



A MIKROSZKOPIKUS GOMBÁK SZEREPE AZ AVAR LEBONTÁSÁBAN HAZAI PATAKOKBAN

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

KUCSERKA TAMÁS

DOI: 10.18136/PE.2014.564

Témavezető:

Prof. Dr. Padisák Judit, intézetigazgató egyetemi tanár, az MTA doktora
Pannon Egyetem, Limnológia Intézeti Tanszék, Veszprém

Kémiai és Környezettudományi Doktori Iskola
Veszprém
2014

**A MIKROSZKOPIKUS GOMBÁK SZEREPE AZ AVAR LEBONTÁSÁBAN
HAZAI PATAKOKBAN**

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Készült a Pannon Egyetem Kémiai és Környezettudományi Doktori Iskolája
keretében

Témavezető: Dr. Prof. Padisák Judit

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

.....

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton%-ot ért el,

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: igen /nem

.....

(aláírás)

Bíráló neve:) igen /nem

.....

(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján%-ot ért el.

Veszprém,

.....

a Bíráló Bizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

.....

Az EDHT elnöke

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés és szakirodalmi áttekintés	7
1.1. Vízi környezet	9
1.2. Mikroorganizmusok, gombák és gombaszerű organizmusok	10
1.3. Vízi hyphomycetes (Ingold-féle gombák).....	13
1.4. A gombák szaprotróf aktivitása.....	14
1.4.1. Megtelepedés, növekedés és a gombák szukcessziója	15
1.5. Az avar bomlása szárazföldi és vizes élőhelyeken.....	20
1.6. Ergoszterol.....	21
1.7. Természetes és mesterséges patakszakaszok jellemzői.....	22
1.8. Magyarországi limnológiai kutatások patakokban	25
1.9. Problémafelvetés és célkitűzés	26
2. Anyag és módszer	28
2.1. Mintavételi helyszínek.....	28
2.2. Avarhullás meghatározása.....	32
2.3. Az avarbontó vízi gombák meghatározása.....	33
2.4. Avarlebontás vizsgálata különböző mintavételi eszközök esetében, illetve a szezonális függvényében	34
2.5. Vörösiszap katasztrófa.....	37
2.6. Az avarfogyás és a gombák mennyiségének becslésére használt ergoszterol meghatározása	39
2.6.1. Az avar mintavétel utáni feldolgozása	39
2.6.2. Az ergoszterol mérése	41
2.7. Helyszíni mérések	42
2.8. Lebontási ráta	43
2.9. Munkacsoport.....	44
3. Eredmények.....	45
3.1. Avar input, valamint az avaron megtelepedő vízi gombák vizsgálata	45
3.2. Különböző típusú eszközök összehasonlítása	49
3.3. Mesterséges és természetes patakszakaszok avarlebontásának összehasonlítás, valamint az avarlebontás szezonálisának vizsgálata.....	51
3.4. A Torna-patak állapotjellemzői a vörösiszap katasztrófát megelőzően és utána ..	59

4. Diskusszió.....	65
4.1. Avar input, vízi gombák.....	65
4.2. Különböző mintavételi eszközök összehasonlítása.....	67
4.3. Mesterséges és természetes patakszakaszok avarlebontásának összehasonlítása, valamint az avarlebontás szezonálisának vizsgálata.....	70
4.4. A Torna-patak állapotjellemzői a vörösiszap katasztrófát megelőzően és utána ..	74
5. Összefoglalás.....	79
6. Köszönetnyilvánítás	82
7. Irodalomjegyzék.....	83
8. Tudományos tevékenység adatai.....	95
9. Eredmények tézisszerű összefoglalása.....	97
10. Results of the studies.....	99

KIVONAT

A mikroszkopikus gombák szerepe az avar lebontásában hazai patakokban

A doktori értekezésben bemutatott kutatások célkitűzése az volt, hogy információval szolgáljon a magyarországi patakokban zajló avarlebontási folyamatokról. A kutatások elsősorban a bomlási ráták, valamint az avaron előforduló gombák fajsámának és biomasszájának meghatározása érdekében történtek.

Erre vonatkozóan tudományos eredmények a következők:

(1) A szerző hazai patakokban vizsgálta a vízbe kerülő avar mennyiségét, valamint a patakokban előforduló vízi gombák mennyiségét. A vizsgálat helyszínéül kiválasztott patakszakaszok medermorfológiája jelentősen eltér egymástól. Az eredmények alapján megállapítható, az avar input értékei szoros összefüggésben állnak a partfal meredekségével és mélységével.

A vizsgált patakokban 4 faj, az *Anguillospora* sp., *Clavariopsis aquatica*, *Flagellospora curvula*, valamint a *Tetracladium marchalianum* voltak a leggyakoribbak.

(2) A szerző részt vett egy újfajta, avarfogyás vizsgálatára alkalmas terepi eszköz kifejlesztésében, melyhez hasonló a szakirodalomban nem ismert. Az új eszköz, az avarhenger, meggátolja az avar kisodródását, ezért elsősorban az aprító tevékenység vizsgálatára alkalmas. A vizsgált eszközökben legnagyobb ergoszterol értékeket az avarszak esetében mértük, mivel ez az eszköz volt leginkább kitéve a patak által szállított avarlerakódásnak, így a mikrobiális folyamatok is később indulhattak be.

(3) A szerző kísérletei során jellemzően három fafaj avarjait használta. A használt avarfélések eltérő bomlási ütemének vizsgálatára a szerző kísérletet állított be természetes és mesterséges patakszakaszokon. Az avarfogyási görbék az exponenciális lebontást követték. Az avar fogyása gyorsabb volt mesterséges aljzatú patak esetében, ahol a víz áramlási sebessége is magasabb volt. A természetes aljzat lassítja az áramlást, mivel kanyarog és a barrierek által akkumulációs zónákat hoz létre. A legtöbb gomba biomasszát természetes, lassú folyású patakokban mértük, ahol a gombáknak elég idejük volt, és nagyobb mennyiségű felület állt rendelkezésükre, hogy megtapadjanak az avaron. A szerző vizsgálta az avarfogyás ütemének szezonálisitását is. A szerző eredményei a lebontási mutatók (k érték) alapján azt mutatják, hogy a téli periódus alatt a hőmérséklet növekedése szignifikánsan növeli a lebontási sebességet. A nyári időszakban a fogyások nagyobbak, tehát ekkor az avar gyorsabban sodródott ki a zsákokból.

(4) A szerző vizsgálta a vörösiszap katasztrófa előtt és után a Torna-patak állapotjellemzőit. A katasztrófa utáni kísérlet során az ergoszterol koncentrációk sokkal alacsonyabbak voltak, maximumaik sokkal elnyúltabbak voltak, mint a katasztrófa előtti kísérletekben. A katasztrófa után a görbék teljes hosszukban nem követték az exponenciális lebontást. Egy kezdeti, közel változatlan szakasz után a lebontás sokkal inkább lineáris jellegű volt. A legmagasabb ergoszterol értékeket fűz avaron mérte a szerző. A katasztrófa után az avarszakok kihelyezése után egy héttel már sporuláló gombák (vízi hyphomycetes) jelentek meg az avarszakokban.

ABSTRACT

The role of microscopic fungi in leaf litter decomposition in Hungarian streams

The aim of the presented researches was to get information about the processes associated with leaf litter decomposition in Hungarian streams. Studies were carried out to determine decomposition rates and the number of fungal species and biomass on the occurring leaves.

The new scientific results are the following:

(1) The author examined the amount of litter input and aquatic fungi. The bed morphology of the study sites differs notably. The results show, that the values of litter input is associated with the steepness and depth of the stream bed.

In the investigated streams four species were the most frequent: *Anguillospora* sp., *Clavariopsis aquatica*, *Flagellospora curvula*, *Tetracladium marchalianum*.

(2) The author took part in the development of a new field equipment, which is capable of studying leaf mass loss in streams. The new equipment, the leaf litter cylinder is primarily applicable to eliminate drift-away effect and examine pure impact of shredder activities of macroinvertebrates. Highest ergosterol values were measured in plankton net bags and leaf litter bags, because leaves subsided in this equipment the most, so microbial processes started later.

(3) The author used leaves of three species. An experiment was set to determine the different decomposition rates of the leaves at natural and artificial sites. Leaf mass loss curves followed the exponential decay model, and it was faster in artificial stream bed, where the flow-rate of the water was higher. Natural stream bed decelerates flow, because it meanders and the barriers form accumulation zones. The most fungal biomass was measured in natural, slow-flowing streams, where fungi had enough time and bigger surface to attach the leaves. The author also examined the seasonal pattern of leaf mass loss. According to the decomposition rates (k value) during the winter period the increase of temperature enhances the velocity of decomposition significantly. In the summer period leaf mass loss was higher, leaves shredded from the litter bags faster.

(4) The author examined the characteristics of Torna-stream before and after the red sludge disaster. In the post-disaster experiment ergosterol concentrations were much lower and their maximal periods were much longer, than in the pre-disaster experiment. After the disaster the curves did not follow the exponential decay model in their full length. After an initial, near permanent phase decomposition was much more linear. Highest ergosterol values were measured on *Salix* leaves. After the disaster sporulating fungi (aquatic hyphomycetes) occurred in the litter bags one week after incubation.

ZUSAMMENFASSUNG

Die Rolle der mikroskopischen Pilze bei der Laubzersetzung in ungarischen Bächen

Das Ziel dieser Doktorarbeit war, den Laubabbau in ungarischen Bächen zu untersuchen. Die Forschungen wurden in erster Linie durchgeführt um die Abbauraten, die auf den Blättern vorkommende Artenanzahl und Biomasse der Pilze zu bestimmen.

Im Folgenden sind die neuen wissenschaftlichen Ergebnisse zusammengefasst:

(1) Es wurde die Quantität des ins Wasser gelangten Laubes, sowie die Menge der in den Bächen vorkommenden aquatischen Pilze untersucht. Die Sohlenmorphologie der untersuchten Stellen im Bach unterscheidet sich signifikant voneinander. Die Ergebnisse zeigen, dass der Laubeintrag in engem Zusammenhang mit der Neigung der Ufer und der Tiefe des Baches steht. In den untersuchten Bächen kamen die folgende 4 Pilzarten am häufigsten vor: *Anguillospora* sp., *Clavariopsis aquatica*, *Flagellospora curvula* und *Tetracladium marchalianum*.

(2) Der Autor nahm an der Entwicklung eines für die Untersuchung der Laubzersetzung geeigneten Gerätes teil. Dieses Gerät, der sog. Laubzylinder, verhindert den Verlust kleinerer Partikel und ist deshalb eher für die Untersuchung der Zerkleinerungstätigkeit von Shreddern geeignet. Von den untersuchten Geräten wurde der höchste Ergosterolwert in dem sog. Laub Sack gemessen, da dieses Gerät am meisten der Laubablagerung ausgesetzt wurde, dadurch konnten die mikrobiologischen Prozesse verspätet einsetzen.

(3) Der Autor hat in seinen Untersuchungen das Laub von dreierlei Baumarten verwendet. Für die Untersuchung der diversen Zerfallsraten der verwendeten Laubsorten, wurden Experimente an natürlichen und künstlichen Bach-Abschnitten durchgeführt. Die Laubzersetzungskurven folgten einem exponentiellen Abbaumodel. Der Laubabbau war in den Bächen mit künstlichem Boden, in denen auch die Strömungsgeschwindigkeit des Wassers höher war, schneller. Der natürliche Boden verlangsamt die Strömung, wodurch sich Mäander bilden und Barrieren entstehen, die Akkumulationszonen darstellen. Die höchsten Pilz-Biomassen wurden in den natürlichen, langsam fließenden Bächen gemessen. Hier stand den Pilzen genügend Zeit und eine größere Blatt-Oberfläche als Aufwuchsfläche zur Verfügung. Der Autor hat auch die Saisonalität der Laubabbauraten getestet. Die Ergebnisse der Zersetzungsraten (k-Wert) deuten darauf hin, dass die Temperaturerhöhung während der Winterperiode auch die Zersetzungsgeschwindigkeit signifikant erhöht hat. Der Masseverlust der Blätter ist während der Sommerzeit größer, was bedeutet, dass in dieser Zeit das Laub stärker durch Makroinvertebraten zerkleinert wurde.

(4) Desweiteren wurde die Beschaffenheit des Torna-Baches vor und nach der Rotschlammkatastrophe untersucht. Die Untersuchungen nach der Katastrophe ergaben wesentlich niedrigere Ergosterol-Konzentrationen und viel ausgedehntere Zeiten höchster Konzentration als vor der Katastrophe. Nach der Katastrophe folgten die Kurven nicht mehr in ihren vollen Längen der exponentiellen Zersetzung. Nach einem anfänglichen fast unveränderten Abschnitt war der Verlauf eher linearer Natur. Die höchsten Ergosterolwerte wurden beim Laub der Weide gemessen. Nach der Katastrophe wurden sporulierende Pilze (Wasser Hyphomyceten) nach einer Woche Inkubation in den Laub-Säcken nachgewiesen.

1. Bevezetés és szakirodalmi áttekintés

1.1. Vízi környezet

Mára általánosan elfogadott tény, hogy a vízi élet 3,5-4 milliárd évre vezethető vissza, amikor a molekulák önreprodukciója megindult (Alberts et al., 1962). Az ezt követő prokarióták, majd eukarióták fejlődése olyan mikroorganizmusok kialakulásához vezetett, amik alkalmazkodtak a vízi rendszerekhez. A vízi élet (édes és sós vízi környezet) számos potenciális előnnyel rendelkezik a földi élettel szemben. Ezek közé tartozik a fizikai stabilitás (felhajtóerő), a három dimenzióban bejárható tér, a passzív mozgás a vízáramlatok segítségével, a mozgékony ivarsejtek szétszóródása a folyékony közegben, minimális vízvesztés, a hőingadozás és a sugárzás kisebb mértéke, valamint az oldható szerves és szervetlen tápanyagok hozzáférhetősége. A víz környezet potenciális hátrányai lehetnek a szervezetek és az őket körülvevő vizes közeg közötti ozmotikus különbségek, valamint egy magas fokú fizikai zavarás. A fotoszintetikus szervezetek a vízoszlop felső rétegében helyezkednek el leginkább, biztosítva ezzel a megfelelő mennyiségű fényhez való hozzájutást.

1.2. Mikroorganizmusok, gombák és gombaszerű organizmusok

Mikroorganizmusoknak azokat az élőlényeket tekintjük, melyek szabad szemmel nem láthatók. Méretüket tekintve (maximális lineáris kiterjedés) 200 μm hosszúságot is elérhetnek. Ide tartoznak például a vírusok, baktériumok, archeák, mikroalgák, gombák és protozoák (Sigeo, 2005). A magasabb rendű növények, makroalgák, gerinctelenek és gerincesek nem tartoznak ebbe a csoportba.

A gombáknak és a gombaszerű szervezeteknek szaprotróf szerepük van a vízi környezetben, ahol a növényi és állati detritusz fontos lebontói. Az általuk lebontott biomassa jelentős szerepet játszik az oldható anyagok megújulásában, és nagymértékben hozzájárulnak a szén-, a nitrogén- és a foszfor körforgásához tavakban, folyókban és más édesvízi élőhelyeken (Bärlocher & Kendrick, 1981). Heterotróf szervezetekként számos vízi táplálékhálózat kulcsfontosságú elemei, a szerves anyagok megszerzéséért közvetlen versenyben állnak a baktériumokkal és protozoákkal. Mindegyik csoport egy sajátos stratégiát fejlesztett ki a szaprotróf életmód fenntartása céljából. A gombák esetében ez a micéliumok létrehozását jelenti, ami egy fonalas, elágazó növekedési forma.

A micélium egy rendkívül sikeres vegetatív szerkezet, ami magában foglalja elágazó, csöves hifák tömeges létrehozását. Ezek behatolnak a szerves táptalajba, kiválasztanak extracelluláris enzimeket, és oldható tápanyagokat kötnek meg a felületükön. A micéliumos forma a tápanyagok optimális kihasználást teszi lehetővé, mivel a hifák csúcsa gyors behatolásra, nagy mennyiségű tápanyagon való megtelepedésre képes rövid időn belül. A micéliumos növekedési forma sikerességét mi sem bizonyítja jobban, mint hogy legalább három meglehetősen különböző csoportban fejlődött ki egymástól függetlenül (Actinomycetes, Oomycetes, valódi gombák). Ezek a csoportok sajátos sejtfallal rendelkeznek, nem mozgékonyak (habár lehetnek mozgékony reprodukív sejtjeik), és spórákkal szaporodnak. A szomatikus szerkezetek (hifák) kis mértékben különbözhetnek egymástól, azonban ez funkciójukat nem befolyásolja (Alexopoulos et al., 1996; Deacon, 1997). A különbségek a hifák kiterjedésében jelentkeznek. Az Actinomycetes csoport hifája általában 1 μm átmérőjű, a valódi gombáké 3-5 μm és néhány Oomycetes esetében elérheti a 100 μm -t is. Az előbb említett csoportok néhány jellemző tulajdonságát a következő táblázat (1. táblázat) tartalmazza:

1. táblázat: Gombák és gombaszerű élőlények néhány fontosabb tulajdonsága

Csoport	Besorolás	Lehetséges eredet	Főbb tulajdonságok
Actinomycetes	Prokarióta	Gram-pozitív eubaktériumok	Mukopeptid sejtfal
Oomycetes	Eukarióta	Heterokont algák	Sejtfal: glükán/cellulóz, Fő szterol: fukoszterol
Valódi gombák	Eukarióta	Choanoflagelláta protozoák	Sejtfal: kitin, Fő szterol: ergoszterol

A vízi környezetben a valódi gombák egy nagyon változatos rendszertani csoportot képviselnek, szintén meglehetősen különböző életmódokkal. Mindegyik fő taxonómiai egység (rend) a gombák egy-egy különálló csoportját képviseli, melyek az édesvízi feltételekhez alkalmazkodva fejlődtek ki, szaprotróf vagy parazita életmódot folytatva. A négy taxonómiailag különböző törzs (illetve egy heterogén csoport, az anamorf gombák) léte jelzi evolúciós eredetük változatosságát, ami az édesvízi források meghódításához és kihasználásához vezethetett. Ezen törzsek főbb tulajdonságait a 2. táblázat mutatja be:

2. táblázat: A vízi valódi gombák törzseinek főbb jellemzői

Törzs	Tulajdonságok	Rend (típusfaj)
Chytridiomycota	Cönoblasztikus tallusz, változó (egyszerűtől a fejlettig) micélium	Chytridiales – <i>Rhizophydium</i> – <i>Nowakowskiella</i>
	Az egyetlen gombák, amiknek valódi mozgékony sejtjeik vannak (zoospórák és gaméták)	Blastocladales – <i>Allomyces</i> – <i>Coelomomyces</i>
		Monoblepharidales – <i>Monoblepharis</i> Spizellomycetales – <i>Rozella</i>
Zygomycota	Cönoblasztikus tallusz, fejlett micélium Zigospórákkal rendelkezik	Zygomycetes – <i>Zoophagus</i> Trichomycetes – <i>Smittium</i>
Ascomycota	Szeptált micélium Aszkospórák létrehozása	Saccharomycetales
Basidiomycota	Szeptált micélium Bazidospórák létrehozása	
Deuteromycota (konidiumos gombák)	Nincsenek egyértelmű ivari állapotok Rendszertanilag vegyes csoport Szeptált micélium	Hyphomycetes Vegyes csoport, pl: – <i>Dactylella</i> – <i>Arthrobotrys</i>

Vízfolyásokban, patakokban gyakran fordulnak elő, és különösen jól alkalmazkodtak az áramló vízi környezethez (Suberkropp, 1992). Az említett organizmusok közül sok csak akkor hoz létre konídiumot, ha víz alá merül. A sporuláció mértékét a turbulencia és az áramlás közvetlenül befolyásolja. Ezen gombák hasonló konídiummal megvalósuló konvergens evolúciója édesvízi környezetben egyfajta alkalmazkodási mód lehet az áramló vízi környezethez, mivel az elágazó konídiumok sokkal inkább képesek megkötődni (vagy csapdába esni) a szerves tápanyagok által.

1.3. Vízi hyphomycetes (Ingold-féle gombák)

A vízi hyphomycetes fajok kulcsszerepet töltenek be a vízben zajló lebontási folyamatokban (Bärlocher & Kendrick, 1974; Suberkropp & Klug, 1976; Gessner & Chauvet, 1994; Hieber & Gessner, 2002; Pascoal & Cassio, 2004). Az Ascomycota-k és a Basidiomycota-k ivartalan alakjai. Mai tudásunk szerint több mint 600 édesvízi gombát ismerünk, és ebből nagyjából 300 faj sorolható az Ingold-féle gombák csoportjához (Goh & Hyde, 1996).

A vízi hyphomycetes két nagy csoportja ismert vízi élőhelyeken: az Ingold-féle gombák és az aero-aquatic gombák. Az előbbi Cecil Terence Ingoldról kapta nevét, aki 1942-ben fedezte fel őket. A két csoport biológiailag jelentősen különbözik egymástól. Az Ingold-féle gombák gyors vízfolyású, jól levegőztetett patakokban, esetleg tavakban fordulnak elő (Webster & Descals, 1981), de megtalálhatók a szárazföldön is, egyes fák vízzel telt odújában, az ún. dendrotelmában is (Gönczöl & Révay, 2003). Gyorsan fejlődnek elhalt növényi részeken (víz alatt), konídiumokkal szaporodnak ivartalan úton, és könnyen csapdázódnak a patak áramlása miatt kialakuló habban. A konídiumokra morfológiailag az elágazó tetra radiális vagy multiradiális forma, valamint a szigmoid alak jellemző. Méretüket tekintve relatíve nagyok, 50 μm -es vagy ennél nagyobb konídiumok is előfordulnak. Vékony sejtfalúak és átlátszóak. Az aero-aquatic gombákat általában tavakban, pocsolyákban, lassan folyó patakokban találhatjuk meg (Webster & Descals, 1981). E szervezetek is képesek vegetatív úton fejlődni víz alá merült elhalt növényi anyagokon alacsony oxigén-szint mellett, de spóráképzésükhöz és új szubsztrátum kolonizálásához már magasabb oxigénszint szükséges, így csak akkor képeznek spórákat, ha a szubsztrátum levegővel érintkezik. Tehát ezek a konídiumok a víz-levegő határfelületen fordulnak elő leggyakrabban, és gyakran a levegőbe kikerülve más környezetben is képesek telepeket alkotni (Sigeo, 2005).

1.4. A gombák szaprotróf aktivitása

A szaprotróf szervezetek az elhalt szerves anyagokat használják táplálékul. A gombák különösen fontos szerepet játszanak a nagy molekulatömegű polimerek lebontásában, mint például a lignin és cellulóz (növényi anyagok), valamint a kitin (rovarok külső váza), ezen kívül kulcsfontosságúak a tápanyagok körforgásában (Moorhead & Reynolds, 1992). Általában a nagy molekulatömegű polimerek lebontása a meghatározó (limitáló) tényező a biomassza lebontása során, ami a monomer származékok gyors eltávolításával lehetséges a mikrobiális szervezetek által. A biológiai polimerek becsült felezési ideje (3. táblázat) alapján megállapítható, hogy a lignin meglehetősen ellenálló a lebontó folyamatokkal szemben, a keratin fehérjékkel és humusz vegyületekkel együttvéve, bár utóbbiak kevésbé ellenállóak.

3. táblázat: Néhány biológiai polimer felezési ideje (Lengeler et al., 1999. nyomán)

Polimer	Felezési idő
Lignin	20-2000 év
Keratin	1-2000 év
Humusz vegyületek	2-200 év
Cellulóz	0,01-2 hónap
Keményítő	1-10 nap
Globuláris fehérjék	0,1-2 nap

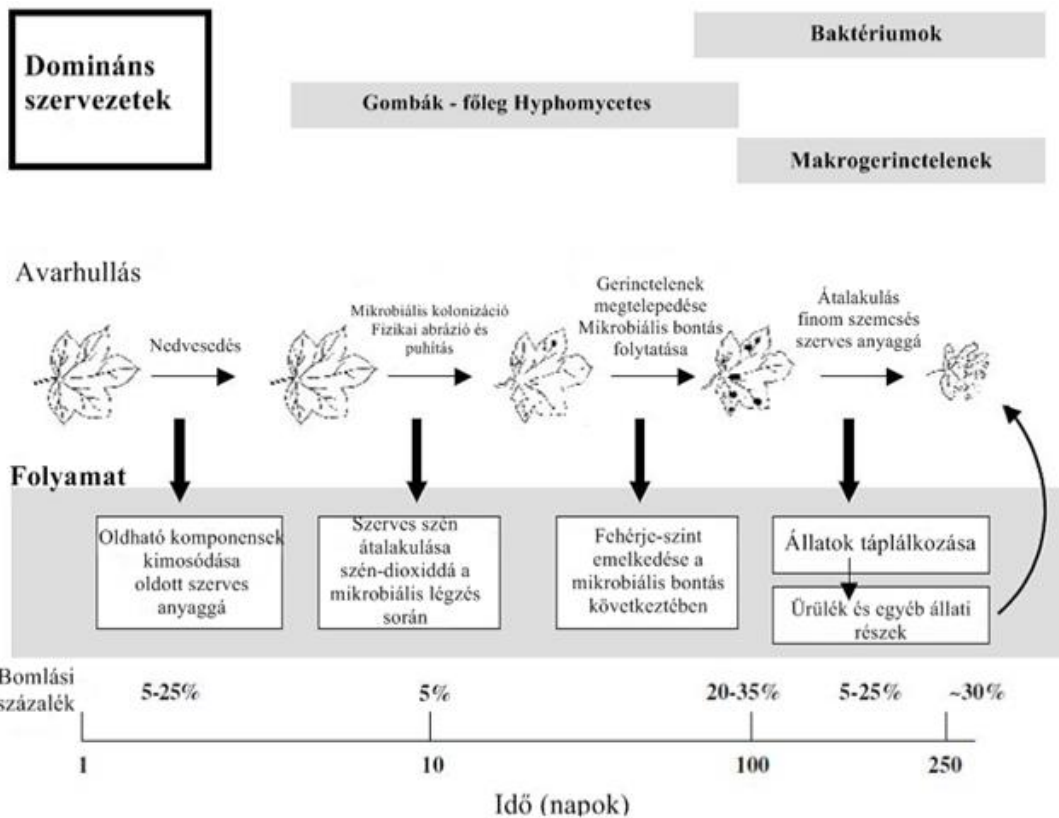
A gombák ligninlebontó képességét jól dokumentálták (Lengeler et al., 1999). A folyamat számos enzimet, fémet, koenzimet és molekuláris oxigént igényel. A fő enzim, amit a gombák lignolitikus aktivitásáért felelősnek vélnék, a lignin peroxidáz, ami a lignint oxidálva aromás kation gyök intermediereket hoz létre, melyek spontán bomlási reakciókon mennek keresztül. A gombák által történő szervesanyag lebontás magába foglalja a részleges lebontástól a teljes mineralizációig tartó folyamatokat. A részleges lebontáshoz tartozik a szervesanyag más formájú szervesanyaggá való átalakítása, például finom szemcséjű szervesanyaggá (FPOM: fine particulate organic matter), vagy oldott szerves szénné (DOC: dissolved organic carbon), melyeket később egyéb mikroorganizmusok feldolgozhatnak, illetve kikerülhetnek a rendszerből. A patakokban jelenlévő szaprotróf gombák különösen fontosak a kívülről érkező (allokton) szerves anyagok átalakításában, mint például az avar belső komponensekké (autotokton) történő átalakítása.

1.4.1. Megtelepedés, növekedés és a gombák szukcessziója

A növényi és állati detritusz lebontása különösen fontos a tavak és folyók bentikus zónáiban (ahol az anyag felhalmozódik), és számos organizmus (többek között baktériumok, gombák és gerinctelenek) összehangolt aktivitása szükséges hozzá (Bärlocher & Rosset, 1981). A kezdeti megtelepedést és az avarszövet lebontását elsődlegesen gombák végzik baktériumok segítségével. Az említett gombák különböző mértékben függenek a szubsztrátumtól. A *Nowakowskiella ramosa* például elsősorban cellulóz tartalmú növényi anyagon található, míg más fajok (*Chytriumyces hyalinus*) édesvízi kérészek külső burkán vagy kitin törmeléken élnek szaprotróf módon (Lengeler et al., 1999).

A parti vegetációból hulló avar allokton szervesanyagot biztosít a patakok számára, ami a vízi tápláléklánc fontos energiaforrása (Abelho, 2001; Bärlocher, 2005; Gessner, 2001; Graça & Canhoto, 2006). Az erdő által termelt és a patakokba hulló avar mennyisége nagymértékben változó, és függ az éghajlattól, vegetációtól, talajtípustól, a fák életkorától (Hernandez et al., 1992) és a patak morfológiai paramétereitől. A hazai erdőségek Gere & Hargitai (1971) szerint 76-316 g m⁻² friss avart bocsátanak a felszínre évente. Tóth et al. (2007) mérései alapján egy hazai átlagos cseres-tölgyeben Síkfőkúton az éves avarprodukciónak 455-789 g m⁻² év⁻¹. Ez a mennyiség nemcsak a talajra juthat, hanem a felszíni vizek, főként patakok, tavak felszínére is. Így az avar egy adott vízi ökoszisztémában szénforrást és energiát biztosít a vízben élő mikroorganizmusok számára, főleg olyan esetekben, ahol a felszíni víztér fölötti növényborítottság limitálja a vízi ökoszisztéma primer produkcióját (Webster & Meyer, 1997).

A lehulló avar tartalmazhat leveleket és levéltörmelékeket, gallyakat, ágakat, terméseket és egyéb növényi részeket (Benfield, 1997). Az avar összetétele a vegetáció típusától és elhelyezkedésétől függően változhat, mégis 41-98%-os részesedéssel a levelek hányada a legnagyobb (Abelho et al., 1996; Grigg & Mulligan, 1999; Oelbermann & Gordon, 2000; Hart, 1995). A lombhullás éves mennyisége (avarprodukciónak) a Földön átlagosan 100–700 g szárazanyag is lehet négyzetméterenként (Mátyás, 1997).



1. ábra: A lebontás szakaszai és az egyes szakaszok domináns szervezetei egy mérsékeltövi patakban (Sigeo, 2005; Allan, 1995 nyomán)

Az avar lebontása egy igen hosszú, többlépcsős, bonyolult folyamat (1. ábra). Az ősz folyamán felszínre (talajra) hulló avar lebomlása télen lassul, mert a lebontásban résztvevő mikroorganizmusok aktivitása jelentős mértékben csökken (Atlas, 1988), ennek ellenére a vízbe került avar a hideg, téli hónapok alatt degradálódik intenzíven. Bärlocher (1985) kutatása alátámasztotta, hogy a vízi gombák jobban kedvelik a hideg időszakokat (az optimumuk $<20\text{ }^{\circ}\text{C}$, Ingold, 1975), szemben a talajban megtalálható szaprotróf gombákkal, amelyek a nyári meleg hónapokban aktívak.

Az avar érkezik felülről, közvetlenül a patakba hullva, vagy pedig oldalról a szél által befújva, illetve besodródás révén (Gregory et al., 1991). Az oldalirányú besodródás akár 7-30% is lehet, de fenyvesekben elérheti a 40-55%-ot (Campbell et al., 1992; Pozo et al., 1997) is, ha a meder oldala meredekebb (Gregory et al., 1991). Ennek ellenére a legtöbb tanulmány, amely a patakokba hulló avar mennyiségét vizsgálja, nem terjed ki az oldalról bejutó avar vizsgálatára.

A mérsékelt övi lombhullató erdőkben az őszi lehulló avar mennyisége az éves avar input 79%-át is elérheti (4. táblázat) (Abelho & Graça, 1996). A legtöbb típusú

erdőben az intenzív avarhullás az év egy bizonyos időszakában történik a domináns fajok fenológiája szerint (Hernandez et al., 1992).

4. táblázat: Különböző földrajzi területeken mért avar inputok

hely	vegetáció	avar input (g m ⁻² év ⁻²)	arány (%)	éves eloszlás	hivatkozás
Közép Szlovákia	vegyes lombhullató, tülevelű	197-437	47-85	ősz	Kubicek, 1995
Északkelet Spanyolország	örökzöld tölgy	160-299	69-88	nyár	Hernandez et al., 1992
	tülevelű	126-285	88-97	nyár	Hernandez et al., 1992
Észak Spanyolország	ültetett tülevelű	579	50	-	Regina & Tarazona, 2001
	bükk	468	62	-	Regina & Tarazona, 2001
	vegyes lombhullató	759	66	ősz	Pozo et al., 1997
Közép Finnország	lombhullató	310	87	ősz	Haapala & Muotka, 1998
Közép Németország	vegyes lombhullató	700	-	-	Benfield, 1997
Közép Portugália	vegyes lombhullató	715	63	ősz	Abelho & Graça, 1996
Brazília	vegyes lombhullató	784	-	ősz	Carvalho & Uieda, 2010
USA, Colorado	vegyes lombhullató	623	-	ősz	Liu et al., 2009

A szerves szubsztrátum kiaknázása három fő lépésből áll: megtelepedés, növekedés és terjeszkedés (Dangles & Chauvet, 2003). A konídium koncentráció nő az avar-input folyamatai során, és mindaddig magas marad, míg avar található a patakban (Dangles & Chauvet, 2003). Néhány faj esetében (pl. *Clavospora longibrachiata*) a jelenlévő nagymennyiségű konídium határozza meg a megtelepedés mértékét, míg más fajoknál (pl. *Flagellospora curvula*) viszonylag kevés konídium is a szerves detritusz megtelepedéséhez vezethet. A gombák növekedése az egyes leveleken eltérő mintázatot mutat, különböző paraméterekkel (növekedési ráta, légzés, spóráképzés), melyek csúcsai nagyjából ugyanarra az időszakra tehetőek (Suberkopp, 1992). A sporuláció megindulása valószínűleg egy adaptáció a detritusz rövid élettartamához a folyóvízi környezetben. A szukcesszió során a leveleket kolonizáló gombák a patakba való bejutás után folyamatos és jelentős hatással vannak a gombaközösség kialakulására. A gombák növekedésének, a szerkezeti polimerek lebontásának és a szubsztrátumon belüli tápanyagok felszabadításnak eredményeként az avar sokkal könnyebben fogyaszthatóvá válik a gerinctelenek számára. A gombák hatással vannak az avar ízére és a táplálék minőségére, amit az aprító szervezetek elfogyasztanak, például az amphipodák vagy a tegzes lárvák, valamint maguk is táplálékforrást jelentenek (Kovács et al., 2011).

Miután a levél behullik a patak medrébe, száraztömegének maximum 25%-át elveszíti vízoldható vegyületeinek kioldása miatt a vízi környezetben eltöltött első 24 óra alatt (Webster & Benfield, 1986). Ekkor elsősorban polifenolok és szénhidrátok oldódnak be a vízbe (Suberkropp et al., 1976). Ezt a kioldási szakaszt követi a mikrobiális lebontás, melyet elsősorban gombák, majd később növekvő mértékben a baktériumok végeznek. A

levéllemez struktúrájában e folyamat során történnek meg a főbb változások. A biotikus bontást végző gombák ekkor olyan enzimeket választanak ki, melyek képesek hidrolizálni a cellulózt, pektint és további nehezen emészthető vegyületeket (Suberkropp & Klug, 1976). Itt nagy különbségek adódhatnak az egyes fafajok leveleinek lebomlási rátái közt, figyelembe véve a levél kémiai összetételét, szerkezetét. Korábbi vizsgálatok igazolták, hogy a magas tápelem-tartalmú levelek gyorsabb lebontáson mennek keresztül, mint azok, melyekben ez a szint alacsony (Allan, 1995). Továbbá más komponensek, mint például a lignin és a tannin is hatással vannak a folyamatra, lassítják azt (Suberkropp et al., 1976). A bomlási folyamatok végső szakaszában a makrogerinctelen szervezetek kapnak szerepet, melyek mechanikus fragmentációt idéznek elő a már bomlási fázisban lévő leveleken (Gessner & Chauvet, 1997).

Az avar lebontásának második fázisában a mikrobiális populációk megtelepedése történik meg majd növekednek az avar szubsztrátumon. A száraztömeg csökkenése folytatódik (kezdetben az oldható alkotórészek elvesztése miatt), bár lassabb ütemben. A levél struktúrájában bekövetkező, illetve kémiai változások miatt nagy különbségek mutatkoznak a mikrobiális rátákban (Webster & Benfield, 1986). A kezdetben magasabb tápanyagtartalmú levelek gyorsabban bomlanak le, mint amelyek eredeti tápanyagtartalma kevesebb. Az avar biomasszájának lebontása során a gombák és baktériumok aktivitása kapcsolatba hozható a specifikus kémiai összetevők elvesztésével, a nitrogén koncentráció növekedésével, a mikrobiális szukcesszióval, valamint a gombák és baktériumok viszonylagos szerepével. Suberkopp et al. (1976) átteleltetett tölgy (*Quercus alba*) és hikori (*Carya glabra*) leveleken végzett tanulmánya igazolja, hogy a cellulóz és hemicellulóz nagyjából ugyanabban az ütemben bomlik, mint a teljes levél biomassza. A lignin feldolgozása sokkal lassabban következett be, míg a lipidek gyorsan lebomlottak. A nitrogén koncentráció növekedése kapcsán megállapították, hogy a mikrobiális aktivitás során a nitrogén a visszamaradt száraztömeg arányában növekszik, és abszolút mennyiségben is növekedhet. Ennek két fő oka van: (1) a biomassza során felszabaduló fehérjék és polipeptidek komplexet képeznek a ligninnel, így ellenállóvá válnak a további lebontással szemben, így ezek a nitrogénvegyületek visszamaradnak, (2) míg más összetevők elvesznek, ami a nitrogéntartalom nettó növekedését eredményezi. Ehhez hozzájárul, hogy a mikrobiális biomassza több generációja nitrátot vesz fel a vízből.

A mikrobiális szukcesszió tekintetében Suberkopp & Klug (1976) gombákat és baktériumokat vizsgált avaron egy északi mérsékelt övi patakban november és június között. A feldolgozott időszak első felében (12-18 hét) a gombák (elsősorban a

hyphomycetes fajok) domináltak. Ebben a fázisban általában 4-8 gombafaj a meghatározó (Bärlocher, 1985), melyek kifejlődését az határozza meg, hogy melyik spórája érkezik először az adott víztestbe. A baktériumok száma fokozatosan nő a lebontás során, átvéve a meghatározó szerepet a folyamat végére. A baktériumok belépésének és aktivitásának növekedése azért következhet be, mert a korábban a gombák által lebontott avar biomassza jelen van a rendszerben, ami nagyobb felületű táptalajt biztosít, valamint felszabadítja a labilis anyagokat. A talajban lévő gombák propagulumait gyakran megtalálhatjuk folyóvízi környezetben a levelek felszínén, azonban ezek csak kis mértékben járulnak hozzá az avar lebontásához (Suberkopp & Klug, 1976).

1.5. Az avar bomlása szárazföldi és vizes élőhelyeken

A detritusz körforgás erősen függ a partmenti fás vegetáció minőségétől, amit Hynes (1975a) már régen felvetett, nevezetesen, hogy biológiai és fizikai kapcsolat is létezik a patak ökoszisztémája és az azt övező szárazföldi környezet között. Ezeknek a kapcsolatoknak a fontosságát azóta számos kutató igazolta. Például az átalakuló partmenti erdőkről kimutatták, hogy hatással vannak a vízi élőhelyek fizikai összetevőire, mint pl. a tápanyag összetétel (Gurtz & Wallace, 1984), a fény- és hőmérséklet-viszonyaira (Sweeney, 1993), a hidrológiai rendszerekre (Tuchman & King, 1993), valamint a tápanyag eloszlás rendszerére és a víz kémiai paramétereire (Ormerod et al., 1993; Tuchman & King, 1993).

Szárazföldi környezetben az avar patakokban való felhalmozódása jellegzetes évszakos időszakosságot mutat. A lebontás folyamata azonban számos kulcsfontosságú vonatkozásban eltér egymástól a vízi és a szárazföldi környezetben (Suberkopp, 1992).

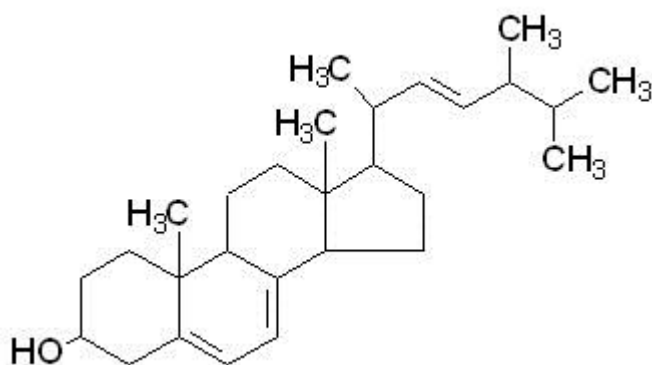
- i) Szárazföldi környezetben a lebontás különböző fázisaiban az avar rétegelt, ami tükrözi a lehullás időbeli eloszlását.
- ii) Patakokban az avar különálló foltokban fordul elő, elválasztva az avarmentes területektől. Ennek köszönhetően a megtelepedés sokkal inkább függ a konídiumok folyásirányú eloszlásától, mint a hifák levélről levélre történő növekedésétől.
- iii) Az avarlebomlási ráta jellemzően magasabb patakokban, mint szárazföldi környezetben. Ez számos tényezőnek köszönhető, például annak, hogy állandó a víz jelenléte, a levél felülete mentén áramló vízből a szerves tápanyagok hozzáférhetősége folyamatos, a sodrás hatására mechanikai aprózódás (fragmentáció) következik be, valamint mérsékeltebb a napi és az évszakos hőmérsékletváltozás.

Az avar a patakokban sokkal nagyobb „zavartságnak” van kitéve, mint szárazföldi környezetben. Az egyes levelek anaerob iszapba süllyedhetnek vagy az áradás eltávolíthatja őket a rendszerből. Ilyen múlandó, gyorsan változó környezetben azt várnánk, hogy a leveleken való megtelepedésre a gombák kifejlesztettek olyan stratégiákat, melyek lehetővé teszik a gyors növekedést és reprodukciót, beleértve a spóráképzést is.

A lebontók kulcsfontosságú helyet foglalnak el a biocönózisban, mert a holt szerves anyagot (növényi részeket, dögöt, ürüléket stb.) felépítő, nagy energiatartalmú molekulákat alakítják vissza újra ásványi anyaggá, és így gondoskodnak az anyagáramlás folyamatosságáról (Mátyás, 1997). Ráadásul erdei ökoszisztémákban a lebontó szervezetek egységnyi idő alatt általában jelentősebb anyagmennyiséget dolgoznak fel, mint a fogyasztók (Odum, 1971). A lebomlás intenzitása hatással van az ökoszisztéma egészére, mivel a tápanyagok körforgásában alapvető szerepet játszik, és a szénkészlet mennyiségi és minőségi jellemzőire is jelentős hatást gyakorol (Hobbie & Vitousek, 2000).

1.6. Ergoszterol

A fonalas gombák egyik fő alkotója az ergoszterol (2. ábra), ami az elsődleges szterol a sejtmembránban (Axelsson et al., 1995). Nem található meg az edényes növényekben és az állatokban (Newell, 1992). A gombákban található ergoszterol mennyisége alkalmas a legtöbb gomba biomasszájának becslésére, mivel közöttük szoros korreláció áll fenn (Gessner & Chauvet, 1997; Axelsson et al., 1995; Bärlocher & Kendrick, 1981; Gessner, 2005). Az ergoszterol viszonylagos kémiai instabilitása miatt gyorsan lebomlik a sejt halála után, így alkalmas az élő sejtek mennyiségi meghatározására (Weete & Weber, 1980). Az ergoszterol lebomlása exponenciális görbét ír le (Boulton & Bonn, 1991).



2. ábra: Az ergoszterol szerkezeti képlete (forrás: <http://themedicalbiochemistrypage.org/vitamins.php>)

1.7. Természetes és mesterséges patakszakaszok jellemzői

A múlt században az erdős területek jelentősen megcsappantak, továbbá Európa számos részén - elsősorban a síkvidéki területeken - a folyómedreket erősen szabályozták az árvízvédelem miatt. Ezek a műveletek jelentős változásokat eredményeztek a folyók medermorfológiájában, következményük pedig a csökkent avar input, a talajerózió, a partmenti mikroklímában, fényviszonyokban és a kémiai paraméterekben történő változások.

Nagyon fontos az ökoszisztémák működése szempontjából az élőhely heterogenitása, mivel ez befolyásolja az ökológiai folyamatokat valamennyi szerveződési szinten, beleértve a viselkedést, populációdinamikát, a fajok közötti interakciót és a közösség szerkezetét (Free et al., 2009; Gascón et al., 2008; Brown, 2007). Az Európai Unió Víz Keretirányelve is hangsúlyozza, hogy a patakmedrek módosításának egyik következménye a degradálódó, elszegényedő növény- és állatvilág, ami egyszerűsíti az anyag- és energia-áramlási hálót, így a folyamatok sérülékenyebbé válhatnak, ami által gyenge ökológiai állapotúvá vagy potenciálúvá válhat az adott víztest. Az utóbbi években fontossá vált a medermódosítások ökológiai hatásainak vizsgálata, pl. a természetes vízjárás helyreállítása is sokat segíthet az ideális, eredeti, természetes állapotú ökoszisztéma rekonstrukciójában (Muehlbauer et al., 2009; Kovács et al., 2011), de a helyreállítás fontos eleme lehet a partmenti vegetáció újbóli létrehozása is (Harding et al., 2006).

A nagyjából érintetlen parti régióval rendelkező természetes jellegű vízfolyásokba szignifikánsan magasabb avar mennyiség (avar input) jut, továbbá az avarbontási képességük az akkumulációs zónában akár kétszer akkora lehet, mint módosított patakok esetén (Watson & Barmuta, 2010). Mivel a vízi aprító makrogerinctelen szervezeteknek kulcsszerepük van az avarbomlás folyamatában (Bärlocher, 1985), a módosított avar input és annak megtartása (tovasodródás) is befolyásolja a táplálékbőséget, tehát az aprító tevékenység aktivitását.

Moulton et al. (2010) tanulmánya szerint az avar bomlását a városi (tehát módosított) patakokban más fogyasztók, halak és ebihalak végzik, nem pedig az aprító makrogerinctelenek. Lorenz et al. (2009) a módosított víztesteket vizsgálták helyreállítás után a makrozoobentosz tekintetében, és felhívták a figyelmet arra, hogy a meder rehabilitációs intézkedéseket körültekintően kell megtervezni és kivitelezni, hogy azok valóban elősegítsék a diverz makrogerinctelen fauna kifejlődését. Friberg et al. (2009)

megállapították, hogy viszonylag gyengék a megfogható összefüggések a jelenleg használt medermorfológiai intézkedések és makrogerinctelen fauna értékelési szempontjai között, és sürgetik a szisztematikus, megalapozott biológiai értékelés szempontjainak kidolgozását a mederágyi változtatások hatásának felmérésére.

A hegyi patakokban az avarbontás a nemzetközi irodalomban jól kutatott területnek számít (Hawkins et al., 1982; Golladay et al., 1989; Stout et al., 1993; Stone & Wallace, 1998), de az alacsonyabb területeken folyó síkvidéki patakok kevésbé kutatottak (Benke et al., 1984; Kedzierski & Smock, 2001). Az avarbontást jelentősen befolyásolja a patakot övező területek hasznosítási formája is (Mulholland & Lenat, 1992), mely hatással van a patakok makrogerinctelen élőhelyeinek milyenségére és a szerves anyag feldolgozásra (Hax & Golladay, 1998; Kedzierski & Smock, 2001). Mindkettőt jelentősen módosíthatja a patakok medermorfológiája. Az allochton durva szemcsés szerves anyagok (CPOM) primer energiaforrást képeznek erdős területen futó patakokban (Webster & Benfield, 1986; Minshall, 1996; Giller, 1998), ezért az aprítók elsődleges kapcsolatkötők a patak tápanyag-ellátottsága és a környező táj között. Az aprítók alakítják át CPOM-ot finom szemcséjű szerves anyaggá (FPOM), amely aztán a táplálékhálózat többi tagjának biztosít táplálékot (pl. a gyűjtögetőknek és a szűrögetőknek; Cummins et al., 1989; Cuffney et al., 1990). Ennek eredményeként a patak vízgyűjtő területén lévő növényzet változása módosítja a minőségi és mennyiségi allochton CPOM bemenetek ütemét, ami erőteljes hatással lehet a közösség szerkezetére és ökológiai funkciójára (Golladay et al., 1987; Smock et al., 1989; Bilby & Ward, 1991). Figyelembe véve a patakok és az őket környező szárazföldi táj közötti szoros kapcsolatot, arra következtethetünk, hogy ezek a hatások befolyásolhatják a víz minőségét még a nagyobb patakok és folyók esetében is, mivel a kisvízfolyások erősen befolyásolják, hogy a magasabb rendű folyókban mennyi táplálék áll rendelkezésre a különböző táplálkozású makrogerinctelenek számára (Meyer & Wallace, 2001).

Az erdészeti munkálatok jellemzően a partmenti és vízgyűjtőn elterülő erdőket érintik, de jelentős lehet az útépítés és a mezőgazdasági termelés hatása is. Ezek a tevékenységek egyaránt érintik az abiotikus és a biotikus folyamatokat is a patakokban. Például parti növényzet híján nő a víz átlagos hőmérséklete (Brown & Krygier, 1970; Webster & Waide, 1982), csökken a szervesanyagok beáramlása és a szervesanyag visszatartás (Newbold et al., 1980; Golladay et al., 1989; Smock et al., 1989), valamint nő a patak szervesanyag koncentrációja (McClurkin et al., 1985; Swank et al., 1988).

Utak és patak kereszteződésénél az üledék mennyisége növekedhet, ami szintén nem terhelési forrás (McClurkin et al., 1985; Swank et al., 1988). A fokozott fény- és hőmérsékleti viszonyok, valamint a többlet tápanyag-koncentráció növelheti az alga biomasszát, ami megváltoztatja az természetes makrogerinctelen fajgyűttesek összetételét (Likens et al., 1970; Wallace & Gurtz, 1986; Bilby & Bisson, 1992). Mindezen folyamatok következményeképp csökken az élőhelyek diverzitása és a makrogerinctelenek sokszínűsége (Hynes, 1975b; Richardson, 1985). Pusztán a partmenti sávok megfelelő gondozásával nemcsak ezeket a problémákat lehet kiküszöbölni, hanem csökken az erózió és a tápanyaglefolyás is (Ormerod et al., 1993).

1.8. Magyarországi limnológiai kutatások patakokban

Magyarországon a limnológiai kutatások évszázados múltra tekintenek vissza. Részletezés nélkül megállapítható azonban, hogy e kutatások csak sporadikusan érintették kisebb folyóvizeinket. Patakjaink, kis folyóink állapotáról, a bennük lezajló ökoszisztéma folyamatokról rendszerezett tudással az elmúlt évszázad végéig nem rendelkezünk. A kutatások megindulásának alapvető lökést adott az EU VKI (DIRECTIVE 2000/60/EC, 2000) megjelenése, mely célfeladatként tűzte ki, hogy Európa felszíni vizei 2015-re kerüljenek jó ökológiai állapotba. A minősítésben a biológiai elemeknek, a vizeket benépesítő élőlényeknek alapvető szerepe van. A cél eléréséhez definiálni kellett (mégpedig ökorégiókként, al-ökorégiókként, hatóságilag országonként) az állapotminősítés paramétereit, ki kellett dolgozni annak módszereit, s fel kellett mérni az alapállapotot – vagyis, hogy jelenleg vizeinket milyen állapot jellemzi.

A Pannon Egyetem Limnológia Tanszékén számos alapkutatást végeztek hazai kisvízfolyásokban (pl. Kovács et al., 2006; Kovács et al., 2011; Szilágyi et al., 2008; Üveges et al., 2012), különös tekintettel a bennük lezajló ökológiai folyamatokra, próbálva ezzel megfelelni a VKI elvárásainak. A cél jó vízminőségű állapot, eléréseének alapját az ökoszisztéma alapú kutatások képezik (Kallis & Butler, 2001). A kutatások helyszínéül olyan vízfolyásokat választottunk, melyeken korábban már folytattunk vizsgálatokat. Több patak is a Bakonyban található, mint például Kolontár és Devecser térségében, melyek a vörösiszap katasztrófa által érintett területek.

1.9. Problémafelvetés és célkitűzés

Az avarlebomlás ütemének és az azt befolyásoló tényezők vizsgálatának már több évtizedes előzményei vannak, ennek ellenére hazánkban vízi környezetben csak néhány kísérlet történt e témában. Ezek közül egyik sem foglalkozott ergoszterol koncentrációjának mérésen alapuló gomba biomassza becsléssel, illetve a patakba hulló éves avar mennyiség meghatározásával. Ezen okokból kifolyólag terepi kísérleteim sorozatát úgy állítottam össze, hogy országunkban néhány jellegzetes dombvidéki kisvízfolyás avarlebontási ütemének tanulmányozása kapcsán minél több tényezőre, összefüggésre rámutathassak. Ezek alapján a célkitűzéseim a következők voltak:

1. Megismerni a gombák általi avarlebontás, a medermorfológia és a partmenti vegetáció minőségének kapcsolatát. Ennek érdekében egy természetes medrű és természetes parti vegetációval rendelkező patakszakaszon (Csigere-patak) valamint egy erősen módosított medermorfológiával rendelkező és partmenti vegetáció nélküli (Torna-patak), valamint e két szélsőséges adottságú patakszakasz közötti ún. átmeneti állapotban lévő patakszakaszon (Veszprémi-séd) folytattam avarlebontási kísérleteket. Ennek az összetett kapcsolatrendszernek a feltérképezése érdekében céлом volt megállapítani:

- a vizsgálat helyszínéül szolgáló patakszakaszok medrének morfológiai jellemzőit,
- a patakparton található vegetáció minőségét,
- a patakokba hulló avar éves mennyiségét,
- vízkémiai háttérváltozók adatait is összevetni a felsorolt megfigyelésekkel,
- a fent említett patakokban előforduló gombák fajszerelmét, és biomasszáját.

2. Az avarzsákos technikával összevetni a mások által is használt avardobozos technika előnyeit és hátrányait. A tanszék kutatócsoportja által kidolgozott és jelenleg is tesztelt avarhengeres kísérlet kipróbálása. E kísérlet sorozatban a céloom az, hogy

- vizsgáljam avarhenger, valamint az avardoboz avarmegtartó képességét a kis illetve nagy lyukbőségű avarzsákkal szemben,
- az avardobozokban a szervesanyag felhalmozódásának ütemét megállapítsam,

- az avardobozban, az avarhengerben és az előző kísérletekben használt avarzsákokban alakuló avarlebontási ráták különbözőségeit megállapíthassam, ezáltal tesztelhessem a hatékonyságukat,
- valamint megállapítsam, hogy az egyes eszközökben mennyi lebontó gomba tudott megtelepedni.

3. A módosított patakszakaszon a víz sodrása a kiegyenesített meder miatt gyorsabb, ezért az avarfogyás üteme nem az aprítók tevékenysége és a gombák lebontása miatt nagyobb, hanem a fokozottabb áramlás miatt. Céлом volt meghatározni:

- az általam használt avarfajok (*Quercus robur*, *Populus tremula* és *Salix alba*) avarbomlási ütemét,
- két különböző típusú vízfolyásban a veszteségbeli különbözőségeket.

Az avarlebomlás üteme és a környezet (víz) hőmérséklete közötti összefüggés megállapítása. Céлом volt:

- két patakban téli aspektusban megállapítani a hőmérséklet és az avarlebontási ráta különbözőségeit,
- a hőmérséklet különbség szempontjából különválasztani a mikrobiális bontás és az aprító szervezetek aktivitásának a változásait.

4. A vörösiszap katasztrófa helyszínére, a Torna-patak devecseri szakaszára kihelyezett kísérletsorozatban célul tűztem ki vizsgálni:

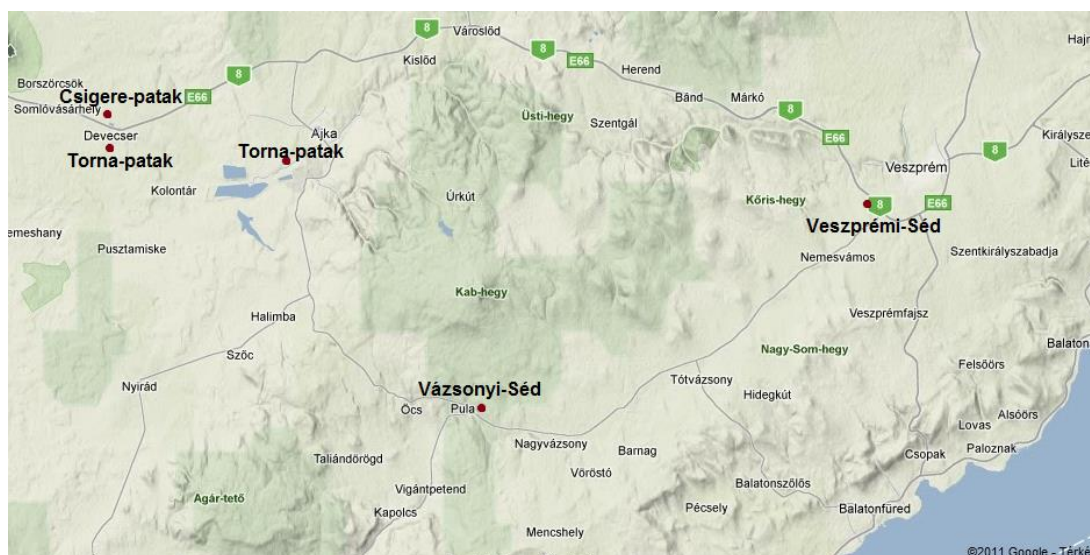
- a patak élővilágának regenerációját,
- a katasztrófa után a gombák megtelepedésének a mértékét,
- az avarzsákokban az avar makrogerinctelen szervezetek nélküli aprózódását,
- többféle avar aprózódását egy referencia ponttal összehasonlítva.

2. Anyag és módszer

2.1. Mintavételi helyszínek

A vizsgálatok helyszínéül a következő patakokat jelöltem ki (3. ábra):

- Torna-patak (47°6.367'N, 17°26.090'E),
- Csigere-patak (47°12.125' N, 17°25,244' E),
- Veszprémi-séd (46°59'42.29" N, 17°39'10.66 E),
- Vázsonyi-séd (47°6'20.47" N, 17°51'39.37" E).



3. ábra: Vizsgálati helyszínek (forrás: maps.google.hu)

Kísérleti helyszíneket minden esetben egy-egy, az adott patakra jellegzetes szakaszon jelöltük ki, ahol legalább 3-4 m²-es terület a sodorvonalban a patak aljzatán homogén volt és egyenletes.

A Torna-patakon lévő vizsgálati helyszín Devecser belterületén található, a meder trapéz alakú, betontéglákkal kirakott (4. ábra). A parton nincsenek fák, mellette egy lovarda volt található. A Torna-patak dombvidéki, meszes, durva mederanyagú, kis esésű (1-3%) vízfolyás. A patak hossza 51 km, vízgyűjtőjének területe 498 km². Medre annak felső szakaszain természetes jellegű, míg Ajkától már erősen módosított. A természetes jellegű szakaszok a forrásvidéken találhatók, Csehbánya közelében Főként *Carpinus* sp. és

Betulaceae-fajok alkotják a Bakonyra jellemző, patakot kísérő erdőt. A mederanyag microlithal (\varnothing : 2 - 6 cm, durva kavics) és akal (\varnothing : 2 mm - 2 cm, közepes méretű kavics), a medret finom és közepes méretű kavics borítja. Ajkától kezdődően a Torna-patak erősen módosított, a meder kiegyenesített, trapéz alakú, hosszabb szakaszokon a trapézmeder alja és oldala betonlapokkal kirakott. A mederanyag főként microlithal (\varnothing : 2 cm - 6 cm) és akal (\varnothing : 2 mm - 2 cm). A parton a módosított szakaszokon semmilyen természetes fás vegetáció nem található, a patak ezen szakaszai többnyire mezőgazdasági- és lakott területeken folynak keresztül. A Torna-patak középső szakaszán a medret 1986-1990 között áthelyezték az ajkai timföldgyár iszapkazettáinak bővítése miatt.



4. ábra: A vizsgálati helyszín a Torna-patakon

A Csigere-patak (hossz: 19,8 km) Devecser mellett található, a környéken lévő Széki-tó vizének kifolyója, ezért a vízszint és a vízsebesség gyakran ingadozik. A mintavételi helyen (5. ábra) a meder természetes jellegű, mind lefutását, mind szemcseméretét tekintve, míg a partja módosított, egyrészt a szántóföldek, másrészt az állandó kaszálások és a fás vegetáció hiánya miatt. A mintavételi helyhez közel a *Populus tremula* több egyede található a parton. A meder mélysége 1-2 m, szélessége 2-3 m. Kisebb kanyarulatok találhatóak a szakaszon, az aljzat összetétele akál ($\varnothing > 2$ mm - 2 cm, finom, közepes kavics), psammal/psammopelal ($\varnothing > 6$ μ m - 2 mm, homok/homok iszappal), és néhány ponton argyllal ($\varnothing < 6$ μ m iszap és szervesetlen agyag (Kovács et al., 2011).



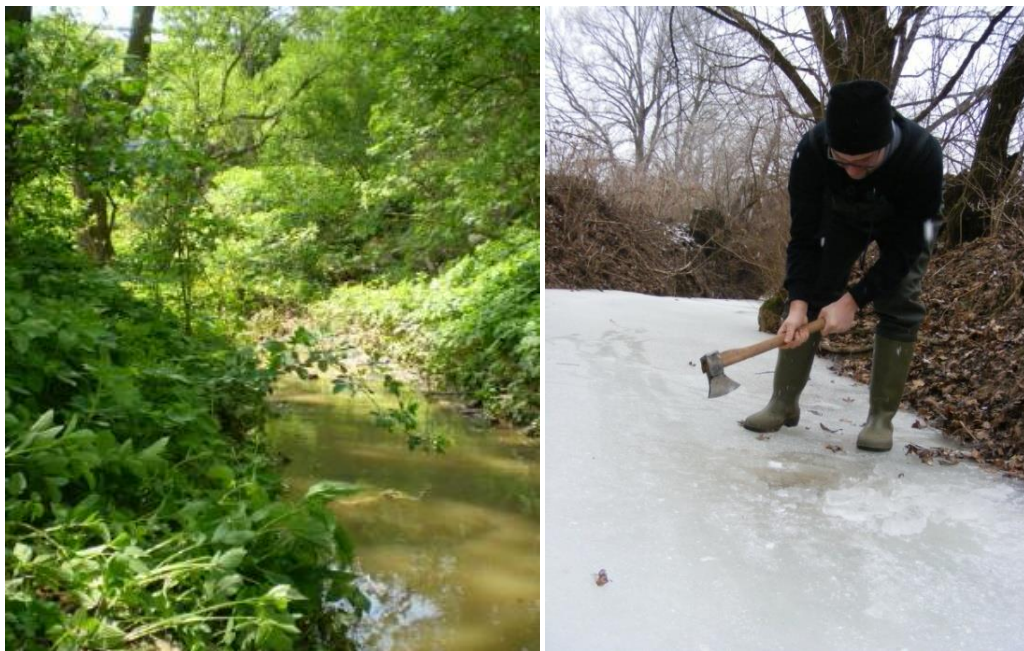
5. ábra: A vizsgálati helyszín a Csigere-patakon

A Vázsonyi-séd (hossz: 17,5 km) mintavételi helyét (6. ábra) Pula község határában jelöltük ki. A patakot egyik irányból kb. 200 m széles lankás, zárt erdő, míg a másik oldalát mezőgazdasági művelésű földterület határolja, egy pár méteres, bokros-cserjés sávot követően. Itt meghatározó mennyiségben vannak jelen a különböző fenyőfélék, a mezei és a hegyi juhar (*Acer campestre*, *A. pseudoplatanus*). Elszórtan található még közönséges gyertyán (*Carpinus betulus*). Közvetlenül a patak partján kosárfonó fűz (*Salix viminalis*) és rezgő nyár (*Populus tremula*) a leggyakoribb faj, de egyéb fásszárúak és közönséges lágyszárúak is előfordulnak.



6. ábra: A vizsgálati helyszín a Vázsonyi-séden

A Veszprémi-séd a Csatár-hegy lábánál fekvő 70 km hosszú kisvízfolyás, melyet egy viszonylag zárt, kb. 10 méteres fás vegetáció határol el a mellette található szántóföldtől. A forráshoz közelebbi szakaszán (kb. 20 km-re) jelöltük ki a mintavételi pontunkat (7. ábra). A meder mélysége 3-4 m, szélessége 2-3 m. Ezen a ponton a patak természetes jellegű, még nem halad át Veszprémen. A patak ezen része enyhén kanyargó, az aljzat főként mezolitikából (20%, Ø: 6 - 20 cm, ökölnyi kövek) és mikrolitából (60%, Ø: 2 - 6 cm, durva kavics) áll. A szárazabb időszakban néhány szervesetlen barrier képződik (kisebb akkumulációs zónák), ahol az aljzat akal (10%) és psammal (10%). Jellemzőek a kisebb felhalmozódási xylal (kisebb fatuskók, gallyak) zónák, melyek mögött feltorlódik a CPOM. A meder két oldalán (5-7 m szélességben) fás vegetáció található, *Salix*, *Sambucus* és *Robinia*-fajokkal. A partot szegélyező fás szárú sáv mellett kaszáló terület el, melyet néhol kiskertek szakítanak meg.



7. ábra: A vizsgálati helyszín a Veszprémi-séden

2.2. Avarhullás meghatározása

Az avarbehullás mérését két kisvízfolyás egy-egy szakaszán végeztük 2009. augusztusától 2010. augusztusáig Webster & Meyer (1997) módszerét követve. Az egyes helyszíneken kb. 80 m-es szakaszokat jelöltünk ki a mérés lebonyolítására, majd random kihelyeztünk avarcsapdákat, nagyjából egyenlő távolságra. Ügyeltünk arra, hogy az egyes szakaszok a későbbi mintavételek során jól megközelíthetők legyenek, és rendelkezzenek reprezentatív partmenti vegetációval. Az egyik típusú zsák (8.a ábra) a vertikális irányból (fall-in) érkező, tehát a lombkorona által hullajtott leveleket gyűjtötte össze, míg a másik típus (8.b ábra) az oldalsó irányból érkező (blow-in), főleg szél által a mederbe kerülő avart fogta fel. Mindegyik mintavételi eszközt mi magunk készítettük el. A laterális avarzsákot egy 20 x 50 cm-es fakeretre rögzítettük, és a part mentén 10 darabot helyeztünk ki belőlük. A vertikális zsákokat (szintén 10 db) a víz fölé feszítettük ki a partmenti vegetációt alkotó cserjék, fák ágaihoz, törzseihez. Itt ügyelnünk kellett arra, hogy az esetleges vízszint-emelkedés ne érje el a zsákok szövetét, hiszen akkor az állandó nedvesség hatására rohamosan megindulna az avar bomlása, ezzel meghamisítva a mérést. A lombhullást követően (2009. szeptember) havonta begyűjtöttük a zsákok tartalmát, majd laboratóriumba szállítottuk, ahol fajok szerint szétválogattuk, majd tömegállandóságig szárítottuk őket 72 °C-on. A tömegmérések után az avar-input értékeket kiszámoltuk $\text{g m}^{-2} \text{év}^{-1}$ -es mennyiségre.



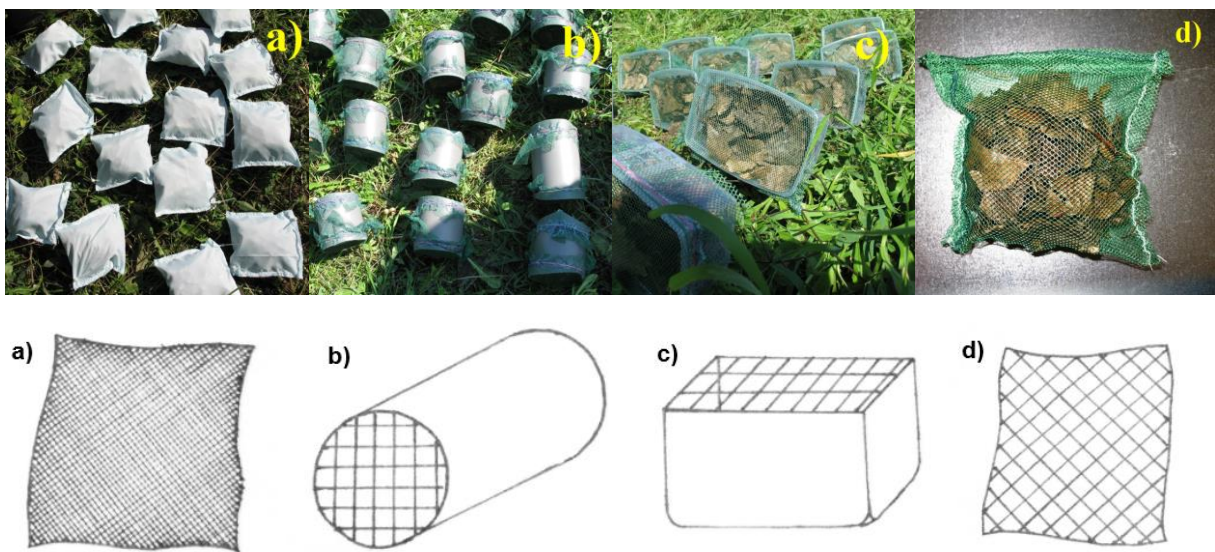
8. ábra: A kihelyezett avarcsapdák a felülről hulló (a) és az oldalról besodródó (b) avar mérésére

2.3. Az avarbontó vízi gombák meghatározása

Az avarlebontásában résztvevő gombák határozásához habmintákat gyűjtöttünk a víz felszínéről, és a benne lévő konídiumok morfológiája alapján határoztuk meg az egyes fajokat. Annak érdekében, hogy a baktériumok és a konídiumok csírázását meggátoljuk, F.A.A. (formal-acet-alcohol) oldatot (30 ml formalin + 250ml 95 %-os etanol + 20 ml jégecet + 200 ml desztillált víz) adagoltunk - a mintával egyenlő arányban - a mintavevő edénybe. Laboratóriumban az üveg aljára leülepedő részből pipettáztunk egy cseppet a tárgylemezre, majd Nikon Eclipse E400 Epi-Fluorescence mikroszkóppal, 400- ill. 1000-szeres nagyítással vizsgálva határoztuk meg a fajokat.

2.4. Avarlebontás vizsgálata különböző mintavételi eszközök esetében, illetve a szezonális függvényében

A vizsgálatokhoz használt avarokat (*Quercus robur*, *Populus tremula*, *Salix alba*) ősszel (2007, 2008, 2009, 2010) gyűjtöttük közvetlenül lehullás után. Tárolásuk légszáraz állapotban történt, és a kísérleti eszközökbe töltés előtt 70 °C-on tömegállandóságig szárítottuk, majd 10 g-ot mértünk be mindegyik eszközbe (avarzsák, avardoboz, avarhenger; 9. ábra).



9. ábra: Vizsgálataink során kihelyezett eszközök: planktonháló zsák (a), avarhenger (b), avardoboz (c) és avarzsák (d)

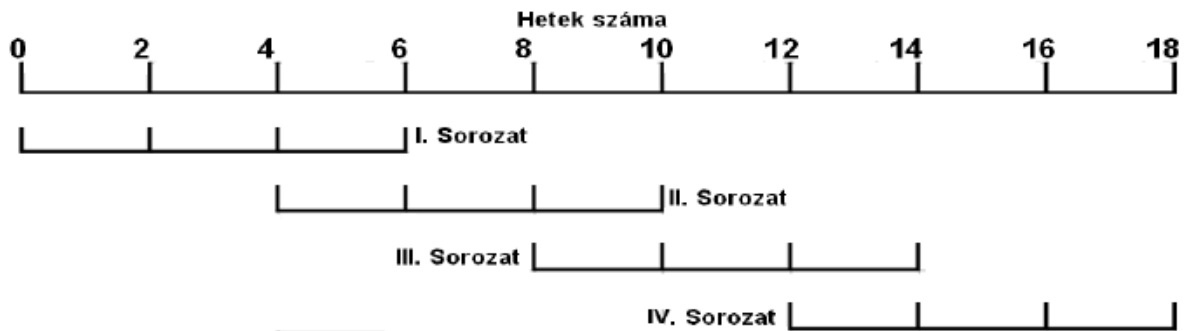
A legerjedtebb mintavételi eszköz az avarzsák, melyből két féle használatos: (1) kis-, illetve (2) nagy lyukbőségű. Az előbbi azt a célt szolgálja, hogy makrogerinctelen szervezetek kizárásával vizsgálható az avar lebontása, míg az utóbbinál jelen vannak az említett szervezetek is. Próbálkoztunk újfajta eszközökkel is. Egyik ilyen az avardoboz, ami egy kisebb műanyag dobot jelent, melynek tetejére hálót rögzítettünk. Egy másik eszköz az avarhenger, ami egy műanyag cső, melynek két végére erősítettünk hálót. Az avarhenger kifejlesztésére többek között ezért is volt nagy szükség, hogy a drasztikus, hirtelen lezúduló esőzések a kísérleti objektumokban a folyamatokat ne befolyásolják oly mértékben, hogy az egyben a kísérlet megghiúsulását jelentse. Az avarzsákok mérete - mind a nagy lyukbőségűé (\varnothing 3 mm), mind a kis lyukbőségűé (\varnothing 900

μm) - 15 x 15 cm volt, míg az avardobozok mérete 15 x 7 cm (fedőháló \varnothing 3 mm), az avarhenger pedig 15 cm hosszú volt (\varnothing 10 cm, fedőháló \varnothing 3 mm). Az avarzsákokat a négy sarkuknál gyorskötöző segítségével felkötöttük egy rácsra (fém kerítésrács), majd ezt a patak aljára rögzítettük. Az avardobozok és hengerek két ponton rögzültek a fémháléhoz. A vízbe helyezés előtt az eszközökbe töltött avart megnedvesítettük (10. ábra) a patak vizével (vízpermet), hogy az aprózódás mértéke kisebb legyen.



10. ábra: Az avar nedvesítése a patakba helyezés előtt

Az avarlebontás szezonálisának vizsgálatára egy két nagyobb részből álló kísérletet állítottunk be. A Csigere-patakon és a Vázsonyi-séden a rezgő nyár és a fehér fűz bomlását vizsgáltuk nagy lyukbőségű (3 mm) és kis lyukbőségű (100 µm) avarzsákkal. A kísérleteket egy nyári (2009.05.27-2009.10.14) és egy téli (2010.01.04-2010.05.24) periódusban végeztük el az alábbi ütemezés szerint (11. ábra).



11. ábra: Mintázási sorozatok időbeli átfedései mind a téli, mind a nyári periódusban

2.5. Vörösiszap katasztrófa

2010. október 4-én példátlan méretű, emberéleteket követelő ipari katasztrófa történt Ajka térségében, a sebesültek száma meghaladta a 150-et. A Magyar Alumínium Termelő és Kereskedelmi Zrt. (MAL) tulajdonában lévő Ajkai Timföldgyár Ajka és Kolontár között létesített vörösiszap tározójának gátja átszakadt, és mintegy 600-700 ezer köbméter lúgos vörösiszap öntötte el Kolontár, Devecser és Somlóvásárhely mélyebben fekvő területeit (12. ábra).



12. ábra: A vörösiszap katasztrófa helyszíne

A szennyezés mintegy 40 km²-nyi területen terült szét, a Torna-patak élővilágát megsemmisítette, a Marcalét jelentősen károsította. A levonuló lúgos vörösiszap semlegesítése érdekében mind a Torna, mind a Marcal vizébe ismeretlen mennyiségű, de összvolumenében igen jelentős mennyiségű gipszet szórtak. A katasztrófa érintette az általunk végzett korábbi kutatások egyes állandó mintavételi helyeit, emiatt már a katasztrófa estéjén elkezdjük az ökológiai károsodás mértékének felmérését. Az ezt követő

időszakban számos kémiai- biológiai- és toxikológiai vizsgálatot végeztünk, melyek részeredményeit hazai és nemzetközi konferenciákon bemutattuk (Hubai, 2011; Kovács et al., 2011; Kucserka et al., 2011; Padisák et al., 2011; Selmeczy & Drávecz, 2011; Üveges et al., 2011, Vass & Kucserka, 2011; Vass et al., 2011).

A katasztrófa után a patakban kialakult állapot lehetővé tette az avar fogyásának vizsgálatát egy olyan patakban, melyben alig találhatók élőlények, tehát a patak ilyen szempontból úgymond „holtnak” tekinthető. Az avarfogyásban az oldható anyagok kimosódása és az elsodródó apríték is benne van, míg az avarlebontásban csak az élő szervezetek által elfogyasztott mennyiség szerepel, így a kísérlet során külön tudtuk választani a két folyamatot. Ilyen feltételeket természetes körülmények között ritkán találunk a környezetben, hasonló esetekben végzett kutatások sem ismertek.

2.6. Az avarfogyás és a gombák mennyiségének becslésére használt ergoszterol meghatározása

2.6.1. Az avar mintavétel utáni feldolgozása

A zsákok kihelyezése után a mintavétel ideje és rendszeressége minden kísérleti ütemben más volt, amit az egyes fejezetek eredményeinek bemutatása során ismertettek, de a mintavételek közös elve az volt, hogy random módon minden eszközből minden alkalommal három párhuzamos mintavétel történt. Az eszközöket a vízből kiemelés után rögtön műanyag zsákocskába helyeztük, majd a laboratóriumban az eszközökből az avar egy tálcára borítottuk és a makrozoobentosz szervezeteket kiválogattuk, 70%-os etanolban tartósítottuk, az avart víz segítségével megtisztítottuk a hordaléktól, majd tömegállandóságig szárítottuk és mértük a visszamaradt avar tömegét.

A katasztrófa előtt avarzsákos kísérletet végeztünk a Torna-patak devecseri szakaszán a 2008-as évben, valamint 2009. január 3. és június 2. között. Az avarlebomlás vizsgálatára alkalmas módszerek közül a legelterjedtebb avarzsákos módszert alkalmaztuk (Graça et al., 2005). Háromféle avar (fűz, nyár, tölgy) vizsgáltunk. Az előzőleg begyűjtött avar (13. ábra) laboratóriumban 75 °C-on tömegállandóságig szárítottuk. A száraz levelekből 10±0,1 g-ot 3 mm lyukbőségű, kb. 10x10cm méretű zsákokba töltöttünk. A megtöltött avarzsákokat rácson rögzítve helyeztük a patakba, majd ezekből kéthetente vettünk mintát a makrogerinctelen szervezetek, a lebontási ráták és a gombák biomasszájának meghatározásához. A minták laboratóriumba szállítását követően háromszintes, különböző lyukbőségű szita felett átmostuk a leveleket, hogy eltávolítsuk a felesleges ráakódott szerves szesztont (vízben levő, oldhatatlan, ülepedhető, szűrhető részecskék, ásványi szemcsék, pelyhek), illetve hogy lemoszuk az összes, avarzsákba bejutott makrogerinctelent. Az avarzsákban található makrogerinctelen egyedeket egy tálcán gyűjtöttük, majd mintatartó üvegekbe téve 70%-os etanolban tartósítottuk későbbi meghatározás céljából. Avarfogyás meghatározásához az átmosott avarmintákat 75 °C-on tömegállandóságig szárítottuk, majd lemértük a megmaradt avar tömegét.



13. ábra: Az avar gyűjtése a kísérletekhez

A katasztrófát követő avarlebomlási vizsgálatokat 2011. február 16-án kezdtük meg. Két mintavételi helyet jelöltünk ki. Referenciaként szolgált az Ajka-Tósokberénden kijelölt mintavételi hely, míg a katasztrófa által érintett szakaszról a devecseri mintavételi helyet választottuk a több éves kutatási előzmény okán. A vizsgálatok során tizenegy féle avar lebomlását vizsgáltuk: bükk (*Fagus sylvatica*), csertölgy (*Quercus cerris*), kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), mezei juhar (*Acer campestre*), hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*), platán (*Platanus* sp.), nyár (*Populus* sp.), közönséges nyír (*Betula pendula*), kislevelű hárs (*Tilia cordata*), fehér fűz (*Salix alba*), virágos kőris (*Fraxinus ornus*). Ezek a fajok a Közép-Nyugat-dunántúli régióban legelterjedtebb erdőalkotó fafajok. A leveleket közvetlen lombhullás után a Veszprém és Ajka környéki erdőkben gyűjtöttük, majd laboratóriumban 75 °C-on tömegállandóságig szárítottuk. A száraz levelekből $10 \pm 0,1$ g-ot 3 mm lyukbőségű, kb. 10x10cm méretű zsákokba töltöttünk. Az így előkészített avarzsákokat a mintavételi helyen rácsra erősítettük, majd a rácsot a patak sodorvonalában az aljzathoz rögzítettük (14. ábra).



14. ábra: Az avarzsákok rögzítése

2.6.2. Az ergoszterol mérése

A tisztított avarból minden esetben 4-5 darab levelet mélyhűtőbe tettünk a későbbi ergoszterol mérésekig. Az ergoszterol méréshez a légszáraz avarokból ismert tömeget mértünk be, majd pár óra hűtés után fél órán át 80°C -on extraháltuk KOH-os metanol oldatban. Az ergoszterol elválasztása SPE (solid phase extraction) segítségével történt, majd az izopropanollal kinyert ergoszterol mennyiségét HPLC-vel (high performance liquid chromatography) határoztuk meg. A HPLC rendszer fontosabb paraméterei a következők voltak - eluens: 100% metanol, áramlási sebesség: 1 ml perc^{-1} , gáz: He, pumpa: Waters 600, UV lámpa (waters 490), idő állandó: 0,1 , AUFS:1, $\lambda=282\text{ nm}$, termosztát (Waters 410), hőmérséklet 33°C , oszlop: Nova-Pak C18; $3,8 \times 150\text{ mm}$; $4\text{ }\mu\text{m}$. HPLC tisztaságú metanolt és izopropanolt használtunk a minták előkészítése és mérése során. A szükséges oldatok elkészítéséhez analitikai tisztaságú kálim-hidroxidot és sósavat használtunk. Sigma, purum; $\geq 95\%$ (HPLC) ergoszterol sztenderdet használtunk a kalibráló görbék elkészítéséhez. A gombák biomasszáját az ergoszterol koncentrációk alapján lehet becsülni (Gessner és Chauvet, 1997; Gessner 2005): $5,5\text{ mg ergoszterol felel meg } 1\text{ g gomba biomasszájának}$.

2.7. Helyszíni mérések

A helyszínen minden alkalommal történt hőmérséklet, oldott oxigén, oxigén telítettség, pH és vezetőképesség mérés (HQ40d multiméter). A fő kémiai változókat (NO_2^- , NH_4^+ , NO_3^- , PO_4^{3-} , TP, SO_4^{2-} , SRSi, Cl^- , COD_{PS}) pedig laboratóriumban határoztuk meg.

Valamennyi mintavétel során 1,5 liter vízmintát gyűjtöttünk, melyeket sötétben tárolva laboratóriumba szállítottunk. A vízanalitikai méréseket nemzetközileg elismert módszerek alapján végeztük (APHA, 1998; Wetzel & Likens, 2000), a vízmintákban a következő paramétereket határoztuk meg:

- SO_4^{2-} , NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , SRP (oldott reaktív foszfor), TP (összes foszfor) spektrofotometriás módszerrel (APHA, 1998);
- SRSi (oldott reaktív szilícium) spektrofotometriás módszerrel (Wetzel és Likens, 2000);
- KOI, p- és m-lúgosság, Cl^- titrimetriás módszerrel (APHA, 1998);
- lebegőanyag tartalom (Wetzel és Likens, 2000).

2.8. Lebontási ráta

Az avarbomlási ráta meghatározásához a széles körben alkalmazott exponenciális formulát használtuk fel (Graca et al., 2005, Stewart & Davies, 1989): $M_t = M_0 \cdot e^{-kt}$, ahol M_t száraz avar tömege adott időpillanatban (nap), az M_0 az avartömege 0 időpontban ($M_0 = 10$ g), k az exponenciális bomlási együttható és t az adott időpillanat. Az avarbomlási együttható alapján besorolható az egyes fafajok avarbomlásának gyorsasága: "gyors" ($k > 0,01$), "közepes" ($k = 0,005-0,001$) és "lassú" ($k = 0,005$) (Graca et al., 2005; Bärlocher, 2005) kategóriába. Minden minta esetében kiszámoltuk az avar felezési idejét is $T_H = \ln 2 \cdot k^{-1}$, ami azt mutatja, hogy mennyi időre van szükség ahhoz, hogy az avar mennyisége az eszközökben a felére csökkenjen. Az avarfogyások adataira exponenciális görbét a Microsoft Excel 2010-es programmal illesztettem, így a görbe egyenletéből az R^2 adatokat megkaptam. A varianciaanalízis (ANalysis Of VAriance = ANOVA) szintén az említett program segítségével történt.

2.9. Munkacsoport

A Pannon Egyetem Limnológia Intézeti Tanszékén az avar lebontásának vizsgálata több éves múltra tekint vissza. Született, illetve születik doktori disszertáció a témában, melyen belül a szerző saját kutatási területét az avar lebontásában résztvevő gombák szerepe jelenti. Itt röviden szeretném ismertetni, hogy ki milyen területen vett részt a munkában.

Az avar-input, illetve a gombák fajszintű meghatározásánál Vass Máté segített, a mintavételi eszközök összehasonlításánál Kovács Kata és Kacsala István munkájához csatlakoztam. A vörösiszap katasztrófa utáni állapotfelmérésben többek között Hubai Katalin Eszter és Üveges Viktória vettek részt.

3. Eredmények

3.1. Avar input, valamint az avaron megtelepedő vízi gombák vizsgálata

Az 5. táblázat Vázsonyi-séd és a Veszprémi-séd avar-input értékeit tartalmazza fajokra lebontva, ill. összesítve.

5. táblázat: A két vízfolyás avar-input értékei 2009 augusztusától 2010 augusztusáig

Fajok:	Vázsonyi-séd		Veszprémi-séd	
	Laterális input g m ⁻² év ⁻¹	Vertikális input g m ⁻² év ⁻¹	Laterális input g m ⁻² év ⁻¹	Vertikális input g m ⁻² év ⁻¹
Bükk (<i>Fagus</i> sp.)	87	29		
Csertölgy (<i>Quercus cerris</i>)	1	1		
Fekete bodza (<i>Sambucus nigra</i>)	1	1	1	1
Fekete nyár (<i>Populus nigra</i>)	87	84		
Fűz (<i>Salix</i> sp.)	27	58	46	124
Galagonya (<i>Crataegus</i> sp.)		1	1	
Gyertyán (<i>Caprinus</i> sp.)	31	26	32	43
Hegyi Juhar (<i>Acer pseudoplatanus</i>)	21	15	1	1
Húsos som (<i>Cornus mas</i>)	2	3	3	3
Kocsánytalan tölgy (<i>Quercus petaea</i>)	58	10		
Kőris (<i>Fraxinus excelsior</i>)	1			
Közönséges mogyoró (<i>Corylus avellana</i>)	1	3	15	2
Mezei juhar (<i>Acer campestre</i>)	32	48	83	126
Zöld juhar (<i>Acer negundo</i>)	1		1	2
Lágyszárúak		1	1	1
Termések	1	9		
Tülevél		1		
Ágak	19	27	10	18
Összesen:	372	313	199	331

A Vázsonyi-sédnél a legnagyobb mértékű avarbehullást a fekete nyár (25%) és a bükk (17%) okozta, míg a Veszprémi-sédnél a mezei juhar (40%) és a fűz (33%). A Vázsonyi-sédnél a laterális (372 g m⁻²év⁻¹) és a vertikális (313 g m⁻²év⁻¹) irányból származó források közt nem volt jelentős eltérés, összességében közel azonos tömegben érkezett mindkét irányból az avar. Ezzel ellentétben a Veszprémi-sédnél a laterális input (199 g m⁻²év⁻¹) kisebb értéket mutatott, mint a vertikális (331 g m⁻²év⁻¹). Az avar-input

értékek azt mutatják, hogy leginkább a fásszárú növények levelei dominálnak az egyes értékek közt mindkét helyszínen.

A Vázsonyi-sédnél a partmenti vegetációt 14 faj, valamint különböző lágyszárúak és fenyőfélék alkotják. Ezek közül a bükk (*Fagus* sp.) (a legdominánsabb), a fekete nyár (*Populus nigra*) és a fűz (*Salix* spp.) tartozik a fő erdőalkotó fafajok közé ezen a területen. Az éves avar-input a vizsgált szakaszon (kb. 85 m) $685 \text{ g m}^{-2}\text{év}^{-1}$.

Jól látszik az 5. táblázatból, hogy a laterális irányból érkező mennyiség jelentősen kevesebb ($199 \text{ g m}^{-2}\text{év}^{-1}$), mint a fentről érkező avarmennyiség ($331 \text{ g m}^{-2}\text{év}^{-1}$). A patak feletti növényborítottságot 80-85%-ra becsültük. Itt a partmenti vegetációt alkotó fafajok között is akad eltérés az előző helyszínhez képest. Összesen 10 faj, továbbá különböző lágyszárúak fordulnak elő. A fő erdőalkotó fajok közé ezen a patakszakaszon elsősorban a mezei juhar (*Acer campestre*) tartozik ($206 \text{ g m}^{-2}\text{év}^{-1}$). A többi dominánsabb fa közé sorolható még a fűz (*Salix* sp.), és kisebb hányaddal a gyertyán (*Carpinus* sp.) is. Az éves avar-input ezen a szakaszon (kb. 75 m) kisebb, $530 \text{ g m}^{-2}\text{év}^{-1}$.

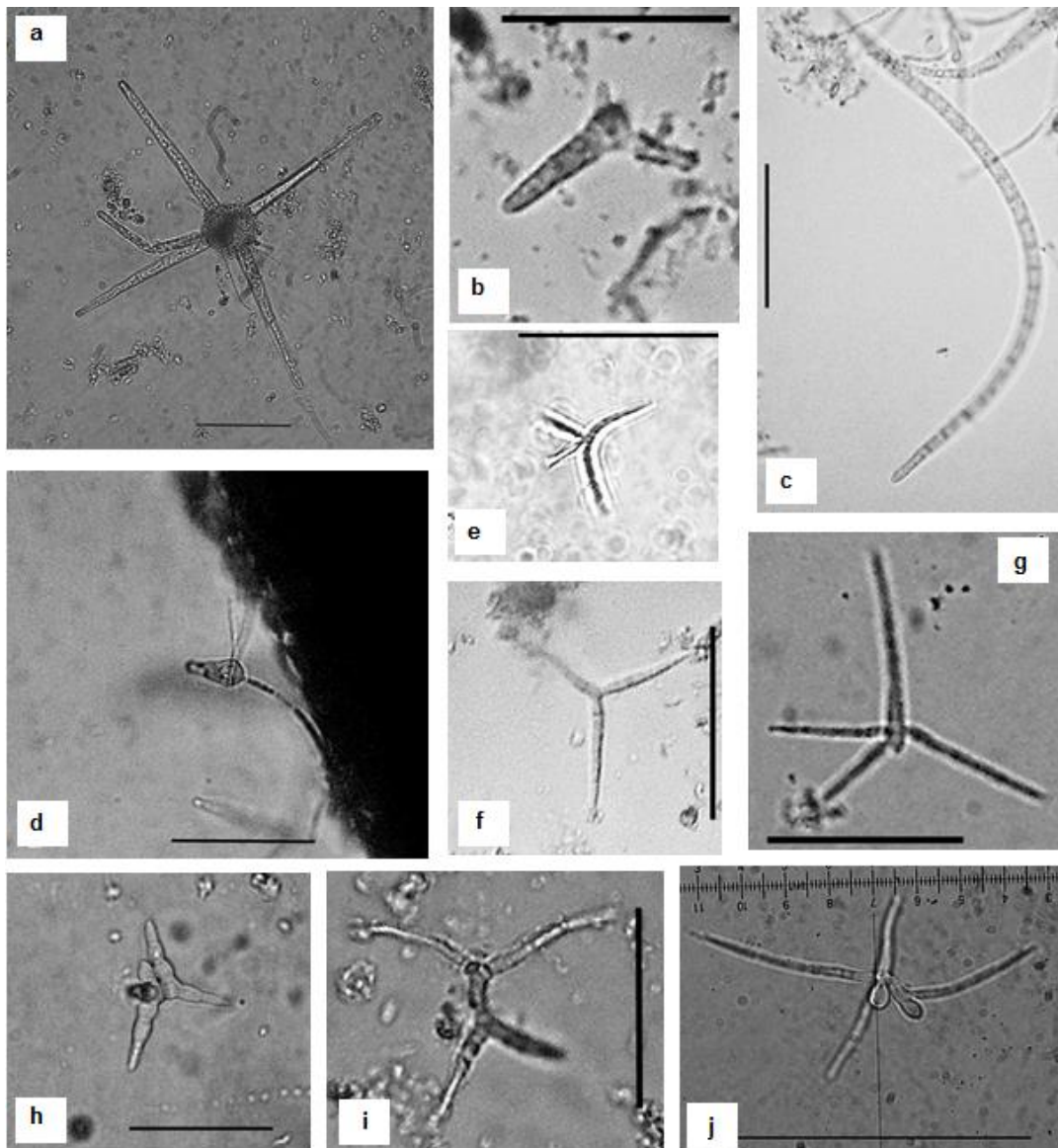
A 6. táblázat a vizsgált patakszakaszokon gyűjtött mintákban megtalálható hyphomycetes fajok listáját mutatja.

6. táblázat: A két vízfolyásban található vízi gombák

Fajok:	Vázsonyi-séd			Veszprémi-séd		
	október 9.	október 20.	november 20.	október 9.	október 20.	november 20.
<i>Actinospora megalospora</i> Ingold	+	+	+	-	-	-
<i>Alatospora acuminata</i> Ingold	+	+	+	-	-	+
<i>Anguillospora longissima</i> (De Wildeman) Ingold	-	-	+	-	-	+
<i>Anguillospora mediocris</i> Gönczöl & Marvanová	-	+	+	-	-	+
<i>Anguillospora</i> sp.	+	+	+	+	+	+
<i>Clavariopsis aquatica</i> De Wildeman	+	+	+	-	+	+
<i>Flagellospora curvula</i> Ingold	-	+	+	+	+	+
<i>Heliscella stellata</i> (Ingold & Cox) Marvanová & Nilsson	+	+	-	-	-	-
<i>Heliscus lugdunensis</i> Sacc. & Thery	-	+	+	-	-	+
<i>Lemonniera aquatica</i> De Wildeman	-	+	+	-	+	+
<i>Tetracladium marchalianum</i> De Wildeman	+	+	+	-	+	+
<i>Tetracladium setigerum</i> (Grove) Ingold	-	-	+	-	-	-
<i>Tricladium angulatum</i> Ingold	+	+	+	-	-	+
<i>Tricladium</i> sp.	-	+	+	-	-	-
<i>Trinacrium subtile</i> Riess	+	-	-	-	-	-
<i>Tripodermium myrtili</i> (Lind) Hughes	-	-	-	-	+	-
<i>Triscelophorus monosporus</i> Ingold	+	+	-	-	-	-
<i>Vargamyces aquaticus</i> (Dudka) Tóth	-	-	+	-	-	-

A Vázsonyi-sédnél már az október 9-i mintagyűjtés során is megtalálható volt néhány vízi hyphomycetes faj (15. ábra), míg a Veszprémi-sédnél e fajok jelenléte ritka volt. A második, október 20-i mintavételt követően számuk nőtt, növekvő tendenciát

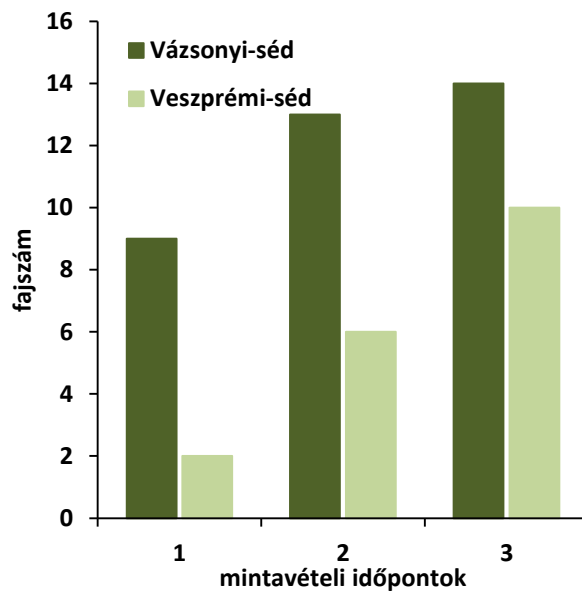
mutattak az egyes fajok konídiumai. Összesen 18 fajt sikerült meghatározni a habmintákból az őszi hónapok során. Mindkét vizsgált patak a legmagasabb konídiumszámot és fajszámot november végén érte el. 4 faj, az *Anguillospora* sp., *Clavariopsis aquatica*, *Flagellospora curvula*, valamint a *Tetracladium marchalianum* volt a leggyakoribb mindkét vízfolyásnál. Az *Anguillospora* sp.-n kívül a *Clavariopsis aquatica*, a *Flagellospora curvula* és a *Tetracladium marchalianum* szerepeltek a domináns fajok között. Októberben a Vázsonyi-Sédben a *Tetracladium marchalianum* a leggyakoribb faj, majd novemberben, e mellett az *Alatospora acuminata* és a *Clavariopsis aquatica* jelent meg nagy számmal. A Veszprémi-sédben, októberben - szinte egyedüli fajként - az *Anguillospora* sp. dominált, majd novemberben a dominancia-rangsorban előre kerülve megjelent a *Clavariopsis aquatica* és a *Tetracladium marchalianum*.



15. ábra: A két vízfolyásban található Ingold-féle gombák mikroszkópos képei:

a) *Actinospora megalospora*, b) *Alatospora acuminata*, c) *Anguillospora* sp., d) *Clavariopsis aquatica*, e) *Heliscella stellata*, f) *Trinacrium subtile*, g) *Triscelophorus monosporus*, h) *Tripospermum myrti*, i) *Tricladium angulatum*, j) *Tetracladium marchalianum*. Mérték: 50 μ m (Fotók: Vass Máté)

A Veszprémi-sédnél novemberben jelentősen megugrott a fajszám mindkét pataknál. A veszprémi patakban kevesebb gombafajt fordult elő, hisz ott a vegetációt alkotó fafajok száma is kevesebb (10), mint a Vázsonyi-sédnél (14) (16. ábra).



16. ábra: A két patakban megtalálható vízi hyphomycetes fajok száma az egyes mintavételi időpontokban

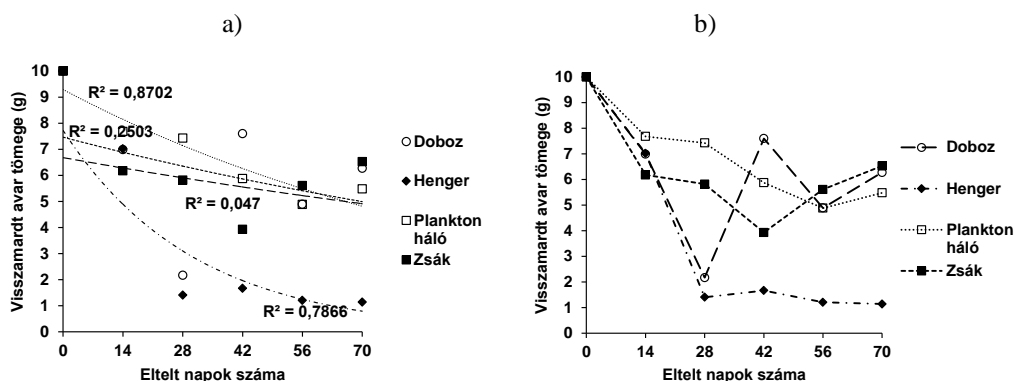
3.2. Különböző típusú eszközök összehasonlítása

Az exponenciális egyenlet segítségével kiszámolt átlagos „k” érték (7. táblázat), az összes eszköznél a gyors kategóriába esett ($k > 0,01$). A hengerben a bomlási folyamat zavartalan volt a többi eszközhöz képest, hiszen azok jobban ki voltak téve az áradásos nyárnak köszönhetően a szélsőséges hordalékviszonyok alakulásának, tehát nem egyszer majdnem betemetődtek. Különösen igaz a betemetődés az avardobozra, amiről a táblázatban található R^2 érték árulkodik.

7. táblázat: A terepi eszközökben történő avarbomlás néhány mutatója a Vázsonyi-Sédben (PH: planktonháló)

Eszköz fajtája	Felezési idő (Nap)	k	R^2	Átlagos aprítófaj mennyiség (egyed g^{-1} avar)
Avarhenger	18,38	0,0377	0,7866	14,66
Avarzsák	60,27	0,0115	0,2503	0,25
Avardoboz	56,35	0,0123	0,047	3,36
PH avarzsák	64,18	0,0108	0,8702	-

A referencia eszközben (planktonháló zsák) elhelyezett avar fogyása meglehetősen jól reprezentálja, hogy az avar tömegcsökkenése az exponenciális lebomlási modell szerint történik (17. ábra).

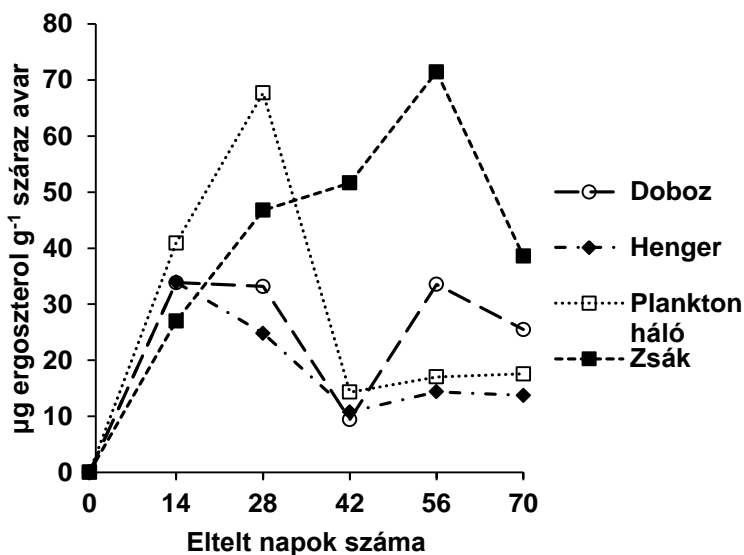


17. ábra: A Vázsonyi-Sédben elhelyezett különböző mintavételi eszközökből történő avar fogyasztásának üteme 2010. május 25. és augusztus 2. között

Az avarfogyások tendenciái láthatóak a 17. ábrán. Az ábrázolt adatok alapján megállapítható, hogy a hengerben fogyott az avar az exponenciális avarfogyási görbe alapján a „legideálisabban”, ennek megfelelően ennek felezési ideje is jóval kisebb, mint a többi eszközben (7. táblázat). Az avarfogyásra exponenciális görbéket illesztettem, az exponenciális fogyás mindegyik eszközben megvalósult. A 17. ábra jobb oldalán szintén az avarfogyási

adatok láthatóak, azzal a különbséggel, hogy az adatpontokra nincsen exponenciális görbe illesztve. Ez az ábra jobban szemlélteti az egyes eszközökben a visszamaradt avar tömegeinek a csökkenését az egyes mintavételi alkalmakkor (és az ingadozást, melyet a három párhuzamos minta átlagolása sem egyenlített ki). Látható az ábrán, hogy egyértelmű, következetes csökkenés az avarhenger ($R^2=0,7866$) és a plankton háló zsák ($R^2=0,8702$) esetében valósult meg. A legkisebb mértékű avarfogyás a planktonháló zsák esetében figyelhető meg. Az avardoboz ($R^2=0,0470$) és az avarzsák ($R^2=0,2503$) esetében a csökkenés nem ilyen egyértelmű. A legnagyobb mértékű avarfogyás az avarhenger esetében észlelhető. A többi eszközt a kísérlet közepe környékén a hirtelen lehulló nagy mennyiségű csapadéknak köszönhetően beborította a hordalék.

A legmagasabb ergoszterol értékeket a planktonháló zsák ($67,71 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar), valamint az avarzsák ($71,46 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) esetében mértük (18. ábra). A maximum az avarzsák esetében a nyolcadik, a planktonháló zsák esetében a negyedik hétre esett. Az avardoboznál ($33,85 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) és hengernél ($33,93 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) a csúcs már két hét elteltével jelentkezett. Három eszköznel (avardoboz, avarhenger és planktonháló zsák) a harmadik mintavételkor csökkenést tapasztaltunk, mely után ismételten, egy enyhe növekedő szakasz következett. Ezt a tendenciát az avarzsákban mért ergoszterol mennyisége nem követte.

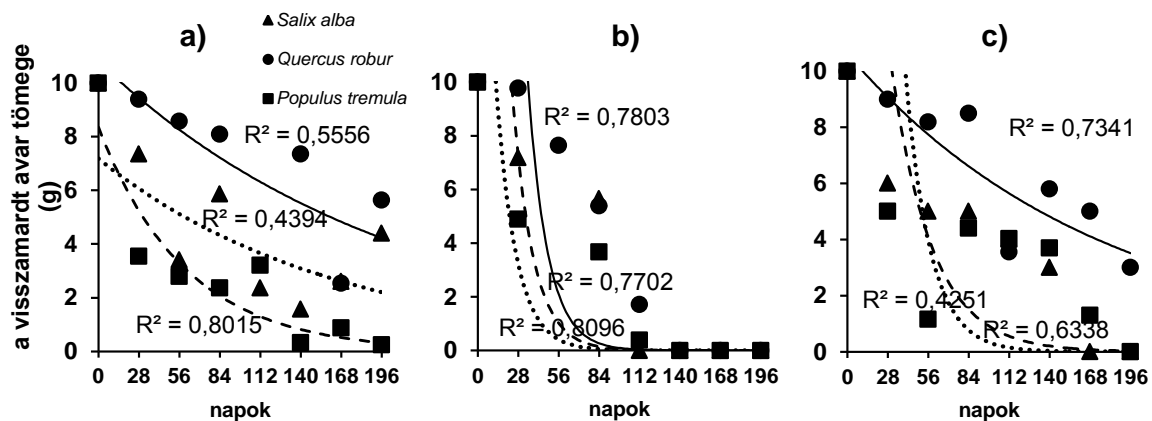


18. ábra: Az ergoszterol mennyiségének változása az eltelt napok függvényében 2010. május 25. és augusztus 2. között

3.3. Mesterséges és természetes patakszakaszok avarlebontásának összehasonlítás, valamint az avarlebontás szezonalitásának vizsgálata

Az avarfogyási görbék, csakúgy, mint a különböző típusú eszközök esetén, az exponenciális lebontási görbét követték (19. ábra). A fűz aprózódott a legnagyobb mértékben, míg a tölgy avar bizonyult a legellenállóbbnak. A Torna-patakon az összes avar elfogyott a kísérlet végére (4 hónap alatt). A másik két patak esetében a legtöbb avarszákban maradt még avar, a tölgy még a kísérlet végére sem fogyott el teljesen, majdnem fél év alatt. Összességében leggyorsabb fogyású a *Populus tremula* (k: 0,0179-0,0370), a *Salix alba* (0,0084-0,0404) és a *Quercus robur* (0,0043-0,0341) lebontási üteme ennél kisebb volt. A bomlás ütemének adatai a 8. táblázatban láthatók. A felezési idők alapján megállapítható, hogy a Torna esetében (17,15-20,32 nap) az összes avartípus gyorsabban fogyott (k: 0,0179), mint a másik két pataknál (26, 25-161,19 nap). A Csigere-pataokban a nyár avar fogyott a leggyorsabban a k értékek alapján (k: 0,0179), a tölgy lassú (k: 0,0043), a fűz pedig közepes (k: 0,0084) kategóriába esett. A Veszprémi-Sédnél a nyár avar lebontási üteme volt a legnagyobb (k: 0,0796), ami a fűzzel (k: 0,0264) együtt a gyors kategóriába esett, a tölgy (k: 0,0052) pedig itt is a lassú kategóriába került.

A lebontás exponenciális modelljéhez leginkább a Torna-patakba helyezett avarok fogyási üteme illeszkedett, figyelembe véve az R^2 értékeit. Mindhárom patakban az illesztés szignifikanciája $p < 0,001$.

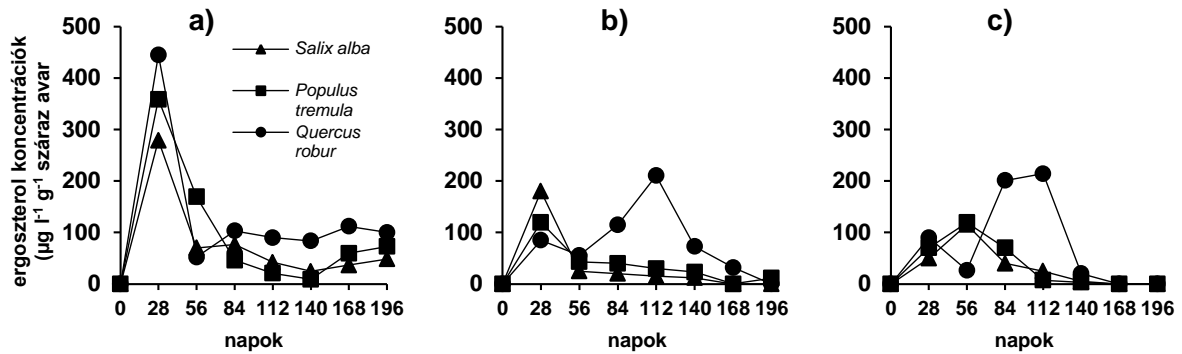


19. ábra: A visszamaradt avar tömege (g) a (a) Csigere-patakon, a (b) Torna-patakon és a (c) Veszprémi-sédén 2009. január 3. és június 2. között

8. táblázat: A Csigere, Torna és a Veszprémi-Séd avarfogyási ütemének néhány mutatója (Felezési idő, avarlebomlási együttható (k), az illeszkedés mértéke lineáris és exponenciális illesztés esetén, az illesztés szignifikanciája)

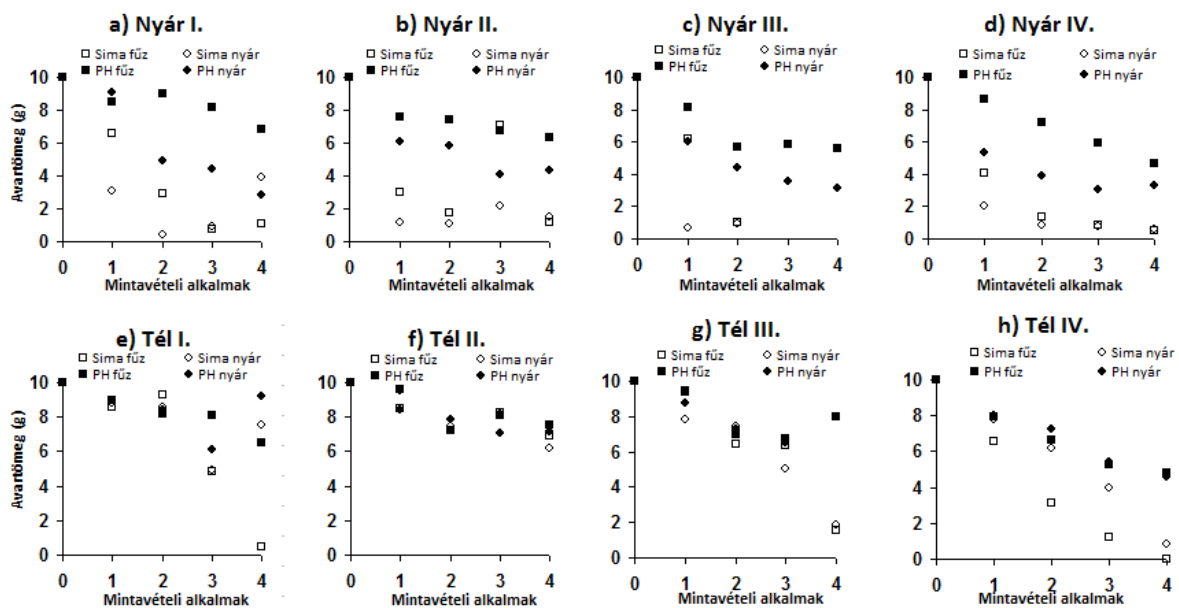
Vizsgált patak	Avar	Felezési idő (nap)	k	R ² (lineáris illesztés)	R ² (exponenciális illesztés)	illesztés szignifikanciája
Csigere	<i>Salix alba</i>	82,51	0,0084	0,73	0,44	p<0,001
Csigere	<i>Quercus robur</i>	161,19	0,0043	0,53	0,56	p<0,001
Csigere	<i>Populus tremula</i>	38,72	0,0179	0,67	0,8	p<0,001
Torna	<i>Salix alba</i>	17,15	0,0404	0,82	0,77	p<0,001
Torna	<i>Quercus robur</i>	20,32	0,0341	0,92	0,78	p<0,001
Torna	<i>Populus tremula</i>	18,73	0,0370	0,85	0,81	p<0,001
Veszprémi-Séd	<i>Salix alba</i>	26,25	0,0264	0,91	0,63	p<0,001
Veszprémi-Séd	<i>Quercus robur</i>	133,29	0,0052	0,80	0,73	p<0,001
Veszprémi-Séd	<i>Populus tremula</i>	35,36	0,0796	0,58	0,43	p<0,001

Az ergoszterol koncentrációk (20. ábra) egy kezdeti növekedési szakasz után szintén az exponenciális lebontási görbét követik. A legmagasabb ergoszterol értékeket a tölgy avar esetében mértem. A csúcok a legtöbb görbe esetében az első–második hónapra tehetők. A Csigere-patak esetében az ergoszterol maximumokat az első hónapban mértem, és az értékek (fűz: 279 $\mu\text{g g}^{-1}$, nyár: 358 $\mu\text{g g}^{-1}$, tölgy 445 $\mu\text{g g}^{-1}$) több mint kétszer akkorák voltak, mint a másik két patak esetében. A gombák biomasszája a második hónapra jelentősen csökkent, és a kísérlet végéig alacsony maradt. A Torna-patak esetében a fűz (180 $\mu\text{g g}^{-1}$) és a nyár (119 $\mu\text{g g}^{-1}$) avaron mért ergoszterol koncentrációk maximuma szintén az első hónapra tehető, azonban a tölgy avar esetében a maximum (210 $\mu\text{g g}^{-1}$) csak a 112. nap környékén következett be. A Veszprémi-séd esetében a nyár és fűz avarok maximuma kicsit későbbre (2 hónap) tehető, a tölgy avar pedig ebben az esetben is a 112. nap környékén érte el a maximumát (201 $\mu\text{g g}^{-1}$).



20. ábra: Az ergoszterol koncentrációk ($\mu\text{g l}^{-1}$ száraz avar) a (a) Csigere-patakon, a (b) Torna-patakon és a (c) Veszprémi-séden 2009. január 3. és június 2. között

A 21. ábrán a nyári és téli időszakban elvégzett kísérletsorozat folyamán mért avarfogyások láthatók a Csigere-patak esetében.



21. ábra: A Csigere-patak nyári és téli időszakában folytatott periódus kísérletek avarcsökkenésének üteme (a mintavételi alkalmak kéthetente történtek.)

Az ábra alapján megállapítható, hogy a nyári periódusban a sima avarzsák esetében lényegesen nagyobb fogyásokat mértünk, mint a planktonháló zsák esetében. Mindegyik típusú zsák esetében a fűz avar fogyott kevésbé, mint a nyár. Télen az avarfogyás üteme hasonló tendenciát mutatott, mint a nyári, azonban itt nem különül el olyan mértékben a kétféle típusú avarzsák, kivéve a negyedik kísérletet. Az avarfogyás kisebb mértékű volt, mint a nyári periódusban, a vizsgálatok végére (56 nap) lényegesen több avar maradt a zsákokban, mint a korábbi vizsgálatok során.

A 9. táblázat az avarfogyás néhány mutatóját tartalmazza. Legjobb illeszkedést ($R^2=0,99$; $p=8,5 \cdot 10^{-7}$) a téli III. periódus planktonháló zsákjában állapítottunk meg. A leggyengébb illeszkedést ($R^2=0,07$; $p=5,8 \cdot 10^{-3}$) egy nyári mintában mértünk. Általánosságban elmondható, hogy a zsákokban az avar lebontása követte az exponenciális lebontási görbét. Az illeszkedés a planktonháló zsákok esetében magasabb volt, mint a sima avarzsákoknál.

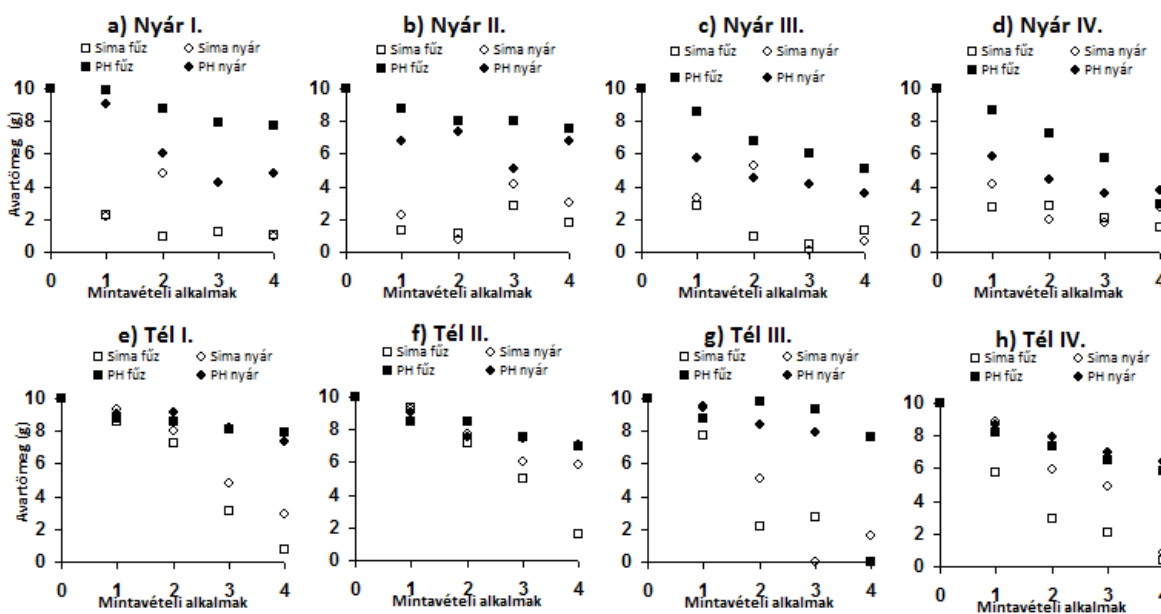
A „k” értékek zömében a gyors kategóriába estek. A legnagyobb értéket (0,106) nyáron, nyár avar esetében mértük. A nagyobb felezési idejű zsákok esetében mértünk közepes lebontási rátát. Olyan zsák nem volt a vizsgált periódusban, melynek „k” értéke a lassú kategóriába esett.

A felezési idők tekintetében megállapítható, hogy a nyári vizsgálatok során gyorsabban bomlott az avar, mint a téli kísérletekben. A legnagyobb felezési időt (128 nap) egy téli mintában, planktonháló zsák esetében állapítottuk meg, a legkisebbet (6 nap) pedig egy nyári időszakban sima avarzsákban.

9. táblázat: A Csigere-patakban a nyári és a téli időszak alatt az avarfogyás néhány mutatója (Rövidítések: CS: Csigere, SF: sima zsák fűzavarral töltve, SN: sima zsák nyár avarral töltve, PHF: planktonhálózásák fűz avarral töltve, PHN: planktonhálózásák nyáravarral töltve, Római számok: periódusok jelölése

Vizsgálati helyszín	Avar és zsák típus	Vizsgálati periódus	Felezési idő (Nap)	k	R ²
CS	SF	Nyár I.	15,1	0,046	0,88
CS	SF	Nyár II.	20,4	0,034	0,27
CS	SF	Nyár III.	9,5	0,073	0,87
CS	SF	Nyár IV.	11,9	0,058	0,96
CS	SN	Nyár I.	15,6	0,044	0,07
CS	SN	Nyár II.	15,5	0,045	0,12
CS	SN	Nyár III.	6,5	0,106	0,58
CS	SN	Nyár IV.	11,4	0,061	0,71
CS	PHF	Nyár I.	116,8	0,006	0,82
CS	PHF	Nyár II.	75,3	0,009	0,76
CS	PHF	Nyár III.	54,9	0,013	0,77
CS	PHF	Nyár IV.	53,4	0,013	0,98
CS	PHN	Nyár I.	32,2	0,022	0,94
CS	PHN	Nyár II.	38,4	0,018	0,78
CS	PHN	Nyár III.	29,6	0,023	0,89
CS	PHN	Nyár IV.	27,9	0,025	0,73
CS	SF	Tél I.	20,0	0,035	0,59
CS	SF	Tél II.	114,0	0,006	0,83
CS	SF	Tél III.	30,1	0,023	0,69
CS	SF	Tél IV.	11,9	0,058	0,97
CS	SN	Tél I.	79,0	0,009	0,44
CS	SN	Tél II.	92,4	0,008	0,81
CS	SN	Tél III.	30,3	0,023	0,79
CS	SN	Tél IV.	21,1	0,033	0,78
CS	PHF	Tél I.	100,8	0,007	0,91
CS	PHF	Tél II.	118,8	0,006	0,62
CS	PHF	Tél III.	102,1	0,007	0,45
CS	PHF	Tél IV.	49,4	0,014	0,97
CS	PHN	Tél I.	128,2	0,005	0,17
CS	PHN	Tél II.	95,9	0,007	0,84
CS	PHN	Tél III.	66,3	0,010	0,99
CS	PHN	Tél IV.	49,7	0,014	0,98

A 22. ábrán a nyári és téli időszakban elvégzett kísérletsorozat folyamán mért avarfogyások láthatók a Vázsonyi-séd esetében. A nyári időszakban itt is szépen elkülönül a fogyás a kétféle avarzsákban. A téli időszakban is megfigyelhetjük ezt a tendenciát, bár nem olyan mértékben, mint a nyáriban, viszont jobban szétválik a kétféle zsáktípus, mint az előző patak esetében. A nyári időszakban a fogyások nagyobbak, tehát ekkor az avar gyorsabban sodródott ki a zsákokból. Télen a fogyás valamivel alacsonyabb, mint a nyári időszakban, de magasabb, mint a Csigere-patak esetében mért téli értékek. Ez jól látható például a planktonháló zsák esetében (nyár avar), ahol a nyári periódus végére 4,8; 6,7; 3,9; 3,8 g avar maradt a zsákokban a kísérlet végére, míg a téli időszakban 7,3; 7,4; 7,5; 6,8 g. A sima avarzsákban lévő avar része szinte teljesen elfogyott a kísérlet végére. Ez nem mondható el a Csigere-patak esetében, ahol a téli periódusban több zsákban is még az avar több mint fele jelen volt.



22. ábra: A Vázsonyi-séd nyári és téli időszakában folytatott periódus kísérletek avarcsökkenésének üteme (A mintavételi alkalmak kéthetente történtek.)

Legjobb illeszkedést ($R^2=0,99$; $p=5,8 \cdot 10^{-3}$) egy nyári periódus planktonháló zsákjában állapítottunk meg fűz avaron. A legkisebb illeszkedést ($R^2=0,22$; $p=4,2 \cdot 10^{-3}$) egy nyári mintában mértünk, sima avarzsákban, szintén fűz avaron (10. táblázat).

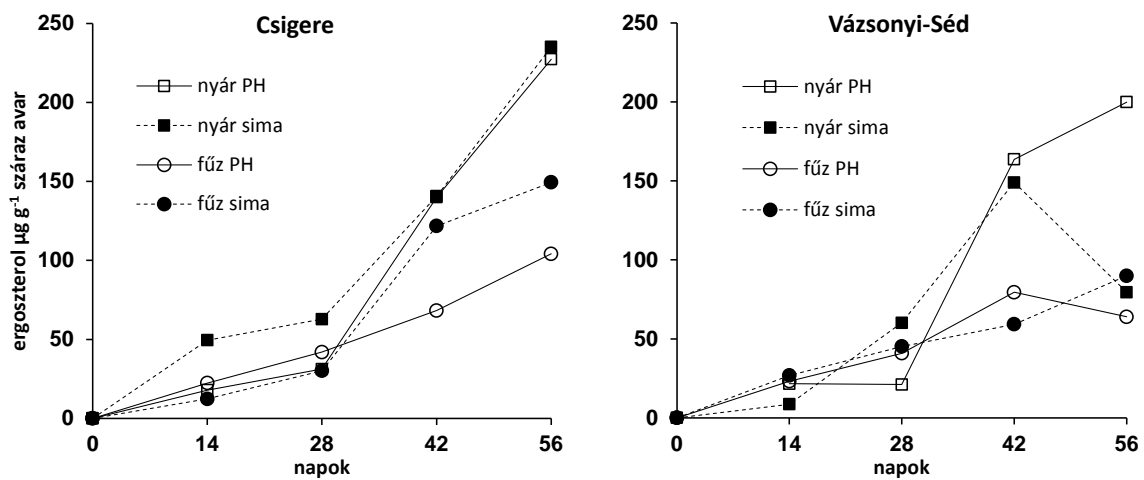
Az avar lebontásának üteme nagyrészt a gyors kategóriába esett. A legnagyobb értéket (0,105) télen mértük, sima avarzsákban, fűz avaron, míg a legkisebb értéket (0,003) szintén télen, fűz avaron mértük, sima avarzsákban. Csak ez az egy minta esett a lassú kategóriába. A legnagyobb felezési időket (199 nap) télen mértük planktonháló zsákban

fűz avaron. Ez lényegesen nagyobb, mint az előző patak esetében mért maximális felezési idő.

10. táblázat: Vázsonyi-sédben a nyári és a téli időszak alatt az avarfogyás néhány mutatója (Rövidítések: VS: Vázsonyi-séd, SF: sima zsák fűzavarral töltve, SN: sima zsák nyár avarral töltve, PHF: planktonhálósák fűz avarral töltve, PHN: planktonhálósák nyáravarral töltve, Római számok: periódusok jelölése

Vizsgálati helyszín	Avar és zsák típus	Vizsgálati periódus	Felezési idő (Nap)	k	R2
VS	SF	Nyár I.	13,6	0,051	0,52
VS	SF	Nyár II.	17,1	0,040	0,22
VS	SF	Nyár III.	12,4	0,056	0,53
VS	SF	Nyár IV.	18,2	0,038	0,67
VS	SN	Nyár I.	16,6	0,042	0,65
VS	SN	Nyár II.	20,5	0,034	0,26
VS	SN	Nyár III.	10,8	0,064	0,56
VS	SN	Nyár IV.	20,2	0,034	0,46
VS	PHF	Nyár I.	10,7	0,065	0,91
VS	PHF	Nyár II.	11,7	0,059	0,83
VS	PHF	Nyár III.	9,8	0,071	0,99
VS	PHF	Nyár IV.	11,4	0,061	0,85
VS	PHN	Nyár I.	43,7	0,016	0,86
VS	PHN	Nyár II.	63,4	0,011	0,35
VS	PHN	Nyár III.	32,9	0,021	0,78
VS	PHN	Nyár IV.	31,7	0,022	0,76
VS	SF	Tél I.	19,8	0,035	0,77
VS	SF	Tél II.	29,0	0,024	0,77
VS	SF	Tél III.	6,6	0,105	0,59
VS	SF	Tél IV.	14,1	0,049	0,91
VS	SN	Tél I.	38,0	0,018	0,84
VS	SN	Tél II.	68,6	0,010	0,95
VS	SN	Tél III.	36,4	0,019	0,57
VS	SN	Tél IV.	22,4	0,031	0,72
VS	PHF	Tél I.	146,6	0,005	0,82
VS	PHF	Tél II.	104,1	0,007	0,93
VS	PHF	Tél III.	198,9	0,003	0,48
VS	PHF	Tél IV.	68,9	0,010	0,96
VS	PHN	Tél I.	138,4	0,005	0,92
VS	PHN	Tél II.	101,1	0,007	0,89
VS	PHN	Tél III.	7,7	0,090	0,44
VS	PHN	Tél IV.	84,4	0,008	0,98

A II-es számú téli mintákban mértük az egyes avarokon előforduló ergoszterol koncentrációját, melynek eredményeit a 23. ábra mutatja. A Csigere-patak esetében mindegyik zsákban folyamatosan növekedett gombák biomasszája. A nyár avaron több gomba telepedett meg, mint a fűz avaron, valamint mindegyik avarfaj esetén a sima avarzsákban több gomba volt jelen, mint a planktonháló zsákban. A Vázsonyi-Séd esetében a görbék nem mutatnak szép, egyenletes növekedést. Itt is a nyár avaron telepedett meg több gomba, azonban a planktonhálóban mért ergoszterol koncentrációk magasabb értéket értek el, mint a sima avarzsák esetében.



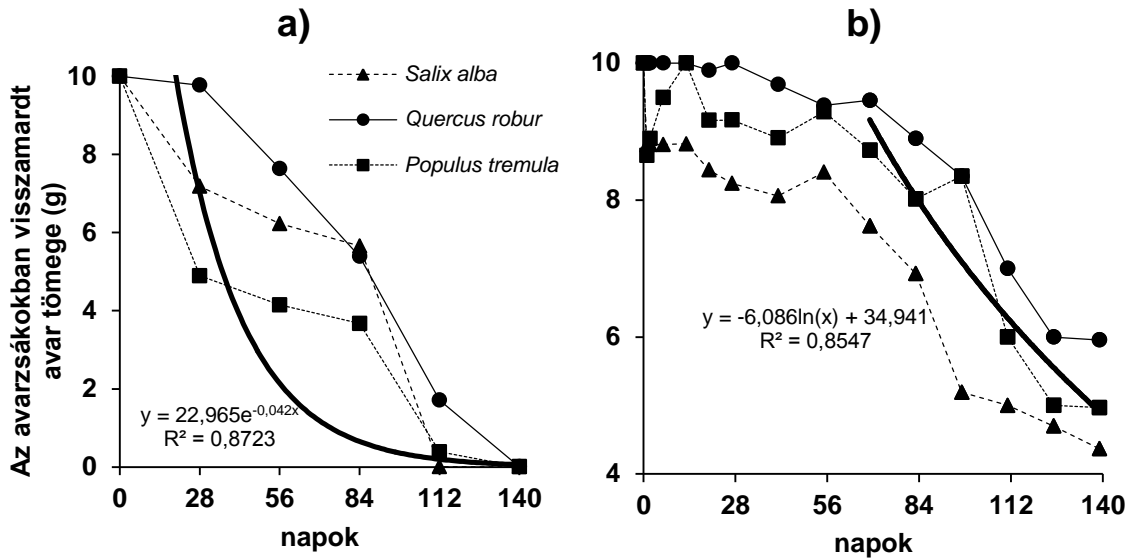
23. ábra: Ergoszterol koncentrációk a Csigere-patakon és a Vázsonyi-séden 2010. február és március között

3.4. A Torna-patak állapotjellemezői a vörösiszap katasztrófát megelőzően és utána

2010. első félévében az pH átlagos értéke Devecsernél 8,0, a patak vizének átlagos fajlagos vezetése $1098 \mu\text{S cm}^{-1}$ volt. A patak vízminősége a korábbi évek vízkémiai paraméterei alapján a jó és közepes kategóriába esett (MSZ 12749, Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés). A gát átszakadását követően a pH 12,87, míg a vezetőképesség $18\ 860 \mu\text{S cm}^{-1}$ volt, és több órán keresztül ilyen magasak maradtak az értékek. A pH és vezetőképesség csökkenése már 2010. október 5-én megfigyelhető volt, s 2010. október 14-én a pH már 8,4, míg a vezetőképesség $1196 \mu\text{S cm}^{-1}$ volt Devecserben.

A vörösiszap miatt a víz lebegőanyag tartalma is megnövekedett. A pH növekedése mellett az élővilágra a megnövekedett lebegőanyag tartalom is káros hatással volt, hiszen a sűrű, folyékony massa ledörzsölte a bevonatokat a felületekről. Devecserben az október 4-i minta lebegőanyag tartalma 14721 mg L^{-1} volt, ez igen magas érték, tekintve, hogy a Torna-patak referencia helyén mért lebegőanyag tartalom átlagosan 70 mg L^{-1} körül mozog. A lebegőanyag mennyisége lassabb ütemben csökkent a korábban bemutatott paramétereknél, hiszen a gipszezés és a parton folyó munkálatok következtében folyamatosan szuszpendált részecskék kerültek a patakba.

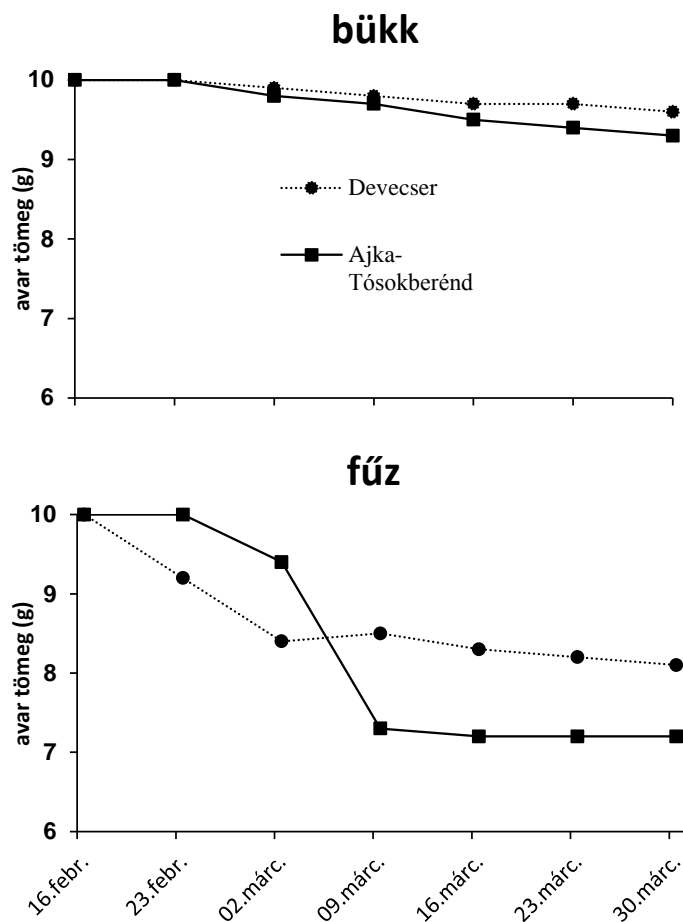
A vörösiszap katasztrófa előtti kísérletekben a lebontási görbék (24. a ábra) az exponenciális lebontási modellt követték ($R^2=0,8723$).



24. ábra : Az avarzsákokban visszamaradt avar tömege (g) a) 2009 január 3. és június 2. között b) 2011 február 17. és július 7. között a Torna-patakban

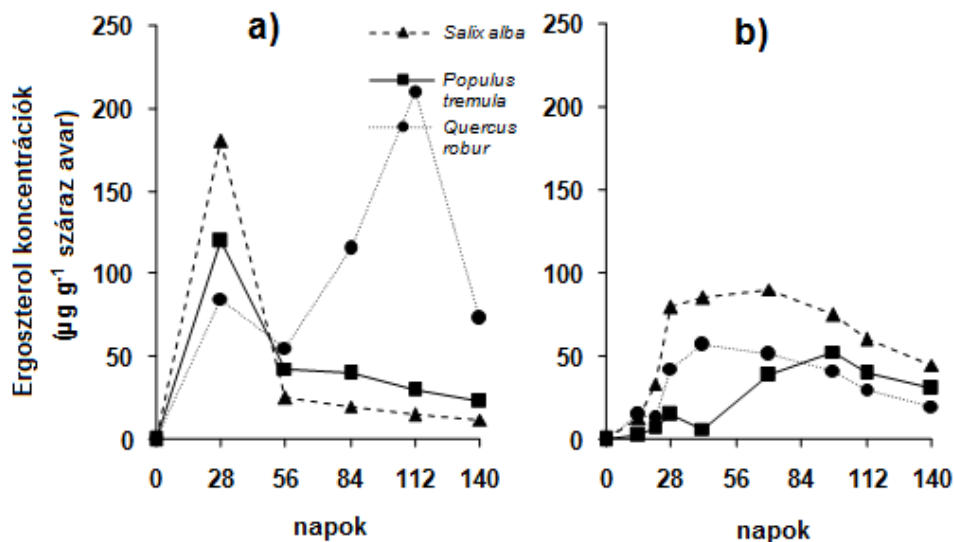
A *Populus tremula* volt a legkevésbé, míg a *Quercus robur* a leginkább ellenálló avar. A kísérlet végére az összes avar lebomlott, illetve kisodródott a zsákokból. Ez azt jelenti, hogy az avar lebontása gyorsnak tekinthető.

A katasztrófa utáni kísérletben (24. b. ábra) a referenciaponton minden avartípus esetében gyorsabb volt a fogyasztás, mint a devecseri szakaszon. Ezt a tendenciát láthatjuk a bükk (*Fagus sylvatica*), mint lassan bomló avar, és a fűz (*Salix alba*), mint gyorsan bomló avar példáján bemutatva (25. ábra).



25. ábra: Bükk és fűz avar fogyása a Torna-patakon 2011. február 16.-2011. március 30. közötti időszakban

A helyszínen mért pH, vezetőképesség, oldott oxigén koncentráció, hőmérséklet, turbiditás értékek közt nem tapasztaltunk jelentős eltérést a referenciapont és a devecseri mintavételi hely között.

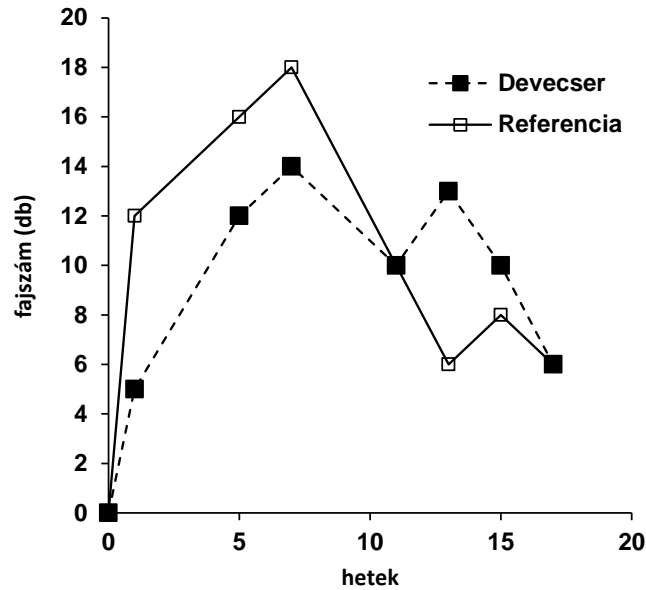


26. ábra: Az ergoszterol koncentrációk a katasztrófa előtti és utáni kísérletben

Az ergoszterol koncentrációk tekintetében (26. ábra) a *Quercus robur* érte el a legmagasabb értékeket, a *Populus tremula* pedig a legalacsonyabbakat a katasztrófa előtt. A *Salix* és a *Populus* görbék az első hónapban elérték a maximumukat, míg a *Quercus* csak a negyedik hónapban. A gombák biomassza a leglassabban a *Quercus robur* esetében növekedett.

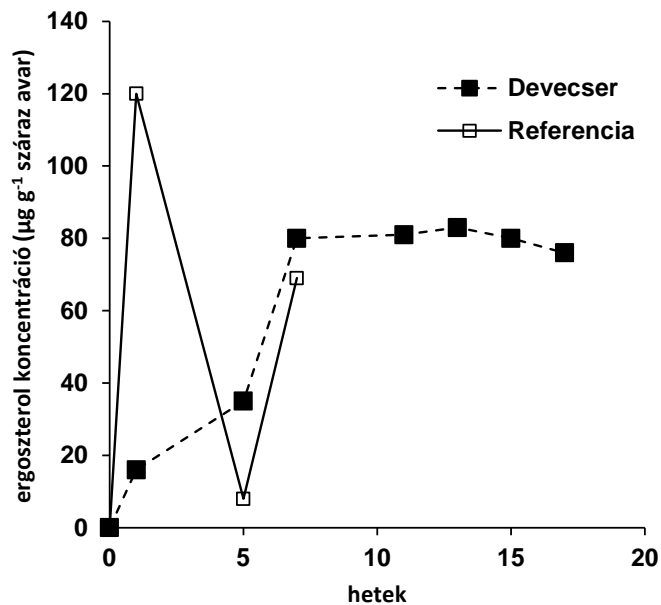
A katasztrófa utáni kísérlet során az ergoszterol koncentrációk sokkal alacsonyabbak voltak, maximumaik sokkal elnyúltabbak voltak. A legmagasabb ergoszterol értékeket fűz avaron mértük (90,4 µg g⁻¹ száraz avar). A tölgy avaron mért értékek maximuma 57,1 µg g⁻¹ száraz avar volt, ami sokkal alacsonyabb, mint 2009-ben. A nyár avaron mért ergoszterol koncentrációk sokkal lassabban emelkedtek, mint a katasztrófát megelőző időszakban.

Az avarzsákok kihelyezése után egy héttel már avarlebontó gombák (vízi hyphomycetes) jelentek meg az avarzsákokban mind Devecserben, mind Ajka-Tósokberénden. A devecseri szakasz össz fajszáma hosszú ideig alacsonyabb volt, mint a referencia szakasz fajszáma. A devecseri szakaszon a fajszám maximuma elérte a 18-at, míg ugyanekkor a referencia szakaszon ez az érték csak 14 volt. (27. ábra).

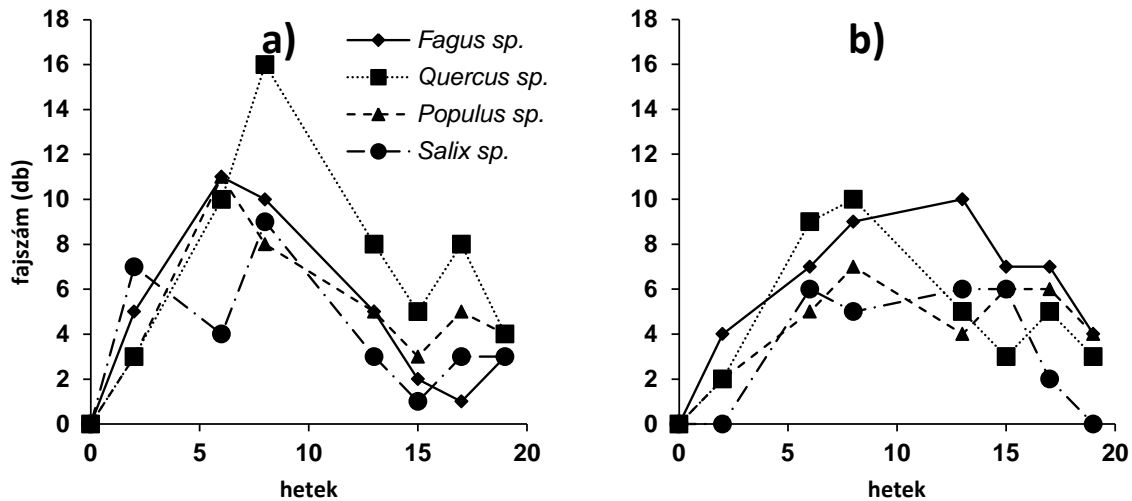


27. ábra: A Torna-patak devecseri (érintett) és Ajka-Tósokberénden kijelölt (referencia) szakaszára kihelyezett avaron megtelepedő gombák összes fajszámának alakulása 2011. február 17.-2011. június 22. között

A 28. ábrán a Torna-patak devecseri szakaszára a vörösiszap katasztrófa után kihelyezett fűzavaron mért ergoszterol koncentrációk láthatók. A fűzavaron 2009-ben már 1 hónap után nagy mennyiségben megtelepedtek a gombák, hiszen az ergoszterol görbe ekkor mutatott maximumot (180 $\mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar). A vörösiszap katasztrófa után kihelyezett zsákokban feleakkora értékeket mértünk (maximum 90 $\mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar), és a csúcs is sokkal később jelentkezett, és jobban elhúzódott.



28. ábra: A Torna-patak Ajka-Tósokberénden kijelölt referencia és devecseri szakaszára a vörösiszap katasztrófa után kihelyezett, fűz avaron mért ergoszterol koncentrációk 2011. február 17. és május 25. között



29. ábra: A Torna-patak (a) devecseri (érintett) és (b) Ajka-Tósokberénden kijelölt (referencia) szakaszára kihelyezett avaron megtelepedő gombák fajszám-változásai az egyes levélfajokon 2011. február 17.-2011. június 22. között

A vizsgálat során összesen 21 fajt és 5 ismeretlen fajtól származó konídiumot találtunk (29. ábra). Kisebb-nagyobb eltérésekkel még az azonos avaron is más-más fajösszetétel alakult ki a két patakszakaszt összevetve. A tölgy leveleken lényegesen különböző szukcessziós sor zajlott. Két faj (*Heliscus lugdunensis*, *Tricladium angulatum*) esetében a katasztrófa által érintett szakaszon lévő kevésbé kompetitív helyzet eredményezett nagyobb arányú előfordulást. Összességében a *Tricladium*-fajok nagyobb számban voltak jelen a devecseri szakaszon, illetve a *Tetracladium marchalianum* két avar (fűz, nyár) esetében is nagyobb relatív abundanciát mutatott, mint a referenciaszakaszon lévők.

4. Diszkusszió

4.1. Avar input, vízi gombák

Az avarhullást tekintve mindegyik mintavételi helyen a fákról származó avar dominált. Ez az eredmény tükrözi Jensen (1974) megállapítását, miszerint a legtöbb mérsékelt övi erdőben az avar mennyisége jelentősen magasabb a lomkorona szinten, mint a cserjeszinten. A Séd-patak esetében a meder 3-4 m mély, ami jelentősen befolyásolja az input értékeket. Ebből következően (Üveges, 2010) a vízi ökoszisztéma primer produkciója ezen a helyen jelentéktelen táplálékforrást és így minimális szénforrást biztosít az ott élő konzumenseknek. A laterális input értéke sokkal alacsonyabb a vertikális input értékénél, ami annak tudható be, hogy az oldalról érkező levelek könnyedén bejuthattak a vertikális avarcsapdába is. A medermorfológia jelentősen befolyásolja a vertikális, illetve laterális besodródást. A Vázsonyi-séd viszonylag lankás szakaszán, ahol a méréseket végeztük, a partmenti vegetáció 90-95%-os növényborítottságot mutat. A partvonal meredeksége nem nagy, a vízfelszín és a partszakasz között megközelítően 0,5-2 méter szintkülönbség tapasztalható. Ennek köszönhetően a laterális ($372 \text{ g m}^{-2}\text{év}^{-1}$) és a vertikális ($313 \text{ g m}^{-2}\text{év}^{-1}$) irányból származó input-értékek egymáshoz képest hasonlóan nagyok. A Veszprémi-séd földrajzi adottságai jelentősen eltérnek az előzőekben bemutatott területtől, ugyanis itt magas partfal (3-4 m) veszi körül magát a vízfolyást. Ez az input-adatok értékeit is jelentősen befolyásolta. A laterális irányból érkező mennyiség jelentősen kevesebb, mint a fentről érkező avarmennyiség (5. táblázat), ami annak köszönhető, hogy a szél által a patak medrébe hordott növényi hulladék nemcsak az oldalsó, partmenti avarcsapdába jutott, hanem a kifeszített, elsősorban fentről érkező anyagok begyűjtését szolgáló zsákokba is. Minél meredekebb, és magasabb a meder fala, annál több avar képes összegyűlni a patakmederben. A mért értékeknél valamivel magasabb értékeket mértek Németországban ($700 \text{ g m}^{-2} \text{ év}$) egy mérsékelt övi vegyes erdőben, és Spanyolországban ($715 \text{ g m}^{-2} \text{ év}$) egy mérsékelt övi lombhullató erdőben (Benfield, 1997). Spanyolországban egy eukaliptusz erdőben mértek valamivel alacsonyabb ($\text{g m}^{-2} \text{ év}$) értékeket (Pozo et al., 1997). Az USA-beli Georgia államban különösen magas értékeket ($4363 \text{ g m}^{-2} \text{ év}$) mértek egy mérsékelt övi vegyes erdőben (Meyer et al., 1997). Ezzel ellentétben Arizonában nagyon alacsony értékeket állapítottak meg ($20 \text{ g m}^{-2} \text{ év}$) egy sivatagos területen (Jones et al., 1997). Az általunk meghatározott avar input értékei ($530\text{-}685 \text{ g m}^{-2} \text{ év}^{-1}$) megfelelnek a várt

értékeknek, amik a hazai erdőségekre jellemzőek. Mindezek alapján igen produktív területnek számítanak a választott mintahelyek.

A Veszprémi-sédnél előforduló fajok sokkal később kezdik el a leveleik hullatását, így a két helyszínen zajló avarhullás időbeli lefutása is eltér. Ennek az a következménye, hogy a Veszprémi-sédben sokkal később jelennek meg nagyobb mennyiségben az egyes Ingold-féle gombák. Ezért is látható a 6. táblázatban, hogy ennél a pataknál jóval kevesebb (összesen 6) gombafajt sikerült csak találnom október vége felé, míg a másik pataknál ekkor már legalább 13 faj végezte az intenzív avarlebontást.

Mindkét pataknál nagy számban voltak jelen *Anguillospora*-fajok (Vass & Kucserka, 2011). Gönczöl és Révay (1992) több alkalommal is találtak *Anguillospora longissima* konídiumokat hazánk keményvizű patakjaiban, így nagy valószínűséggel állítható, hogy ez a faj indikációs jelenséggel is bír, azaz csak magas keménységi fokkal rendelkező patakoknál található meg. Nagyon könnyen összetéveszthető az *Anguillospora longissima* fajjal, valamint *Anguillospora crassa* faj konídiumaival is, de az utóbbi csak lágyvizű vízfolyásokban gyakori. Felmerülhet a kérdés, hogy az *Anguillospora* sp., amit korábbi hazai kutatók is feljegyeztek számos pataknál (Gönczöl & Révay, 1992), vajon az *Anguillospora longissima* morfortípusa vagy egy külön faj (Gönczöl & Révay, 2007). Erre viszont csak molekuláris genetikai vizsgálatok tudnának biztos választ adni.

Összességében megállapítható, hogy a Bakony térségében lévő patakoknál - valószínűleg a nagy keménységű víz miatt - az *Anguillospora* sp., a *Clavariopsis aquatica*, a *Flagellospora curvula* és a *Tetracladium marchalianum* töltenek be nagy szerepet a szaprotróf mikroorganizmusok között, vízi habitatokban.

4.2. Különböző mintavételi eszközök összehasonlítása

A vizsgálat során összehasonlítottam a különböző típusú eszközökben az avar fogyasztásának mennyiségét a „k” faktor értékek alapján. A hengerből fogyott a „legideálisabban” (az exponenciális modellhez hasonlítva) az avar, a kiindulási hipotézisnek megfelelően. Ugyanis ezt az eszközt kedvelték leginkább a makrogerinctelenek, hiszen itt a folyó sodrásának zavaró hatása nem érvényesülhetett. Ennek ellenére itt volt a leggyorsabb az aprítás mértéke, hiszen itt volt a legmagasabb az aprító fajok egyedszáma. Ennek köszönhetően, itt ki tudott alakulni a tápláléklánc, hiszen egy védett közeg (a henger), megteremtette ennek lehetőségét.

Hasonló lefutású, ám közel sem ilyen sebességű avarfogyást tapasztaltunk a referencia eszköznél (planktonháló zsák). Itt a többi eszközzel ellentétben kizárólagosan csak mikrobiális lebontás folyt, mert itt a lyukbőség kisebb, emiatt a makrogerinctelenek ide nem jutottak be és a kisodrás hatása sem érvényesülhetett. A dobozban történő avarfogyás igen nagy eltérést mutat a különböző mintavételek időpontjában. Ennek egyik lehetséges oka, hogy a rögzítés után a patak vízgyűjtőjén erősen csapadékos volt az időjárás, és esetenként be is temetődött.

Májusban (2010) hazánk jelentős részén 250 mm felett volt a havi csapadékösszeg. 300 mm-t is meghaladta a havi csapadékösszeg a középhegységek magasabb régióiban, sőt a Magas-Bakonyban helyenként 400 mm feletti csapadékösszegeket mértek. A nagy mennyiségű csapadék jelentős áradásokat és belvizeket okozott szerte az országban. Az ország túlnyomó része csapadékosabb volt a vártnál, különösen igaz ez a magasabb hegyvidékekre és a Dél-Dunántúl egyes részeire, ahol a havi csapadékösszeg a sokévi átlag 3-4-szerese volt (www.-1).

Június hónapban a szokásosnál több csapadék hullott. A csapadék havi összege általában 100 és 200 mm között volt. Júniusban országszerte az 5-től 12-ig tartó pár napot kivéve gyakorlatilag minden nap volt csapadék. A legtöbb eső a hónap első napjaiban hullott, a másodmaximum 16. és 21. között volt, (www.-2.) ami jelentősen megnövelte a patak vízhozamát és a hordalékviszonyok mozgásnak rendjét. Emiatt az alzaton rögzített eszközök betemetődtek hordalékkal, ami meggátolta a makrogerinctelen szervezetek általi lebontást. A mederben az üledék lerakódását nagyban befolyásolja a sodorvonal mikrodomborzata.

Az avarfogyási értékek jelentős ingadozását tapasztaltuk a különböző eszközökben. Az avar bomlásának mértéke („k” értéke) az avarhenger esetében a legnagyobb. Ennek egyik lehetséges oka az lehet, hogy ebben az eszközben találtuk meg a legtöbb aprító szerkezetet, azonban a másik három eszköz esetében ez nem volt ilyen mértékű. Az avar bomlásának mértéke az idő előrehaladtával csökkenő tendenciát mutatott, amit Pérez-Corona et al. (2006) által végzett kísérlete Spanyolországban is alátámaszt, *Populus*-fajoknál. Az avar csökkenésének „k” értéke is hasonló eredményeket mutat, mint a mi eredményeink.

Több tanulmány (Carvalho & Uieda, 2009; Stewart & Davis, 1989; Gessner & Chauvet, 1997) foglalkozott a nagy lyukbőségű avarzsák (5 mm) és a finom szemcséjű anyagból (180 μ m) készült avarzsákban történő bomlási ráta összehasonlításával. A két zsák között avarveszteségi arányt nagyjából 14 %-nak találták. Stewart & Davis (1989) vizsgálata Kelet-Afrikában folyt, ahol feltehetően egészen mások a körülmények.

Természetesen történtek már kísérletek más jellegű terepi módszerek kifejlesztésére, melyek az üledék hatását és a túlzott kisodródás mértékét igyekeznek csökkenteni (Wallace et al., 1999; Díez et al., 2000). Ezeknek a technikáknak a lényege, hogy az avarzsákok mögé gátacsákat építenek, amit rendszeresen tisztítani kell. Ezek a módszerek a mi vizsgálati helyszíneinken nem kivitelezhetőek, mivel az aljzat annál lazább, hogy egy-egy pár órás (fél napos) vízhozam emelkedés pedig annál nagyobb, hogy ilyen gátakat a sodrásra merőlegesen tartósan rögzíteni lehessen.

Az avardobozzal folytatott kísérletek nem népszerűek, kevés publikáció (Karberg et al., 2008; Bärlocher, 1997; Imbert & Pozo, 1989; Prasad & Mukhopadhyay, 2013) született, mely ezt az eszközt használja, talán éppen azért, mert az üledék a dobozokban fokozottabban rakódik le, így gátolja a bomlási folyamatok természetes ütemét. Az avarhenger használatával ki lehet küszöbölni az eszközben a hordalék lerakódást, valamint a kimosódás mértékét is csökkenteni lehet, úgy hogy a makrogerinctelenek számára a bejutás nem korlátozott, tehát a megtelepedés zavartalan ütemben folyhat, és a hengerben így ki tud alakulni egyféle táplálkozási lánc is (pl. a hengerben az aprító rákok könnyű prédái lehetnek a szitakötő lárváknak). Ez abból állapítható meg, hogy az avarhengerben az ergoszterol mennyisége jóval alacsonyabb, mint az avarzsákban és a planktonháló zsákban. Ennek oka lehet az, hogy a gombák egyrészt a víz által szállítódnak, de a hengerben található avarra jutásukat éppen a henger palástja akadályozza meg. Másik ok lehet az, hogy a hengerben valamelyest alacsonyabb lehet az oldott oxigénszint, mint a környező vízterben, ami még nem olyan mértékű, hogy a makrogerinctelenek élettevékenységeit

akadályozzák, de annyira már jelentős, hogy a bejutott lebontó gombák tömeges elszaporodását már akadályozza.

Avarhenger vagy hozzá hasonló eszköz használatáról eddig tudomásunk nincs. A közismert metodikai könyv (Graca et al., 2005) foglalkozik azzal, hogy az egyes eszközöket és módszertani elhelyezésüket hogyan és milyen körülmények között érdemes használni (pl. karókhöz rögzített avarzsákok tavakban, vagy mesterséges avar akkumulációba kihelyezett avarzsákok). Egy összefoglaló publikáció szerint is az avarzsákok a leghasználhatóbb eszközök, de nagyon fontos, hogy hogyan és hova helyezzük ki azokat (Boulton & Boon, 1991). A szakirodalom elsősorban avarzsákot javasol az avar lebontásának meghatározására, annak ellenére, hogy ezekből az avar kisodródása jelentős lehet. Az olyan terepi eszközök, melyekből a kisodródás kisebb mértékű, kevésbé elterjedtek. A tanszék munkacsoportja által kifejlesztett új eszköz használatának terjesztéséhez további kísérletekre van szükség, melyek részben folyamatban vannak, illetve a jövőben kerülnek majd kivitelezésre.

Az ergoszterol koncentrációk egy kezdeti növekedési szakasz után csökkenő szakaszba lépnek át, majd ismét növekedni kezdtek, amely alól az avarzsák képez kivételt, mivel itt a csökkenő szakaszt nem követi növekvő. Talán emiatt lehetséges, hogy a legmagasabb ergoszterol értékeket viszont az avarzsák esetében mértük. A csúcsok három eszköz (avardoboz, avarhenger, plankton háló zsák) esetében az első–második mintavételi alkalomra esett, az avarzsáknál viszont a negyedik alkalomkor volt a csúcs. Ezek az eredmények leginkább az eszközök típusára vezethetőek vissza. Az avarzsák esetében azért kaphattunk a többitől eltérő lefutású görbét, mert ez az eszköz volt leginkább kitéve a patak által szállított avarlerakódásnak. Ennek következtében a mikrobiális folyamatok is később indulhattak be, feltehetően mert akkor még az avarból nem vonták ki a tápanyagokat akkora mértékben, később pedig pont az avar oldott anyag tartalma vált limitálóvá. Hasonló, avarzsákoktól eltérő eszközökkel végzett kísérletek nem ismertek, így ilyen szemszögben az avaron megtelepedő gombák biomasszáját sem vizsgálták.

4.3. Mesterséges és természetes patakszakaszok avarlebontásának összehasonlítása, valamint az avarlebontás szezonalitásának vizsgálata

A vizsgált avarfajok kémiai összetétele nagy mértékben különbözik egymástól, ezért bomlásuk mértéke is különböző. Azok a fajok, amik gyorsabban fejlődnek (pl. *Populus* sp.), alacsony C:N és C:P aránnyal jellemezhetők, tehát magas a N- és P-tartalmuk, ezenkívül rosttartalmuk alacsonyabb, gyorsabban aprózódnak és könnyebben lebonthatók. A lassabb növekedésű növényekre (pl. *Quercus* sp.) ennek az ellenkezője jellemző (Flindt et al., 1999; Hill & Perrot, 1995).

A Torna-patakban mértük a legnagyobb lebontási rátákat, ami leginkább a patakszakaszok típusára vezethető vissza. A Torna-patak általunk vizsgált szakasza teljes mértékben mesterséges, betonlapokkal kirakott trapéz alakú meder. A patak folyása egyenes irányú, emiatt a sodrás nagyobb, mint a másik két patak esetében. A Csigere-patak Devecser melletti szakasza természetesnek tekinthető, a meder kanyarog, így a víz sebessége kisebb. Itt azonban a Széki-tó vizének eresztése miatt gyakran ingadozik a vízszint és változik a vízsebesség, ezzel együtt a vízhozam is, ami kedvez a hordalék lerakódásának. A Veszprémi-séd átmenetnek tekinthető a két típus között.

A Torna- patak esetében a vizsgált szakaszon nincs természetes avarbehullás, mivel ezt a részt mezőgazdasági vagy urbanizált területek veszik körül. A vízbe helyezett avarzsákokban az avar bomlása gyors volt, két tényező miatt. Az egyik ok a táplálék hiánya, a másik pedig az, hogy a betonlapokkal kirakott trapéz alakú mederben sokkal nagyobb az áramlási sebesség, mint a másik két helyszínen. Ennek köszönhetően az avar fragmentumok nem tudnak huzamosabb ideig a zsákokban maradni, hanem kisodródnak. Whiles et al. (1993) szintén megfigyeltek szokatlanul magas avarlebontási rátákat szabályozott patakokban. Hladyz et al. (2009) gyors lebontást írtak le lombhullató fákkal körülvett patakok esetében Írországból és Romániából, ami a környező területek legelőin átfolyó patakok lebontási rátáinál magasabb volt. Tuchman és King (1993) megállapították, hogy az aprító szervezetek és a mikrobiális folyamatok határozzák meg a lebontási rátákat fásszárú erdőkkel határolt patakokban, míg legelő területeken a morzsolódást vélik a gyorsabb lebontás fő okának, a kiöntések változatossága miatt (Hladyz et al., 2009).

A Csigere-patak medre kanyarog, és néhány fa található a vizsgált szakasz partján, tehát itt megfigyelhető természetes allokton produkció. Mivel az aprító szervezetek mennyisége nem volt magas, az avar mechanikai lebomlása alacsonyabb (Kovács et al., 2011). Morfológiailag módosított patakokban, mint a Torna-patak, például a meder kiegyenesítése következtében az áramlási sebesség megnő, és ennek következményeként más fajok telepednek meg a patakban, mint természetes körülmények között. Az avar gyorsabban elsodródik, és a patakban nem találhatók akkumulációs zónákként működő területek. Ily módon az avar lebontása és felhasználása nem következik be lokálisan, annak ellenére, hogy az avar mennyisége gyorsan nő.

Webster és Waide (1982) szintén leírták a hiányzó partmenti vegetáció hatását, ami releváns a Torna-patak esetében is. A tanulmány szerint, ha az aprító szervezeteknek nem volt megfelelő alternatív tápanyagforrásuk, valamint magasabb volt a víz áramlási sebessége, akkor még a legellenállóbb avarfajok lebontási rátái is nőttek.

Tuchman és King (1993) kihelyezett avarzsákokban magasabb mértékű avarlebontást, de az aprító szervezetek alacsonyabb számát figyelték meg Michiganben, felső patakszakaszokon elhelyezkedő mezőgazdasági területen a zavartalan erdei környezethez viszonyítva. Ez a megállapítás érvényes lehet az urbanizált területen elhelyezkedő Torna-patakra és a természetes környezetben elhelyezkedő Séd-patakra. Mindez maga után vonja, hogy nem csak a meder módosítása, hanem a partmenti zónák megváltoztatása is különböző hatásokkal lehet a folyóvízi ökoszisztémákra (Heartsill-Scalley & Aide 2003).

Az ergoszterol koncentrációk a vizsgált mintákban 0 és 445 $\mu\text{g g}^{-1}$ között változtak. A legmagasabb értékeket a Csigere-patak esetében mértük. Gessner és Chauvet (1994) *Fagus sylvatica* avaron végzett kísérlet során mért hasonló értékeket (437 $\mu\text{g g}^{-1}$) egy hegyvidéki, lágy vizű patakban. Suberkopp (2001) magasabb értékeket mért *Liriodendron tulipifera* avar esetében egy kemény vizű, alacsonyan fekvő vízfolyásban, míg Gessner et al. (1998) alacsonyabb koncentrációkat (316 $\mu\text{g g}^{-1}$) mért *Alnus viridis* avaron egy lágy vizű, glaciális patakban. Langhans et al. (2008) *Populus nigra* avarral végeztek kísérleteket 2002. őszén vízi környezetben, különböző élőhelyeken. Csatornában 176 $\mu\text{g g}^{-1}$, kavicsos aljzat közelében 115 $\mu\text{g g}^{-1}$, nagyobb korhadó fák közelében 154 $\mu\text{g g}^{-1}$, egy kisebb sziget közelében 104 $\mu\text{g g}^{-1}$, lombhullató erdő mellett pedig 110 $\mu\text{g g}^{-1}$ értékeket mértek.

Az ergoszterol szintézise molekuláris oxigén jelenlétét igényli (Van den Bossche, 1990), és az alacsony oxigén szint nagymértékben csökkentheti az ergoszterol koncentrációját. Vizsgálataink során az oxigén telítettsége mindhárom patakban a

megfigyelt időszakban közel 100% volt. Feltételezzük tehát, hogy az ergoszterol koncentrációkban mért különbségek egyik oka a különböző mennyiségű avar, illetve egyéb avar fajok behullása lehetett. Egy avarzsák csak egyféle avart tartalmazott. Természetes input és elsodródás hatására azonban néhány avar hozzátapadhatott az avarzsákok külső felületéhez. Más kutatások azt mutatják, hogy a vegyes avar felgyorsítja az avar lebontását (Markus & Gessner, 2009).

Összességében megállapítható, hogy az avar fogyása gyorsabb volt mesterséges aljzatú patak esetében, ahol a víz áramlási sebessége is magasabb volt. A természetes aljzat lassítja az áramlást, mivel kanyarog és a barrierek által akkumulációs zónákat hoz létre. A legtöbb gomba biomasszát természetes, lassú folyású patakokban mértük, ahol a gombáknak elég idejük volt, és nagyobb mennyiségű felület állt rendelkezésükre, hogy megtapadjanak az avaron. Az egyéb avar input ezen kívül módosítja a gombák növekedését.

Általánosan elfogadott tény, hogy az életfolyamatok a hőmérséklet növekedésével felgyorsulnak. Ez igaz a szárazföldi gombák esetében, azonban a vízi gombák aktivitása ősszel illetve télen felerősödik (Chauhan, 2014; Duarte et al., 2013; Ingold, 1975).

A kísérletek alapján elmondható, hogy a bomlás mértéke nyáron magasabb volt, amikor a víz hőmérséklete is magasabb volt. Ez megfelel a Boulton & Boon (1991) által kapott eredményeknek. A lombos erdők avarjának bomlását kevésbé befolyásolja a hőmérséklet, mint a tűlevelű erdőkét (Whiles & Wallace, 1997). Ebből következik, hogy a hőmérséklet hatása területenként változik. Tam et al. (1998) megállapították, hogy a bomlás mértéke nemcsak az avartípus, hanem a hőmérséklet és a földrajzi régió függvénye is.

A két vizsgált patakban (Csigere-patak, Vázsonyi-séd) télen is található lebontó gombák, mennyiségük azonban nem érte el a várt értékeket (a többi patak hasonló eredményeihez viszonyítva). A kísérlet időtartama is rövid volt ahhoz, hogy valós következtetéseket vonjunk le belőlük. Ami azonban látható, hogy a télen kihelyezett mintákban lassabban telepednek meg a gombák, mint az ősszel kihelyezettekben, és a maximumok is lassabban következnek be. Langhans et al. (2008) megállapították, hogy az avarbomlás mértékét a fekete nyár (*Populus nigra*) esetében meghatározta, hogy a víztesten belül milyen jellegzetességű helyeken (pl. folyómeder, faágak felhalmozódása mellett, szigetek mellett, partmenti vegetációval rendelkező szakasz) vizsgálták. Egy másik vizsgálat, melyet két patakban végeztek, leírja, hogy két nyárfa faj (*Populus alba* és *P. nigra*) bomlása tavasszal és nyáron jóval gyorsabb volt (Menéndez et al., 2003), mint

ősszel és télen, de még mindig alacsonyabb volt valamivel, mint ebben a kísérletben a *Populus tremula* avaré. A hőmérséklet és a lebontási ráták között csak az egyik patak esetében sikerült összefüggést megállapítaniuk. További alacsonyabb lebontási ráták ($k: 0,00097-0,007 \text{ nap}^{-1}$) is olvashatók a *Populus*-fajokra a mediterrán területekről (Gessner & Chauvet, 1997; Chergui & Pattee, 1990; Casas & Gessner, 1999). Hutchens et al. (1997) e kutatásokban továbbá megállapították, hogy a *Quercus alba* egy olyan avar, ami lassú avarlebontási rátával rendelkezik.

A téli időszak alatt a fűz avar szignifikánsan gyorsabban fogyott, mint a nyáravar, melynek egyik oka az lehet, hogy az aprítók ezt az avarat részesítik előnyben. Egy másik lehetséges magyarázat, hogy egységnyi tömegű fűzavar felülete valamelyest nagyobb, mint ugyanakkora mennyiségű nyáravaré, ebből kifolyólag a mikrobiális bomlásban résztvevő élőlények jobban hozzáférnek az avarhoz, ezáltal az gyorsabb ütemben fogy (Mercier & Lindow, 2000).

A vizsgálatok során a hőmérséklet hatása egyértelműen kimutatható, néhány kiugró kísérlet sor kivételével, melyek elsősorban azért álltak elő, mert a terepi körülmények miatt nem érvényesülhetett a zavartalan bomlás (pl. betemetődött az eszköz, vagy éppen előtte keletkeztek hordalékgátak). A téli periódus januárban kezdődött és májusban fejeződött be. Januárban a kis patakokban a makrogerinctelenek mennyisége alacsony, mint ahogy januárra az aprítók patakban felhalmozódott tápláléka is kevesebb. Ezért az alacsony hőmérsékletű januári, februári hónapokban ezek az aprítók szinte megrohamozták a friss táplálékot rejtő avarzsákot. Később, mikor a tavasz elérte a hőmérséklet és nőtt az aprítók mennyisége, addigra már az avarzsákok tartalma nem nyújtott annyival több előnyt, hogy érdemes lett volna az aprítóknak tömegével behúzódnia a zsákokba. Ennek az elméletnek az alátámasztására célirányos kísérletek szükségesek.

A kis patakokban nagy jelentősége van egy-egy hevesebb nyári zápor csapadékmennyiségének pár órás levonulásának is. Az ilyen hirtelen és gyorsan levonuló helyi jellegű áradás viszont csak in situ követhető, a mintavételezés azonban csak kéthetente történt, és a hatósági vízmérce leolvasás a kisvízfolyásokon sem sűrűbb ennél.

4.4. A Torna-patak állapotjellemezői a vörösiszap katasztrófát megelőzően és utána

A 2011. október 4-én bekövetkezett katasztrófa során kiömlő lúgos vörösiszap szuszpenzió igen jelentős károkat okozott a Torna-patak és a Marcal folyó élővilágában. A Torna-patak érintett szakaszain az élővilág teljes pusztulását okozta. A Marcal esetében 2010. október 7-én halpusztulást tapasztaltak, melyet a mintavételek során mi is dokumentáltunk. Az elhullott egyedek között teljes bizonyossággal a következő fajokat tudtuk meghatározni: bodorka (*Rutilus rutilus*), csuka (*Esox lucius*), domolykó (*Squalius cephalus*), vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmicus*). Az október 12-i makrogerinctelen felmérés alapján elmondható, hogy az iszapár okozta kár hatalmas a vízi élővilág szempontjából. Egyrészt hatalmas mennyiségű makrogerinctelen szervezet pusztult el, másrészt élőhelyeik is megsemmisültek. A vörösiszap szuszpenzió elsodorta a kialakult, változatos kisebb-nagyobb mikrohabitat foltokat, ami a különböző táplálkozási stratégiájú állatoknak (algalegelő, ragadozó, törmelékevő, gyűjtögető, szűrőgető) nyújtott bújóhelyet és táplálkozási helyeket. Ezek az élőhelyek az ár hatására jelentősen homogenizálódtak, elsodródtek a felhalmozódott táplálékformák (pl. a törmelék-felhalmozódások, algabevonat kialakulására alkalmas felületek). Így, a nagyon kevés életben maradt szervezet táplálék híján pusztult el. Az élőhelyek és az élőlények eltűnésével a biodiverzitás is csökkent.

Az élő szervezetek elpusztulásán túl az élőhely pusztítással hatalmas romboló munkát végzett az iszapár. A Tornán mindent elsöprő erejével, valamint a Marcal alsóbb szakaszán – ahol már kisebb a sodrás – a hordalékának lerakásával vastagon betérítette a meder alját. A makrogerinctelen szervezetek pusztulása a Torna-patakban 100 %-os volt. Mind a biomassa mennyiségét tekintve, mind a diverzitásra nézve a pusztulás mértéke a Marcalon a Torna torkolatától a Rábáig a Torna torkolathoz közelebb magasabb, míg a Rábába folyáshoz közel alacsonyabb volt, a pusztulás nagyjából 90 %-osra becsülhető.

A Torna-Marcal főfolyást a vörösiszap katasztrófa során és után számos olyan antropogén hatás érte, melyeknek az ökoszisztémára és annak regenerációjára különböző a befolyása, ezért célszerű ezeket külön-külön röviden összefoglalni. A kiömlő vörösiszap kémhatása erősen lúgos volt (első mérési adat szerint pH = 12,87), mely jelentősebb hígulás nélkül vonult végig a Tornán és a Marcal érintett szakaszának jelentős részén. A levonuló lúgos vörösiszap semlegesítése érdekében mind a Torna, mind a Marcal vizébe

ismeretlen mennyiségű, de összvolumenében igen jelentős mennyiségű gipszet szórtak. Az alkalmazott gipsz pH csökkentő hatásának felmérésére laboratóriumi kísérletet állítottunk be (Üveges et al., 2011), melynek során a katasztrófa első napján vett vörösiszapos szuszpenzióhoz grammonként adagoltunk a helyszínen található gipszdepókból gyűjtött gipszet, s mértük a kevertetett elegy pH-ját. A számítások szerint ahhoz, hogy 1 m³ vörösiszapos szuszpenzió pH-ját 12,8-ről 11,8-re csökkentjük (ami még mindig letális az élővilágra nézve), 300 kg gipsz felhasználására volt szükség. Emiatt a gipszes kezelés (bármennyi is volt az alkalmazott gipsz mennyisége, s aránya a semlegesítendő anyaghoz képest) érdemi pH csökkentő hatását nem látjuk igazoltnak. Járt azonban e tevékenység olyan mellékhatással, mely meghatározó a későbbi regeneráció szempontjából. A gipsz jelentős mennyiségben rakódott le elsősorban a lassú folyású Marcal medrében fedve a mederben található növényzetre rakódott vörösiszap réteget. A gipsz szemcsemérete lényegesen nagyobb, mint a vörösiszapé, emiatt nehezebben mozog. Ennek következtében a mederben felhalmozódott, s időközben a természetes hígulás miatt neutralizálódott vörösiszapot stabilizálja, tartós élőhelypusztulást okozva. Míg a vörösiszapot kisebb áradások is apránként lemosták volna, a gipszet ezek jelentős mértékben megmozgatni nem tudták ezért a gipszlerakódások az élőhelyek regenerációját jelentősen késleltetik, illetve olyan folyamatokat indítanak el, melyek nem sajátjai a katasztrófa által sújtott élővizeknek.

A katasztrófa előtt a természetes allohton avar terhelés jelentéktelen volt a Torna patakban, mivel a patakot mezőgazdasági és urbanizált területek veszik körül. Az avar fogyás a zsákokban gyors volt, a táplálék hiánya és a gyors áramlási sebesség miatt (Kovács et al., 2011).

A legtöbb szakirodalom az exponenciális lebontási görbét, vagy az $\ln(x)$ adatok lineáris regresszióját alkalmazza az avar lebontásának leírására (Hladyz et al., 2009; Langhans et al., 2008; Tuomi et al., 2009; He et al., 2010; Gessner, 2001; Gessner 2005; Graça & Canhoto, 2006), azonban ez nem valósult meg a katasztrófa utáni időszakban végzett kísérlet során. Ekkor az avar lebontása sokkal lassabban ment végbe, mint 2009-ben. A görbék teljes hosszukban nem követték az exponenciális lebontást. Egy kezdeti, közel változatlan szakasz után a lebontás sokkal inkább lineáris jellegű volt. Az avarfogyás később kezdődött meg, és sokkal tovább tartott. Mire a katasztrófa előtti időszakban az avar eltűnt a zsákokból, addigra a katasztrófa utáni kísérletben csak kb. az 50%-a. A katasztrófa előtti időszakban mi is sikeresen illesztettük ezt a görbét a mért adatokra. Nem

volt szignifikáns különbség a mért és az illesztett avarfogyás között (Anova: $F(1,14)=4,6$; $p=0,99$).

A katasztrófa utáni adatokra nem tudunk exponenciális görbét illeszteni. Az avar lebontása nem volt exponenciális, csak akkor, ha kezdeti változatlan szakaszt nem vettük figyelembe. A katasztrófa előtti és utáni lebontásban mutatkozó különbségeket a patakba juttatott gipsz okozhatta, amit azért adtak a vízhez, hogy semlegesítse a lúgos kémhatást. A gipsz leülepedett az avar felületén, ezáltal az a gombák számára nehezen kolonizálható felületté vált. Később a gipsz adagolás befejeződött, így az újonnan képződött bevonat az alsóbb, illetve mélyebb részekbe jutott. Ekkor a gombáknak már elég felület állt a rendelkezésükre, hogy megkezdhessék az avaron való megtelepedést.

A katasztrófa után a gombák voltak az első megfigyelt élő szervezetek a Torna-patakban, de nem volt elég felület a megtelepedésükhöz. A makrogerinctelenek több hónapra eltűntek, mivel nem volt elég táplálékuk (többek között avar) vagy élőhelyük. Az első makrogerincteleneket 2011 áprilisában találtuk (fél évvel a katasztrófa után). A gipsz beborította az üledéket (vagy a beton lapokat), megakadályozva a makrogerinctelenek megtelepedését. Ezen kívül sűrű alga film nőtt a gipsz felületén, ami nem jelent meg a vörösiszapon. A gipsz részecskék nagyobb, míg a vörösiszap részecskék kisebb felületet biztosítanak a mikroalgák megtelepedéséhez. Ezen kívül a vörösiszap részecskék gyorsabban mozognak, így nem képesek stabil aljzatot kialakítani.

A gombák biomasszájának exponenciális növekedése természetes körülmények között az avar kihelyezése után kb. 10 nappal következik be (Webster és Descals, 1981). A 2009-es és a 2011-es referencia hely mintáinál kapott eredmények is ezt támasztják alá. A katasztrófa hatását illetően azonban a szakirodalomra támaszkodni nem tudunk. A gombák lassabb ütemben kolonizálják az elhalt növényi részeket, a biomassza-csúcs huzamosabb ideig fennáll, valamint kevesebb egyedszámú ingadozást figyelhetünk meg.

A gipsszel történő kármentesítés következtében a kihelyezett avaron gipszréteg alakult ki, mely kisebb fajlagos felületet biztosított az avarból a szaprotróf gombák számára. A lerakódott gipsz mennyisége idő előrehaladtával csökkent, és párhuzamosan nőtt a kolonizálható avarfelület. A referenciaszakaszon ilyen akadály nem gátolta a gombák gyors megtelepedését, elszaporodását, így ott gyorsan megnőtt a gomba-biomassza, viszont a telítettségi maximumuk elhúzódását a makrogerinctelenek jelenléte, és ezáltal a gyorsabb lebomlás, valamint a nagymértékű táplálékforrás-csökkenés korlátozta. A devecesteri szakaszon a taxonok közötti kompetíció-hiány miatt a vízi

hyphomyceták voltak a lebontási folyamat meghatározó csoportja. A patak ezen szakaszán a kísérlet kivitelezése során nem találtunk aprító szervezeteket, ami huzamosabb ideig eltartó, magas biomassza-értékeket eredményezett.

A katasztrófa előtt az ergoszterol koncentrációk 0 és 210 $\mu\text{g g}^{-1}$ között változtak, míg a katasztrófa után a 100 $\mu\text{g g}^{-1}$ -ot sem érték el. Az alacsony pH károsan hat a vízi hyphomycetes fajokra, beleértve a fajgazdagságot (Rosset & Bärlocher, 1985; Dubey et al., 1994), az avaron való megtelepedést (Dubey et al., 1994), valamint a konídiumok képződését (Groom & Hildgrew, 1989). Az avar lebontása jelentősen gyorsabb közel semleges (pH 6,4-7,1) patakokban, savas kémhatású patakokhoz viszonyítva (pH 4,7-4,9) (Boulton & Boon, 1991), azonban ilyen lúgos kémhatású vizeket még nem vizsgáltak. Dangles & Chaviet (2003) megfigyelték, hogy a gombák biomasszája nem mutat szokatlan tendenciát a savasodás csökkenésével, kivéve a semlegeshez közelebbi kémhatásnál, amikor az ergoszterol koncentrációk növekednek és a folyamat kiegyenlítődik, vagy tovább növekszik gyengén savas patakokban. Gessner & Chaviet (1994) hasonló mintázatot mutattak ki ergoszterol tekintetében bükk avaron végzett kísérlet során egy pireneusi lágyvizű patakban savasodás hatására. Hasonló adatokat nem mértek ilyen lúgos körülmények között. Mindez azt mutatja, hogy az erős lúghatás jelentősen befolyásolja az Ingold-féle gombákat, különösen a biomasszájukat. Az ergoszterol koncentrációk egyértelműen mutatják, hogy a gombák mennyisége jóval kevesebb volt a katasztrófa után a víztestben. A fajgazdagság, illetve a konídiumképzés tekintetében is hasonló következtetések vonhatók le.

Magyar et al. (2011) a vörösiszap-katasztrófa nyomán megjelenő beltéri penészesedést vizsgálták és az egészségi kockázatát felmérték. A vizsgálat során megállapították, hogy a szennyezettség mértéke jelentős volt, az uralkodó gombafaj a *Penicillium chrysogenum* volt, emellett *Cladosporium*, *Acremonium* és *Scopulariopsis* telepek is megjelentek. Az izolált gombák növekedését a vörösiszap nem befolyásolta szignifikáns mértékben. A vizsgálat eredményei arra utalnak, hogy a házak penészesedése hasonlóan játszódtott le a vörösiszap-katasztrófa sújtotta területen, mint a természetes árvizek esetében. A gombafaj-összetétel sem különbözött jelentős mértékben a hazai átlagtól. Beszámolók alapján a penészesedés késve jelentkezett, a legvalószínűbb magyarázat szerint a vörösiszap kémhatásának csökkenését követően.

Eredményeink alátámasztják, hogy a gomba - mint biológiai csoport - jelentős rezisztenciát mutat a környezetben oly nagymértékű pusztításokat okozó eseményekkel szemben, mint például a lúgos vörösiszap ár.

5. Összefoglalás

Magyarországon a limnológiai kutatások évszázados múltra tekintenek vissza, megállapítható azonban, hogy e kutatások csak sporadikusan érintették kisebb folyóvizeinket. Patakjaink, kis folyóink állapotáról, a bennük lezajló ökoszisztéma folyamatokról rendszerezett tudással az elmúlt évszázad végéig nem rendelkezünk. A kutatások helyszínéül olyan vízfolyásokat választottunk, melyeken korábban már folytattunk vizsgálatokat. Több patak is a Bakonyban található, mint például Kolontár és Devecser térségében, melyek a vörösiszap katasztrófa által érintett területek.

Az avarlebomlás ütemének és az azt befolyásoló tényezők vizsgálatának már több évtizedes előzményei vannak, ennek ellenére hazánkban vízi környezetben csak néhány kísérlet történt e témában. Ezek közül egyik sem foglalkozott ergoszterol koncentrációjának mérésen alapuló gombabiomassza becsléssel, illetve a patakba hulló éves avar mennyiség meghatározásával. Ezen okokból kifolyólag terepi kísérleteim sorozatát úgy állítottam össze, hogy országunkban néhány jellegzetes dombvidéki kisvízfolyás avarlebontási ütemének tanulmányozása kapcsán minél több tényezőre, összefüggésre rámutathassak. Célom volt meghatározni a vizsgálat helyszínéül szolgáló patakszakaszok medrének morfológiai jellemzőit, a patakparton található vegetáció minőségét, a patakokba hulló avar éves mennyiségét, a patakokban előforduló gombák fajszámát, és biomasszáját, valamint az avarszákos technikával összevetni a mások által is használt avardobozos technika előnyeit és hátrányait. A módosított patakszakaszon a víz sodrása a kiegyenesített meder miatt gyorsabb, ezért az avarfogyás üteme nem az aprítók tevékenysége és a gombák lebontása miatt nagyobb, hanem a fokozottabb áramlás miatt. Célom volt meghatározni az általam használt avarfajok (*Quercus robur*, *Populus tremula* és *Salix alba*) avarbomlási ütemét, két különböző típusú vízfolyásban a veszteségbeli különbözőségeket. Az avarlebomlás üteme és a környezet (víz) hőmérséklete közötti összefüggés megállapítása kapcsán célom volt két patakban téli aspektusban megállapítani a hőmérséklet és az avarlebontási ráta különbözőségeit, a hőmérséklet különbség szempontjából különválasztani a mikrobiális bontás és az aprító szervezetek aktivitásának a változásait. A vörösiszap katasztrófa helyszínére, a Torna-patak devecseri szakaszára kihelyezett kísérletsorozatban célul tűztem ki vizsgálni a patak élővilágának regenerációját, a katasztrófa után a gombák megtelepedésének a mértékét, az avarszákokban az avar makrogerinctelen szervezetek nélküli aprózódását, több féle avar aprózódását egy referencia ponttal összehasonlítva.

A vizsgálatok során megállapítottam, hogy a kiválasztott patakszakaszok medermorfológiája jelentősen eltér egymástól. A Vázsonyi-sédnél a laterális ($372 \text{ g m}^{-2}\text{év}^{-1}$) és a vertikális ($313 \text{ g m}^{-2}\text{év}^{-1}$) irányból származó források közt nem volt jelentős eltérés, összességében közel azonos tömegben érkezett mindkét irányból az avar. Ezzel ellentétben a Veszprémi-sédnél a laterális input ($199 \text{ g m}^{-2}\text{év}^{-1}$) kisebb értéket mutatott, mint a vertikális ($331 \text{ g m}^{-2}\text{év}^{-1}$). Az eredmények alapján megállapítható, az avar input értékei szoros összefüggésben állnak a partfal meredekségével és mélységével. A vizsgált patakokban 4 faj, az *Anguillospora* sp., *Clavariopsis aquatica*, *Flagellospora curvula*, valamint a *Tetracladium marchalianum* voltak a leggyakoribbak.

Részt vettem egy újfajta, avarfogyás vizsgálatára alkalmas terepi eszköz kifejlesztésében, melyhez hasonló a szakirodalomban nem ismert. Az új eszköz, az avarhenger, meggátolja az avar kisodródását, ezért elsősorban az aprító tevékenység vizsgálatára alkalmas. A hengerben a bomlási folyamat zavartalan volt a többi eszközhöz képest. A referencia eszközben (planktonháló zsák) elhelyezett avar fogyása meglehetősen jól reprezentálja, hogy az avar tömegcsökkenése az exponenciális lebomlási modell szerint történik. A hengerben az avar felezési ideje jóval kisebb, mint a többi eszközben. A legmagasabb ergoszterol értékeket a planktonháló zsák ($67,71 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar), valamint az avarzsák ($71,46 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) esetében mértük, mivel ez az eszköz volt leginkább kitéve a patak által szállított avarlerakódásnak, így a mikrobiális folyamatok is később indulhattak be.

A kísérletek során jellemzően három fafaj avarjait használtam. Az avarfogyási görbék az exponenciális lebontást követték. Az avar fogyása gyorsabb volt mesterséges aljzatú patak esetében, ahol a víz áramlási sebessége is magasabb volt. A természetes aljzat lassítja az áramlást, mivel kanyarog és a barrierék által akkumulációs zónákat hoz létre. A legtöbb gomba biomasszát természetes, lassú folyású patakokban mértük, ahol a gombáknak elég idejük volt, és nagyobb mennyiségű felület állt rendelkezésükre, hogy megtapadjanak az avaron. Vizsgáltam az avarfogyás ütemének szezonálisitását is. A lebontási mutatók (k érték) azt mutatják, hogy a téli periódus alatt a hőmérséklet növekedése szignifikánsan növeli a lebontási sebességet. A nyári időszakban a fogyások nagyobbak, tehát ekkor az avar gyorsabban sodródott ki a zsákokból.

Vizsgáltam a vörösiszap katasztrófa előtt és után a Torna-patak állapotjellemzőit. A katasztrófa utáni kísérlet során az ergoszterol koncentrációk sokkal alacsonyabbak voltak, maximumaik sokkal elnyúltabbak voltak, mint a katasztrófa előtti kísérletekben. A katasztrófa után a görbék teljes hosszukban nem követték az exponenciális lebontást. Egy

kezdeti, közel változatlan szakasz után a lebontás sokkal inkább lineáris jellegű volt. A legmagasabb ergoszterol értékeket fűz avaron ($90,4 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) mérte a szerző. A katasztrófa után az avarzsákok kihelyezése után egy héttel már sporuláló gombák (vízi hyphomycetes) jelentek meg az avarzsákokban. A vizsgálat során összesen 21 fajt és 5 ismeretlen fajtól származó konídiumot találtunk. A *Tricladium*-fajok nagyobb számban voltak jelen a devecseri szakaszon, illetve a *Tetracladium marchalianum* két avar (fűz, nyár) esetében is nagyobb relatív abundanciát mutatott, mint a referenciaszakaszon lévők. Eredményeink alátámasztják, hogy a gomba - mint biológiai csoport - jelentős rezisztenciát mutat a környezetben oly nagymértékű pusztításokat okozó eseményekkel szemben, mint például a lúgos vörösiszap ár.

6. Köszönetnyilvánítás

Köszönöm témavezetőmnek, Prof. Dr. Padisák Juditnak, hogy munkámhoz minden szükséges háttérrel biztosított, valamint, hogy a munkám elkészítésében szakmai segítséget nyújtott. Köszönöm Dr. Karádi-Kovács Katának, Vass Máténak, Selemczy Géza Balázsnak, Kacsala Istvánnak, Hubai Katalin Eszternek és Potó Péternek, hogy a terepi mintavételek, a minták előkészítése, illetve a laboratóriumi mérések kivitelezésben segítettek. Köszönöm Dr. Stenger-Kovács Csillának és Dr. Üveges Viktóriának, valamint a Limnológia Intézeti Tanszék hallgatóinak, hogy a vízkémiai méréseknek köszönhetően rendelkezem vízkémiai adatokkal is. Köszönöm Dr. Kiss Gyulának, Törő Norbertnek és Szakácsné Dr. Földényi Ritának, hogy a HPLC mérések során segítettek. Köszönöm Dr. Zalkáné Szabó Katalinnak és Mikos Katalinnak az avarzsákok varrását. Köszönöm Viktória Renoldnernek és Dr. Katrin Attermeyernek, hogy a német nyelvű kivonat fordításában segítettek. A kutatás anyagi háttérét biztosította: OTKA K 75552, projektvezető Dr. Padisák Judit.

7. Irodalomjegyzék

- Abelho, M. (2001) From Litterfall to breakdown in streams: A review. *The Scientific World* 1:656-680.
- Abelho, M., Graça, M.A.S. (1996) Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. *Hydrobiologia* 324: 195–204.
- Alberts, B., Johnson, A., Lewis, J., Raff, M., Roberts, K., Walter, P. (1962) *Molecular Biology of the Cell*. Garland Publishing Inc., New York, USA.
- Alexopoulos, C.J., Mims, C.W., Blackwell, M. (1996) *Introductory Mycology*. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Allan, J.D. (1995) *Stream Ecology: structure and function of running waters*. Chapman and Hall, London.
- APHA – American Public Health Association (1998) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th Edition. United Book Press, Inc., Baltimore, Maryland, USA.
- Atlas, R.M. (1988) *Microbiology: fundamentals and applications*. 2nd ed. Collier Macmillan publishers, London.
- Axelsson, B.O., Saraf, A., Larsson, L. (1995) Determination of ergosterol in organic dust by gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography B* 666:77–84.
- Bärlocher, F. (1985) The role of fungi in the nutrition of stream invertebrates. *Botanical Journal of the Linnean Society* 91: 83-94.
- Bärlocher, F. (1997) Pitfalls of traditional techniques when studying decomposition of vascular plant remains in aquatic habitats. *Limnetica* 13/2: 1-11.
- Bärlocher, F. (2005) Leaf mass loss estimated by litter bag technique. In Graça, M.A. S., Bärlocher, F., Gessner, M.O. (eds) (2005) *Methods to study litter decomposition: a practical guide*. Springer, Dordrecht, The Netherlands:37–42.
- Bärlocher, F., Kendrick B. (1974) Dynamics of the fungal population on leaves in a stream. *Journal of Ecology* 62: 761–789.
- Bärlocher, F., Kendrick, B. (1981) Role of aquatic hyphomycetes in the trophic structure of streams. *The fungal community: its organization and role in the ecosystem*. Marcel Dekker, New York.
- Bärlocher, F., Rosset, J. (1981) Aquatic hyphomycete spora of two Black Forest and two Swiss Jura streams. *Transactions of the British Mycological Society* 76:479–483.

- Benfield, E.F. (1997) Comparison of litterfall input to streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16:104–108. (In *Stream Organic Matter Budgets*. Webster, J.R. and Meyer, J.L., Eds. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 3–161.
- Benke, A.C., Van Arsdall, T.C., Gillespie, Jr.D.M., Parrish, F.K. (1984) Invertebrate productivity in a subtropical blackwater river: the importance of habitat and life history. *Ecological Monographs* 54:1234–1243.
- Bilby, R.E., Bisson, P.A. (1992) Allochthonous versus autochthonous organic matter contributions to the trophic support of fish populations in clear-cut and old growth forested streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49:540–551.
- Bilby, R.E., Ward, J.W. (1991) Characteristics and function of large woody debris in streams draining old-growth, clearcut, and second-growth forests in southwestern Washington. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 2499–2508.
- Boulton, A.J., Boon, P.I. (1991) A review of methodology used to measure leaf litter decomposition in lotic environments: time to turn over an old leaf? *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 42:1–43.
- Brown, B.L. (2007) Habitat heterogeneity and disturbance influence patterns of community temporal variability in a small temperate stream. *Hydrobiologia* 586:93-106.
- Brown, G.H., Krygier, J.T. (1970) Effects of clearcutting on stream temperature. *Water Resource Bulletin* 6/4 1133–1139.
- Campbell, I.C., James, K.R., Hart, B.T., Devereaux, A. (1992) Allochthonous coarse particulate organic material in forest and pasture reaches of two south-eastern Australian streams. I. Litter accession. *Freshwater Biology* 27:341–352.
- Carvalho, U.M., Uieda, V.S. (2010) Input of litter in deforested and forested areas of a tropical headstream. *Brazilian Journal of Biology* 70: 283-288.
- Carvalho, U.M., Uieda, V.S. (2009) Seasonal leaf mass loss estimated by litter bag technique in two contrasting stretches of a tropical headstream. *Acta Limnologica Brasiliensia* 21/2: 209-215.
- Casas, J.J., Gessner, M.O. (1999) Leaf litter breakdown in a Mediterranean stream characterized by travertine precipitation. *Freshwater Biology* 41: 781-793.
- Chauhan, R. (2014) Diversity of Aquatic Fungi of Six Water Bodies of Bhopal in Relation to Its Abiotic Parameters. *International Journal of Green and Herbal Chemistry* 3/2:425-433.
- Chergui, H., Pattee, E. (1990) The processing of leaves of trees and aquatic macrophytes in the network of the River Fhone. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 75: 281-302.
- Cuffney, T.F., Wallace, J.B., Lugthart, G.J. (1990) Experimental evidence quantifying the role of benthic invertebrates in organic matter dynamics of headwater streams. *Freshwater Biology*.23: 281–299.

- Cummins, K.W., Wilzbach, M.A., Gates, D.M., Perry, J.B., Taliaferro, W.B. (1989) Shredders and riparian vegetation: leaf litter that falls into streams influence communities of stream invertebrates. *BioScience* 39: 24–30.
- Dangles, O., Chauvet, E. (2003) Effects of stream acidification on fungal biomass in decaying beech leaves and leaf palatability. *Water Research* 37:533–538.
- Deacon, J. (1997) *Modern Mycology*. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Díez, J.R., Larranaga, S., Elosgei, A., Pozo, J. (2000) Effect of removal of wood on streambed stability and retention of organic matter. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 621-632.
- DIRECTIVE 2000/60/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*.
- Duarte, S., Fernandes, I., Nogueira, M.J., Cássio, F., Pascola, C. (2013) Temperature alters interspecific relationships among aquatic fungi. *Fungal Ecology* 6/3:187-191.
- Dubey, T., Stephenson, S.L., Edwards, P.J. (1994) Effect of pH on the distribution and occurrence of aquatic fungi in 6 West-Virginia Mountain streams. *Journal of Environmental Quality* 23:1271–1279.
- Flindt, M.R., Pardal, M.A., Lillebo, A.I., Marques, J.C. (1999) Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: A brief review. *Acta Oecologica* 20: 237-248.
- Free, G., Solimini, A.G., Rossaro, B., Marziali, L., Giacchini, R., Paracchini, B., Ghiani, M., Vaccaro, S., Gawlik, B. M., Freshner, R., Santer, G., Schönhuber, M., Cardoso, A.C. (2009) Modelling lake macroinvertebrate species in the shallow sublittoral: relative roles of habitat, lake morphology, aquatic chemistry and sediment composition. *Hydrobiologia* 633:123-136.
- Friberg, N., Sandin, L., Pedersen, M.L. (2009) Assessing the effects of hydromorphological degradation on macroinvertebrate indicators in rivers: examples, constraints, and outlook. *Integrated Environmental Assessment and Management* 5:86-96.
- Gascón, S.D., Boix, S.J., Quintana, X.D. (2008) Relation between macroinvertebrate life strategies and habitat traits in Mediterranean salt marsh ponds (Empordá wetlands, NE Iberian Peninsula). *Hydrobiologia* 597:71-83.
- Gere, G., Hargitai, L. (1971) Az avar humifikációjának vizsgálata egy cserestölgyes erdőben *Erdészeti kutatások* 67:21-28.
- Gessner, M.O. (2001) Mass loss, fungal colonization and nutrient dynamics of *Phragmites australis* leaves during senescence and early aerial decay. *Aquatic Botany* 69:325–339.
- Gessner, M.O. (2005) Ergosterol as a measure of fungal biomass. In Graça, M.A.S.,

- Bärlocher, F., Gessner, M.O. (eds.) Methods to study litter decomposition: A practical guide. Springer, Berlin:89-195.
- Gessner, M.O., Chauvet, E. (1994) Importance of stream microfungi in controlling breakdown rates of leaf litter. *Ecology* 75:1807–1817.
- Gessner, M.O., Chauvet, E. (1997) Growth and production of aquatic hyphomycetes in decomposing leaf litter. *Limnology & Oceanography* 42:496-505.
- Gessner, M.O., Robinson, C.T., Ward, J.V. (1998) Leaf breakdown in streams of an Alpine glacial floodplain: dynamics of fungi and nutrients. *Journal of the North American Benthological Society* 17:403-419.
- Giller, P.S. (1998) In Malmqvist, B. (ed.), *The Biology of Streams and Rivers*. Oxford University Press, New York:37–41; 161–162.
- Goh, T.K., Hyde, K.D. (1996) Biodiversity of freshwater fungi. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* 17/ 5-6:328-345.
- Golladay, S.W., Webster, J.R., Benfield, E.F. (1987) Changes in stream morphology and storm transport of seston following watershed disturbance. *Journal of the North American Benthological Society* 6:1–11.
- Golladay, S.W., Webster, J.R., Benfield, E.F. (1989) Changes in stream benthic organic matter following watershed disturbance. *Holarctic Ecology* 12: 96–105.
- Gönczöl, J., Révay, Á. (1992) Aquatic Hyphomycetes in softwater and hardwater streams of the Aggtelek National Park, NE Hungary. *Annales Historico-Naturales Musei Nationalis Hungarici*. 84:17-31.
- Gönczöl, J., Révay, Á. (2003) Treehole fungal communities: aquatic, aero-aquatic and dematiaceous hyphomycetes. *Fungal Diversity* 12:19-34.
- Gönczöl, J., Révay, Á. (2007) Studies on *Anguillospora longissima*: morphotypes or different species? *Mycologia Balcanica* 4:125-130.
- Graça, M.A.S., Bärlocher, F., Gessner, M.O. (2005) *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*: 37-42.
- Graça, M.A.S., Canhoto, C. (2006) Leaf litter processing in low order streams. *Limnetica* 25:1–10.
- Gregory, S.V., Swanson, F.J., McKee, W.A., Cummins, K.W. (1991) An ecosystem perspective of riparian zones – focus on links between land and water. *BioScience* 41:540–551.
- Grigg, A.H., Mulligan, D.R. (1999) Litterfall from two eucalypt woodlands in central Queensland. *Austral Ecology* 24:662-664.

- Groom, A. P., Hildrew, A. G. (1989) Food quality for detritivores in streams of contrasting pH. *Journal of Animal Ecology* 58:863–881.
- Gurtz, M.E., Wallace, J.B. (1984) Substrate-mediated response of stream invertebrates to disturbance. *Ecology*. 65:1556–1569.
- Haapala, A., Muotka, T. (1998) Seasonal dynamics of detritus and associated macroinvertebrates in a channelized boreal stream. *Archiv für Hydrobiologie*. 142:171–189.
- Harding, J.S., Claassen, K., Evers, N. (2006) Can forest fragments reset physical and water quality conditions in agricultural catchments and act as refugia for forest stream invertebrates? *Hydrobiologia* 568:391–402.
- Hart, D.M. (1995) Litterfall and decomposition in the Pilliga State Forests, New South Wales, Australia. *Australina Journal of Ecology* 20:266–272.
- Hawkins, C.P., Murphy, M.L., Anderson, N.H. (1982) Effect of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in cascade range streams of Oregon. *Ecology* 63:1840–1856.
- Hax, C.L., Golladay, S.W. (1998) Flow disturbance of macroinvertebrates inhabiting sediments and woody debris in a prairie stream. *American Midland Naturalist* 139:210–223.
- He, X., Lin, Y., Han, G., Guo, P., Tian, X. (2010) The effect of temperature on decomposition of leaf litter from two tropical forests by a microcosm experiment. *European Journal of Soil Biology* 46:200–207.
- Heartsill-Scalley, T., Aide, T.M. (2003) Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture-secondary forest mosaic. *Ecological Applications* 13:225-234.
- Hernandez, I.M., Gallardo, J.F., Santa Regina, I. (1992) Dynamic of organic matter in forests subject to a Mediterranean semi-arid climate in the Duero basin (Spain): litter production. *Acta Oecologica* 13:55–65.
- Hieber, M., Gessner, M.O. (2002) Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology* 83:1026–1038.
- Hill, B.H., Perrot, Jr., W.T. (1995) Microbial colonization, respiration, and breakdown of maple leaves along a stream-marsh continuum. *Hydrobiologia* 312: 11-16.
- Hladyz, S., Tiegs, S.D., Gessner, M.O., Giller, P.S., Rîsnoveanu, G., Preda, E., Nistorescu, M., Schindler, M., Woodward, G. (2009) Leaf-litter breakdown in pasture and deciduous woodland streams: a comparison among three European regions. *Freshwater Biology* 55:1916-1929.
- Hobbie, S.E., Vitousek, P.M. (2000) Nutrient limitation of decomposition in Hawaiian forest. *Ecology*. 81:1867-1877.

- Hubai, K. (2011) A Torna-patak es a Marcal folyó limnológiai paramétereinek vizsgálata az iszapár után. Pannon Tehetségnap, 2011.05.16. Pannon Egyetem, Veszprém.
- Hutchens, J.J., Ernest, F., Benfield, A., Jackson, R., Webster, F.R. (1997) Diet and growth of a leaf-shredding caddisfly in southern Appalachian streams of contrasting disturbance history. *Hydrobiologia* 346: 193-201.
- Hynes, H.B.N. (1975a) The stream and its valley. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 19:1–15.
- Hynes, H.B.N. (1975b) *The Ecology of Running Waters*. University of Toronto, Toronto Canada.
- Imbert, J.B., Pozo, J. (1989) Breakdown of four litter species and associated fauna in a Basque Country forested stream. *Hydrobiologia* 182: 1-14.
- Ingold, C.T. (1975) *An illustrated guide to aquatic and water-borne hyphomycetes (fungi imperfecti) with notes on their biology*. London: Freshwater Biology Association, Publication 30:96.
- Jensen, V. (1974) *Decomposition of Angiosperm Tree Leaf Litter. Biology of Plant Litter Decomposition*. Academic Press, London and New York, 1:69-104.
- Jones, J.B., Schade, J.D., Fisher, S.G., Grimm, N.B. (1997) Organic matter dynamics in Sycamore Creek, a desert stream in Arizona, USA. In: Webster, J.R., Meyer, J.L. eds. *Stream Organic Matter Budgets*. *Journal of the North American Benthological Society* 16:78-82.
- Kallis, G., Butler, D. (2001) The EU Water Framework Directive: measures and implications. *Water Policy* 3:125–142.
- Karberg, N.J., Scott, N.A., Giardina, C.P. (2008) Methods for estimating litter decomposition. *Field Measurements for Forest Carbon Monitoring*: 103-111.
- Kedzierski, W.M., Smock, L.A. (2001) Effects of logging on macroinvertebrate production in a sand-bottomed, lowgradient stream. *Freshwater Biology* 46:821–833.
- Kovács, Cs., Kahlert, M., Padisák, J. (2006) Benthic diatom communities along pH and TP gradients in Hungarian and Swedish streams. *Journal of Applied Phycology* 18:105–117.
- Kovács, K., Selmeczy, G.B., Kucserka, T., Abdel-Hameid, N-A. H., Padisák, J. (2011) The effect of stream bed morphology on shredders' abundance and leaf-litter decomposition in Hungarian midland streams. *Polish Journal of Environmental Studies* 20:1547-1556.
- Kubíček, F. (1995) Litter fall in mixed deciduous-coniferous forest during one decade (1981–1991), the Nízke Tatry Mountains, central part of Slovakia. *Ekológia Bratislava* 14:171–179.

- Kucserka, T., Kovács, K., Vass, M., Selmeczy, G.B., Hubai, K.E., Üveges, V., Kacsala, I., Törő, N., Padisák, J. (2011) Leaf litter decomposition in Hungarian midland streams before and after the red sludge disaster. 6 th International Meeting on Plant Litter Processing in Freshwaters, July 26-30, 2011, Cracow, Poland.
- Langhans, S.D., Tiegs, S.D., Gessner, M.O., Tockner, K. (2008) Leaf-decomposition heterogeneity across a riverine floodplain mosaic. *Aquatic Sciences*70:337–346.
- Lengeler, J., Drews, G., Schlegel, H. (1999) *Biology of the Prokaryotes*. Blackwell Science, New York, USA.
- Likens, G.E., Bormann, F.H., Johnson, N.M., Fisher, D.W., Pierce, R.S. (1970) Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook Watershed-Ecosystem. *Ecological Monographs* 40:23–47.
- Liu, L., King J.S., Booker, F.L., Giardina, C.P., Allen, H.E., Hu, S. (2009) Enhanced litter input rather than changes in litter chemistry drive soil carbon and nitrogen cycles under elevated CO₂: a microcosm study. *Global Change Biology* 15: 441–453.
- Lorenz, A.W., Jaehrig, S.C., Hering, D. (2009) Re-Meandering German Lowland Streams: Qualitative and Quantitative Effects of Restoration Measures on Hydromorphology and Macroinvertebrates. *Environmental Management* 44:745-754.
- Magyar, D., Józsa, K., Zátornyiné Novák, E., Bobvos, J., Krendics, L., Papp, T. (2011) Beltéri penészesedés vizsgálata az ajkai vörösiszappal előtött területen. Magyar Higiénikusok Társasága XL. Vándorgyűlése: 43.
- Markus, H., Gessner, M.O. (2009) Functional leaf traits and biodiversity effects on litter decomposition in a stream. *Ecology* 90:1641-1649.
- Mátyás, Cs.(1997) *Erdészeti ökológia*. Mezőgazda Kiadó, Budapest:45-65.
- McClurkin, D.C., Duffy, P D., Ursic, S.J., Nelson, N.S. (1985) Water quality effects of clearcutting upper coastal plain loblolly pine plantations. *Journal of Environmental Quality*. 14:329–332.
- Menéndez, M., Hernández, O., Comín, F.A. (2003) Seasonal comparisons of leaf processing rates in two Mediterranean rivers with different nutrient availability. *Hydrobiologia* 495: 159-169.
- Mercier, J., Lindow, S.E. (2000) Role of leaf surface sugars in colonization of plants by bacterial epiphytes. *Applied and Environmental Microbiology*. 66/1:369-374.
- Meyer, J.L., Benke, A.C., Edwards, R.T., Wallace, J.B. (1997) Organic matter dynamics in the Ogeechee River, a backwater river in Georgia, USA. In: Webster, J.R., Meyer, J.L. eds. *Stream Organic Matter Budgets*. *Journal of the North American Benthological Society* 16:82-87.

- Meyer, J.L., Wallace, J.B. (2001) Lost linkages and lotic ecology: rediscovering small streams. Chp. 14:295-317. In Press, M., Huntly, M., Levin, S. (eds.) *Ecology: Achievement and Challenge*. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Minshall, G.W. (1996) Organic Matter Budgets. In Hauer, F.R., Lambert, F. A. (eds) *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, San Diego, CA:591–605.
- Moorhead, D., Reynolds, J. (1992) Modeling the contributions of decomposer fungi in nutrient cycling. In Carroll, G., Wicklow, D., (eds) *The Fungal Community* Marcel Dekker, New York, USA:691–714.
- Moulton, T.P., Magalhães-Fraga, S.A.P., Brito, E.F., Barbosa, F.A. (2010) Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia* 638:55-66.
- Muehlbauer, J.D., LeRoy, C.J., Lovett, J.M., Flaccus, K.K., Vlieg, J.K., Marks, J.C. (2009) Short-term responses of decomposers to flow restoration in Fossil Creek, Ariyona, USA. *Hydrobiologia* 618:35-45.
- Mulholland, P.J., Lenat, D.R. (1992) Streams of the southeastern piedmont Atlantic Drainage. In Hackney, C.T., Adams, S.M., Martin, W.H. (eds) *Biodiversity of the Southeastern United States: Aquatic Communities*. John Wiley and Sons Inc., New York, NY:193–231.
- Newbold, J.D., Erman, D.C., Roby, K.B. (1980) Effects of logging on macroinvertebrates in streams with and without buffer strips. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:1076–1085.
- Newell, S.Y. (1992) Estimating fungal biomass and productivity in decomposing litter. In Carroll, G.C., Wicklow, D.T. (eds) *The fungal community. Its organization and role in the ecosystem*. Marcel Dekker, New York:521-561.
- Odum, E.P. (1971) *Fundamentals of Ecology*. 3rd edition. W.B. Saunders, Philadelphia.
- Oelbermann, M., Gordon, A.M. (2000) Quantity and quality of autumnal litterfall into a rehabilitated agricultural stream. *Journal of Environmental Quality* 29:603–611.
- Ormerod, S.J., Rundle, S.D., Lloyd, E.C., Douglas, A.A. (1993) The influence of riparian management on the habitat structure and macroinvertebrate communities of upland streams draining plantation forests. *Journal of Applied Ecology* 30:13–24.
- Padisák, J., Üveges, V., Kovács, K., Hubai, K.E., Kucserka, T., Selmeczy, G.B. (2011) A felszíni vizek terhelése rövid és hosszabb időtávon. Vörösiszap katasztrófa: következmények és tapasztalatok. MTA Székháza, 2011.03.01., Budapest.
- Pascoal, C., Cassio, F. (2004) Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. *Applied Environmental Microbiology* 70:5266–5273.
- Pérez-Corona, M. E., Pérez Hernández, M. C., Bermúdez de Castro, F. (2006) Decomposition of alder, ash, and poplar litter in a mediterranean riverine area. Universidad Complutense de Madrid, Madrid, Spain

- Pozo, J., González, E., Díez, J.R., Molinero, J., Elósegui, A. (1997) Inputs of particulate organic matter to streams with different riparian vegetation. *Journal of the North American Benthological Society* 16:602–611.
- Prasad, A.K., Mukhopadhyay, A. (2013) A technique to measure the loss in tea crop by the defoliating pest (*Hyposidra talaca* Walker) on the basis of dry mass and leaf area parameters. *International Journal of Bio-resource and Stress Management* 4/2: 358-361.
- Regina, I.S., Tarazona, T. (2001) Nutrient cycling in a natural beech forest and adjacent planted pine in northern Spain. *Forestry* 74:11–28.
- Richardson, B.A. (1985) The impact of forest road construction on the benthic invertebrate and fish fauna of a coastal stream in southern New South Wales. *Australian Society Limnology Bulletin* 10:65–88.
- Rosset, J., Bärlocher, F. (1985) Aquatic hyphomycetes. *Transactions of the British Mycological Society* 84:137–145.
- Selmeczy, G.B., Drávecz, E. (2011) A Torna-patak es a Marcal makrogerinctelen faunája az iszapkatasztrófa után. *Pannon Tehetségnap, 2011.05.16., Pannon Egyetem, Veszprém.*
- Sigee, D.C. (2005) *Freshwater microbiology: biodiversity and dynamic interactions of microorganisms in the freshwater environment.* John Wiley & Sons Ltd, The Atrium, Southern Gate, Chichester, England.
- Smock, L.A., Metzler, G.M., Gladden, J.E. (1989) Role of debris dams in the structure and functioning of low-gradient headwater streams. *Ecology* 70:764–775.
- Stewart, B.S., Davies, B.R. (1989) The influence of different litter bag design on the breakdown of leaf material in a small mountain stream. *Hydrobiologia* 183:173-177.
- Stone, M.K., Wallace, J.B. (1998) Long-term recovery of a mountain stream from clear-cut logging: The effects of forest succession on benthic invertebrate community structure. *Freshwater Biology* 39:151–169.
- Stout, B.M., Benfield, E.F., Webster, J.R. (1993) Effects of a forest disturbance on shredder production in southern Appalachian headwater streams. *Freshwater Biology* 29:59–69.
- Suberkropp, K. (1992) Aquatic hyphomycete communities. In Carroll, G., Wicklow, D. (eds) *The Fungal Community: its Organisation and Role in the Ecosystem.* MarcelDekker, New York, USA:729–747.
- Suberkropp, K. (2001) Fungal growth, production and sporulation during leaf decomposition of two streams. *Applied and Environmental Microbiology* 67:5063-5068.
- Suberkropp, K., Klug, M. (1976) Fungi and bacteria associated with leaves during processing in a woodland stream. *Ecology* 57:707-719.

- Suberkropp, K., Godshalk, G.L., Klug, M.J. (1976) Changes in the chemical composition of leaves during processing in a woodland stream. *Ecology* 57:720-727.
- Swank, W.T., Swift, L.W., Douglass, J.E. (1988) Streamflow changes associated with forest cutting, species conversions, and natural disturbances. In Swank, W. T., Crossley, D.D. (eds) *Forest Hydrology and Ecology at Coweeta*. Springer Verlag, New York: 297–312.
- Sweeney, B.W. (1993) Effects of streamside vegetation on macroinvertebrate communities of white clay creek in eastern North America. *Proc. Acad. nat. Sci. Philad.* 144:291–340.
- Szilágyi, F., Ács, É., Borics, G., Halasi-Kovács, B., Juhász, P., Kiss, B., Kovács, T., Müller, Z., Lakatos, G., Padisák, J., Pomogyi, P., Stenger-Kovács, Cs., Szabó, K. É., Szalma, E., Tóthmérész, B. (2008) Application of Water Framework Directive in Hungary: Development of biological classification systems. *Water Science and Technology* 58:2117–2125.
- Tam, N.F.Y., Wong, Y.S., Lan, C.Y., Wang, L.N. (1998) Litter production and decomposition in a subtropical mangrove swamp receiving wastewater. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 226: 1-18.
- Tóth, J. A., Lajtha, K., Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Caldwell, B., Bowden, R., Papp, M. (2007) The effect of climate change on soil organic matter decomposition. *Acta Silvatica et Ligniaria Hungarica* 3:75-86.
- Tuchman, N.C., King, R.H. (1993) Changes in mechanisms of summer detritus processing between wooded and agricultural sites in a Michigan headwater stream. *Hydrobiologia* 268:115–127.
- Tuomi, M., Thum, T., Järvinen, H., Fronzek, S., Berg, B., Harmon, M., Trofymow, J. A., Sevanto, S., Liski, J. (2009) Leaf litter decomposition-Estimates of global variability based on Yasso07 model. *Ecological Modelling* 220.3362–3371.
- Üveges, V. (2010) Bentikus és planktonikus algaközösségek fotoszintézisének karakterisztikái. Doktori (PhD) értekezés (http://konyvtar.uni-pannon.hu/doktori/2010/Uveges_Viktoria_dissertation.pdf)
- Üveges, V., Andirkó, V., Ács, A., Bíró, R., Drávecz, E., Hajnal, É., Havasi, M., Hubai, K. E., Kacsala, I., Kovács, K., Kovács, N., Kucserka, T., Lengyel, E., Matulka, A., Selmeczy, G. B., Stenger-Kovács, Cs., Szabó, B., Teke, G., Vass, M., Padisák, J. (2011) A vörösiszap katasztrófa hatása a Torna-patak és a Marcal élővilágára, a regeneráció első időszaka. *Economica (Szolnok)* 4/12: 95-139.
- Üveges, V., Hubai, K.E., Kovács, K., Kucserka, T., Andirkó, L., Matulka, A., Padisák, J. (2011) A vörösiszap-szennyezés hatása a Torna-patak és a Marcal vizének fizikai és kémiai paramétereire és élővilágára. 6. Téli Ásványtudományi Iskola, 2011. január 21–22, Balatonfüred.
- Üveges, V., Padisák, J. (2012) Photosynthetic activity of epilithic algal communities in

- sections of the Torna stream (Hungary) with natural and modified riparian shading. *Hydrobiologia* 679:267–281.
- Van den Bossche, H. (1990) Importance of sterols in fungal membranes. In Kuhn, P.J., Trinci, A.P.J., Jung, M.J., Goosey, M.W., Copping, L.G. (eds) *Biochemistry of Cell Walls and Membranes in Fungi*. Springer-Verlag, Berlin:135-157.
- Vass, M., Kucserka, T. (2011) Ingold-féle gombák: az első túlélők - A Torna-patak a vörösiszap katasztrófa után. Pannon Tehetségnap, 2011.05.16., Pannon Egyetem, Veszprém
- Vass, M., Kucserka, T., Hubai, K.E., Üveges, V., Kovács, K., Padisák, J. (2011) Ingoldian fungi: survivors or the first colonizers? – the Torna stream after the red sludge disaster in Hungary. 6 th International Meeting on Plant Litter Processing in Freshwaters, July 26-30, 2011, Cracow, Poland.
- Wallace, J.B., Eggert, S.L., Meyer, J.L., Webster, J.R. (1999) Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. *Ecological Monographs* 69: 409-442.
- Wallace, J.B., Gurtz, M E. (1986) Response of *Baetis* mayflies (Ephemeroptera) to catchment logging. *American Midland Naturalist* 115:25–41.
- Watson, A., Barmuta, L.A. (2010) Litter retention in Tasmanian headwater streams after clear-fell logging. *Hydrobiologia* 637:197-206.
- Webster, J., Descals, E. (1981) Morphology, distribution, and ecology of conidial fungi in freshwater habitats. In Cole, G.T., Kendrick, B. (eds) *Biology of conidial fungi*. Vol. 1. New York: Academic Press:295–355.
- Webster, J., Benfield, E. (1986) Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecological Systems* 17:567-594.
- Webster, J.R., Meyer, J.L. (editors) (1997) Stream organic matter budgets. *Journal of the North American Benthological Society* 16:3-161
- Webster, J.R., Waide, J.B. (1982) Effects of forest clear cutting on leaf breakdown in a southern Appalachian stream. *Freshwater Biology* 12:331-344.
- Weete, J.D., Weber, D.J. (1980) *Lipid biochemistry of fungi and other organisms*, Plenum Press, New York, New York.
- Wetzel, R.G., Likens, G.E. (2000) *Limnological Analysis*, Springer-Verlag New York, Inc.
- Whiles, M.R., Wallace, J.B. (1997) Leaf decomposition and macroinvertebrate communities in headwater streams, draining pine and hardwood catchments. *Hydrobiologia* 353: 107-119.
- Whiles, M.R., Wallace, J.B., Chung, K. (1993) The influence of *Lepidostoma* spp. (Trichoptera: Lepidostomatidae) on recovery of leaf- litter processing in disturbed headwater streams. *American Midland Naturalist Journal* 130: 356-363.

www.-1:

http://www.met.hu/eghajlat/visszatekinto/elmult_evszakok/index.php?ev=2010&evszak=02 (Letöltés dátuma: 2010. 11. 01.)

www.-2:

http://www.met.hu/eghajlat/visszatekinto/elmult_evszakok/index.php?ev=2010&evszak=03 (Letöltés dátuma: 2010. 11. 01.)

8. Tudományos tevékenység adatai

PUBLIKÁCIÓK:

Kucserka T., Karádi-Kovács K., Vass M., Selmeczy G.B., Hubai K.E., Üveges V., Kacsala I., Törő N., Padisák J. 2014. Leaf litter decomposition in Torna stream before and after a red mud disaster. *Acta Biologica Hungarica* 65/1: 96–106. **IF (2012): 0,504**

Kovács, K., G. B. Selmeczy, **T. Kucserka**, Nassr-Allah H. Abdel-Hameid & J. Padisák (in press) The effect of stream bed morphology on shredders' abundance and leaf-litter decomposition in Hungarian midland streams, *Polish Journal of Environmental Studies*. **IF: 0,947**

Vass M., Révay Á., **Kucserka T.**, Hubai K., Üveges V., Kovács K., Padisák J. 2013. Aquatic hyphomycetes as survivors and/or first colonizers after a red sludge disaster in the Torna stream, Hungary. *International Review of Hydrobiology*. 98: 217–224. **IF: 0,87**

Tátrai I, Mátyás K., Korponai J., Pomogyi P., György Á. I., Havasi M., **Kucserka T.**, 2009. Changes in water clarity during fish manipulation and post – manipulation periods in a shallow eutrophic lake. *Archiv für Hydrobiologie* 174: 135-145. **IF: 0,989**

Tátrai I, Boros G., György Á. I., Mátyás K., Korponai J., Pomogyi P., Havasi M., **Kucserka T.**, 2009. Abrupt shift from clear to turbid state in a shallow eutrophic, biomanipulated lake. *Hydrobiologia* 620: 149-161. **IF: 1,754**

Kucserka T., Tátrai I., Havasi M., 2007. Halállományok hatása a makrozoobentosz populáció dinamikájára a Kis-Balaton tározó I-es ütemén. *Hidrológiai Közöny* 87: 93-95.

Kucserka T., Tátrai I., György Á., 2008. Makrozoobentosz tér- és időbeli eloszlása, valamint mennyiségi viszonyai a Kis-Balaton Tározó Major-taván. *Hidrológiai Közöny* 88: 118-120.

Havasi M., Tátrai I., Korponai J., **Kucserka T.**, 2008. A *Bosmina longirostris* méret- és termékenységváltozása a Major-tóban. *Hidrológiai Közöny* 88: 76-78.

Havasi M., Tátrai I., **Kucserka T.**, 2007. A domináns Cladocera plankton szervezetek méret- és termékenységváltozása a Kis-Balaton Tározó I-es ütemén. *Hidrológiai Közöny* 87: 64-66.

Kovács K., Selmeczy G. B., **Kucserka T.**, Padisák J., 2010. Természetes és módosított patakszakaszok avarbontási rátájának különbözősége, VII. „MaViGe” VII. Makroszkopikus Víz Gerinctelenek Kutatási Konferencia Sümeg, 2010. április 15-17. (Absztrakt: Program és összefoglaló kötet, 28. old.)

Selmeczy G. B., **Kucserka T.**, Kacsala I., Kovács K. (elfogadva). Avarbontási kísérletek dombvidéki kisvízfolyásokon. *Hidrológiai Közöny*

Tátrai I, Korponai J., Mátyás K., Pomogyi P., Havasi M., **Kucserka T.**, 2006. Importance of the phytoplankton biomass in shallow wetland lake with abundant submerged vegetation as a part of the water quality reservoir. Kibővített absztrakt. The 5th International Conference on Reservoir Limnology And Water Quality, Brno, 2006. p. 238-242.

Üveges V., Andirkó V., Ács A., Bíró R., Drávecz E., Hajnal É., Havasi M., Hubai K. E., Kacsala I., Kovács K., Kovács N., **Kucserka T.**, Lengyel E., Matulka A., Selmeczy G. B., Stenger-Kovács Cs., Szabó B., Teke G., Vass M., Padisák J. 2011. A vörösiszap katasztrófa hatása a Torna-patak és a Marcal élővilágára, a regeneráció első időszaka. *ECONOMICA (SZOLNOK)* 4:(12) 95-139.

Vass M., Rávay Á., **Kucserka T.**, Hubai K.E., Kovács K., Üveges V., Padisák J. 2012. Vörösiszapár hatása vízi avarbontó mikrogombákra. *MIKOLÓGIAI KÖZLEMÉNYEK-CLUSIANA* 51:(1) pp. 89-91.

KONFERENCIÁK

Kucserka T., Kovács K., Vass M., Selmeczy G.B., Hubai K.E., Üveges V., Kacsala I., Törő N., Padisák J., 2011. Leaf litter decomposition in Torna-stream before and after a red sludge disaster. 6th International Meeting on Plant Litter Processing in Freshwaters, 2011. július 26-30, Krakó, Lengyelország (absztrakt 44. oldal), poszter

Kucserka T., Tátrai I., Havasi M., 2006. Halállományok hatása a makrozoobentosz populáció dinamikájára a Kis-Balaton Tározó I-es ütemén. XLVIII. Hidrobiológus Napok, Tihany, poszter

Kucserka T., 2006. Halállományok hatása a makrozoobentosz populáció dinamikájára a Kis-Balaton Tározó I-es ütemén. Pannon Egyetem ITDK, III. helyezés

Kucserka T., Tátrai I., György Á. I., 2007. Makrozoobentosz tér- és időbeli eloszlása, valamint mennyiségi viszonyai a Kis-Balaton Tározó Major-taván. XLIX. Hidrobiológus Napok, Tihany, poszter

Kucserka T., 2007. Halállományok hatása a makrozoobentosz populáció dinamikájára a Kis-Balaton tározó I. ütemén. XXVIII. OTDK, Biológia szekció, Hidrobiológia tagozat, Debrecen, részvétel

Kucserka T., 2008. Árvaszűnyeg lárvák tér-, időbeli eloszlása és mennyiségi viszonyai a Kis-Balaton Tározó I-es ütemén. Környezettudományi Hallgatói Kutatások, Veszprém

Kucserka T., 2008. A Chironomidae lárvák állománya és tér-, időbeli eloszlása a Kis-Balaton Tározó Major-taván. XI. Országos Felsőoktatási Környezettudományi Diákkonferencia, Nyíregyháza vízi ökológia szekció, különdíj

Drávecz E., Balassa M., Selmeczy G. B., **Kucserka T.**, Padisák J., Kovács K., 2011. Torna-patak állapota az iszapkatasztrófa előtt és után a mederjellemzők és a fauna szempontjából Devecsernél, VIII. „MaViGe” VIII. Makroszkopikus Víz Gerinctelenek Kutatási Konferencia Jósvafő, 2011. április 14-16. (Absztrakt: Program és összefoglaló kötet, 23. old.)

Hubai K., Kovács K., **Kucserka T.**, Padisák J., Selmeczy G.B. Üveges V., 2011. A felszíni vizek terhelése rövid és hosszabb távon. Vörösiszap katasztrófa: következmények és tapasztalatok című konferencia, Magyar Tudományos Akadémia és a Belügyminisztérium Országos Katasztrófavédelni Főigazgatóság szervezésében, 2011. március 1. Előadás

Kacsala I., Selmeczy G. B., **Kucserka T.**, Kovács K., 2011. Kisvízfolyások avarbontó képességének vizsgálati módszereinek összehasonlítása, VIII. „MaViGe” VIII. Makroszkopikus Víz Gerinctelenek Kutatási Konferencia Jósvafő, 2011. április 14-16. (Absztrakt: Program és összefoglaló kötet, 30. old.)

Kovács K., Kacsala I., Selmeczy G.B., **Kucserka T.**, Vass M., Törő N., Padisák J., Lea flitter cylinder: introduction and comparison with commonly used methods. 6th International Meeting on Plant Litter Processing in Freshwaters, 2011. július 26-30, Krakkó, Lengyelország (absztrakt 35. oldal), poszter

Kovács K., Selmeczy G. B., Drávecz E., **Kucserka T.**, Üveges V., Padisák J., 2011. A Torna-patak és a Marcal makrogerinctelen faunája az iszapkatasztrófa után, VIII. „MaViGe” VIII. Makroszkopikus Víz Gerinctelenek Kutatási Konferencia Jósvafő, 2011. április 14-16. (Absztrakt: Program és összefoglaló kötet, 33. old.)

Kovács K., Selmeczy G. B., **Kucserka T.**, Padisák J., 2010. Természetes és módosított patakszakaszok avarbontási rátájának különbözősége. VII. „MaViGe” Makroszkopikus Víz Gerinctelenek Kutatási Konferencia, Sümeg, 2010. április 15-17. poszter

Kovács K., **Kucserka T.**, Selmeczy G. B., Padisák J., 2011. Makroélet az iszapár után a Torna-patakban és a Marcal folyóban. 6. Téli Ásványtudományi Iskola, Balatonfüred, 2011. január 21–22. Előadás elfogadva

Padisák J., Üveges V., Kovács K., Hubai K., **Kucserka T.**, Selmeczy G., 2011. A felszíni vizek terhelése rövid és hosszabb időtávon. Vörösiszap katasztrófa: következmények és tapasztalatok. MTA, 2011. március 01. Előadás

Selmeczy G.B., **Kucserka T.**, Padisák J., 2010. Avarlebontási kísérletek dombvidéki kisvízfolyásokon. LII. Hidrobiológus Napok, Tihany, 2010. október 6-8. poszter

Üveges V., Hubai K. E., Kovács K., **Kucserka T.**, Andirkó L., Matulka A., Padisák J., 2011. A vörösiszap-szennyezés hatása a Torna-patak és a Marcal vízének fizikai és kémiai paramétereire és élővilágára. 6. Téli Ásványtudományi Iskola, Balatonfüred, 2011. január 21–22. Előadás elfogadva

Üveges V., Hubai K. E., Kovács K., **Kucserka T.**, Andirkó L., Matulka A., Padisák J., 2011. A vörösiszap-szennyezés hatása a Torna-patak és a Marcal vízének fizikai és kémiai paramétereire és élővilágára. 6. Téli Ásványtudományi Iskola, Balatonfüred, 2011. január 21–22. Előadás

Vass M., Révay Á., **Kucserka T.**, Hubai K.E., Üveges V., Kovács K., Padisák J., 2011. Ingoldian fungi as survivors and/or first colonizers after a red sludge disaster in the Torna stream Hungary. 6th International Meeting on Plant Litter Processing in Freshwaters, 2011. július 26-30, Krakkó, Lengyelország (absztrakt 66. oldal), poszter

KIADVÁNYSZERKESZTÉS

Üveges V., Kovács K. és **Kucserka T.** (szerk.), 2009. XXIX. Országos Tudományos Diákköri Konferencia Biológia Szekció, Program és összefoglalók; Pannon Egyetem Kiadó, Veszprém, ISBN: 978-963-9696-66-2

9. Eredmények tézisszerű összefoglalása

A doktori értekezésben bemutatott kutatások célkitűzése az volt, hogy információval szolgáljon a magyarországi patakokban zajló avarlebontási folyamatokról. A kutatások elsősorban a bomlási ráták, valamint az avaron előforduló gombák fajszámának és biomasszájának meghatározása érdekében történtek.

Erre vonatkozóan tudományos eredmények a következők:

1. Avar input, valamint az avaron megtelepedő vízi gombák vizsgálata

1.1. A szerző hazai patakokban vizsgálta a vízbe kerülő avar mennyiségét, valamint a patakokban előforduló vízi gombák mennyiségét. A vizsgálat helyszínéül kiválasztott patakszakaszok medermorfológiája jelentősen eltér egymástól. A Vázsonyi-sédnél a laterális ($372 \text{ g m}^{-2}\text{év}^{-1}$) és a vertikális ($313 \text{ g m}^{-2}\text{év}^{-1}$) irányból származó források közt nem volt jelentős eltérés, összességében közel azonos tömegben érkezett mindkét irányból az avar. Ezzel ellentétben a Veszprémi-sédnél a laterális input ($199 \text{ g m}^{-2}\text{év}^{-1}$) kisebb értéket mutatott, mint a vertikális ($331 \text{ g m}^{-2}\text{év}^{-1}$). Az eredmények alapján megállapítható, az avar input értékei szoros összefüggésben állnak a partfal meredekségével és mélységével.

1.2. A vizsgált patakokban 4 faj, az *Anguillospora* sp., *Clavariopsis aquatica*, *Flagellospora curvula*, valamint a *Tetracladium marchalianum* voltak a leggyakoribbak.

2. Különböző típusú eszközök összehasonlítása

2.1. A szerző részt vett egy újfajta, avarfogyás vizsgálatára alkalmas terepi eszköz kifejlesztésében, melyhez hasonló a szakirodalomban nem ismert. Az új eszköz, az avarhenger, meggátolja az avar kisodródását, ezért elsősorban az aprító tevékenység vizsgálatára alkalmas. A hengerben a bomlási folyamat zavartalan volt a többi eszközhöz képest. A referencia eszközben (planktonháló zsák) elhelyezett avar fogyása meglehetősen jól reprezentálja, hogy az avar tömegcsökkenése az exponenciális lebomlási modell szerint történik. A hengerben az avar felezési ideje jóval kisebb, mint a többi eszközben.

2.2. A legmagasabb ergoszterol értékeket a planktonháló zsák ($67,71 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar), valamint az avarzsák ($71,46 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) esetében mértük, mivel ez az eszköz volt leginkább kitéve a patak által szállított avarlerakódásnak, így a mikrobiális folyamatok is később indulhattak be.

3. Mesterséges és természetes patakszakaszok avarlebontásának összehasonlítás, valamint az avarlebontás szezonális vizsgálat

3.1. A szerző kísérletei során jellemzően három fafaj avarjait használta. A használt avarfélések eltérő bomlási ütemének vizsgálatára a szerző kísérletet állított be természetes és mesterséges patakszakaszokon.

3.2. Az avarfogyási görbék az exponenciális lebontást követték. Az avar fogyása gyorsabb volt mesterséges aljzatú patak esetében, ahol a víz áramlási sebessége is magasabb volt. A

természetes aljzat lassítja az áramlást, mivel kanyarog és a barrierék által akkumulációs zónákat hoz létre.

3.3. A legtöbb gomba biomasszát természetes, lassú folyású patakokban mértük, ahol a gombáknak elég idejük volt, és nagyobb mennyiségű felület állt rendelkezésükre, hogy megtapadjanak az avaron.

3.4. A szerző vizsgálta az avarfogyás ütemének szezonálisát is. A szerző eredményei a lebontási mutatók (k érték) alapján azt mutatják, hogy a téli periódus alatt a hőmérséklet növekedése szignifikánsan növeli a lebontási sebességet.

3.5. A nyári időszakban a fogyások nagyobbak, tehát ekkor az avar gyorsabban sodródott ki a zsákokból.

4. A Torna-patak állapotjellemzői a vörösiszap katasztrófát megelőzően és utána

4.1. A szerző vizsgálta a vörösiszap katasztrófa előtt és után a Torna-patak állapotjellemzőit. A katasztrófa utáni kísérlet során az ergoszterol koncentrációk sokkal alacsonyabbak voltak, maximumaik sokkal elnyúltabbak voltak, mint a katasztrófa előtti kísérletekben.

4.2. A katasztrófa után a görbék teljes hosszukban nem követték az exponenciális lebontást. Egy kezdeti, közel változatlan szakasz után a lebontás sokkal inkább lineáris jellegű volt.

4.3. A legmagasabb ergoszterol értékeket fűz avaron ($90,4 \mu\text{g g}^{-1}$ száraz avar) mérte a szerző.

4.4. A katasztrófa után az avarzsákok kihelyezése után egy héttel már sporuláló gombák (vízi hyphomycetes) jelentek meg az avarzsákokban.

4.5. A vizsgálat során összesen 21 fajt és 5 ismeretlen fajtól származó konídiumot találtunk. A *Tricladium*-fajok nagyobb számban voltak jelen a devecseri szakaszon, illetve a *Tetracladium marchalianum* két avar (fűz, nyár) esetében is nagyobb relatív abundanciát mutatott, mint a referenciaszakaszon lévőek.

10. Results of the studies

The aim of the presented researches was to get information about the processes associated with leaf litter decomposition in Hungarian streams. Studies were carried out to determine decomposition rates and the number of fungal species and biomass on the occurring leaves.

The new scientific results are the following:

1. Leaf litter input, aquatic fungi

1.1. The author examined the amount of litter input and aquatic fungi. The bed morphology of the study sites differs notably. There was not significant difference between lateral ($372 \text{ g m}^{-2}\text{year}^{-1}$) and vertical ($313 \text{ g m}^{-2}\text{year}^{-1}$) inputs in Vázsonyi-séd, leaves were about the same amount from both directions. In Veszprémi-séd lateral input ($199 \text{ g m}^{-2}\text{year}^{-1}$) was smaller, than vertical input ($331 \text{ g m}^{-2}\text{year}^{-1}$). The results show, that the values of litter input is associated with the steepness and depth of the stream bed.

1.2. In the investigated streams four species were the most frequent: *Anguillospora* sp., *Clavariopsis aquatica*, *Flagellospora curvula*, *Tetracladium marchalianum*.

2. Comparison of different sampling equipments

2.1. The author took part in the development of a new field equipment, which is capable of studying leaf mass loss in streams. The new equipment, the leaf litter cylinder is primarily applicable to eliminate drift-away effect and examine pure impact of shredder activities of macroinvertebrates. In leaf litter cylinder the process of leaf litter decomposition was undisturbed, compared to the other equipments. Mass loss of leaves placed into the reference equipment (plankton net bag) represents, that leaf mass loss followed the exponential decay model. In leaf litter cylinder halving time of leaves was smaller, than in the other equipments.

2.2. Highest ergosterol values were measured in plankton net bags ($67,71 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass) and leaf litter bags ($71,46 \mu\text{g g}^{-1}$ dry mass), because leaves subsided in this equipment the most, so microbial processes started later.

3. Comparison of leaf litter decomposition of natural and modified streams, and the seasonality of leaf litter decomposition

3.1. The author used leaves of three species. An experiment was set to determine the different decomposition rates of the leaves at natural and artificial sites.

3.2. Leaf mass loss curves followed the exponential decay model, and it was faster in artificial stream bed, where the flow-rate of the water was higher. Natural stream bed decelerates flow, because it meanders and the barriers form accumulation zones.

3.3. The highest fungal biomass was measured in natural, slow-flowing streams, where fungi had enough time and bigger surface to attach the leaves.

3.4. The author also examined the seasonal pattern of leaf mass loss. According to the decomposition rates (k value) during the winter period the increase of temperature enhances the velocity of decomposition significantly.

3.5. In the summer period leaf mass loss was, leaves shredded from the litter bags faster.

4. The characteristics of Torna stream before and after the red mud disaster

4.1. The author examined the characteristics of Torna-stream before and after the red sludge disaster. In the post-disaster experiment ergosterol concentrations were much lower and their maximal periods were much longer, than in the pre-disaster experiment.

4.2. After the disaster the curves did not follow the exponential decay model in their full length. After an initial, near permanent phase decomposition was much more linear.

4.3. Highest ergosterol values (90,4 $\mu\text{g g}^{-1}$ dry mass) were measured on *Salix* leaves.

4.4. After the disaster sporulating fungi (aquatic hyphomycetes) occurred in the litter bags one week after incubation.

4.5. 21 species and conidia from 5 unknown species were found during the sampling period. *Tricladium*-species were present at Devecser in higher amount, and *Tetracladium marchalianum* showed higher relative abundance in case of two leaves (*Salix*, *Populus*), than at the reference site.