (Soós, L. 1943). Ez a „Kácsi vizek” területén különösen szembetűnő, mivel hideg vizű és langyos vizű forrás kifolyók szakaszain, illetve a Kácsi-patakban egyaránt megtalálhatók.

község területére eső 4. és 5. gyűjtőhely közti szakaszát érintette. Vizsgálataink eredményei a mederszabályozás előtti állapotokat tükrözik.

Megjegyzés [x17]: Pontosan ezért lennének fontosak táblázatos formában a kvadrátokból nyert számszerű adatok!

A szerzők ezúton mondanak köszönetet Kács község önkormányzatának és Végh Lászlónak Kácsfürdő jelenlegi tulajdonosának, hogy a felmérés ideje alatt segítette és támogatta munkánkat, lehetővé tette, hogy a területen zavartalanul végezhettük a vizsgálatainkat.

Irodalom

Bartha, F. – Kleb, B. – Karossy, L. – Sz. Kilényi, É. – Szatmári, P. – Széles, M. – Szénás, Gy. – Tóth, K. (1971): A magyarországi pannonkori képződmények kutatásai. – Akadémiai Kiadó, Bp., p.50.

DEMETER, Z., GYULAI, P., HOTTSY, GY., PONGRÁCZ, A., SZITTA, T. (2002): Délkeleti-Bükk természeti értékei. Zöld Akció Egyesület. Miskolc

FEHÉR, Z., MAJOROS, G, & VARGA, A. (2004): A scoring method for the assessment of rarity and conservation value of the Hungarian freshwater molluscs. – Heldia, 6(3/4): 127–140. München.

FŰKÖH, L. (1983): Negyedkori üledékek biosztratigráfiai vizsgálata az Eger-völgyében. Fol. Hist-nat. Mus. Matr. 8: 31–34.

FŰKÖH, L. (1996): Kvartermalakológiai vizsgálatok a Mátra és a Bükk déli előterében. Malakológiai Tájékoztató, 15: 29–40. Fol. Hist-nat. Mus. Matr

GLAUBRECHT (1996): Evolutionsökologie und Systematic am Beispiel von Süss- und Brackwasserschnecken (Mollusca: Caenogastropoda: Cerithoidea): Ontogenese-Strategien, paläontologische Befunde und Historische Zoogeographie. – 544 pp. Leiden (Backhuys Publischers).

LÉNÁRT, L. (2000): A kácsi Tükör-fürdő forrásának és környezetének hidrogeológiai vizsgálata. Karsztvízgazda BT, Miskolc. pp. 1–25.

LUKÁCS, D. (1950): Beiträge zur Kenntnis (der Fauna von der Vízfő-Quelle) von der westlichen Seite des Bükk-Gebirges, mit besonderen Rücksichkeit an neues Vorkommen und an Reliktumkarakter aus Eisenalter von Sadleriana pannonica Frauenfeld in Ungarn. – Hidrológiai Közlöny, 30: Budapest.)

LUKÁCS, D. (1959): A Bükk-hegységi langyosvizek állatainak ökológiai viszonyai (Kács-fürdő vizeinek rheobiológiai vizsgálata). Állattani Közlemények, 47: 125–127. Budapest.

†PINTÉR, L. & SAURA, R. (2004): Magyarországi puhatestűek katalógusa hazai malakológusok gyűjtései alapján [Catalogue of the Hungarian molluscs based on the collectings of Hungarian malacologists]. – in: FEHÉR, Z. & GUBÁNYI, A. (eds.): A magyarországi puhatestűek elterjedése [Distribution of the Hungarian molluscs] II. Magyar Természettudományi Múzeum, p. 1-547. Budapest.

SAVANYÚ, K. – JUHÁSZ, J. – LÉNÁRT, L. (1986): Déli-bükki karsztforrások védőidom vizsgálata. NME Közleményei, Miskolc, 1. sorozat, Bányászat, 33. kötet, 1-4 füzet. 15–23.

SCHULHOFF, Ö. (1957): Magyarország ásvány-és gyógyvizei. – Akadémiai Kiadó, Bp.

SCHRÉTER, Z. (1915): Két reliktum csigafaj új termőhelyei hazánkban. – Állattani Közlemények, 14: 262–265. Budapest.

SÓLYMOS, P. ÉS FEHÉR, Z. (2003): Ritkaság, fajgazdagság és forró pontok a hazai csigafaunában. Magyar Ökológus Kongresszus.
SÓLYMOS P. , VARGA, A. és FEHÉR, Z. (2005) Hazai puhatestűek (Mollusca) védelme: ritkaság, regionalitás és felelősség. III. Magyar Természetvédelmi Biológiai konferencia.
SOÓS, L. (1943): A Kárpát medence Mollusca faunája. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest.
RÉPÁNSZKY, Z. (2001): Dél-Borsod természeti értékeinek megismerését segítő utikalauz. Második módosított kiadás. Holocén Természetvédelmi Egyesület, Miskolc
VARGA, A., FÜKÖH, L.& KROLLOP, E. (2005): Magyar Malakológiai Bibliográfia (1727–2004). Malakológiai tájékoztató. Malacological Newsletter. 23: 5-129.
VARGA, J. ÖTVÖS, S. & FŰKÖH, L. (2007): *Theodoxus prevostian*us C. Pfeffer, 1828 kácsi lelőhelyei. Malakológiai Tájékoztató Malacological Newsletter 25: 95-101
VARGA, Z. (1989): Csigák. – In: RAKONCZAY, Z. (szerk.): Vörös könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény és állatfajok. 1–360. (177–178). Budapest.
VÁSÁRHELYI, I. (1956): Két reliktum csigáiról. – Herman Ottó Múzeum Közleményei, p. 1–2. Miskolc

www.elib.hu

GÁL SÁNDOR* – KERESZTÉNY ISTVÁN**

A PORTFOLIÓ LEHETŐSÉGEI A BIOLÓGIA SZAKOS TANÁRKÉPZÉSBEN

Abstract: There are new education systems coming up recenetly wich needs new evaluation and education methods. Portfolio can be one of the important tools of training teachers. The authors summerize the main knowledge of portfolio method which can be used in training biology teachers.

Bevezetés

Magyarországon 2005-ben a bolognai folyamat eredményeként a tanárképzést is mélyen érintő új felsőoktatási és képzési rendszer alakult ki. A felsőfokú képzés megváltozása előtt az érettségi és felvételi rendszer is megváltozott.

A felsőoktatásban egymásra épülő 3 ciklusos képzési rendszer első képzési szintje az alapképzés (*baccalareus, bachelor*, rövidítve: BA, BSc), amely hat féléves. E képzés elvégzése után van lehetőség a mesterfokozat (*magister, master,* rövidítve: MA, MSc) megszerzésére.

A mesterfokú képzés négy féléves, melynek két kimenete van: elhelyezkedési lehetőség alapfeltételét jelenti a munkába állásra, illetve a doktori képzés, amely a tudományos fokozat megszerzésére készít fel, és a képzési piramis csúcsát jelenti.

E folyamatok elindulása új feladatok elé állítják a felsőoktatási intézményeket. Az alapszakok (BA, BSc) már a 2005/06-os tanévben beindultak. A mestertanár szakok (MA, MSc) most vannak akreditáció alatt. Az új kihívások új ismeretszerzési, képzési és értékelési módszereket igényelnek a felsőoktatásban is. A tanárképzés egyik fontos eszköze lehet a portfolió. A portfolió szó olasz eredetű, és dokumentum dossziét, szakértői dossziét jelent (KALMIKOVA 2002.).

A szó a hétköznapi ember számára ismerősen csenghet az üzleti és művészvilágból egyaránt. Az üzleti életben hallhatunk egy-egy magánember vagy cég portfoliójáról, vagyis a birtokolt részvényeik összességéről. A művészvilágban a portfolió egy művész legjobb, legsikerültebb alkotásait bemutató reprezentatív gyűjtemény. Ebből eredően a portfoliót lehet alkalmazni az oktatásban és annak leg-

* Eszterházy Károly Főiskola, TTK, Állattani Tanszék, Eger, Leányka u. 6. H-3300
** Debreceni Egyetem, Hajdúböszörményi Pedagógiai Főiskolai Kara, Hajdúböszörmény, Désány I. u.1-9. H-4220

magasabb szintjén álló felsőoktatási és tanárképzési rendszerekben is. Alkalmazása a múlt század nyolcvanas éveinek közepétől tűnik fel az oktatásban főleg az USA-ban, Kanadában, majd Európában.

A 90-es évektől nagy jelentőségre tett szert a portfolió a tanárképzésben és tanárértékelésben, de megjelenik az egészségügy területein is (COLLIETY 2002.). A közoktatásban főleg az általános iskolában próbálják ki a módszert, míg a középfokú oktatásban kevésbé nyert teret (WEISS, 2000.).

A magyarországi mesterszintű tanárképzés elméleti és gyakorlati rendszere most van átalakulóban. Az új képzési rend a hagyományos és bevált módszerek mellett új ismeretelsajátítási és képzési formákat is kell, hogy alkalmazzon, lépést tartva a nemzetközi trenddel. A tanárképzésben használt portfolió a tanár szakos hallgató munkáiból álló gyűjtemény, amely a tanári kompetenciák egyik bizonyító eszköze.

Anyag és módszer

A tanárjelöltnek dokumentumokkal és a dokumentumokhoz csatolt reflexiókkal kell bizonyítania, hogy képes a gyakorlatban a sztenderdek követelményeinek eleget tenni, és a viselkedése tudatos: tehát képes az elméleti tudását a gyakorlattal összekapcsolni. Az elkészült portfolió a tanári képesítővizsgát, vagy a diplomamunkát és szakdolgozatot is kiválthatja, helyettesítheti, kiegészítheti.

A portfolió tartalma: A dokumentumok lehetnek írásbeliek (óratervezetek, vázlatok, hospitálási jegyzőkönyvek stb.), videofelvételek, fényképek, rajzok, szemléltetőeszközök, rovar- és növénygyűjtemények stb., amelyeket a tanítási gyakorlatai során alkalmazott a tanárjelölt és ezek saját maga által készítettek.

A jelöltnek a kötelezően előírt dokumentumokon kívül lehetőséget kell kapnia további általa készíthető és órákon felhasználható dokumentumok portfolióba helyezésére is.

A jelölt dolga, hogy a fejlődés útját dokumentálja és megjegyzéseivel, reflexióival bizonyítsa, hogy a dokumentumok, amelyek fejlődésének mérföldkövei tényleg a kitűzött célok felé vezetnek.

A portfolió az alábbiakból kell, hogy tartalmazzon elemeket

Hospitálási jegyzőkönyveket szakvezető tanára és hallgató társai óráiról.

Az elemzett órák tapasztalatairól szóló **feljegyzéseket.** Egyéni **tapasztalatait.** A megtartott **órák tervezeteit, vázlatait (**szaktárgyi és osztályfőnöki). A megtartott tartott **órák tanulságait.**

Az órán használt sajátkészítésű tanulói **munka- és feladatlapokat**, rejtvényeket. **Videofelvételeket** a kezdeti óráiról, záró tanításáról. Az óráin készült **tanulói munkák** fénymásolatait, fotóit, videofelvételeit: jegyzeteket, vázlatokat, tanulókísérleteket, tanulói kiselőadásokat, prezentációkat, rajzokat, modelleket.

Szemléltető anyagokat. Írásvetítő fóliatranszparensek, PPT-os órafeldolgozások, felvételeket tanári demonstrációs kísérletekről, applikációk, modellek, táblavázlatok, fotók, rajzok, ábrák, folyamatábrák stb.

Szakvezető és főiskolai módszertan tanárai, a záró vizsgatanítás elnökének értékeléseit, tanácsait.

Tanórán kívüli nevelési és oktatási tevékenységeit. Szakkörök, tanulmányi versenyek, érettségi előkészítők, munkaközösségi megbeszélések, a saját maga által összeállított dolgozatok, azok kiértékelései, faliújság, poszter készítés a tanulók kirándulásához kapcsolódó tevékenységei, interjúk tanárokkal, tanulókkal, szülőkkel, szakdolgozattal összefüggő gyakorlóiskolában végzett mérések, megfigyelések, iskolai szabadidős programokon való részvétel, osztály klubdélután, erdei iskolában, nyári táborban való részvétel, közreműködés projekt napokon.

Nem közvetlenül gyakorlóiskolához fűződő tanári hivatással kapcsolatos tevékenységi formákat.

Főiskolai módszertani gyakorlatokon való részvétel dokumentációit: Mikroórák tervezeteit, az órákon tartott előadások, korreferátumok anyagát, szemléltető eszközöket (sajátkészítésűeket), módszertani dolgozatokat, szakcikk összegzését, értékelését, számítógépes dokumentumokat (internetes keresés eredményeit), az információs kommunikációs technológia eredményes bizonyítékait, egy kooperatív munkát tükröző óra dokumentumait (terv, összegzés), projektterveket, portfólióterveket, portfóliókat a közoktatásban és a tanárképzésben, portfólió értékelési sztenderdeket, az értékelés tapasztalatait, tankönyvértékeléseket, évfolyamtársak kritikai észrevételeit.

Egyéb tevékenységi formákat. Tanári továbbképzéseken, tankönyvbemutatókon, neveléssel és oktatással összefüggő kongresszusokon és kiállításokon való részvételt, oktatással, pályázattal kapcsolatos tevékenységet, pedagógiai vagy szakmódszertani tudományos diákköri részvételt, zoopedagógiai gyakorlatot állatkertben, vadas parkban, nemzeti parkok által kínált pedagógiai és kutatói tevékenységeket (látogatóközpontok, információszolgálat, túravezetés, tanösvények, erdei iskola stb.), külföldi országban folytatott tanulmányokat, az ott szerzett pedagógia tapasztalatokat (iskola- és óralátogatások, konferenciák) dokumentációit, több hetes külső iskolai gyakorlat dokumentációit, külső szervekkel való kapcsolatot, szakmai szervezetben, bizottságban való részvételt, önképzési terveit, elképzeléseit, biológiával, egészségtannal összefüggő, szakmódszertani folyóirat-előfizetést, önkéntes tevékenység leírását, önértékelésre használt tesztek eredményeit, feljegyzéseket a tanulókról.

A portfolió értékelése. Értékelésére bizonyos időszakok lezárásaként folyamatosan időt kell áldozni, de a tanári képesítő vagy záróvizsgán feltétlenül szükséges az értékelése.

Összegzés

A összegzésként a portfolió előnyeit sorakoztatjuk fel, amely sokrétűen segíti a tanulás folyamatának szervezését, és az egyéni életpálya több területére is kihat. Segíti a hallgató önértékelését, önbecsülését, láthatóvá teszi fejlődését. Olyan kompetenciák kialakulását is bizonyítja, amelyeket különben nem láthatnánk. Segíti feltárni erősségeit és gyengéit, hiányosságait készítőjének. Egyéni tanulási utat nyit meg. Szervezettebbé, tudatosabbá válhat tanulási, tanítási tevékenysége. Mások portfoliójának megismerése új ötleteket adhat, biztosítva az egyéni fejlődés lehetőségeit. A portfolió módszerének megismerésével lehetősége nyílik a tanári gyakorlata során a tanulókkal is alkalmaznia e módszert a tanulási és tanítási folyamatban. A portfolió az egyetemi élet egyik emléke, megörökítő dokumentumsorozata. Az álláspályázatokhoz is dokumentációt szolgáltat, az élethosszig történő tanulás egyik eszköze is lehet

Irodalomjegyzék:

COLLIETY, P.(2002): Assessing and Grading Practice: A Model for the Future? Paper presented at the 2nd Conference on Reflectiven Practice. Gloucester, UK.

FALUS IVÁN – KIMMEL MAGDOLNA (2003): A portfolió, Gondolat Kiadói Kör ELTE BTK Neveléstudományi Intézet Budapest.

KALMIKOVA, D. K.(2002): Portfolio kak szredsztvo szamoorganyizácii i szamorazvityija licsnosztyi. Obrazovanyije v szovremennoj skolje, 5. 23–25.

MEISSNER, M. (2004): Schulverwaltung, Hessen/Rheinland-Pflalz/Saarland, Nr.11/2004

WEISS, J.(2000) Le portfolio, insrtument de legimitation and de formation. Revue Franciase de Pedagogie, no. 132, juillet-aout-septembre. 11–22.

Tartalom

Milinki Éva – Murányi Zoltán – Kardos Emőke – Bakondy Beatrix: A higany és a kadmium szennyezés kimutatása az Eger patak élővilágában 3
Bóka Beáta – Nagy Annamária – Kiss Attila: Élelmiszerek biogén amin tartalmának meghatározása HPLC technikával 11
Attila Kiss – Diána Virág: Mechanistic and Kinetic Studies to Reveal Photodegradation Behaviour of Distinctive Pesticides 18
Diána Virág – Attila Kiss: Comparison of Novel Model Systems for Characterising Pesticides Bioavailability and the Role of Soil Microorganisms 37
Orbán Sándor: Barnahátú zsemlegomba (*Scutiger oregonensis* Murrill 1912, *Polyporales*, *Albatrellaceae*) védett gombafaj a Bükk hegységben 51
Sántha Tibor és Orbán Sándor: Nagygombák a Bükk-hegységből 55
Erika Pénzes-Kónya: The Examination of Spatial Heterogenity of the Terricolous Bryophyte Vegetation in Acidofil Forest Communities . . . 69
Vitéz Gábor Miklós – Dobos Anna – Varga János: Sajólád természeti értékei 91
Nagy Beáta: A tiszavirág-lárvák [*Palingenia longicauda* (Olivier, 1791)] testméreteinek vizsgálata a Közép-Tisza vidéken 103
Andrikovics Sándor – Kiss Ottó: A gödi Duna-szakasz Trichoptera és Ephemeroptera faunája az 1999 – 2001 közötti fénycsapdás és lárvavizsgálatok alapján 109
Varga, J. – Varga, A. – Ötvös, S. – Fűköh, L.: A kácsi-források és a Kácsi-patak csigafaunájának újra vizsgálata 117
Gál Sándor – Keresztény István: A portfolió lehetőségei a biológia szakos tanárképzésben 125