

**NYUGAT-MAGYARORSZÁGI EGYETEM  
ERDŐMÉRNÖKI KAR**

ROTH GYULA ERDÉSZETI ÉS VADGAZDÁLKODÁSI TUDOMÁNYOK DOKTORI ISKOLA  
*Erdei ökoszisztémák ökológiája és diverzitása doktori program*

**Különböző korú gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdők  
lepkeközösségének ökológiai szempontú összehasonlító  
vizsgálata**

**HORVÁTH BÁLINT**

DOKTORI (PHD) ÉRTEKEZÉS

Témavezető:  
Prof. Dr. Lakatos Ferenc  
egyetemi tanár



**Sopron  
2014**

**Különböző korú gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdők lepkeközösségének ökológiai szempontú összehasonlító vizsgálata**

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Írta:  
Horváth Bálint

Készült a Nyugat-magyarországi Egyetem Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási  
Tudományok Doktori Iskola  
Erdei ökoszisztémák ökológiája és diverzitása (E1) programja keretében

Témavezető: Dr. Lakatos Ferenc

Elfogadásra javaslom (igen/nem)

.....

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton .....%-ot ért el,

Sopron,

.....

a Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom (igen/nem)

Első bíráló (Dr. ....) igen/nem

aláírás

Második bíráló (Dr. ....) igen/nem

aláírás

(Esetleg harmadik bíráló (Dr. ....) igen/nem

aláírás

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

Sopron,

.....

a Bírálóbizottság elnöke

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

.....

az EDHT elnöke

## Tartalomjegyzék

KIVONAT .....	4
ABSTRACT .....	4
1 BEVEZETÉS .....	5
2 IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....	7
2.1 Erdei ökoszisztémák és rovarközösségeik kapcsolata.....	7
2.2 Az erdei növényzetet befolyásoló tényezők .....	7
2.3 Az erdőszerkezet hatása a rovarközösségekre.....	8
2.3.1 Erdei rovarközösségek faj-diverzitása .....	9
2.3.2 Környezeti tényezők és erdődinamikai folyamatok hatása a rovarközösségekre .....	10
2.3.3 Erdészeti nevelővágások hatása a rovarokra.....	11
2.4 Éjszakai lepkék jelentősége az erdei ökoszisztémákban .....	13
2.5 A fénycsapdázás, mint félautomata tömeggyűjtő módszer .....	13
3 A VIZSGÁLATI TERÜLET ÁLTALÁSOS JELLEMZÉSE .....	14
3.1 Domborzati, földtani és talajtani jellemzők.....	15
3.2 Éghajlati- és hidrológiai jellemzők.....	15
3.3 Növényföldrajzi és cönológiai viszonyok .....	15
3.3.1 A Soproni-hegyvidék potenciális vegetációja.....	16
3.4 Állatföldrajzi jellemzők.....	18
3.5 Erdőgazdálkodás .....	19
3.5.1 Az erdőhasználat történelmi vonatkozásai .....	19
3.5.2 Jelenlegi erdőgazdálkodás .....	20
4 ANYAG ÉS MÓDSZER.....	21
4.1 Mintaterületek bemutatása .....	21
4.2 Vizsgálati módszertan .....	25
4.2.1 Éjszakai lepkék vizsgálata .....	25
4.2.2 Növényzeti vizsgálatok .....	27
4.3 Kiértékelési módszerek .....	28
4.3.1 Közösségi és ökológiai jellemzők .....	29
4.3.2 Összehasonlító vizsgálatok.....	31
4.3.4 Környezeti változók hatásának elemzése .....	33
5 EREDMÉNYEK.....	34
5.1 Faunisztikai eredmények.....	34

5.2	Lepkéközségek jellemző paraméterei a vizsgált erdő-korosztályokban .....	35
5.2.1	1. korosztály (106-115 év) .....	35
5.2.2	2. korosztály (82-87 év) .....	38
5.2.3	3. korosztály (66 év) .....	41
5.2.4	4. korosztály (45-51 év) .....	45
5.2.5	5. korosztály (11-16 év) .....	48
5.3	Nagylepke és molylepke közösségek összehasonlítása.....	52
5.4	Erdőkorosztályok összehasonlítása a lepkéközségek alapján .....	55
5.5	Erdőkorosztályok összehasonlítása a fafajokon fejlődő lepkéközségek alapján .....	64
5.6	Erdőkorosztályok összehasonlítása a lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő lepkéközségek alapján .....	71
5.7	Erdőkorosztályok összehasonlítása a cserjefajokon fejlődő lepkéközségek alapján .....	80
5.8	Erdőkorosztályok összehasonlítása a lágyszárú fajokon fejlődő lepkéközségek alapján ..	88
5.9	Vegetáció felmérés eredményei .....	95
5.10	Környezeti változók és a lepkéközségek kapcsolata.....	96
6	MEGVITATÁS .....	102
6.1	Faunisztikai eredmények megvitatása .....	102
6.2	Fajszám- és egyedszám viszonyok megvitatása .....	103
6.3	Diverzitási jellemzők megvitatása ( $\alpha$ diverzitás) .....	105
6.4	Fajazonossági jellemzők megvitatása ( $\beta$ diverzitás) .....	106
6.5	Környezeti változók hatása a lepkéközségekre.....	107
7	ÖSSZEFOGLALÁS ÉS TÉZISEK.....	110
	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS .....	114
	IRODALOMJEGYZÉK.....	115

**KIVONAT****Horváth B.: Különböző korú gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdők lepközösségének ökológiai szempontú összehasonlító vizsgálata**

Az értekezés különböző korosztályba tartozó erdőállományokat hasonlított össze az éjszakai lepközösségek alapján. A vizsgálatok gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőkben történtek, szűkebb földrajzi egységben, a Soproni-hegység délkeleti tömbjében. A kutatás során összesen 926 lepkefaj 71595 egyedét detektáltam, több közülük a Sopron környéki faunára tekintve új faj volt. Az eredmények szerint az erdőállományok kora önmagában nem játszik meghatározó szerepet a mintaterületeken megfigyelt lepkék szempontjából. Emellett megállapítható volt a növényzet és a lepközösségek kapcsolata, de a vizsgált vegetációs szintek nem voltak kizárólagos meghatározó tényezők a lepkék fajszerkezetének, egyedszámának és diverzitásának. A fajazonossági indexek alapján több esetben is megfigyelhető volt a legfiatalabb (5.) korosztály elkülönülése a többi korcsoporttól, illetve a 3. és 4. korosztályok közötti nagyobb hasonlóság, de az erdők kora és a lepközösségek közötti összefüggést nem támasztotta alá egyértelműen.

További vizsgálatok történtek az erdőállományok növényzetét jellemző és az erdők kezeléstörténetével kapcsolatos változók felhasználásával, melyeket főkomponens analízist követően korrelációs vizsgálatokhoz használtam fel. Az erdészeti nevelővágások számát és intenzitását nagyobb súllyal tartalmazó PC1 pozitív korrelációban állt a lepkék egyedszámával, de eltérő hatással volt a nagylepkék és a molylepkék abundanciájára. A PC4 (növényzeti borítási értékeket tartalmazott nagyobb súllyal) lepközösségekkel történt korrelációvizsgálata alapján megállapítható volt, a növényzet struktúrájának és a lombkoronaszint borításának hatása a lepkék diverzitására és fajszerkezetére.

**ABSTRACT****Horváth, B: Ecological comparison of moth communities among different age Sessile oak-hornbeam forests**

Recent study on moth communities was carried out in different age sessile oak-hornbeam forests, in the Sopron Mountains, Hungary. The author collected a total of 71595 Lepidoptera individuals, belonging to 926 morphospecies, some of them were new for the Lepidoptera fauna of Sopron region. Community and ecological characteristics, furthermore comparison methods were used for the analysis to evaluate the relative impact of forest age on Lepidoptera communities. The result did not support the relationship between moth assemblages and forest age-groups. Henceforward, the correlation between principal components (created from environmental variables such as parameters of vegetation assemblages and forest management) and Lepidoptera communities was determined. Through the forest thinning the abundance of moths increased. Moreover, the results supported the effect of vegetation structure and canopy cover on the Lepidoptera species richness and diversity.

## 1 BEVEZETÉS

A szárazföldi ökoszisztémák közül az erdők alkotják a legmagasabb szintű és legösszetettebb életközösségeket, melyeket a fás növények mellett számtalan egyéb növény- és állatcsoport alkot. Erdei ökoszisztémákban igen jelentős szerepet töltenek be a herbivor rovarok, hiszen a növényi részek legfőbb fogyasztói (SCHOONHOVEN et al. 2005). Az erdei életközösségeknek különösen fontos pillérei a lepkék (SUMMERVILLE et al. 2013), melyek – több más rovarcsoporttal együtt – nem csak fogyasztói a növényeknek, de táplálékbázist jelentenek számos egyéb állatcsoport számára (pl.: madarak, pókok, darazsak), illetve résztvevői sok összetett interakciónak (pl.: parazita és parazitoid szervezetek, növények kémiai védekezésének kiváltása) (MILLER 1993, TEDER et al. 2000, TANHUAMPÄÄ et al. 2001). Magyarországi viszonylatban a tölgy fajok kulcsfontosságú szerepet töltenek be a növényevő rovarközösségek szempontjából, mivel a tölgyeken, vagy azokon is táplálkozó, illetve fejlődő rovarok száma magasabb, mint az egyéb fafaj csoportokat fogyasztóké. A tölgyeken táplálkozó mintegy 630 ismert hazai rovarfaj közül 308 tartozik a lepkék rendjébe, melyeknek megközelítőleg 32 %-a tölgyespecialista (CSÓKA 1998, CSÓKA & SZABÓKY 2005). Az erdei életközösségek sokféleségét a tápnövény típusa mellett erősen befolyásolja az élőhely kompozíciója. A természetes és természet-közeli állapotú erdők emellett nélkülözhetetlen ökoszisztéma szolgáltatásokat biztosítanak az emberi civilizáció létezéséhez és túléléséhez is (SEKERCIOGLU 2010). A heterogén erdőstruktúra azonban nemcsak az életközösségek fenntartását és diverzitását szolgálja, ökonómiai értékük szintén jól tisztázott tény (MEA 2005). A változatos élőhely-kompozíció megnöveli az erdő stabilitását és erdészeti károsítókkal szemben mutatott ellenálló képességét, ami ökológiai fontossága mellett ugyancsak markáns gazdasági jelentőséggel bír (CSÓKA 2013, BARSOUM et al. 2014, BERCZKI et al. 2014).

A napjainkban sokfelé jellemző intenzív erdőgazdálkodás a gazdasági értékeken túlmenően gyakran nem fordít kellő figyelmet az ökológiai stabilitás fenntartására, amely különösen igaz az idegenhonos fafajokból álló monokultúrákra, de sok esetben az őshonos, megfelelő termőhelyen lévő erdőkre is. Az elsősorban fatermesztést szolgáló erdőnevelési eljárások (ápolások, tisztítóvágások, gyérítések) gyakran egykorú, elegendően erdőállományok kialakítását célozzák meg. Éppen ezért, az elmúlt néhány évtizedben erős kritikák érték a hazai erdőgazdálkodást. Ugyanakkor több olyan példát ismerünk, amelyek az erdészeti nevelővágások élővilágra (különösen lepkékre) gyakorolt kedvező hatásáról számolnak be, hiszen bizonyos kezelések megbontják a homogén erdőszerkezetet és mozaikos élőhelykomplexet hoznak létre, bár ezek általában nem Kárpát-medencei kutatások eredményei (e.g. TAKI et al. 2010, REGNERY et al. 2013).

A különböző típusú erdőnevelési eljárásokat fafajra, korra és termőhelyre jellemzően végzik (DANSZKY 1973). Az erdészeti nevelővágások és lepkéközösségek között több szerző is kapcsolatot talált (SUMMERVILLE & CRIST 2002, DUNN 2004, TAKI et al. 2010), ezért feltételezhető a különböző korú erdők lepkéegyütteseinek közötti eltérés. A téma kutatásához a következő kérdéseket vizsgáltam:

1. Az eltérő korosztályba tartozó gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdők éjszakai lepkeközössége milyen mértékben különbözik, vagy hasonlít?
2. Egyes környezeti tényezők milyen kapcsolatban állnak az éjszakai lepkékkel, illetve azok egyes csoportjaival.
3. Melyek azok a folyamatok, amik befolyásolhatják a lepkeközösségek fajösszetételét és struktúráját.

## 2 IRODALMI ÁTTEKINTÉS

### 2.1 Erdei ökoszisztémák és rovarközösségeik kapcsolata

Az állatok és a növények már sok millió éve léteznek együtt a Földön (FUTUYAMA & MITTER 1996, BECERRA & VENABLE 1999, FUTUYAMA & AGRAWAL 2009). Ez idő alatt szoros és összetett kapcsolatrendszer alakult ki köztük, ami előnyös és hátrányos interakciók széles tárházát eredményezte. Megszabhatja egyes állatfajok jelenlétét egy adott élőhelyen, túlélését, az élettani mechanizmusokat, valamint az egyes növények, növekedését, védekezési vagy szaporodási stratégiáit (ZANGLER & BERENBAUM 1993, ALIABADI et al. 2002, JANSEN et al. 2009). Az állatvilág és növényvilág között kialakult interakciók terén a herbivor rovarok töltik be az egyik leglényegesebb szerepet (SCHOONHOVEN et al. 2005), melyet a szimpatrikus fajképződés bizonyítékeként is emlegetnek (DÈRS & MALLET 2002). Ezt a viszonyrendszert eltérően ítélik meg egyes szerzők. EHRLICH & RAVEN (1964) szerint a növények és a herbivor rovarok szimmetrikus kölcsönhatásban állnak egymással, míg JERMY (1984) felvetése alapján a gazdanövény nem hat számottevően a növényevőkre. A herbivor rovarok táplálkozása kiválthatja az adott növény fizikai vagy kémiai védekezését, amely hatását a rovarok számos módon képesek csökkenteni (FAETH, 1985, CSÓKA 1999, BIERE et al. 2004). Emellett nem elhanyagolható az adott habitatban megtalálható tápnövények sokfélesége sem, amely rovardiverzitásra gyakorolt pozitív hatását több szerző is megállapította már (e. g. SIEMANN et al. 1998, KNOPS et al. 1999, HADDAD et al. 2001).

A vegetáció nem csak a növényevő rovarok szempontjából fontos, hiszen egy adott habitatban jelen lévő herbivorok fajszáma és egyedszáma meghatározó a predátorok szempontjából is – akár gerinces, akár gerinctelen állat esetében – (STOTZ et al. 1999, JANSEN et al. 2009).

Egyes fajok vektor szerepet töltenek be, így terjesztői különböző károsítóknak, melyek szintén jelentős hatást gyakorolhatnak a növényekre. Ilyenek például a fenyőrontó fonálférget (*Bursaphelenicus xylophilus*) terjesztő *Monochamus* cincér fajok (TOGASHI 1988, EVANS et al. 1996, MILLER & ASARO 2005, TUBA et al. 2012). Más, nektárfogyasztó rovarok (pl.: egyes *Hymenoptera* és *Lepidoptera* fajok) a virágpollen szállításában játszanak fontos szerepet, elvégezve ezzel egyes növényfajok megtermékenyítését (CHITTKA & MENZEL 1992, TEPEDINO 1979, MEMMOT et al. 2004).

### 2.2 Az erdei növényzetet befolyásoló tényezők

Az erdei növényzet fajösszetételét és struktúráját alapvetően meghatározó tényezők a környezeti feltételek (KOVÁCS et al. 2012, ZILLIOX & GOSSELIN 2014), a természetes folyamatok (erdődinamika, természetes zavarások, stb.) és az emberi hatások (RIETBERGEN 2001, WIELGOLASKI 2005, THOMAS & PACKHAM 2007). A természetes zavarások leggyakrabban szél- és jégkárosítás, rovarok gradációk és patogének által kiváltott jelenségek (OLIVER & LARSON 1996, NOWACKI & KRAMER 1998, ROZENDAAL & KOBE 2014). Ugyanakkor nem elhanyagolható a nagyobb testű növényevő állatok hatása sem, melyek sok esetben negatív hatást gyakorolnak a vegetációra – különös tekintettel az újulatra – (BARRETTE et al. 2014, FORRESTER et al. 2014, NEWMAN et al. 2014, SHELTON et al. 2014).



Gazdasági rendeltetésű erdőben az erdei életközösségek fenntartható megőrzésének egyik igen lényeges tényezője az erdőgazdálkodás módja (SUMMERVILLE & CRIST 2002). Az erdészeti nevelővágások során megváltozó lombkoronaszint-szerkezet hatással van az alacsonyabb vegetációs szintek faji összetételére, struktúrájára és heterogenitására (FARQUE et al. 2001, HEKKALA et al. 2014, JOHNSON et al. 2014). A nevelővágások során megváltozhatnak a fényviszonyok, ami meghatározza több növényfaj jelenlétét és növekedési viszonyait az adott erdőben (BRÉDA et al. 1995, TINYA et al. 2009a, b). ELEMANS (2004) eredményei szerint a lágyszárú szint biomassza produktumát erősen befolyásolják a fényviszonyok. CHÁVEZ & MACDONALD (2012) észak-amerikai fenyőelegyes lombhullató erdők lágyszárú szintjét vizsgálták. Eredményeik rámutattak, hogy a lombkoronaszint struktúrája meghatározó a gyepszint szempontjából és a mikrohabitatok heterogenitását eredményezi. BARBIER et al. (2008) a fafajok lombkoronaszint alatti növényzetre kifejtett hatását vizsgálták. Eredményeik alapján a lombkoronaszint struktúrája és kompozíciója meghatározó az alacsonyabb vegetációs szintek szempontjából. Finnországi tapasztalatok alapján a fafajok magasabb száma a gyepszint magasabb diverzitását (Shannon entrópia, Pielou féle egyenletesség) eredményezi (AMPOORTER et al. 2014). Európa boreális zónájában végzett vizsgálatok szerint egy intenzívebben kezelt fiatal erdő gyepszintje változatosabb, mint egy kevésbé intenzíven kezelt idős erdőé (MOORA et al. 2007). Emellett THOMAS et al. (1999) szintén az erdészeti nevelővágások lágyszárú szintre gyakorolt hatását vizsgálták *Pseudotsuga menziesii* dominálta erdőkben, de nem találtak kapcsolatot a kezelés intenzitása és a gyepszint fajösszetétele között.

Az erdészeti nevelővágások és a lombkoronaszint hatása az alsóbb vegetációs szintekre – mint a hivatkozott publikációk is mutatják – jelentősen eltérő lehet. A felsorolt kutatások azonban különböző növényföldrajzi zónák eltérő típusú erdőállományaiban végzett vizsgálatok eredményeit tükrözik. Az erdei vegetáció struktúráját és kompozícióját befolyásoló tényezők tekintetében tehát nem lehet általánosítani, a faállományt érő külső hatások földrajzi régióként és erdőtípusonként eltérő módon alakíthatják az alsóbb vegetációs szinteket.

### **2.3 Az erdőszerkezet hatása a rovarközösségekre**

Az erdőszerkezet rovarokra gyakorolt hatása az elmúlt három évtizedben keltette fel a szakemberek figyelmét és napjainkban is kiemelt téma a konzervációbiológiai kutatásokban. Szélesebb térbeli léptékben a regionális ökológiai hatások szabhatják meg az erdei rovarközösségek összetételét, melyről – biogeográfiai és ökológiai hatásokat vizsgálva – több tanulmány is beszámol (e.g. SUMMERVILLE & CRIST 2003, NETHERER & SCHOPF 2010, JOUNG et al. 2012, SUMERVILLE et al. 2003). Kisebb léptékben vizsgálva azonban az erdőszerkezet van jelentős hatással a rovarközösségek struktúrájára, amelyet az elmúlt 15 évben intenzíven kutattak a világ számos pontján. A publikációk témája legtöbb esetben az erdei ökoszisztémák biodiverzitás megőrzésében betöltött szerepét (e.g. HAWES et al. 2009, OBER & HAYES 2010, FERRO & ROMNOWSKI 2012, HORVÁTH 2013), valamint az erdődinamikai folyamatok (e.g. IRMLER et al. 1996, CHUMAK et al. 2005, HILT et al. 2006, RUBENE et al. 2014), az erdészeti kezelések (e.g. PHILLIPS et al. 2006, BROOME et al. 2011, SMITH et al. 2012) illetve egyéb

zavarás fajták (pl.: futótüzek, vadállomány hatása) (e.g. NÖSKE et al. 2008, CHAUNDY-SMART et al. 2012, TRAGER et al. 2013, BARRETTE et al. 2014, FORRESTER et al. 2014) hatását vizsgálta.

Az erdőgazdálkodási és erdőművelési módokkal hozható kapcsolatba a művelt erdők fafajkészletének heterogenitása is. Az intenzív fatermesztést szolgáló erdők gyakran monokultúra jellegű ültetvények. Az ilyen erdőszerkezet kedvez a tömegszaporodásra hajlamos rovarfajok gradációjának, így a rovarkárosítások egyik fő kiváltója is lehet (GIBSON & JONES 1977). Köszönhető ez annak is, hogy egy homogén struktúrájú erdő kevesebb predátor és parazitoid szervezetet képes eltartani, mint egy heterogén felépítésű (PRICE et al. 1980, CRAWLEY 1983), illetve egyes herbivor rovarok fejlődéséhez szükséges tápnövény magasabb koncentrációban van jelen (CSÓKA et al. 2012). Ez utóbbi példából egyértelműen következik, hogy a monokultúrák ugyan kedveznek egyes fajoknak, ugyanakkor a rovarok többségének beszűkült életfeltételeket jelentenek, többek között a kevésbé stabil táplálkozási hálózat miatt (CSÓKA 1999, 2013).

### **2.3.1 Erdői rovarközösségek faj-diverzitása**

A szárazföldi ökoszisztémák közel 1/3 részét erdő borítja (FAO 2011). Az erdőterületek csökkenése világszinten az elmúlt néhány évtizedben kritikus mértéket öltött, ami a napjainkban tapasztalt biodiverzitás csökkenés egyik fő okozója – különösen a trópusi esőerdők esetében (GEIST & LAMBIN 2002, BROOK et al. 2003, DIAZ et al. 2006, LAURANCE 2007). Európa erdősültsége az elmúlt 20 évben azonban növekedést mutatott, ami Magyarországon is megfigyelhető volt (FAO 2011). A hazai erdőterületek növekedését elsősorban az idegenhonos fafajok nagyarányú ültetése okozta (jelenleg az ország erdőterületeinek több mint 40%-a idegenhonos fafajokból álló ültetvény) (FAO 2010a, b). Az idegenhonos fafajokból álló erdők biodiverzitás megőrzésben betöltött szerepe nem teljesen tisztázott, hiszen fafajonként, régióként és országonként is más tényezők játszanak közre a kérdés megítélésében (BROCKERHOFF et al. 2008). Több szerző szerint az idegenhonos erdők alkalmas élőhelyet jelentenek az őshonos fajok számára, hozzájárulva ezzel a biodiverzitás megőrzéséhez. SAX (2002) észak-amerikai kutatásai szerint az avarlakó gerinctelen közösségek diverzitása magasabb volt az idegenhonos faültetvényben, mint egy őshonos állományba, de eredményei csak a tavaszi aspektusra vonatkozóan voltak helytállóak. PAWSON et al. (2008) új-zélandi kutatásai során *Pinus radiata* ültetvények és őshonos erdők bogárközösségét hasonlították össze a két élőhelytípust összekötő transzekt mentén. Megfigyeléseki alapján a várható fajszám magasabb az idegenhonos faültetvényben, mint az őshonos erdőállományban. Eredményeiket részben a honos erdőállományok invazív bogárfajokkal szemben mutatott nagyobb ellenállóképességével magyarázták. Európai viszonylatban az idegenhonos fafajokból álló erdők rovarokra gyakorolt hatása kevésbé kutatott, elsősorban növényekkel kapcsolatos tapasztalatok ismertek, melyek sokszor országonként eltérő eredményt mutatnak (VON HOLLE et al. 2006, SITZIA et al. 2012). Magyarországon MAGURA et al. (2000) hasonlították össze kezelt és kezeletlen lucfenyvesek, illetve gyertyános-tölgyes erdők futóbogár faunáját. Eredményeik szerint a lucfenyvesekben

végzett gyérítések következtében nagyobb egyedszámban jelentek meg a honos lombhullató erdők jellemző futóbogár fajai.

Erdei rovarközösségek diverzitását honos állományokban számos szerző vizsgálta már, a legtöbb esetben földrajzilag (BREHM et al. 2003a, SUMMERVILLE & CRIST 2003, CHUMAK et al. 2005, HILT et al. 2006, BECK & CHEY 2007, PARK et al. 2009), vagy időben elkülönült körülmények között (SUMMERVILLE & CRIST 2003, BECK & CHEY 2007, GIFFIN 2007), illetve eltérő típusú erőkben (HAMMOND & MILLER 1998, CHOI 2008, OBER & HAYES 2010, ULYSHEN et al. 2011, HORVÁTH 2013). Németországi vizsgálatok során IRMLER et al. (2010) úgy találták, hogy a szaproxylofág bogarak fajszáma növekszik az erdő korával és kiterjedésével. USHER & KEILLER (1998) nagy-britanniai fás területek nagylepke diverzitását vizsgálták. Ausztriai tapasztalatokat osztott meg FIEDLER & TRUXA (2012), akik a Duna, Morava és Lajta folyók hullámterületének erdeit hasonlították össze az éjszakai lepkék alapján. Eredményeik eltérést mutattak a vizsgált területek lepkediverzitásában. További elemzések rámutattak arra, hogy azokban a folyó menti erőkben, ahol rendszeres az áradás, az éjszakai lepkék diverzitás értékei (Shannon entrópia) magasabbak. Azonban a gypeszinthez kötődő lepkefajokra az áradás negatív hatással van a Duna hullámterén. Ugyanakkor a Lajta menti erőkben ez nem volt tapasztalható a hatszor hosszabb ideig tartó évi áradás ellenére sem (TRUXA & FIEDLER 2012a).

Hazai viszonylatban gyertyános-tölgyes erdők szegélyének futóbogár diverzitásra gyakorolt hatását vizsgálták, az erdőbelső és a szomszédos gyepterület összekötő transzekt mentén. A kutatás során az erdőszegély és a gyepterület futóbogár diverzitása (Shannon entrópia) magasabbnak bizonyult, mint az erdőé (MAGURA et al. 2001, MOLNÁR et al. 2001). WINKLER & TÓTH (2012) a fenyvesítés ugróvillás diverzitásra gyakorolt hatását vizsgálták Sopron környéki élőhelyeken. Eredményeik szerint az idegenhonos fenyvesben kevesebb faj került elő. Hasonló tapasztalatokat publikált TRASER & CSÓKA (2000-2001), akik szerint a vizsgált erdeifenyő-feketefenyő állomány ugróvillás közösségének fajszáma és abundanciája alacsonyabb, mint egy szürkenyár elegyes kocsánytalan tölgyes erdőé. Különböző típusú zalai gyepterületek nappali lepke-közösségén végzett diverzitás-összehasonlítást CZIGÁNY & ÁBRAHÁM (2001), akik egyértelmű különbséget találtak a mintaterületek lepke-diverzitása között. Éjszakai lepkéközségeken, diverzitás-vizsgálatokat Magyarországon kevés esetben végeztek. AMBRUS (1979a) elsősorban faunisztikai összehasonlítást készített soproni és zalai bükkösök lepkefaunája között. Különböző típusú erdőállományok lepke diverzitását vizsgálta HORVÁTH (2013). Eredményei alapján az elegyarány és a tölgyerdők fontos szerepet töltenek be az éjszakai nagylepkék szempontjából. A Soproni-hegységben végzett kutatást továbbá HORVÁTH et al. (2013), akik a gypesszint és az éjszakai nagylepke diverzitás összefüggését vizsgálták. HORVÁTH & LAKATOS (2014) pedig gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdők kora és az éjszakai nagylepkék diverzitása között kerestek kapcsolatot. Eredményeik szerint a vizsgált erdőállományok kora önmagában nem befolyásolta a lepkék diverzitását.

### **2.3.2 Környezeti tényezők és erdődinamikai folyamatok hatása a rovarközösségekre**

A rovarok elterjedését, szaporodását, populációs viszonyait, valamint számos egyéb ökofiziológiai és etológiai jellemzőit erősen befolyásolják a biotikus és abiotikus környezeti

tényezők (NOWINSZKY 2003). Egy erdő életközösségét elsődlegesen az élettelen környezeti feltételek határozzák meg, melyek közül legfontosabbak a hőmérséklet, a fényviszonyok, a talaj és a hidrológiai viszonyok (TRASER 1999, SCHOWALTER 2011). Több szerző is beszámol olyan abiotikus tényezők rovarokra gyakorolt hatásáról, mint a naptevékenység (TÓTH & NOWINSZKY 1982, NOWINSZKY & PUSKÁS 2000), a Nap UV-B sugárzása (NOWINSZKY et al. 2003b), az interplanetáris mágneses tér szektorhatárának változása (TÓTH & NOWINSZKY 1994), vagy az égitestek által keltett gravitációs potenciál (TÓTH & NOWINSZKY 1992), de ezek rovarokra (különösképpen lepkékre) gyakorolt hatása nem fogadható el maradéktalanul, mivel számos lényeges környezeti változót (melyek rovarokra gyakorolt hatása bizonyított) figyelmen kívül hagytak a vizsgálatok során. Az élettelen környezeti változók rovarokra gyakorolt hatása nem mindig egyértelmű. OLS et al. (2013) a talajnedvesség szaproxylofág rovarokra gyakorolt hatását vizsgálta, de nem talált egyértelmű összefüggést. AXMACHER et al. (2009) nem talált közvetlen kapcsolatot egyes abiotikus faktorok (hőmérséklet és páratartalom) és az araszoló lepkéközségek között. Ugyanakkor a vegetáció összetétele, struktúrája és diverzitása (mint biotikus környezeti tényezők) szignifikáns korrelációban állt a *Geometridae* család fajkompozíciójával és diverzitásával. A növényzet több szempontból is hatással lehet a rovarokra. Egyrészt a vegetációstruktúra meghatározó lehet a mikrohabitatok szempontjából (REGNERY et al. 2013), másfelől a növényfajok jelenléte, mint tápnövény szintén fontos szerephez jut (HADDAD et al. 2001, HOOPER et al. 2005).

A természetes erdődinamika részeként fontos szerepet tölt be a holtfa, mely rovarközösségekre gyakorolt hatását számos szerző vizsgálta már (e.g. IRMLER et al. 1996). A szukcessziós folyamatok rovarokra gyakorolt hatását vizsgálták HILT et al. (2006). Eredményeik nem mutattak egyértelmű különbséget a korai és késői szukcessziós állapotban lévő erdők lepkéközsége között. Az eltérés csak abban az esetben volt szignifikáns, ha a gyakori és közepesen gyakori fajok alapján hasonlították össze a különböző fejlődési stádiumú erdőket. AXMACHER et al. (2004) munkája szerint pedig az araszoló lepkék diverzitása a szukcessziós stádium előrehaladtával csökkent.

### **2.3.3 Erdészeti nevelővágások hatása a rovarokra**

Az erdészeti nevelővágások nyomán kialakult növényzet összetétele és struktúrája fontos szerepet tölt be a ragadozó- (WERNER & RAFFA 2000, SMITH et al. 2012), a talajlakó- (SOUSA et al. 2004, WINKLER & TÓTH 2012) és herbivor rovarok szempontjából egyaránt (USHER & KEILLER 1998, SUMMERVILLE & CRIST 2002, 2004, FUENTES-MONTEMAYOR et al. 2012).

A folyamatos erdőborítást biztosító erdő felújítási eljárások vitathatatlanul kedvezőbbek az erdei élővilág számára, mint a tarvágásos üzemmód. Az tarvágásos erdőfelújítás és rovarok kapcsolatát sok esetben vizsgálták észak-amerikai területeken (e.g. NIEMALA et al. 1993, STONE & WALLACE 1998, SUMMERVILLE & CRIST 2002, BUFFON et al. 2011), de európai tapasztalatokkal is rendelkezünk (e.g. THEENHAUS & SCHAEFER 1995, OLA & SJÖBERG 1996). A tarvágás gyakran az élőhelyek feldarabolódását eredményezi (GASCON et al. 1999), amely szintén erős hatást gyakorolhat az erdei rovarközösségekre (LAURANCE 1990, BIERREGAARD et al. 1992, FAHRIG & MERRIAM 1994, DIDHAM et al. 1996). A fragmentált élőhelyfoltok sokszor kis kiterjedésűek, így az erdőszegély szignifikánsabb hatással lehet az adott erdő

faunájára (LAURANCE & YENSEN 1991, MURCIA, 1995, BENDER et al. 1998). Az erdei élőhelyek kiterjedésének csökkenése nemcsak rövid, de hosszú távon is befolyásolhatja a rovarközösségeket, egyes esetekben például megnövelheti a tömegszaporodásra hajlamos fajok gradációjának gyakoriságát (FOGGO et al. 2001), amely erdővédelmi problémát is felvet. Emellett nem elhanyagolható az egyéb erdészeti beavatkozások rovarokra gyakorolt hatása sem. WERNER & RAFFA (2000) a talajszint bogárfaunáját vizsgálták különböző típusú és kezelésű észak-amerikai elegyes erdőkben. Eredményeik szerint az erdészeti nevelővágások elsősorban egy erdő fajösszetételére lehetnek hatással. Hasonló kutatásokat végeztek POOLE et al. (2003), akik a futóbogarak fajszámát és diverzitását a mikroélőhelyek számával hozták összefüggésbe. A homogén körülmények *Carabidae* faunára gyakorolt negatív hatásáról számolt be INGS & HARTLEY (1999) is. Az erdei élőhelyek struktúráját nem csak a vegetáció összetétele határozza meg. Számos szerző rámutatott már a holtfa kiemelt szerepére, amely elsősorban a szaprofág és szaproxylofág rovarokra van hatással (MARTIKAINEN et al. 2000, SIMILÄ et al. 2003). HORAK et al. (2014) eredményei szerint a heterogén struktúrájú, nyílt tölgyes erdők kedvező életkörülményeket jelentenek a holtfához kötődő organizmusoknak. A holtfák elhelyezkedése más tanulmányok szerint is meghatározó lehet a xylofág bogarak szempontjából. A fekvő, napsütésnek kitett holtfák fajgazdagabbnak bizonyultak, mint az álló és/vagy árnyékos helyen elhelyezkedőké VODKA et al. (2009) csehországi kutatása során. Az erdészeti nevelővágások hatását – szaproxylofág bogarak mellett – hártványzárnyúakra (*Hymenoptera*) is kimutatták (SMITH et al. 2012). Ugyanakkor egy fenyőfélékhez kötődő észak-amerikai darázsfaunán (*Neodiprion abietis*) végzett vizsgálatok szerint a gyérités nincs hatással a faj életmenetére (MOREAU & QUIRING 2011). ARNAN et al. (2009) szintén megállapították az erdőstruktúra hangyákra gyakorolt jelentős szerepét. DOLEK et al. (2009) pedig az erdészeti kezelések következtében kialakult erdőstruktúra és a hangyafauna összetétele közötti összefüggésekre hívják fel a figyelmet. HADDAD et al. (2001) munkájukban a növényzet fajgazdagsága, illetve a növényi funkcionális csoportok gazdagsága és összetétele volt hatással a rovarközösségek összetételére. EDWARDS et al. (2012) különböző erdő-felújítási módok herbivor rovarokra gyakorolt hatását vizsgálták, mely során az aljnövényzethez kötődő fajok egyedszámában találtak markáns eltérést. HAWES et al. (2009) a lepkéközösségek fajösszetételében és struktúrájában találtak különbséget, kezelt és kezeletlen trópusi erdőkben. AXMACHER et al. (2009) szintén pozitív korrelációt találtak a vegetáció összetétele, diverzitása és struktúrája, valamint az araszó lepkék (*Geometridae*) diverzitása és fajkompozíciója között. Ugyanakkor néhány szerző a lepkék fajgazdagságában talált jelentősebb eltérést kezeletlen és kezelt erdők összehasonlítása során (USHER & KEILLER 1998, CHOI 2008). Az erdészeti beavatkozások gyakran pozitív hatással is lehetnek a rovarokra. Az invazív növényfajokat visszaszorító kezelések nappali lepkékre gyakorolt kedvező hatásáról számolt be HANULA & HORN (2011). A gyéritések után, a kivágott fák helyén megváltoznak a mikroklimatikus viszonyok. Az így kialakult heterogénebb vegetációstruktúra több rovarcsoport fajszámának és egyedszámának növekedését eredményezte TAKI et al. (2010) vizsgálata során (1 évvel a gyérités után). A szelektív fakitermelési módok lepkékre és hangyákra gyakorolt kedvezőbb hatásáról számolt be DUNN (2004) is. SUMMERVILLE & CRIST (2002) éjszakai lepkéket vizsgáltak tarvágott, szelektív fakitermeléssel kezelt és kezeletlen erdőkben. Mindhárom mintaterület típusban jelentős eltéréseket találtak a lepkék fajkompozíciója, fajgazdagsága és abundancia viszonyai között.

## 2.4 Éjszakai lepkék jelentősége az erdei ökoszisztémákban

Magyarországon ismereteink szerint megközelítőleg 3600 lepkefaj fordul elő, melyek 95%-a rendszertanilag a *Heterocera* alrendhez tartozik (VARGA 2010, PASTORÁLIS 2012). Döntő többségük fitofág táplálkozású, tápnövényeiknek számos részén kifejlődhetnek. A táplálékfelvételnek kritikus jelentősége van lárvakorban, mivel a fejlődéshez szükséges ásványokat, proteint, zsírokat és vizet csak így képesek felvenni. A növények a rovar számára hasznos tápanyagokon túl számos egyéb anyagot tartalmaznak, amelyek a konstitutív védelemben segítik őket (pl.: alkaloidokat, cianogéneket, terpenoidokat, stb.) (CSÓKA 1999, SCRIBER 2003). Ezek a kémiai anyagok határozzák meg annak a koevolúciós folyamatnak az eredményét, hogy egy rovar mely növényfajt, vagy fajokat választotta táplálékul. Egyes esetekben ez a kapcsolat nagyon régi, akár a korai negyedidőszakra is visszanyúlhat. Sok rovarfaj esetében a fajképződés csak az után történt meg, hogy az ősi tápnövényük több fajjára tagolódott. Az új növényfajok hasonló kémiai anyagokat tartalmaztak, mint közös ősük, így lehetséges volt a tápnövényváltás. Az új növényfajokon pedig új rovarfajok alakulhattak (FUTUYAMA 2003). A növények kémiai védelme lehet indukált is, amikor a fitofág rovar táplálkozása indítja be a hernyó számára káros anyagok fokozott termelését (CSÓKA 1999). Egyes esetekben fizikai védelemről beszélünk, mikor a növény felszíni képletekkel, vagy viaszos bevonatú, kemény levelekkel korlátozza a rajta táplálkozó herbivor rovarfajok számát (CSÓKA 1996).

Egyes lepkefajok gradációra hajlamosak és bizonyos időközönként az őshonos elterjedési területen belül is tömegesen jelennek meg, ilyenek például a kis- és nagy téliaraszó ( *Erannis defoliaria*, *Operophtera brumata* ) és a gyapjaslepke ( *Lymantria dispar* ) (HIRKA 2005, TENOW et al. 2012, HIRKA 2014). Ezen fajok elsősorban lárvakorban játszanak meghatározó szerepet az erdei életközösségekben, egyrészt fogyasztóként, másrészt táplálékként a predátor szervezetek számára (HUNTER & PRICE 1992, BEREZKI et al. 2014).

## 2.5 A fénycsapdázás, mint félautomata tömeggyűjtő módszer

Már Arisztotelész korából ismertek olyan feljegyzések, melyek szerint az éjszakai rovarokat vonzza a mesterséges fény. Az első magyarországi megfigyelések a 17. századból származnak, amelyek a lepkék gyertyafényre repüléséről számolnak be (ABAFI 1898). Később rovargyűjtők is alkalmazták ezt a módszert (HORVÁTH 1885, WÉNY 1885), GABRIELLI (1902) pedig már villamos lámpáknál figyelt meg rovarokat. Az éjszakai lepkék megfigyelésének egyik leghatékonyabb módja napjainkban a személyes lámpázás (BREHM & AXMACHER 2006). Előnye, hogy kisebb mintaszám mellett is magas fajszámot produkálhat és csak kevés egyed begyűjtését igényli. Ugyanakkor a módszer nem szabványosítható, egyidejűleg nem lehetséges több területről egzakt módon összehasonlítható adatok gyűjtése (RONKAY 1997). A személyes lámpázás mellett nagy jelentőséggel bírnak a különböző fénycsapdák, amelyek nem igénylik a folyamatos emberi jelenlétet, és használatukkal egyidejűleg több helyről is gyűjthetünk adatokat. Az első kezdetleges, villanyégővel felszerelt fénycsapdát több mint 100

éve fejlesztették ki (ANONYMUS 1900). BOGNÁR (1952) karbidlámpás fénycsapdát alkalmazott az almamoly (*Cydia pomonella*) rajzásának vizsgálatára, majd később adatait előrejelzési célokra is felhasználta. A fénycsapdás előrejelzésnek napjainkban is nagy jelentősége van. Magyarországon 1952-ben indult meg a fénycsapda hálózat kiépítése, eleinte tudományos igényű rendszeres gyűjtések, majd kártevő előrejelzés céljából (JERMY 1961, NOWINSZKY 2003). Az első fénycsapdákat Keszthelyen helyezték üzembe, a Növényvédelmi Kutató Intézet Kísérleti Telepén (SÁRINGER 2002), erdészeti csapdákat 1961 óta alkalmaznak (HIRKA et al. 2011). A fénycsapdák által gyűjtött adatok fontos szerepet játszanak egyes rovarfajok populációs trendjének megismerésében, a gradáció-dinamikájának hosszú távú nyomon követésében, valamint a prognózisok elkészítésében, így fenntartásuk és kezelésük elengedhetetlen az erdészeti és mezőgazdasági gyakorlat számára (SZONTAGH 1975, LESKÓ et al. 2003).

A hazai fénycsapda-hálózat egységesen Jermy-típusú csapdákat alkalmaz; a világon azonban számos fajtájuk létezik, melyek felépítésben, gyűjtési metodikában, az alkalmazott fényforrás típusában, méretben és mobilitásban is különbözőek lehetnek (NOWINSZKY 2003). Napjainkban gyakran alkalmaznak hordozható fénycsapdákat, amelyek kis méretük és mobilitásuk miatt az elmúlt másfél évtizedben a lepkéken végzett kvantitatív összehasonlító munkák egyik legelterjedtebb eszközévé váltak. A hordozható csapdáknál azonban csak kisebb teljesítményű fényforrás üzemeltetésére van lehetőség. A rovarok általában a fény rövid hullámhosszú tartományához vonzódnak intenzívebben, ezért leggyakrabban UV fényforrást alkalmaznak (e. g. HAMMOND & MILLER 1998, SUMMERVILLE & CRIST 2003, TRUXA & FIEDLER 2012b). Az ilyen csapdák a megfigyelések szerint csak kis távolságból vonzzák a lepkéket. HARSTACK et al. (1971) a *Heliothis zea* bagolylepke megjelölt egyedeit engedték szabadon egy 40W-os UV fénycsapdától eltérő távolságokban. Eredményeik szerint 27 m-ről már csak 3-8% volt a visszafogás. Ugyanakkor különböző fajok eltérően reagálhatnak az UV fényre. TRUXA & FIEDLER (2012b) 96 éjszakai lepkéfajt használt fel hasonló jellegű vizsgálathoz, eredményeik szerint 20 m távolság után az elengedett lepkék 9%-át fogta vissza egy 15W-os UV fényű csapda.

Több szerző is foglalkozott a fénycsapda, mint elvonásos módszer rovarpopulációkra gyakorolt hatásával. Mivel konkrét vizsgálatokat e tekintetben nem végeztek, csak következtetni tudtak arra, hogy a fénycsapda csak egy kis mintát vesz a vizsgált populációból, így azt nem veszélyezteti (JERMY 1998, NOWINSZKY et al. 1998).

### **3 A VIZSGÁLATI TERÜLET ÁLTALÁNOS JELLEMZÉSE**

A vizsgálat az 5400 ha-os Soproni-hegység kistájban történt, melyben az erdősültség magas arányú, közel 90% (DÖVÉNYI 2010). A területet, mint erdészeti tájat 6178,7 ha területtel tartják nyilván, az erdők területarányát pedig 72,9 %-al ismertetik (BARTA et al. 2006). Azonban az Alpok keleti nyúlványát képző Soproni-hegység ennél jóval nagyobb kiterjedésű, mintegy 18500 ha, de 65%-a Ausztria területén fekszik. A hegységet nyugaton a Siegrabenbach völgye, Szikrai-nyereg és a Marzer Bach völgye szegélyezi. Északról a Klettenbach és Ödenmühlbach patakok, majd (kelet felé haladva) a Soproni-medence és az Ikva-sík határolja. A keleti határ definiálása már kissé bizonytalanabb, nagyjából a Harkai-

kúptól keletre húzódik, majd déli oldalról a Haschendorf-Neckenmarkt-Lackendorf-Lackenbach települések vonala határolja a területet (SZMORAD 2011). A munka további részében a Soproni-hegységet, mint Magyarország területén fekvő kistájat értelmezem.

### **3.1 Domborzati, földtani és talajtani jellemzők**

A Soproni-hegység domborzata alacsony középhegység jellegű, felszíne erősen tagolt, melyet töréses lépcsők (pl.: Károly-magaslat 398), széles hegyhátak (pl.: Ultra-hegy 487 m), keskeny hegygerincek (pl.: Mukk-kilátó 523 m), domború lejtők (pl.: Magasbérc 556 m), tanúhegyek (Borsó-hegy 319 m), illetve meredek lejtők és patak völgyek alkotnak. Fő építőközetei átalakult ókori képződmények, melyek legnagyobb részét kristályos pala alkotja, emellett gneisz és fillitek is előfordulnak. A talajtakaróra is változatosság jellemző. A kő kibúvásos gerinceket főleg a kőzetkibúvásos talajok (ranker, fekete rendzina) borítják, de arányuk igen kicsi, 1% alatti. Emellett szintén kis területi részesedéssel (3-5%) előfordulnak mocsári és ártéri erdőtalajok (lejtőhordalék- és öntés erdőtalajok), állandó vízhatás mellett. A hegység legnagyobb részére (> 90%), rendszerint erdővegetáció alatt kialakult, A-B-C szinttel rendelkező, kedvező víz- és tápanyag-gazdálkodású barna erdőtalajok jellemzőek (savanyú-, podzolos-, agyagbemosódásos és pszeudoglejes barna erdőtalaj) (DÖVÉNYI 2010, SZMORAD 2011).

### **3.2 Éghajlati és hidrológiai jellemzők**

A Soproni-hegységet mérsékelt hűvös-nedves éghajlat jellemzi. A terület nyugati és keleti része között markáns klimatikus különbségek jellemzőek, amik elsősorban a csapadékviszonyokban mutatkoznak meg. A különbségeket főleg a hegységperemi (Ny) és medenceperemi (K) helyzet befolyásolja. A Kisalföld felől pannon-szubkontinentális klímahatás, míg nyugati irányból szubatlantikus klímahatás érvényesül. Így a nyugati részeken alacsonyabb évi középhőmérséklet (8,5 °C) és magasabb évi csapadékösszeg jellemző, ez utóbbi a tenyészidőszakban általában 450-480 mm között változik. Ezzel ellentétben a keleti részeken 9,2 °C körüli az évi középhőmérséklet, illetve kevesebb csapadék hullik a tenyészidőszakban (DÖVÉNYI 2010, SZMORAD 2011).

A Soproni-hegyvidék szinte teljes egészében az Ikva-patak vízgyűjtőjéhez tartozik. A területen csak kis vízfolyások fordulnak elő, ezek közül sok bő lefolyású. Továbbá számos forrás ismert, melyek vízhozama ingadozó. A talajvíz mennyisége kevésbé jelentős, legfeljebb a völgylejtőkön és völgytalpakon jellemző. Ennek megfelelően az erdők 98,1 %-a (domboldali és dombtetői erdők) többletvízhatástól független, elsősorban a légköri csapadékra utaltak (BARTHA 2006, DÖVÉNYI 2010, SZMORAD 2011).

### **3.3 Növényföldrajzi és cönológiai viszonyok**



A Soproni-hegység az Alpesi- (*Alpicum*) és Pannon flóratartomány (*Pannonicum*) közötti átmeneti sávban fekszik. A terület növényföldrajzi besorolására több álláspont is született. Az elfogadott nézetek szerint az *Alpicum* flóratartomány *Noricum* flóravidékebe és *Ceticum* flórajárásába soroljuk. Ugyan a Sopron-Vasi-síkon viszonylag széles sávon érintkezik a *Praenoricum* flóravidékkel, a belső területeken már egyértelműen a *Ceticumra* jellemző szubalpin hatás érvényesül (KIRÁLY 2004, SZMORAD 2011).

### 3.3.1 A Soproni-hegyvidék potenciális vegetációja

A Soproni-hegyvidék potenciális vegetációja esetében KIRÁLY (2004) 2 klíazonális típust különít el: nyugat-dunántúli bükkösök (*Cyclamini purpurascensis-Fagetum*) és gyertyános-kocsánytalan-tölgyesek (*Cyclamini purpurascensis-Carpinetum*). A bükkös erdők főleg a nyugati tömbben jellemzőek (kb. a Brennbergbánya-Görbehalom vonalig). Ettől keletre elsősorban a tölgyerdők fordulnak elő. SZMORAD (2011) cönológiai munkájában 11 különböző erdőtársulásról számol be, ezek közül a Soproni-hegység kistáján belül 9 fordul elő:

1. **Láposodó égerligetek** (*Angelico sylvestris-Alnetum glutinosae* Borhidi in Borhidi & Kevey 1996): Ritkábban megjelenő égerliget típus, amely a hegylábi mélyedések környékén jelenik meg (pl.: Arbesz-rét). Állományaik kis kiterjedésűek. Lombkoronaszintben uralkodó fafaj az *Alnus glutinosa*, záródása laza szerkezetű. Cserjeszintje gyér, a gyepszintben meghatározóak a *Carex* fajok.
2. **Gyertyánelegyes égerligetek** (*Aegopodio-Alnetum glutinosae* V. Kárpáti & Kárpáti & Jurko ex Šomšák 1961): Egykori gyertyános-kocsányos tölgyes állományokkal érintkező égerliget-típus, amely patak völgyek középső és alsó szakaszán jellemző. Vertikálisan erősen osztott erdőtípus. A lombkoronaszint zárt, uralkodó fafaj az *Alnus glutinosa*, emellett számos elegendő faj előfordulhat (pl.: *Acer campestre*, *Carpinus betulus*, *Tilia cordata*). Cserjeszint jól fejlett (meghatározó fajok pl.: *Cornus sanguinea*, *Corylus avellana*, *Euonymus europaeus*), a gyepszintben üde lomberdei fajok jellemzőek (pl.: *Aegopodium podagraria*, *Galeobdolon montanum*, *Oxalis acetosella*).
3. **Kőriselegyes égerligetek** (*Carici remotae-Fraxinetum* W. Koch ex Faber 1936): A patakok középső és felső szakaszára jellemző, források környékén és szivárgó vizes termőhelyeken előforduló erdőtípus. Lombkoronaszintjében az *Alnus glutinosa* mellett gyakori az *Acer pseudoplatanus* és a *Fraxinus excelsior*. A cserjeszint borítása gyér. A gyepszintre higrofil és mezohigrofil fajok jellemzőek (pl.: *Caltha palustris*, *Carex pendula*), illetve montán jellegű növényfajok is megjelennek (pl.: *Gentiana asclepiadea*, *Veronica montana*).
4. **Szubmontán bükkösök** (*Cyclamini purpurascensis-Fagetum* Soó 1971): A Soproni-hegység legnagyobb térfoglalású bükkös asszociációja, de a keleti hegységperemen csak felszakadozott, extrazonális helyzetű állományai fordulnak elő. A lombkoronaszint zárt, domináns faj a *Fagus sylvatica*. Emellett néha gyakori lehet a *Carpinus betulus*, illetve további elegendő fajok is előfordulhatnak (pl.: *Acer pseudoplatanus*, *Tilia cordata*). A cserjeszint rendszerint hiányzik, csak néhány bolygatást jelző faj fordulhat elő (*Sambucus*

- nigra*, *Rubus fruticosus* agg.). A gyepszint változatos fajösszetételű, attól függően milyen szubasszociációval jellemezhető.
5. **Gyertyános-kocsányos tölgyesek** (*Circaeo-Carpinetum* Borhidi 2003): Előfordulásuk elsősorban a hegységperemi részekhez (völgytalpakhoz) köthető. Lombkoronaszintjük zárt, melyben a *Quercus robur* dominál. Gyakori elegyfajok a *Carpinus betulus*, *Tilia cordata*, illetve égerligetek közelében az *Alnus glutinosa*, *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*. Jellemző továbbá a gyér alsó lombkoronaszint (gyakori fajok az *Acer campsetre*, *Malus sylvestris* és *Tilia cordata*). A cserjeszintben mezofil és mezohigrofil fajok fordulnak elő (pl.: *Cornus sanguinea*, *Crataegus laevigata*), borításuk alacsony. A gyepszint változatos borítású, a *Quercus-Fagetum* és *Fagetalia* fajok dominálnak.
  6. **Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek** (*Cyclamini purpurascenti-Carpinetum* Csapody I. ex Borhidi & Kevey 2006): A Soproni-hegyvidék déli és keleti tömbjére jellemző nagy térfoglalású klímazonális erdőtípus. Általában két lombkoronaszinttel rendelkező erdők. A felső lombkoronaszint domináns fafaja a *Quercus petraea* agg., míg a második szintben *Carpinus betulus* és *Tilia cordata* jellemző. Gyakori elegyfajok lehetnek a *Castanea sativa*, *Betula pendula* és *Populus tremula*. Emellett sokhelyütt előfordul a *Pinus sylvestris* is. A cserjeszint gyér, elsősorban a lombkoronaszint fajainak újulata alkotja, de néhány üde lomberdei cserjefaj is megtelepszik (*Cornus sanguinea*, *Corylus avellana*, *Crataegus laevigata*). Több helyütt az erdők bolygatottságát jelzik a *Sambucus nigra* és *Rubus fruticosus* agg. cserjefajok. A gyepszint változatos fajösszetételű, több szubasszociációval jellemezhető.
  7. **Mészkerülő bükkösök** (*Veratro nigri-Fagetum* Zukrigl 1999): Csupán a hegység keleti felének néhány pontján találhatóak primer mészkerülő bükkösök (pl.: Tacsai-árok, Kányaszurdok). Általában meredek lejtőkön, kisebb hegyormokon, északias kitettségekben jellemzőek. Az enyhén felnyíló lombkoronaszintben a *Fagus sylvatica* dominál, mellette elegyfajként megjelenhet a *Quercus petraea* agg. és a *Betula pendula*, illetve néhány további, szórványos előfordulású fafaj (pl.: *Castanea sativa*). A cserjeszint általában hiányzik, a gyepszintet acidofrekvens fajok alkotják.
  8. **Mészkerülő tölgyesek** (*Campanulo rotundifoliae-Quercetum petraeae* (Csapody I. 1964) Kevey in Kevey & Borhidi 2005): A hegyvidék keleti peremén, illetve északon a Borsó-hegyen és az Ágfalvi-erdő déli részén jelennek meg. Előfordulásukat leginkább a talajtani viszonyok határozzák meg. Lombszerkezetük felnyíló, domináns fafaj a *Quercus petraea* agg. Emellett csak kevés elegyfaj jellemző (*Betula pendula*, *Castanea sativa*, *Pinus sylvestris*). A cserjeszintben legfeljebb a lombkoronaszint fajainak újulata jelenik meg. A gyepszint fajszegény, gyér borítású, acidofrekvens fajok alkotják.
  9. **Cseres-kocsánytalan tölgyesek**, savanyú alapkőzeten (*Sorbo torminalis-Quercetum* Svoboda ex Blažková 1962): A Soproni-hegyvidék ritka előfordulású erdőtársulása, csupán a Borsó-hegy, a Kutya-hegy, és a délkeleti hegységperemen ismert. Előfordulásuk hegyormokon és meredek lejtők felső szakaszán jellemző. Lombkoronaszintjük mérsékelten felnyíló, domináns fafajok a *Quercus cerris* és a *Quercus petraea* agg., illetve szórványosan előfordul a *Pinus nigra* és a *Sorbus torminalis*. A cserjeszintben *Berberis vulgaris*, *Crataegus monogyna* és *Ligustrum vulgare* fordul elő, borításuk alacsony. A gyepszintben acidofrekvens és xerotherm elemek jellemzőek (pl.:

*Deschampsia flexuosa*, *Genista pilosa*, *Luzula luzuloides*, *Carex humilis*, *Vincetoxicum hirundinaria*).

### 3.4 Állatföldrajzi jellemzők

Európa nagy állatföldrajzi régióira övezetesség jellemző, mely szabályosság megtörik és átrendeződik a Kárpát-medencében, így viszonylag kis területen, sajátos elrendeződésben számos faunatípus található (VARGA 2006). Ezen állatföldrajzi típusok jelentős része megtalálható a Sopron környéki erdőkben is. A terület állatföldrajzi szempontból két részre különíthető el. Az alacsonyabb tengerszint feletti magasságban fekvő Soproni-dombvidék a melegebb és szárazabb klímájával a *Pannonicum*hoz tartozik. A magasabban fekvő, hűvösebb klímájú Soproni-hegység állatföldrajzi adottságai alapján a *Noricum* faunakörzet *Scarbanticum* faunájárába tartozik. Ugyan az állatok mozgása miatt a két terület között gyakran adódnak átfedések, a Soproni-hegységben az Alpok közelsége miatt gyakran megjelennek a boreális és alpin faunaelemek is (LESKÓ & AMBRUS 1998).

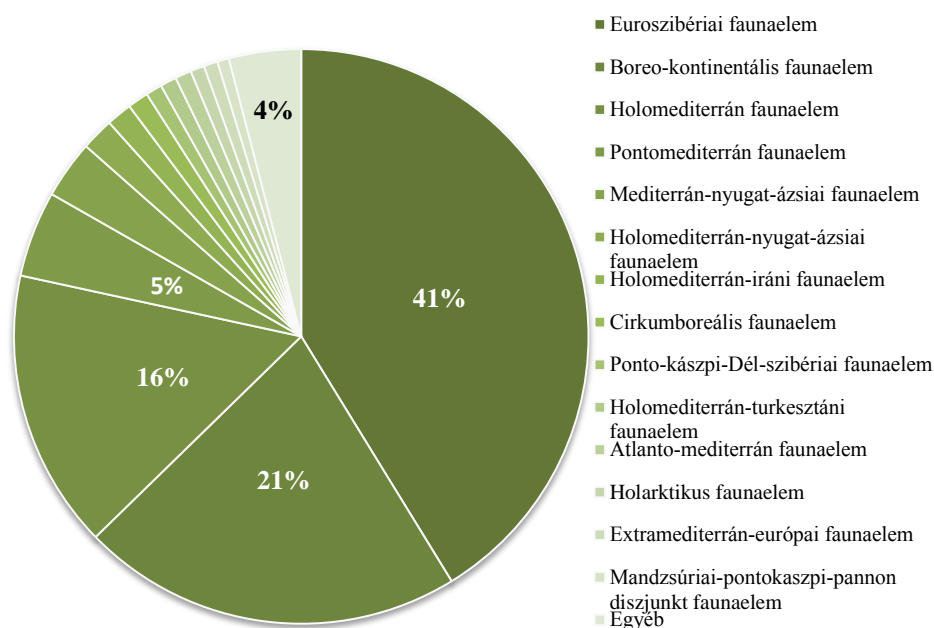
A Soproni-hegység gerinces faunájának legkutatottabb csoportja a madarak (Aves), melyekről az első összefoglaló munka a 19. század végéről származik (FÁSZL 1883). A Soproni-hegység fészkelő madárközösségeivel legutóbb WINKLER (2008) foglalkozott átfogóan.

A Soproni-hegység gerinctelen faunájának kiemelkedő elemei az alpesi fajok. Több kutató is beszámol olyan taxonokról, amelyek elsősorban magashegyvidéki elterjedésűek, de kis egyedszámú perempopulációik tenyésznek az alacsonyabban fekvő Soproni-hegységben. Ilyen többek között néhány közép-európai montán- és illír csigafaj (pl.: *Lozokia transsylvanica*, *Ena montana*, *Pagodulina pagodula*) (DUDICH 1926, DOMOKOS & PELBÁRT 2007).

A puhatestűeknél jóval ismertebb azonban a hegység ízeltlábú közössége, melyek közül talajzoológiai tekintetben az ugróvillások (*Collenbolla*) bizonyulnak a legkutatottabb csoportnak, TRASER GYÖRGY munkásságának köszönhetően. Állatföldrajzi szempontból kiemelkedő a tudomány számára új fajként leírt *Deutonura benzi*, de egyik ritka hajnalbogár fajunk, a *Pyropterus affinis* is ismert a területről (TRASER 1993, TRASER et al. 1993). A Soproni-hegység kisvízfolyásokban gazdag, ami kedvez a vízi gerinctelen faunának. Közülük kiemelkedő jelentőségűek a szitakötő (*Odonata*) fajok, külön említést érdemel a dombvidéki és hegylábi területeken előforduló, szűk európai elterjedésű *Cordulegaster heros* (AMBRUS et al. 1992). A hegység bogárfaunáját (*Coleoptera*) tárgyaló első munka a 18. századból származik (CONRAD, 1782), de a területről összefoglaló faunisztikai tanulmány még nem született. Ennek ellenére több erdészeti és természetvédelmi jelentőségű fajt ismerünk a Soproni-hegyvidékről. Jelentős a xylofág és szaproxylofág fajok száma, erdészeti szempontból a szűbogarok igen fontosak. Köszönhető ez többek között a fenyőfélék nagy területarányának, amelyekben gyakran okoz gazdasági kárt az *Ips typographus*, *Pytogenes calcographus*, *Polygraphus polygraphus* és *Dendroctonus micans* (LAKATOS 1997). Emellett nem elhanyagolható a *Curculionidae* és *Cerambycidae* család fajainak jelenléte sem (GYÖRFI 1942, 1944). Szintén fenyőfélékhez kötődik a *Saphanus piceus* cincérfaj, melyet a hazai fauna új tagjaként jelentettek a Soproni-hegységből MEDVEGY et al. (1981).

A Sopron környéki nagylepke faunája döntő részét az eurosibériai faunaelemek alkotják (**3.1. ábra**). Ugyanakkor a Soproni-hegység hűvösebb klímájának és az Alpok közelségének

köszönhetően több boreomontán és szubalpin faunaelem is megtalálható a hegységben. Ilyenek pl.: a *Poecliocampa populi*, *Eupithecia veratraria* és *Gnophos obfuscata*. Az *Odezia atrata* és *Euxoa decora* lepkefajokat a hazai faunában először Sopron környékén észlelték (AMBRUS 1979b), akárcsak a *Hyles vespertilio*-t (SÁFIÁN & HADARICS 2005). Jelentős a nyír-éger fajok jelenléte is, melyek közül külön említésre érdemesek a *Leucodonta bicolora* és *Odontosia carmelita* púposzövőök (LESKÓ & AMBRUS 1998, SÁFIÁN 2001). Emellett számos további faunisztikai publikáció is ismert Sopron környékének lepkefaunájáról (MÉSZÁROS & SZABÓKY 1981, SÁFIÁN ET AL. 2006, SÁFIÁN & SZEGEDI 2008, SÁFIÁN ET AL. 2009).



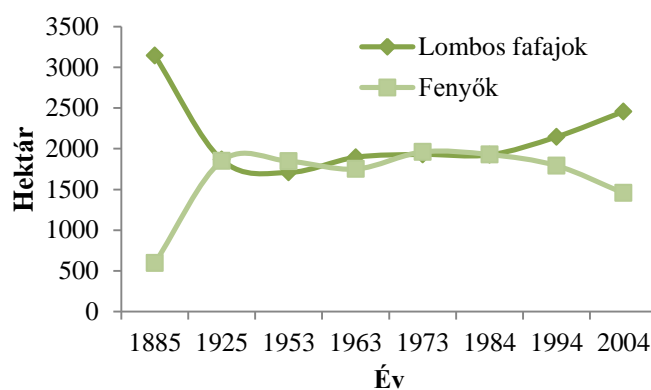
3.1. ábra: Sopron környékéről ismert nagylepke faunatípusok megoszlása. Az állatföldrajzi kategóriák VARGA et al. (2004) munkáját követik.

### 3.5 Erdőgazdálkodás

#### 3.5.1 Az erdőhasználat történelmi vonatkozásai

Sopron környékén – akárcsak az ország számos pontján – a középkori ipari fejlődés nagy mennyiségű faanyagot igényelt. Ekkor még a tarvágott területek felújulását a természetre hagyták (KONDOR 2013). A Sopron környéki erdők igénybevétele és fafaj készletének változása a honfoglalás után vált egyre markánsabbá. A 12-13. századtól fokozódó intenzitású erdőhasználat vette kezdetét, elsősorban tűzifanyerés és építkezés céljából. Az erdőket rövid vágásfordulóval kezelték, a legidősebb állományok 30-40 év körüliek voltak. A 18. századra a terület erdeinek közel felét 1-10 éves sarjerdők alkották, sok helyen pedig erdei legeltetés és alomszedés volt jellemző. Az intenzív erdőhasználat és a tudatos erdőgazdálkodás hiánya hosszútávon az erdők leromlásához vezetett, ugyanakkor a pionír lombos fajok előretörését eredményezte (SZMORAD 2011).

Az 1850-es évek után a leromlott sarjerdők termőhelyének feljavítása céljából intenzív fenyvesítés indult (*Picea abies*, *Larix decidua*, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra* használatával). A fenyőfélék mellett néhány helyen, foltos elegyítésben alkalmaztak *Robonia pseudoacacia*-t és *Quercus robur*-t. Az eredeti koncepció szerint egy vágásforduló után a fenyveseket mag eredetű tölgyesekkel és bükkösökkel váltották volna fel. Emellett betiltották az erdei legeltetést és alomszedést, valamint kiemelt figyelmet fordítottak a gyertyán visszaszorítására. A fenyőállományokat azonban nem váltották fel lombos fafajokkal, azok területaránya csak az 1980-as évektől indult újra növekedésnek, amihez a lucosokban bekövetkezett nagyarányú pusztulás is hozzájárult (LAKATOS 1997) (3.2. ábra). Ezeknek köszönhetően a Soproni-hegyvidék erdőállományainak fafaj-összetétele napjainkban sok helyen eltér a természetes állományokra jellemzőktől és jelenleg is folyamatosan változik (TAMÁS 1955, SZMORAD 2011).



3.2. ábra: A fontosabb lombos és tűlevelű erdők területváltozása a Soproni-hegységben (Sopron városi erdők) 1885-2004 között, SZMORAD (2011) közlése alapján.

### 3.5.2 Jelenlegi erdőgazdálkodás

A Soproni-hegység erdei a Tanulmányi Erdőgazdaság (TAEG Rt.) Soproni Erdészetének kezelésében vannak. Az erdőszet 7448 ha területen gazdálkodik, mely területnek közel 70%-a rendeltetése alapján védelmi erdő. Ebből 4021 ha védett és 693 ha fokozottan védett erdő. Emellett az egészségügyi-szociális, turisztikai, valamint oktatási-kutatási rendeltetésű erdők területe 2488 ha. A fennmaradó 3470 ha gazdasági rendeltetésű erdő. Az elsődleges rendeltetés alapján a védelmi erdők területe 4780 ha (ÁESZ 2004).

Az erdőszet összesen 1,6 millió m<sup>3</sup> fakészlettel rendelkezik, melyből legnagyobb arányú a kocsánytalan tölgy. Emellett szintén jelentős az erdeifenyő, lucfenyő és vörösfenyő aránya is, amely az 1800-as évek végétől induló nagy területű fenyvesítés eredménye. A fenyőerdők aránya azonban napjainkban már csökkenő tendenciát mutat, ami többek között az esetenként erős biotikus károsítások eredménye is (elsősorban a *Heterobasidion annosum* és a szűbogarok révén) (ÁESZ 2004).

Napjainkban elsősorban szálerdőkkel találkozhatunk a Soproni-hegyvidéken, a sarjerdők aránya 27%, arányuk az 1950-es évek óta nem változott jelentősen.

A Soproni-hegyvidék fafajösszetételét elsősorban kocsánytalan-tölgy alkotja (31,5%), emellett jelentős még a bükk (16,5%) és a fenyőfélék is (37,8%). Az átlagos vágásforduló az elmúlt 150 évben jelentős növekedést mutatott, jelenleg 99 év.

Magyarországon az erdőknek megközelítőleg 80%-át kezelik tarvágásos üzemmódban, a Soproni-hegyvidéken ennek aránya mintegy 90%, míg a fokozatos felújítóvágás 9%, a szálalás 1%, a vizsgálati időszakra (és területre) vonatkozó erdőterv alapján (ÁESZ 2004). Napjainkban azonban az erdőgazdálkodás alapelvei fontos hangsúlyt fordítanak a fenntarthatóságra, melynek egyik legfontosabb feladata a biológiai sokféleség megőrzése (MAGYAR ORSZÁGGYŰLÉS 2009).

## 4 ANYAG ÉS MÓDSZER

### 4.1 Mintaterületek bemutatása

A mintavételi területek a hegység keleti tömbjében helyezkedtek el, gyertyános-kocsánytalan tölgyes klímában. (4.1. ábra). A vizsgálathoz 5 különböző korcsoportba tartozó gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőállományt választottam, korosztályonként 3-3 mintaterülettel (összesen 15 mintaterület). A mintaterületek kijelölése során fontos szempont volt, hogy az azonos korosztályba tartozó erdők között a lehető legkisebb legyen a korkülönbség, illetve nagy hangsúlyt fektettem a fenyőfélék minél alacsonyabb elegyarányára. Ezek mellett ügyeltem arra, hogy a kiválasztott mintaterületeken a vizsgálat ideje alatt ne történjen erdészeti beavatkozás, ami erősen beszűkítette a választási lehetőségeket.

A legidősebb erdők (I. korosztály) 106-115 évesek voltak, melyekre igen gyér cserjeszint és változó borítású gyepszint volt jellemző. A lombkoronaszint záródása 60-80% között változott az egyes mintaterületeken.

A II. korosztályba sorolt erdők 81-84 évesek voltak, változatos cserjeszint jellemezte azokat, melyet elsősorban a lombkoronaszint fajainak újulata alkotott. A gyepszintre viszonylag magas borítás volt jellemző. A lombkoronaszint záródása magasabb volt, mint a legidősebb korosztály esetében (75-84%).

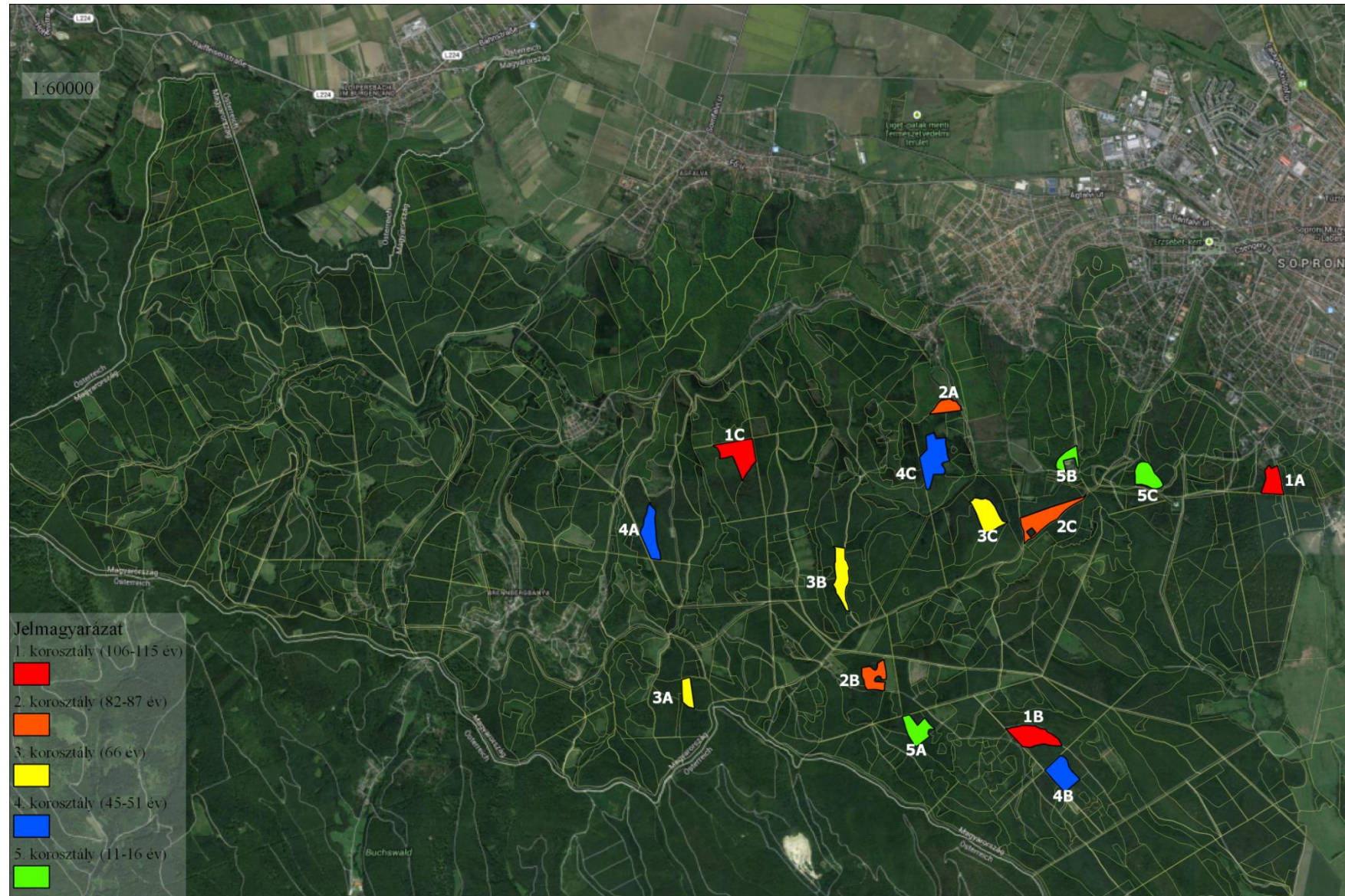
A III. korosztály mintaterületeit 66 éves erdőállományok alkották, a lombkoronaszint záródása 74-81% volt. A változatos borítású cserjeszint főleg a lombkoronaszint fajainak fiatal egyedeiből állt. A gyepszintre magas borítás volt jellemző.

A IV. korosztályt (45-51 év) alacsonyabb borítású cserjeszint jellemezte, a gyepszint borítása viszont változó volt. A lombkoronaszint záródása átlagosan itt volt a legmagasabb (78-95%).

A legfiatalabb (V.) korosztályt 11-16 éves erdőállományok alkották, melyekben cserjeszint kevésbé volt jellemző. A gyepszintben gyakran előfordultak a vágásterületek jellemző növényfajai, borításuk változatos volt. A lombkoronaszintet alkotó fiatal fák mérete sok esetben az idősebb erdők cserjeszintjére jellemző feltörekvő újulat méretét éppen meghaladta. A lombkoronaszint záródása igen változatos volt (50-100 %).

A vizsgált erdőrészetek domináns fafaja a *Quercus petraea* agg. A lombkoronaszint jellemző elegyfajai mintaterületenként eltérő arányban a fenyőfélék (*Pinus sylvestris*, *Larix decidua*, *Picea abies*), illetve szálanként (néhány helyen kissé magasabb arányban) előfordult *Fagus*

*sylvatica*, *Quercus robur*, *Quercus rubra*, *Carpinus betulus*, *Betula pendula*, *Cerasus avium*, *Castanea sativa*, *Tilia cordata*, *Acer campestre* és *Populus tremula*. A vizsgált erdőállományok fontosabb jellemzőit az **4.1. táblázat** tartalmazza. A mintaterületek jellemzésében a vizsgálat kezdetén (2011) aktuális adatok szerepelnek.



**4.1. ábra:** A vizsgált erdőállományok elhelyezkedése a Soproni-hegyvidéken.



4.1. táblázat: A vizsgált erdőállományok fontosabb jellemzői az aktuális erdészeti üzemterv alapján

Korosztály	Mintaterület kód	Erdő-részlet	Kor (év)	Terület (ha)	Fekvés	Tszfm (m)	KTT (%)	Egyéb fafajok	Cserjefajok
1.	1A	79A	115	3,4	K	300	90	VF(10%), CSNY, KH, SZG, LF	
	1B	99G	109	6,2	K	400	100	B, GY, EF, VF, FF,	SZE, VR, GY, MO, KH, EGG, HUSO
	1C	125D	106	6,8	Ny	500	85	FF(10%), EF(5%), B, GY, MJ, CSNY, SZG, KST, KH	
2.	2A	114A	81	2,4	Változó	300	82	B(5%), GY(13%), KH, EF, VF	
	2B	107F	84	4	K	500	87	GY(10%), EF(2%), JF(1%), KH, B, FF	SZE, GY
	2C	90C	82	6,6	K	400	84	GY(13%), EF(3%), KH, NH, NYI, RNY, EF, B, VF, CS, SZG, LF	MO, GY
3.	3A	130D	66	2,3	K	500	95	LF(3%), VF(2%), B, CSNY, CS, SZG, VT	
	3B	110J	66	5,2	Változó	400	86	GY(14%), B, NYI, KH, SZG, RNY, FF	
	3C	113F	66	5,4	Változó	400	94	EF(6%), B, SZG, NYI, KH, GY, LF, VF, FF	
4.	4A	134B	49	5	Ny	400	78	B(17%), VF(5%), GY, KH, NYI, LF, EF, SZG	
	4B	100A	45	5,1	K	400	92	VF(4%), LF(4%), SZG, CSNY, GY, NYI, LF, VT, MK, MÉ, B	SZE, GY, MJ
	4C	114E	51	3,8	Ny	500	96	VF(4%), SZG, EF, LF, ZDF	
5.	5A	103G	11	4,2	Ny	500	72	EF(20%), GY(4%), NYI(4%), JF	SZE, GY
	5B	88F	15	2,1	Változó	400	74	KST(10%), CSNY(8%), VF(8%)	
	5C	85P	16	4,2	É	400	59	EF(13%), SZG(12%), MBE(16%), GY	

Jelmagyarázat: VF – Vörösfenyő; FF – Feketefenyő; EF – Erdei fenyő; JF – Jegenyefenyő; LF – Lucfenyő; B – Bükk; KST – Kocsányos tölgy; KTT – Kocsánytalan tölgy; CSNY – Madárcseresznye; KH – Kislevelű hárs; NH – Nagylevelű hárs; SZG – Szelidgesztenye; GY – Gyertyán; MJ – Mezei juhar; NYI – Bibircses nyír; RNY – Rezgönyár; MK – Magas kőris; MÉ – Mézgas éger; ZDF – Zöld duglaszfenyő; MBE – Madárberkenye.

## 4.2 Vizsgálati módszertan

### 4.2.1 Éjszakai lepkék vizsgálata

#### *Mintavételi módszer*

Az éjszakai lepkék megfigyelésének számos módja ismert, melyek hatékonysága eltérő lehet egyes lepkecsoportok tekintetében. A kutatás a mesterséges fény felé vonzó (pozitív fototaxisú) éjszakai lepkékre terjedt ki. Mintavételt hordozható fénycsapdákkal (továbbiakban fénycsapda) végeztem, melyek elterjedt eszközei az éjszakai rovarok megfigyelésének (SUMMERVILLE & CRIST 2003). Mintaterületenként 2 fénycsapdát használtam (összesen 60 minta/mintaterület), melyek 3 W-os UV LED fényforrással (max. hullámhossz: 400-410 nm) és 4,5 V-os akkumulátorral üzemeltek. A megfigyelések szerint a rovarok eltérő intenzitással vonzódnak a különböző mesterséges fényforrásokhoz (NOWINSZKY & EKK 1996, PUSKÁS & NOWINSZKY 2011, PINTÉRNÉ NAGY 2013), melynek egyik oka az adott fényforrás hullámhossza. Ismereteink alapján az éjszakai lepkék intenzívebben reagálnak a rövid hullámhosszú fényre (ultra viola), mint a hosszabb hullámhossz tartományra (NOWINSZKY et al. 2003a, NATION 2008). Ezért lehetséges, hogy az UV fényű csapdák a legelterjedtebb eszközei az éjszakai lepkéközösségek megfigyelésének (SUMMERVILLE & CRIST 2003). Az eltérő teljesítményű (de azonos spektrális összetételű) mesterséges fényforrások különböző távolságból vonzzák a lepkéket. Ezt a távolságot nehéz pontosan megállapítani, a fény terjedését és a fénycsapda határfokát számos környezeti tényező befolyásolja (NOWINSZKY et al. 2003a, NOWINSZKY 2007), illetve egyes lepkefajok eltérő intenzitással reagálnak a mesterséges fényre. Tapasztalatok szerint 15 W-os UV fényforrásra 20 méteres távolság után már csak kis arányban reagálnak az éjszakai lepkék (TRUXA & FIEDLER 2012b). Ezek alapján feltételezhető, hogy a vizsgálathoz használt 3 W-os UV fényforrás gyűjtési távolsága <20 m.

A vizsgálat 2011-2012-ben, március végétől november elejéig tartott, amely időszak néhány kora tavszai és késő őszi lepkefaj repülési idejét nem fedte le teljesen (pl.: *Alsophila aescularia* és *Operophtera brumata*). A fénycsapdák napnyugtától napkeltéig működtek. A mintavételi időpontok kijelölésekor figyelembe vettem a hazai éjszakai lepkefauna szezonálisitását, illetve kerültem a heves esőket. Évente 15 mintavételt végeztem, március végétől szeptember végéig megközelítőleg minden második héten, október és november hónapokban körülbelül 3 hét eltéréssel (összesen 30 mintavétel, **4.2 ábra**). A csapdákat a talajszintre helyeztem, mindig azonos helyre, minimum 40 m távolságra egymástól. Mivel a vizsgálati területet többnyire egybefüggően erdőtakaró borítja, nem zárható ki a mintaterületekkel szomszédos erdőrészekből származó lepkék jelenléte a gyűjtött mintákban. Ennek mérséklésére a fénycsapdákat a lehető legnagyobb távolságra helyeztem a vizsgált erdőrészlet határaitól. A mintaterületek és a csapdák magas száma miatt nem volt lehetséges minden erdőrészletet azonos napokon vizsgálni. Így egy mintavétel két egymást követő éjszakán történt. Azonos korosztályba tartozó erdőkben mindig egy időben működtek a fénycsapdák. Ennek megfelelően az 1., 3. és 4. korosztályokban a mintavétel első napján, míg a 2. és 5. korosztályokban a második napon történt mintagyűjtés.

Március							Április							Május							Június							
H	K	Sze	Cs	P	Szo	V	H	K	Sze	Cs	P	Szo	V	H	K	Sze	Cs	P	Szo	V	H	K	Sze	Cs	P	Szo	V	
	1	2	3	4	5	6					1	2	3							1			1	2	3	4	5	
7	8	9	10	11	12	13	4	5	6	7	8	9	10	2	3	4	5	6	7	8	6	7	8	9	10	11	12	
14	15	16	17	18	19	20	11	12	13	14	15	16	17	9	10	11	12	13	14	15	13	14	15	16	17	18	19	
21	22	23	24	25	26	27	18	19	20	21	22	23	24	16	17	18	19	20	21	22	20	21	22	23	24	25	26	
28	29	30	31	25	26	27	28	29	30	23	24	25	26	27	28	29	27	28	29	30								
														30	31													
Július							Augusztus							Szeptember							Október							
H	K	Sze	Cs	P	Szo	V	H	K	Sze	Cs	P	Szo	V	H	K	Sze	Cs	P	Szo	V	H	K	Sze	Cs	P	Szo	V	
				1	2	3	1	2	3	4	5	6	7			1	2	3	4						1	2		
4	5	6	7	8	9	10	8	9	10	11	12	13	14	5	6	7	8	9	10	11	3	4	5	6	7	8	9	
11	12	13	14	15	16	17	15	16	17	18	19	20	21	12	13	14	15	16	17	18	10	11	12	13	14	15	16	
18	19	20	21	22	23	24	22	23	24	25	26	27	28	19	20	21	22	23	24	25	17	18	19	20	21	22	23	
25	26	27	28	29	30	31	29	30	31	26	27	28	29	30	24	25	26	27	28	29	30	24	25	26	27	28	29	30
																					31							

2012

Március							Április							Május							Június							
H	K	Sze	Cs	P	Szo	V	H	K	Sze	Cs	P	Szo	V	H	K	Sze	Cs	P	Szo	V	H	K	Sze	Cs	P	Szo	V	
			1	2	3	4						1		1	2	3	4	5	6				1	2	3			
5	6	7	8	9	10	11	2	3	4	5	6	7	8	7	8	9	10	11	12	13	4	5	6	7	8	9	10	
12	13	14	15	16	17	18	9	10	11	12	13	14	15	14	15	16	17	18	19	20	11	12	13	14	15	16	17	
19	20	21	22	23	24	25	16	17	18	19	20	21	22	21	22	23	24	25	26	27	18	19	20	21	22	23	24	
26	27	28	29	30	31	23	24	25	26	27	28	29	28	29	30	31	25	26	27	28	29	30	25	26	27	28	29	30
							30																					
Július							Augusztus							Szeptember							Október							
H	K	Sze	Cs	P	Szo	V	H	K	Sze	Cs	P	Szo	V	H	K	Sze	Cs	P	Szo	V	H	K	Sze	Cs	P	Szo	V	
						1			1	2	3	4	5					1	2	3							1	
2	3	4	5	6	7	8	6	7	8	9	10	11	12	4	5	6	7	8	9	10	2	3	4	5	6	7	8	
9	10	11	12	13	14	15	7	8	9	10	11	12	13	11	12	13	14	15	16	17	9	10	11	12	13	14	15	
16	17	18	19	20	21	22	14	15	16	17	18	19	20	18	19	20	21	22	23	24	16	17	18	19	20	21	22	
23	24	25	26	27	28	29	21	22	23	24	25	26	27	25	26	27	28	29	30	23	24	25	26	27	28	29		
30	31	28	29	30	31															30	31							
November																												
H	K	Sze	Cs	P	Szo	V																						
			1	2	3	4	5																					
6	7	8	9	10	11	12																						
13	14	15	16	17	18	19																						
20	21	22	23	24	25	26																						
27	28	29	30																									

4.2. ábra: Fénycspadás mintavételi napok (szürkével kiemelve) a vizsgálati időszakban.

### *Lepkefajok határozása, rendszerezése*

A csapdák által gyűjtött lepkéket határozásig fagyasztóban tároltam, megelőzve ezzel a minták bepenészesedését és az elhalt szerves anyaggal táplálkozó rovarfajok (pl.: *Anthrenus museorum*) kártételét. Az éjszakai nagylepkék (*Macroheterocera*) határozását elsősorban külső makromorfológiai bélyegek alapján végeztem. Kivételt képeztek az *Eupithecia*- és *Mesapamea* fajok, illetve az erősen sérült szárnyú egyedek, melyeket az ivarszervek vizsgálata segítségével azonosítottam. A határozáshoz hazai és európai határozó könyveket használtam (VOJNITS 1980, MIRONOV 2003, RONKAY & RONKAY 2006, ZILLI et al. 2009, KÁDÁR et al. 2010, VARGA 2010). A nagylepkéket VARGA (2010) munkája alapján rendszereztem (**1. melléklet**).

A molylepkék (*Microheteroceta*) határozását SZABÓKY CSABA végezte, rendszerezésüket SZABÓKY et al. (2002) munkája alapján készítettem el (**1. melléklet**).

### *Ivarszerv vizsgálatok módszere*

A genitália vizsgálatokhoz a kérdéses egyedek kiszáradt potrohát használtam fel. A mintákat a vizsgálatot megelőző napon 10%-os kálium-hidroxid (KOH) oldatba áztattam egy éjszakára, kémcsőben. A vizsgálat napján a mintákat tartalmazó kémcsöveket 10 percre forró vízfürdőbe helyeztem. A vízfürdőről levett mintákat pár perc elteltével mikroszkóp alatt vizsgáltam.

## **4.2.2 Növényzeti vizsgálatok**

A mintaterületek növényzetének vizsgálatát hagyományos növényzeti felméréssel végeztük el, BRAUN-BLAQUET (1928) módszere alapján. A mintavételezések 2012-ben történtek, a tavaszi aspektus végén, amikor még regisztrálni lehetett a kora tavaszi növényeket, de már a nyári szezon fajai is jelen voltak az erdőkben. A vizsgálatot megelőzően, 2011-ben több mintaterületen teszteltük a módszertant, amely során megállapítottuk, hogy növényzet alapján 3 korosztályba sorolhatóak az erdőállományok. Ennek megfelelően a cönológiai vizsgálat során idős, középkorú és fiatal erdőkben történt mintavétel. Mindhárom korosztályból 3 mintaterületen végeztünk felméréseket, ezek a következők (a mintaterületek fontosabb jellemzőit a **4.1. táblázat** tartalmazza):

Idős erdőállományok: 1A, 1C, 2C mintaterületek. Középkorú erdőállományok: 3C, 4C, 4B mintaterületek. Fiatal erdőállományok: 5A, 5B, 5C mintaterületek.

A mintavételezés 20x20 méteres random kvadrátokban történt, erdőállományonként 1 mintavételi egység alkalmazásával. A felmérések során az edényes flórát vizsgáltuk, minden vegetációs szintben becsültük az előforduló növényfajok borításértékét (%). Azokat a növényfajokat, amelyek csak szálanként fordultak elő a kvadrátban, 0,01%-os borítási értékkel rögzítettük. Az egyes növényzeti szintek borítását (%) az előforduló növényfajok összesített borítása alapján számítottam. A mintavételek során az egyes vegetációs szinteket az alábbiak szerint értelmeztem:

**Faállomány:** azok a fás szárú növényfajok, melyek mellmagassági átmérője >5 cm.

**Cserjeszint:** azok a fás szárú növények, amelyek mellmagassági átmérője <5 cm, illetve magasságuk meghaladja az 50 centimétert.

**Gyepszint:** a lágyszárú növények, illetve azok a fás szárúak, amelyek magassága nem éri el az 50 centimétert.

Kivételt képeztek a fiatal korosztály erdőállományai, ahol a lombkoronaszintet alkotó faegyedek többségének mellmagassági átmérője nem érte el az 5 cm-t. Így ezekben a mintaterületekben a lombkoronaszintet alkotó fafajok jelentették a faállományt.

A növényeket KIRÁLY (2009) munkája alapján rendszereztem (**2. melléklet**).

### 4.3 Kiértékelési módszerek

A dolgozat alapfeltevésének teszteléséhez – miszerint az erdőállományok kora hatással van az éjszakai lepközösségekre – a korosztályonként átlagolt egyedszámok és fajszámok alapján végeztem a kiértékelést. Egyéb számításokat az egyes mintaterületekről származó fajszám és egyedszám adatok alapján végeztem.

A gyűjtött lepkéket három fő szempont alapján csoportosítottam, amely csoportokon külön-külön végeztem elemzéseket és összehasonlításokat:

- a) **Teljes megfigyelt lepközösségeken végzett kiértékelések:** ezzel a módszerrel nagy mennyiségű adatot dolgoztam fel, ami mind taxonómiai, mind ökológiai széles skálát fedett le.
- b) **Taxonómiai alapú csoportosítás:** több tanulmány ismert, amelyek csak néhány lepkecsaládot használnak fel az ökológiai összehasonlító vizsgálatokhoz (e.g. SCHMIDT 2003, BREHM & AXMACHER 2006, HILT et al. 2006, BECK & CHEY 2007, BREHM et al. 2007, AXMACHER et al. 2009). A lepkecsaládokon alapuló ökológiai vizsgálat akkor adhat reális eredményeket, ha a vizsgált család fajgazdagsága az adott faunaterületen megfelelően magas, mivel az egyes lepkefajok eltérően reagálhatnak a környezet változására (SUMMERVILLE et al. 2004). Jelen munkában két rendszertani kategóriára bontottam a lepkéket (annak érdekében, hogy megfelelően széles ökológiai skálát lefedjenek): *Macroheterocera*- és *Microheterocera* közösségek.
- c) **Ökológiai szempontú csoportosítás:** a tápnövényadatok alapján létrehozott csoportok: fafajokon (vagy azokon is) fejlődő lepkék, lombkoronaszint alatti növényzetben (vagy azon is) fejlődő lepkék, cserjeféléken (vagy azokon is) fejlődő lepkék és lágyszárú növényfajokon (vagy azokon is) fejlődő lepkék. Az egyes fajok tápnövényei Európa különböző részein eltérőek lehetnek, az adott környezeti feltételektől függően. Ezért a tápnövény adatok összegyűjtésekor előnyben részesítettem a Kárpát-medencére vonatkozó irodalmakat. Nagylepkék tekintetében a következő forrásmunkákat használtam: GOZMÁNY (1970), SZŐCS (1971), MÉSZÁROS (1972, 1974), SZŐCS (1977), HERCZIG et al. (1980), MÉSZÁROS (1980), VOJNITS (1980), CSÓKA (1991), VOJNITS et al. (1991), HAUSMANN (2001), MIRONOV (2003), HAUSMANN (2004), RONKAY & RONKAY (2006), MOLNÁR (2007), FIBIGER et al. (2009), PATOČKA & KULFAN (2009), RONKAY & RONKAY (2009), FIBIGER et al. (2010), HAUSMANN & VIIDALEP (2012), MÉSZÁROS & SZABÓKY (2012). A molylepkék esetében kevesebb hazai irodalommal rendelkezünk, a tápnövény-adatokhoz a következő forrásmunkákat használtam: GOZMÁNY (1963), SZŐCS (1971), MÉSZÁROS (1972, 1974), SZŐCS (1977), HERCZIG et al. (1980), MÉSZÁROS (1980), CSÓKA (2003), MÉSZÁROS & SZABÓKY (2005), PATOČKA & KULFAN (2009), SZABÓKY & CSÓKA (2010). Számos polifág lepkefaj esetében előfordul, hogy több vegetációs szint növényfajain is fejlődhetnek. Mivel a

vizsgálat során csak imágókat gyűjtöttem, nem állt módomban megállapítani a tápnövényt, amin az adott egyed kifejlődött. A kiértékelés során az ilyen lepkefajok adatait minden olyan ökológiai csoportba felhasználtam, amelybe beleillett (pl.: *Colocasia coryli* cserejféleken és fafajokon is fejlődhet).

Emellett meghatároztam az egyes korosztályokat (vagy vegetációs szinteket) jellemző legabundánsabb lepkefajok körét, amely csoporton szintén végeztem összehasonlító vizsgálatokat.

A dolgozatban használt kiértékelési módszereket és összehasonlító elemzéseket a következő alfejezetekben található definíciók és képletek alapján értelmeztem.

#### 4.3.1 Közösségi és ökológiai jellemzők

A mintavételek számának megfelelőségét a megfigyelt fajszám növekedési ütemével jellemezhetjük, melyet a **fajakkumulációs görbék** (sample rarefaction) szemléltetnek és a következő módon számolható (COLWELL et al. 2004):

$$\tilde{r}(h) = S_{obs} - \sum_{j=1}^H \alpha_{jh} S_j$$

ahol H: teljes mintaszám  
 h: minta sorszáma  
 $S_{obs}$ : a megfigyelt fajok száma  
 $S_j$ : a j-edik mintában megfigyelt fajszám  
 $\alpha_{jh}$ : kombinációs együttható

$$\alpha_{jh} = \frac{(H-h)!(H-j)!}{(H-h-j)!H!}$$

$j + h \leq H$   
 $j + h > H$

A fajszám várható növekedési ütemét a mintaszám növelése mellett, a **Michaelis-Menten extrapolációs modell** segítségével határozhatjuk meg (COLWELL & CODDINGTON 1994), amelyet a mintaszám elméleti növelésének teszteléséhez használtam:

$$y = \frac{ax}{b+x}$$

ahol y: függő változó  
 x: független változó  
 a és b: konstans paraméter értékek

Az algoritmus az *Eadie-Hofstee transzformációt* alkalmazza, a legnagyobb valószínűség becslés (maximum likelihood estimator) használatával (RAAIJMAKERS 1987, COLWELL & CODDINGTON 1994). Továbbá a *Levenberg-Marquardt optimalizációt* alkalmazza, amely a nemlineális, legkisebb négyzetek eltéréseinek minimalizációja eljárásán alapszik (LEVENBERG 1944, KELLY 1999).

**Fajgazdagság és abundancia viszonyok:** A fajszámokat (S) és egyedszámokat (N) mintaterületenként és mintavételenként ábrázoltam. Az erdőkorosztályokat a korosztályonként átlagolt fajszámok ( $S_{\text{átl}}$ ) és egyedszámok ( $N_{\text{átl}}$ ) jellemzik.

**Dominancia viszonyok:** A kiértékelések során meghatároztam a megfigyelt imágók **dominanciaértékét** (D%), az adott faj egyedszáma és az összegyedszám hányadosából. Azokat a fajokat tekintetem dominánsnak, amelyek dominanciaértéke  $\geq 1\%$ . A  $D\% \geq 1\%$  lepkefajokat az adott erdőkorosztályt, vagy mintaterületet jellemző lepkefajaként értelmeztem, a dolgozatban **abundáns**, vagy **jellemző fajok** elnevezéssel tárgyaltam.

A dominancia viszonyok kifejezésére használható további karakterisztika a **közösségi dominancia-index** (KDI), amely használatával az egyes erdőkorosztályokat jellemeztem. A módszer megmutatja, hogy a dominancia-sorrend első két fajának dominanciaösszege, hány %-a az összdominanciának (KREBS 1978), a következő módon számítható:

$$KDI = \frac{y_1 + y_2}{y} 100$$

ahol  $y_1$  és  $y_2$ : a két leggyakoribb faj egyedszáma  
 $y$ : összabundancia

A fajgazdagság egyik ábrázolási módja a **rang-abundancia** diagram (MAGURRAN 2004), amely segítségével az alacsony és magas abundanciával rendelkező fajok arányát vizsgáltam. Az illeszkedésvizsgálat logaritmikus modell segítségével történt (KREBS 1989), amely algoritmus a következő:

$$S_n = \frac{\alpha x^n}{n}$$

**Diverzitás indexek ( $\alpha$  diverzitás):** A biodiverzitás definíciójának számos megfogalmazása ismert, melyek többsége 3 szintet különböztet meg. HARPER & HAWKSWORTH (1994) nyomán ezek a genetikai-, faj- és ökológiai diverzitás. Jelen munkában tárgyalt diverzitások a fajdiverzitás szintjén értelmezendők. Mivel a diverzitási indexeknek számos fajtájuk létezik, a dolgozatban csak a két leggyakrabban alkalmazott entrópiát használtam.

**Shannon-Weaver féle diverzitás** (SHANNON & WEAVER 1949):

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad \text{ahol } p_i = \frac{n_i}{n} \quad \text{és} \quad \sum_{i=1}^s p_i = 1$$

ahol  $H'$ : diverzitás értéke  
 $S$ : összes faj száma  
 $p_i$ : az  $i$ -edik faj relatív gyakorisága  
 $n$ : összes egyedszám  
 $n_i$ : az  $i$ -edik faj relatív egyedszáma

**Simpson index** (SIMPSON 1949):

$$D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

**Kiegyenlítettség:** A számított diverzitási indexek értékét a fajszám és az egyedszám mellett befolyásolja a vizsgált közösség fajainak eloszlása is. A mintákban előforduló lepközösségek eloszlásának egyenletességét PIELOU (1966) módszerével vizsgáltam:

$$J = \frac{H'}{\ln S}$$

ahol  $J$ : egyenletesség  
 $H'$ : Shannon-Weaver diverzitás  
 $S$ : fajszám

**FHD-index** (*Foliage Height Diversity* – „lombozat-magasság-diverzitás” index) (MACARTHUR & MACARTHUR 1961): a vegetáció-struktúra jellemzésére használható mutatószám, amely a Shannon-formula (SHANNON & WEAVER 1949) adaptációja. A módszer az egyes vegetációs szintek borítás értékeit használja a diverzitás index meghatározásához.

#### 4.3.2 Összehasonlító vizsgálatok

**Egyedszám viszonyok:** A megfigyelt lepkék egyedszámát mintaterületenként, erdőkorosztályonként és mintavételi évenként hasonlítottam össze. Az adatsorok normáeloszlásának vizsgálata után a páros tesztekhez **t-próbát** használtam. Kettőnél több adatsor összehasonlításához **egyváltozós varianciaanalízist** (one-way ANOVA) alkalmaztam, melyek páros tesztjeit (post-hoc) **Tukey HSD-teszt**tel (Honestly Significant Difference) végeztem el,  $p < 0,05$  szignifikancia szint mellett.

**Diverzitás összehasonlítások:** A diverzitások összehasonlítása **Rényi-féle diverzitás-rendezéssel** történt (TOTHMÉRÉSZ 1997). A módszer egyparaméteres diverzitás függvénycsalád grafikus ábrázolásán alapszik (diverzitás profil), melynek van egy  $\alpha$  skálaparamétere. A függvény érzékenysége az  $\alpha$  skálaparamétertől függ (RÉNYI 1961; PATIL & TAILLIE 1979):



$$\exp(H_\alpha) = \exp\left(\frac{1}{1-\alpha} \ln \sum_{i=1}^s p_i^\alpha\right)$$

ahol  $p_i$ : az  $i$ -edik faj relatív gyakorisága  
 $\alpha$ : skálaparaméter

Egy közösség akkor diverzebb a másiknál, ha a profilja a másiké fölött fut. Abban az esetben, ha a diverzitás profilok metszik egymást, az összehasonlított közösségek diverzitás szempontjából nem rangsorolhatók egyértelműen (TÓTHMÉRÉSZ 1995). Amennyiben az  $\alpha=0$ , az összes megfigyelt faj számát mutatja a profil. Az  $\alpha \rightarrow 1$  a Shannon-diverzitás értékével egyezik meg ( $\alpha=1$  esetén a Rényi féle diverzitás nem értelmezhető), míg  $\alpha=2$  esetén a domináns fajokra érzékenyebb diverzitásnak felel meg (akárcsak a Simpson diverzitás) (TÓTHMÉRÉSZ 1997).

**Fajazonossági vizsgálatok ( $\beta$  diverzitás):** Két lepközösség azonos fajainak arányát a bináris adatokon alapuló **Jaccard-féle fajazonossági index** segítségével állapítottam meg (RAUP & CRICK 1979):

$$d_{jk} = \frac{M}{N + M}$$

ahol  $M$ : a közös fajok száma  
 $N$ : csak az egyik közösségben előforduló fajok száma

További vizsgálatokhoz a **Bray-Curtis hasonlósági indexet** használtam, amely a jelenlét/hiány adatok mellett a fajok abundancia viszonyait is figyelembe veszi (HENDERSON 2003). A PAST program a következő formulát használja:

$$d_{jk} = 1 - \frac{\sum_i |x_{ji} - x_{ki}|}{\sum_i (x_{ji} + x_{ki})}$$

ahol  $x_{ji}$ : az  $i$ -edik faj egyedszáma a  $j$ -edik közösségben  
 $x_{ki}$ : az  $i$ -edik faj egyedszáma a  $k$ -edik közösségben

Az egyenlet algebrailag azonos az eredeti *Bray-Curtis formulával* (BRAY & CURTIS 1957, HAMMER 2012).

**Klaszteranalízis:** Az egyes erdőkorosztályokban megfigyelt lepkék egyedszámának és fajszámának összehasonlítását (*Jaccard*, *Bray-Curtis*) hierarchikus osztályozással csoportosítottam és ábrázoltam. A dendrogramok készítésekor az ökológiában gyakran használt

UPGMA (unweighted pair-group average – távolságokat optimalizáló csoportátlag) eljárást alkalmaztam (HAMMER 2012).

#### **4.3.4 Környezeti változók hatásának elemzése**

**Főkomponens analízis (PCA):** Nagyobb számú változó redukálásához használt többváltozós statisztikai eljárás, amely lineáris transzformálás után kisebb számú egymástól független (új) változót (főkomponenst) állít elő (DAVIS 1986, HARPER 1999).

**Korreláció vizsgálat:** Az előállított főkomponensek és a megfigyelt lepközösségek közötti kapcsolatot parametrikus korrelációval vizsgáltam (*Pearson r*), az algoritmus PRESS et al. (1992) munkáját követi. A számított értékek megmutatják a vizsgált változók közötti korreláció irányát és erősségét, melyet ZOU et al. (2003) munkája alapján a következő módon értelmeztem:  $-1$ =Tökéletesen negatív;  $-0.8 \geq$ Erősen negatív;  $-0.5 \geq$ Mérsékelten negatív;  $-0.2 \geq$ Gyengén negatív;  $0$ =Nincs kapcsolat;  $+0.2 \leq$ Gyengén pozitív;  $+0.5 \leq$ Mérsékelten pozitív;  $+0.8 \leq$ Erősen pozitív;  $+1$ =Tökéletesen pozitív. A regressziós paraméterek közül a közönséges legkisebb négyzetek (ordinary least squared – OLS) algoritmussal meghatároztam a változók közötti relatív kapcsolatot ábrázoló egyenes ( $y=ax+b$ ) meredekségét (slope).

## 5 EREDMÉNYEK

### 5.1 Faunisztikai eredmények

A kétéves vizsgálat során összesen 926 éjszakai lepkefaj 71595 egyedét figyeltem meg. A nagylepkek (*Macroheterocera*) és molylepkek (*Microheterocera*) fajsza ma és egyedszáma jelentős eltérést mutatott, a mintaátlagok szignifikánsan különböztek (t-próba:  $t=3,124$   $p=0,002$ ). Nagylepkek közül 507 faj 55771 egyedét, míg molylepkékből 419 faj 15824 példányát detektáltam. A lepkefajok jegyzékét az **1. melléklet** tartalmazza. A nagylepkek rendszerezése VARGA (2010) munkáját követi. A vizsgálat során több olyan nagylepke faj figyeltem meg, melyeket a korábbi faunisztikai munkák nem jeleztek Sopron környékéről (**5.1. táblázat, 3. melléklet**).

**5.1. táblázat:** Sopron környékéről korábban publikálatlan nagylepke fajok és előfordulásuk a mintaterületeken.

Faj	Mintaterület
<i>Jodis putata</i> (Linnaeus, 1758)	3C
<i>Idaea inquinata</i> (Scopoli, 1763)	1B, 5B
<i>Cyclophora pendularia</i> (Clerck, 1759)	1B
<i>Eulithis populata</i> (Linnaeus, 1758)	1A, 5A, 5B, 5C
<i>Nudaria mundana</i> (Linnaeus, 1761)	2B
<i>Catocala nymphagoga</i> (Esper, 1787)	1A
<i>Catocala promissa</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	5C kivételével mindenhol
<i>Catocala sponsa</i> (Linnaeus, 1767)	1C, 2B, 2C, 3C, 4B, 5C
<i>Diachrysia stenochrysis</i> (Warren, 1913)	2A, 4B
<i>Callopietria juvenina</i> (Stoll, 1782)	2A, 3A, 3B, 4A
<i>Auchmis detersa</i> (Esper, 1787)	4A, 5A, 5B
<i>Hada plebeja</i> (Linnaeus, 1761)	2A, 2C, 5B
<i>Dichagyris (Albocosta) flammatra</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	3C

A molylepkék rendszertani jegyzéke még napjainkban is viszonylag gyorsan változik (PASTORÁLIS 2007, 2010, 2011, 2012), ezért a rendszertani besorolásukat SZABÓKY et al. (2002) munkája alapján végeztem. A vizsgálat során előkerültek olyan fajok, melyek nem szerepeltek az alkalmazott taxonómiai listában, mivel a hazai faunában csak később jelentek meg. Ilyen fajok voltak a *Phyllonorycter issikii* (SZABÓKY & CSÓKA 2003), az *Agonopteryx hypericella* (SZABÓKY & BUSCHMANN 2010), a *Cydalima perspectalis* (SÁFIÁN & HORVÁTH 2011), és a *Caloptilia azaleella* (SZABÓKY 2012). Ezen fajok PASTORÁLIS (2012) munkája alapján szerepelnek a taxonómiai listában.

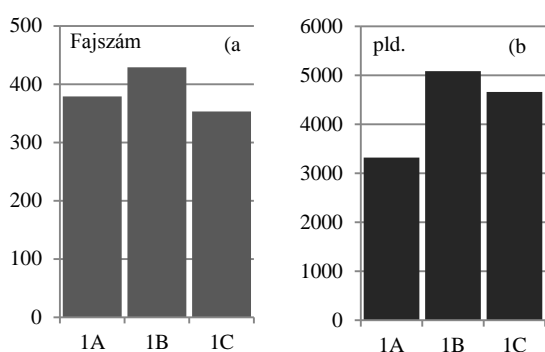
## 5.2 Lepkeközösségek jellemző paraméterei a vizsgált erdőkorosztályokban

### 5.2.1 1. korosztály (106-115 év)

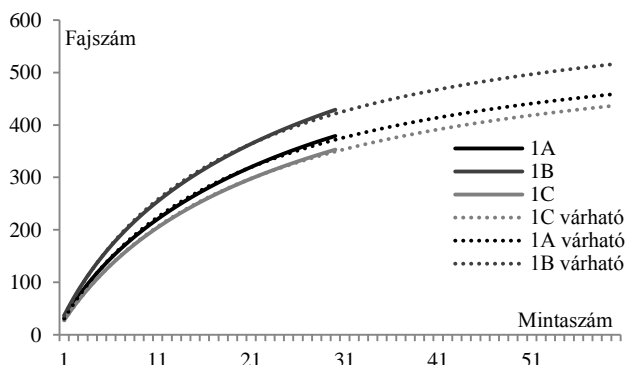
#### Faj- és egyedszám viszonyok

Az átlagos fajszám ( $\pm$ SE) 387 ( $\pm$ 28), míg az átlagos egyedszám ( $\pm$ SE) 4356,33 ( $\pm$ 690,22) volt. Legmagasabb fajszámot és egyedszámot az 1B mintaterületen tapasztaltam (**5.1. ábra**). Bár az 1A és 1B mintaterületeken megfigyelt egyedszámok között viszonylag jelentős eltérés látható, a varianciaanalízis nem mutatott szignifikáns különbséget (ANOVA:  $F=0,168$ ;  $p=0,845$ ).

A fajszámnövekedés a vizsgálat elején gyors volt, majd lassabb, de egyenletes ütemben folytatódott. A fajakkumulációs vizsgálat alapján (sample rarefaction) a fajszámnövekedés mindhárom erdőrészletben a 27. mintavételnél érték el a 95 %-ot (**5.2. ábra**). Az adatok extrapolálása megmutatja a mintaszám megduplázása után várható fajszámot. Az értékelés alapján a következő fajszám növekedés várható el 60 minta gyűjtése esetén: 1A – 18%-os; 1B – 17%-os; 1C – 19%-os növekedés (**5.2. ábra**).

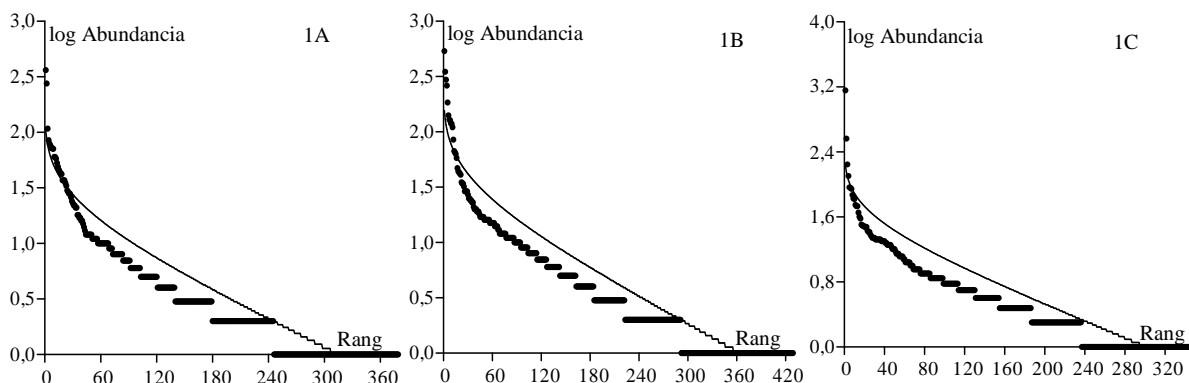


**5.1. ábra:** Az 1. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék fajszám (a) és egyedszám (b) viszonyai.



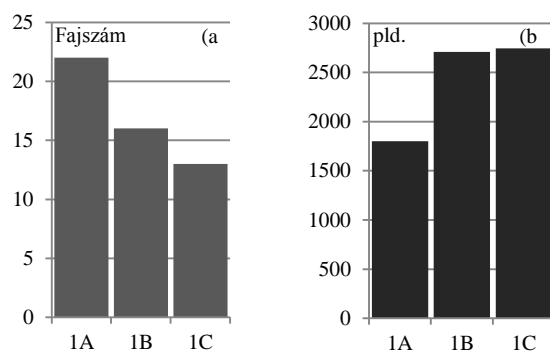
**5.2. ábra:** Az 1. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék fajtelítődési görbéje (sample rarefaction) és a fajszám növekedés várható üteme (Michealis-Menten).

Mindhárom mintaterületen magas számban kerültek elő olyan fajok, amelyeknek csak néhány egyedét figyeltem meg. Emellett jellemzőek voltak magas dominanciával rendelkező fajok is (**5.3. ábra**). A közösségi dominancia-index (KDI) eredményei: 1A – 19,21%; 1B – 17,42%; 1C – 38,62%.

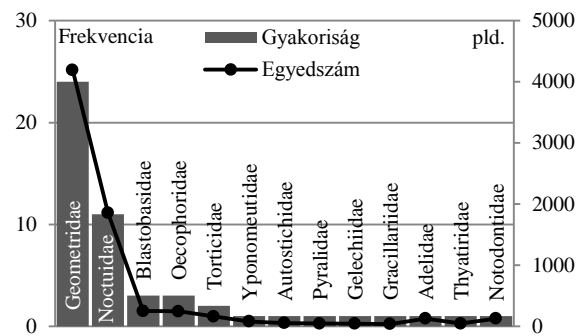


**5.3. ábra:** Az 1. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék rang-abundancia diagramjai.

Az 1. korosztályt összesen 28 abundáns lepkefaj jellemezte. Legtöbb jellemző fajt az 1A mintaterületen detektáltam, ezt követték az 1B és 1C területek (5.4/a. ábra). Az egyedszámok a fajszámokkal ellentétesen alakultak. Az abundáns fajok esetében legtöbb egyed az 1C mintaterületet jellemezte, ezt követték az 1B és 1A területek (5.4/b. ábra). A mintaterületeket jellemző fajok átlagos dominanciaértéke ( $\pm$ SE): 55,48% ( $\pm$ 2,28%). Legnagyobb gyakorisággal a *Geometridae* családból kerültek elő lepkefajok, ezt követte a *Noctuidae* család, jelentős különbséggel. A kumulált egyedszámok szintén az araszoló lepkék esetében voltak a legmagasabbak (5.5. ábra). A varianciaanalízis az abundáns fajok alapján sem mutatott szignifikáns különbséget a mintaterületek között (ANOVA:  $F=1,757$ ;  $p=0,183$ ).



5.4. ábra: Az 1. korosztályban megfigyelt gyakori lepkék fajszám (a) és egyedszám (b) viszonyai.



5.5. ábra: Az 1. korosztályban megfigyelt lepkescsaládok gyakorisága és egyedszám viszonya.

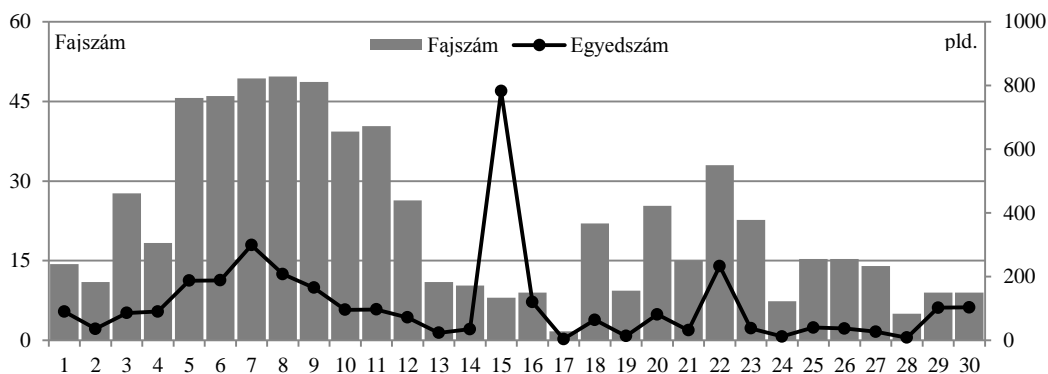
Legmagasabb dominanciaértékkel a tömegszaporodásra hajlamos *Epirrita dilutata* araszolólepké rendelkezett. Emellett szintén magas volt a *Paracolax tristalis* és *Colotis pennaria* fajok egyedszáma (5.2. táblázat).

5.2. táblázat: Az 1. korosztály mintaterületein megfigyelt 10 legabundánsabb lepkefaj, az átlagos egyedszámokon alapuló dominancia-érték alapján.

Faj	N <sub>átl</sub>	D%	Család
<i>Epirrita dilutata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	666,33	19,81	Geometridae
<i>Paracolax tristalis</i> (Fabricius, 1794)	267,67	7,96	Noctuidae
<i>Colotois pennaria</i> (Linnaeus, 1761)	240,67	7,15	Geometridae
<i>Orthosia (Microorthosia) cruda</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	156	4,64	Noctuidae
<i>Hypomecis punctinalis</i> (Scopoli, 1763)	124,33	3,70	Geometridae
<i>Zanclognatha lunalis</i> (Scopoli, 1763)	115	3,42	Noctuidae
<i>Campaea margaritata</i> (Linnaeus, 1767)	80,33	2,39	Blastobasidae
<i>Idaea deversaria</i> (Herrich-Schäffer, 1847)	72	2,14	Oecophoridae
<i>Ectropis crepuscularia</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	70,67	2,10	Geometridae
<i>Colocasia coryli</i> (Linnaeus, 1758)	62,33	1,85	Geometridae

### Szezonális viszonyok

A nyári hónapok (6.–11. és 21.–26. mintavételek) jól láthatóan fajgazdagabbak voltak és nagyobb számú lepke került a csapdákbba, mint a tavaszi és őszi időszakban (5.6. ábra). A késő őszi mintavételt (október vége) az alacsony fajszám mellett magas egyedszám jellemezte, különösen a 15. mintavétel során. A magas egyedszámot két araszoló lepkefaj tömeges megjelenése okozta: *Epirrita dilutata* ( $N_{\text{átl}}=631$ ) és *Colotis pennaria* ( $N_{\text{átl}}=141$ ).



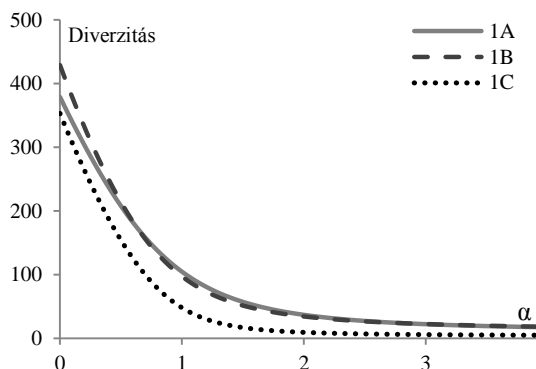
5.6. ábra: Az egyes mintavételek során megfigyelt lepkék átlagos faj- és egyedszám viszonyai az 1. korosztályban.

### $\alpha$ diverzitás

A számított diverzitás értékek (Shannon, Simpson és Pielou index) az 1A mintaterületen voltak a legmagasabbak. Ezt követték az 1B, majd 1C területek (5.3. táblázat). A diverzitás rendezés eredményei alapján az 1C mintaterület diverzitása alacsonyabb volt, míg az 1A és 1B területek egymáshoz képest nem voltak rangsorolhatóak egyértelműen (5.7. ábra).

5.3. táblázat: Az 1. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék diverzitási indexei.

	1A	1B	1C
Shannon index	4,651	4,578	3,873
Simpson index	0,973	0,971	0,894
Egyenletesség	0,783	0,755	0,660



5.7. ábra: Az 1. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék diverzitás profiljai.

## $\beta$ diverzitás

A fajazonossági vizsgálatok alapján a legnagyobb hasonlóság az 1B-1C mintaterületeket jellemezte, míg az 1A-1C mintaterületek különböztek a leginkább (**5.4. táblázat**).

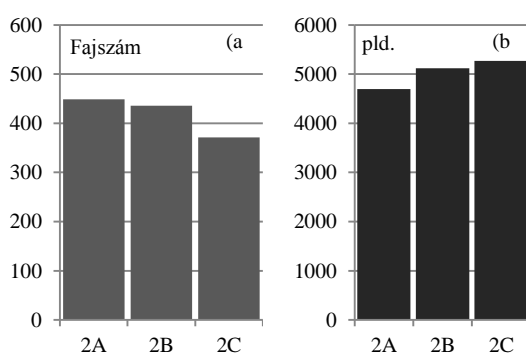
**5.4. táblázat:** Az egyes mintaterületek Jaccard és Bray-Curtis fajazonossági értékei az 1. korosztályban.

Jaccard	1B	1C	Bray-Curtis	1B	1C
1A	0,50	0,46	1A	0,48	0,37
1B		0,52	1B		0,58

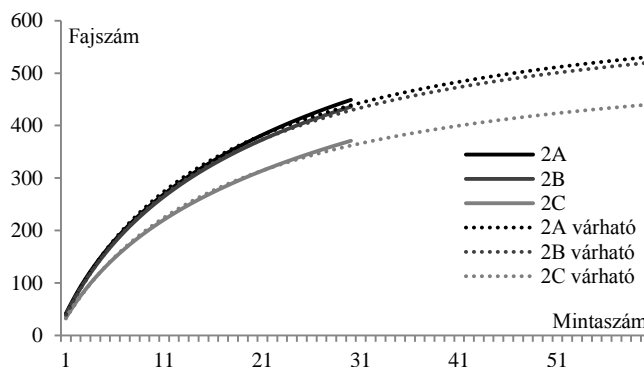
### 5.2.2 2. korosztály (82-87 év)

#### Faj- és egyedszám viszonyok

Az átlagos fajszám a vizsgált korosztályok közül a második legmagasabb ( $S_{\text{át}} \pm SE = 419 \pm 31,8$ ), míg az átlagos egyedszám ( $\pm SE$ ) 5027 ( $\pm 222$ ) volt. Legmagasabb fajszámot a 2C mintaterületen figyeltem meg, ezt követték a 2B és 2C területek (**5.8/a. ábra**). Az egyedszámok a fajszámokkal ellentétesen alakultak. Legmagasabb számú lepkét a 2C mintaterületen detektáltam (**5.8/b. ábra**). A mintaterületek közötti varianciában nem találtam szignifikáns különbséget (ANOVA:  $F=0,126$ ;  $p=0,881$ ). A fajakkumulációs vizsgálat alapján a fajszámnövekedés mindhárom erdőrészletben a 27. mintavételnél érték el a 95 %-ot (**5.9. ábra**). A mintaszám megduplázása esetén (60 minta) a következő fajszámnövekedés várható az adatok extrapolálása alapján: 2A – 15%-os; 2B – 16%-os; 2C – 16%-os (**5.9. ábra**).

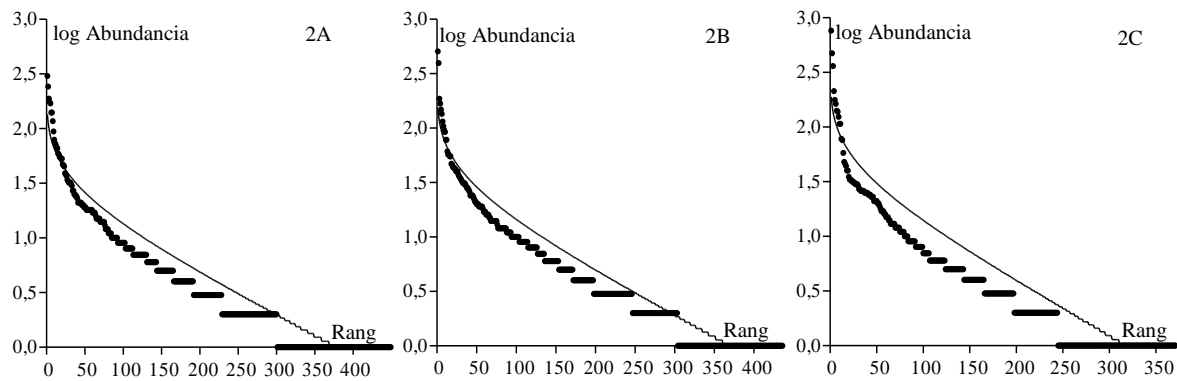


**5.8. ábra:** A 2. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék faj (a) és egyedszám (b) viszonyai.



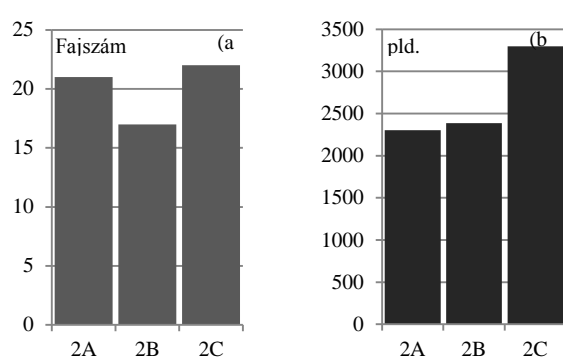
**5.9. ábra:** A 2. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék fajtelítődési görbéje (sample rarefaction) és a fajszám növekedés várható üteme (Michealis-Menten).

A domináns és ritka fajok aránya mindhárom mintaterületen hasonló volt, a fajok többségét csak alacsony egyedszámban figyeltem meg (**5.10. ábra**). A közösségi dominancia-index értéke a 2C mintaterületen volt a legmagasabb (KDI: 23,42%), ezt követték a 2B (KDI: 17,62%) és 2A (KDI: 11,61%) területek.

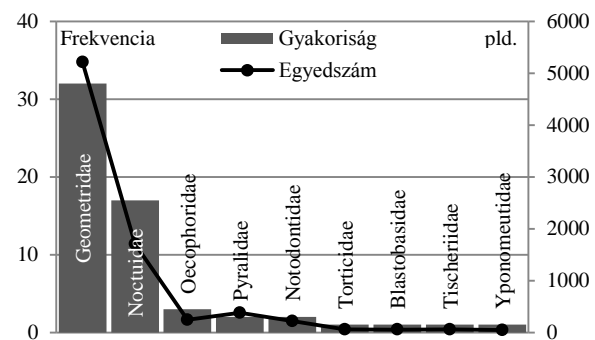


5.10. ábra: A 2. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék rang-abundancia diagramjai.

A 2. korosztályban összesen 33 lepkefaj esetében állapítottam meg 1% feletti dominanciaértéket (jellemző fajok). Az abundáns fajok legmagasabb faj- és egyedszáma a 2C mintaterületet jellemezte. Legalacsonyabb fajszámot a 2B, legkevesebb egyedet a 2A mintaterületen detektáltam (5.11. ábra). A jellemző fajok átlagos dominanciaértéke ( $\pm$ SE): 52,75% ( $\pm$ 6,53%). Legnagyobb gyakorisággal a *Geometridae* családból kerültek elő lepkefajok, ezt követte a *Noctuidae* család. A kumulált egyedszámok a lepkesaládok gyakoriságához hasonlóan alakultak (5.12. ábra). A varianciaanalízis nem mutatott szignifikáns különbséget a 2. korosztály mintaterületei között (ANOVA:  $F=0,530$ ;  $p=0,591$ ).



5.11. ábra: A 2. korosztályban megfigyelt gyakori lepkék fajszám (a) és egyedszám (b) viszonya.



5.12. ábra: A 2. korosztályban megfigyelt lepkesaládok gyakorisága és egyedszám viszonya.

Legabundánsabb lepkefajok a *Colotis pennaria* és *Epirrita dilutata* araszolólepkék voltak, melyek időnkénti tömeges megjelenése jól ismert jelenség a hazai erdőkben. Emellett jelentős volt még a *Hypomecis punctinalis* egyedszáma is (5.5. táblázat).

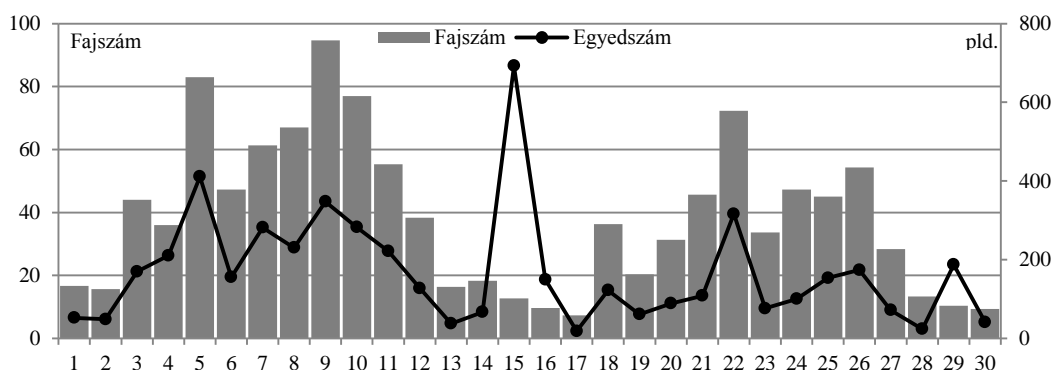


**5.5. táblázat:** A 2. korosztály mintaterületein megfigyelt 10 legabundánsabb lepkefaj, az átlagos egyedszámokon alapuló dominancia-érték alapján.

Faj	N <sub>át</sub>	D%	Család
<i>Colotois pennaria</i> (Linnaeus, 1761)	503	12,19	Geometridae
<i>Epirrita dilutata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	336,33	8,15	Geometridae
<i>Hypomecis punctinalis</i> (Scopoli, 1763)	226,33	5,49	Geometridae
<i>Colocasia coryli</i> (Linnaeus, 1758)	151,67	3,68	Noctuidae
<i>Paracolax tristalis</i> (Fabricius, 1794)	141	3,42	Noctuidae
<i>Orthosia (Microorthosia) cruda</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	140	3,39	Noctuidae
<i>Ectropis crepuscularia</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	136	3,30	Geometridae
<i>Campaea margaritata</i> (Linnaeus, 1767)	115,67	2,80	Geometridae
<i>Perizoma alchemillata</i> (Linnaeus, 1758)	99,67	2,42	Geometridae
<i>Ennomos quercinaria</i> (Hufnagel, 1767)	90,67	2,20	Geometridae

### Szezonális viszonyok

A vizsgálat során a nyári hónapok (6.–11. és 21.–26. mintavételek) voltak fajgazdagabbak, illetve ebben az időszakban a lepkék magasabb egyedszámát detektáltam (**5.13. ábra**). A 15. és a 29. mintavétel során kiugróan magas egyedszámot figyeltem meg (október vége), amit az 1. korosztályhoz hasonlóan az *Epirrita dilutata* (15. minta N<sub>át</sub>=234; 29. minta N<sub>át</sub>=99) és *Colotois pennaria* (15. minta N<sub>át</sub>=416; 29. minta N<sub>át</sub>=69) tömeges megjelenése okozott.



**5.13. ábra:** Az egyes mintavételek során megfigyelt lepkék átlagos faj- és egyedszám viszonyai a 2. korosztályban.

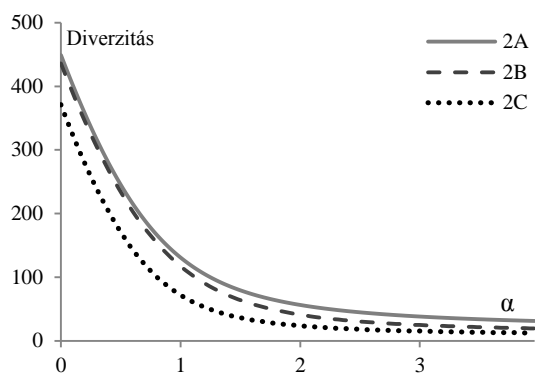
### $\alpha$ diverzitás

A Shannon és Simpson index, valamint a Pielou-féle egyenletesség értéke hasonlóan alakult mindhárom mintaterületen. A legmagasabb diverzitás értékekkel a 2A, míg legalacsonyabbal a 2C mintaterület rendelkezett (**5.6. táblázat**).

A diverzitás rendezés eredményei alátámasztják a számított diverzitási indexeket. A 2A mintaterület rendelkezik a legmagasabb lepkediverzitással, ezt követik a 2B és 2C területek (**5.14. ábra**).

**5.6. táblázat:** A 2. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék diverzitási indexei.

	2A	2B	2C
Shannon index	4,875	4,765	4,274
Simpson index	0,982	0,976	0,958
Egyenletesség	0,798	0,784	0,722

**5.14. ábra:** A 2. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék diverzitás profiljai.

### B diverzitás

A fajazonossági vizsgálatok csupán kis eltérést mutattak a Jaccard index esetében, amely alapján a 2A és 2B mintaterületek hasonlítanak leginkább egymáshoz. A tömegességi viszonyokat is figyelembe véve (Bray-Curtis index) viszont a 2B és 2C területek között találtam a legnagyobb hasonlóságot (**5.7. táblázat**).

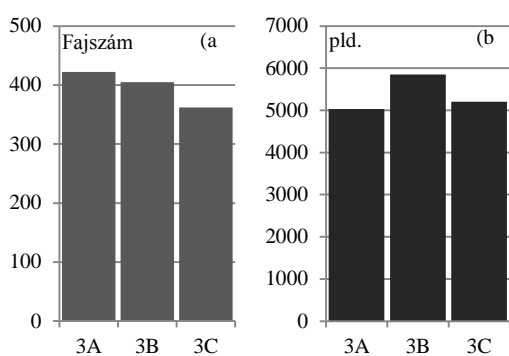
**5.7. táblázat:** Az egyes mintaterületek Jaccard és Bray-Curtis fajazonossági értékei a 2. korosztályban.

Jaccard	2B	2C	Bray-Curtis	2B	2C
2A	0,55	0,54	2A	0,61	0,58
2B		0,53	2B		0,66

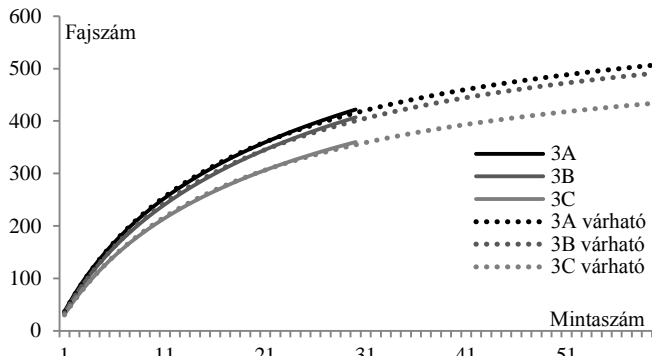
### 5.2.3 3. korosztály (66 év)

#### Faj- és egyedszám viszonyok

Átlagosan 396 ( $\pm 23$ ) lepkefaj és 5362 ( $\pm 326$ ) egyed jellemezte a 3. korosztályt. Legmagasabb fajszámot a 3A, legalacsonyabbat a 3C mintaterületen detektáltam (**5.15/a. ábra**). Legmagasabb egyedszámot a 3B területen figyeltem meg (**5.15/b. ábra**). A mintaterületek között nem találtam szignifikáns különbséget a variancia-vizsgálat során (ANOVA:  $F=0,189$ ;  $p=0,828$ ). A fajtelítődési vizsgálat alapján a fajszámnövekedés mindhárom mintaterületen a 27. mintagyűjtés során érte el a 95%-ot. A mintaszám megduplázása mellett az adatok extrapolálása alapján a fajszám az alábbi mértékben növekedett volna: 3A – 18%; 3B – 19%; 3C – 18% (**5.16. ábra**).

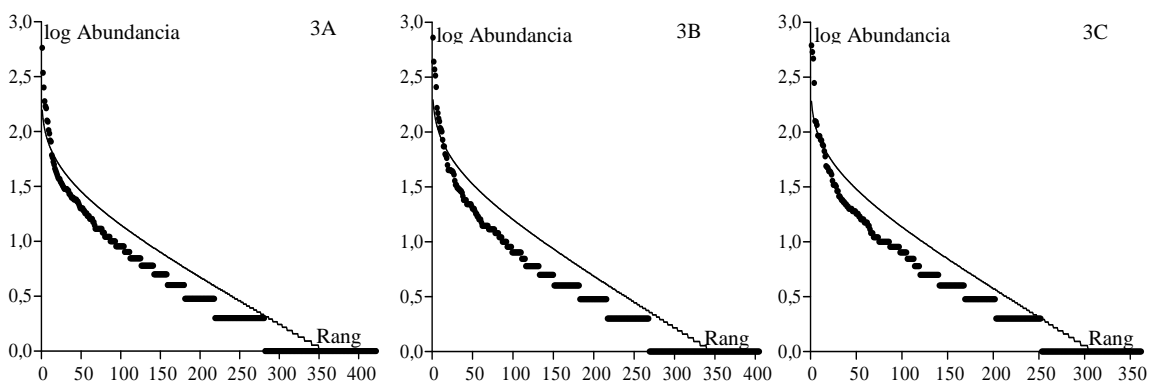


**5.7. ábra:** A 3. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék faj (a) és egyedszám (b) viszonyai.



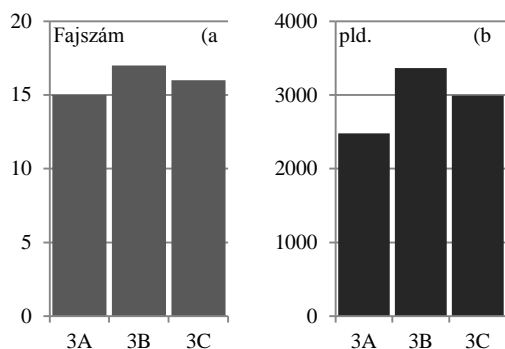
**5.8. ábra:** A 3. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék fajtelítődési görbéje (sample rarefaction) és a fajszám növekedés várható üteme (Michealis-Menten).

A domináns-ritka fajok aránya mindhárom mintaterületen hasonló volt (**5.17. ábra**). A közösségi dominancia-index eredményei is csak kis eltérést mutatnak, értéke a 3A mintaterületen a legalacsonyabb (KDI: 18,33%), ezt követik a 3B (KDI: 19,89%) és 3C (KDI: 22,14%) területek.

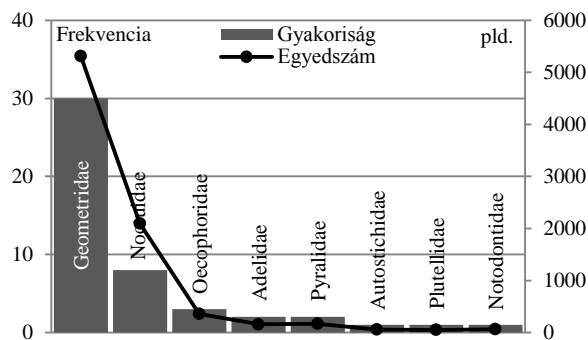


**5.17. ábra:** A 3. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék rang-abundancia diagramjai.

A 3. korosztályban összesen 25 abundáns lepkéfajt detektáltam a dominanciaarányok alapján. A jellemző lepkék faj- és egyedszáma egyaránt a 3B mintaterületen volt a legmagasabb, a 3A mintaterületen pedig a legalacsonyabb (**5.18. ábra**). A jellemző fajok átlagos dominanciaértéke ( $\pm$ SE): 54,76% ( $\pm$ 3,65%). Legnagyobb gyakorisággal a *Geometridae* család lepké fajai kerültek elő, ezt követte a *Noctuidae* család (**5.19. ábra**). A mintaterületek között nem található szignifikáns eltérés a varianciaanalízis alapján (ANOVA:  $F=0,152$ ;  $p=0,859$ ).



**5.18. ábra:** A 3. korosztályban megfigyelt gyakori lepkék fajszaám (a) és egyedszaám (b) viszonya.



**5.19. ábra:** A 3. korosztályban megfigyelt lepkecsalaók gyakorisága és egyedszaám viszonya.

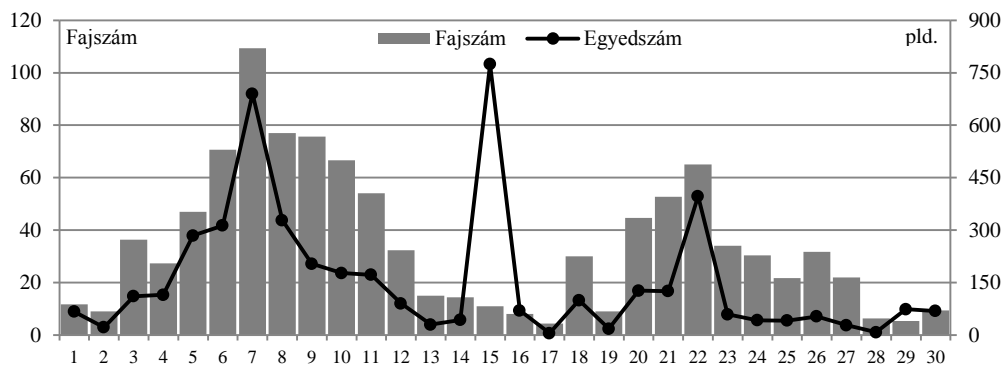
Legabundánsabb lepkefajok a 3. korosztályban az *Epirrita dilutata* és *Paracolax tristalis* voltak, hasonlóan magas dominancia-értékkel. Szintén magas arányban kerültek elő a *Colotis pennaria* és *Hypomecis punctinalis* araszaólepkék (5.8. táblaát).

**5.8. táblaát:** A 3. korosztály mintaterületein megfigyelt 10 leggyakoribb lepkefaj, az átlagos egyedszaámokon alapuló dominancia-érték alapján.

Faj	N <sub>átl</sub>	D%	Család
<i>Epirrita dilutata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	544,33	12,51	Geometridae
<i>Paracolax tristalis</i> (Fabricius, 1794)	535,00	12,29	Noctuidae
<i>Colotois pennaria</i> (Linnaeus, 1761)	325,33	7,48	Geometridae
<i>Hypomecis punctinalis</i> (Scopoli, 1763)	280,33	6,44	Geometridae
<i>Campaea margaritata</i> (Linnaeus, 1767)	205,33	4,72	Geometridae
<i>Ectropis crepuscularia</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	137,00	3,15	Geometridae
<i>Hypomecis roboraria</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	104,67	2,41	Geometridae
<i>Idaea deversaria</i> (Herrich-Schäffer, 1847)	103,00	2,37	Geometridae
<i>Colocasia coryli</i> (Linnaeus, 1758)	99,00	2,27	Noctuidae
<i>Fagivorina arenaria</i> (Hufnagel, 1767)	78,33	1,80	Geometridae

### Szezonális viszonyok

A nyári hónapokat (6.–11. és 21.–26. mintavételek) a lepkék magasabb faj- és egyedszaama jellemezte (5.20. ábra). A 7. és 22. mintavétel során a magas fajszaám mellett kiugró egyedszaám értéket tapasztaltam, amely mindkét esetben a *Paracolax tristalis* bagolylepke egyedszaámával függött össze (7. minta N<sub>átl</sub>=264; 22. minta N<sub>átl</sub>=183). A 15. mintavétel során alacsony fajszaám mellett igen magas egyedszaám volt jellemző, melyet az *Epirrita dilutata* (N<sub>átl</sub>=533) és *Colotis pennaria* (N<sub>átl</sub>=227) tömeges megjelenése okozott. A 29. és 30. mintavétel során már csak a *C. pennaria* egyedszaama (N<sub>átl</sub>=90) volt magasabb, mint a mintákban előforduló egyéb fajoké.



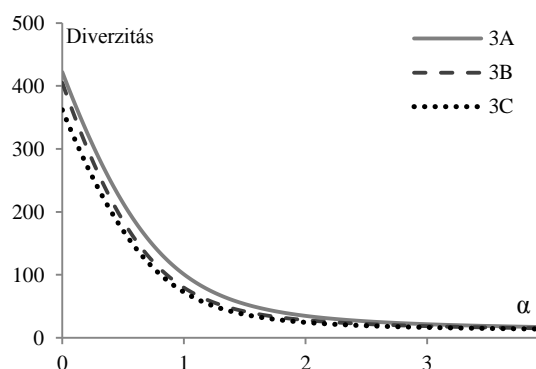
5.20. ábra: Az egyes mintavételek során megfigyelt lepkék faj- és egyedszám viszonyai a 3. korosztályban.

### $\alpha$ diverzitás

A számított diverzitásértékek a 3A mintaterületen voltak a legmagasabbak, ezt követik a 3B és 3C mintaterületek (5.9. táblázat). A diverzitás-rendezés eredményei megerősítik a számított diverzitási indexek különbségeit. Legmagasabb diverzitással a 3A mintaterület rendelkezik, ezt követik a 3B és 3C területek (5.21. ábra).

5.9. táblázat: A 3. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék diverzitási indexei.

	3A	3B	3C
Shannon index	4,613	4,377	4,284
Simpson index	0,971	0,964	0,959
Egyenletesség	0,763	0,729	0,727



5.21. ábra: A 3. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék diverzitás profiljai.

### $\beta$ diverzitás

A fajazonossági vizsgálat eredményei legnagyobb hasonlóságot a 3B-3C mintaterület között mutattak, de a Jaccard és Bray-Curtis indexek értékei hasonlóan magasak voltak a többi mintaterület összehasonlítása során is (5.10. táblázat).

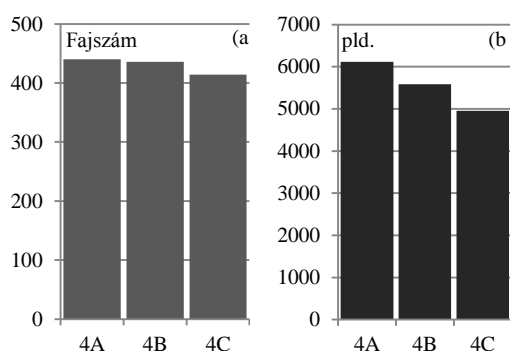
**5.10. táblázat:** Az egyes mintaterületek Jaccard és Bray-Curtis fajazonossági értékei a 3. korosztályban.

Jaccard	3B	3C	Bray-Curtis	3B	3C
3A	0,55	0,51	3A	0,69	0,69
3B		0,56	3B		0,70

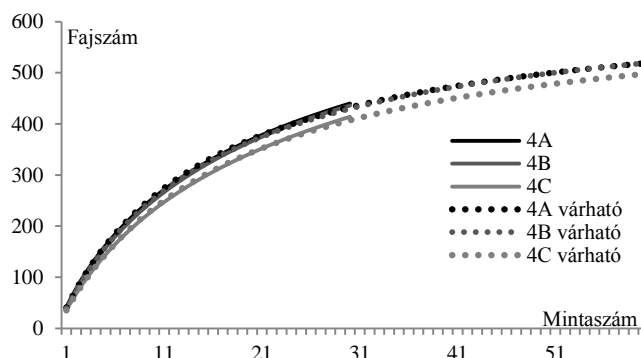
#### 5.2.4 4. korosztály (45-51 év)

##### Faj- és egyedszám viszonyok

A három mintaterületen átlagosan ( $\pm$ SE) 430 ( $\pm$ 10,7) lepkefaj 5551 ( $\pm$ 398) egyedét figyeltem meg. A faj- és egyedszámok egyaránt a 4A mintaterületen voltak a legmagasabbak. A 4A és 4C mintaterületeken megfigyelt egyedszámok jelentősen különböztek (**5.22. ábra**). Ennek ellenére a mintaterületeken megfigyelt lepkék varianciája nem különbözött szignifikánsan (ANOVA:  $F=0,366$ ;  $p=0,693$ ). A fajszámnövekedés tendenciája a 4A és 4B mintaterületeken igen hasonló volt. A fajtelítődés mindhárom mintaterületen a 27. mintavétel során érte el a 95%-ot (**5.23. ábra**). A mintaszám megduplázása esetén a fajszámok várhatóan a következő mértékben növekedtek volna: 4A – 17%-al; 4B – 17%-al; 4C – 18%-al.

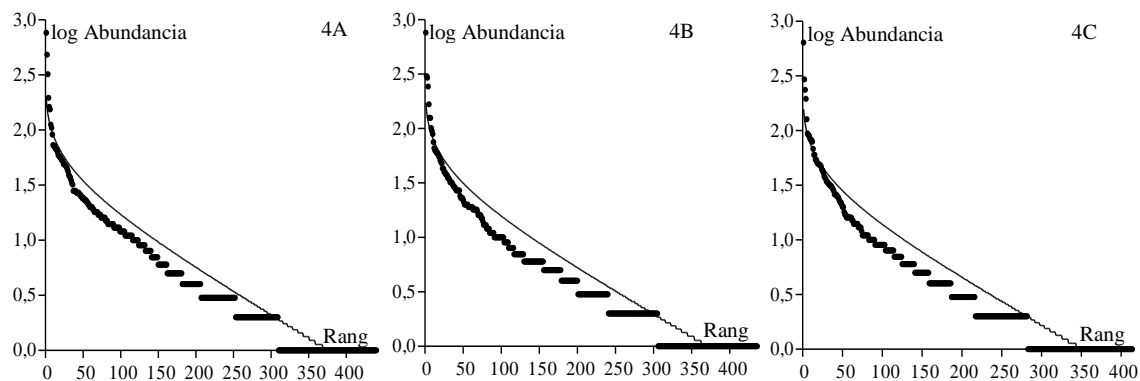


**5.22. ábra:** A 4. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék faj (a) és egyedszám (b) viszonyai.



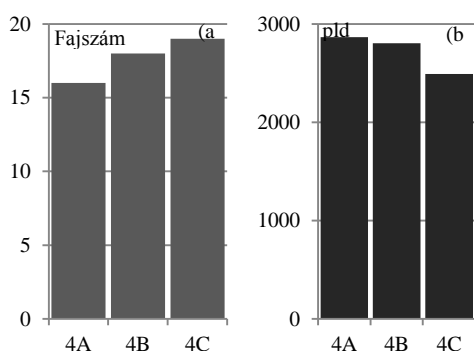
**5.23. ábra:** A 4. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék fajtelítődési görbéje (sample rarefaction) és a fajszám növekedés várható üteme (Michealis-Menten).

Mindhárom mintaterületen az alacsony abundanciával rendelkező fajok voltak többségben (**5.24. ábra**). A 4A és 4B mintaterületen több volt a magas egyedszámban megfigyelt fajok száma, amit a KDI értékek is alátámasztanak: 4A – 20,36%; 4B – 19,03%; 4C – 18,83%.

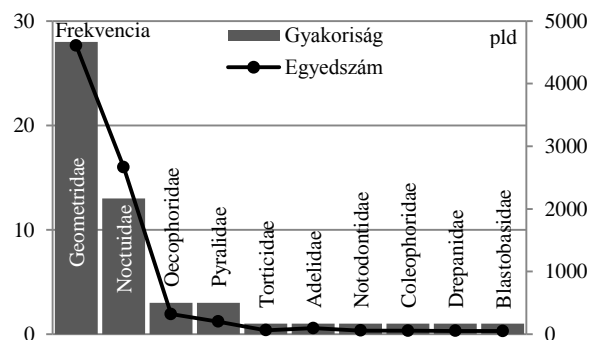


5.24. ábra: A 4. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék rang-abundancia diagramjai.

A 4. korosztályban összesen 30 olyan lepkefaj fordult elő, melyek dominanciaértéke  $\geq 1\%$ . Az abundáns fajok fajszáma a 4C korosztályban volt a legmagasabb, ezt követték a 4B és 4A mintaterületek (5.25./a ábra). Az egyedszámok a fajszámtól ellentétesen alakultak. A jellemző fajok példányszáma a 4A mintaterületen volt a legmagasabb, míg a 4C mintaterületen a legalacsonyabb (5.25./b ábra). Az abundáns fajok átlagos dominanciaértéke ( $\pm$ SE): 49,12% ( $\pm$ 1,48%) volt. Legnagyobb gyakorisággal a *Geometridae*, majd a *Noctuidae* család lepkefajait figyeltem meg (5.26. ábra). Az abundáns fajokon alapuló varianciaanalízis nem mutatott szignifikáns különbséget a 4. korosztály mintaterületei között (ANOVA:  $F=0,359$ ;  $p=0,701$ ).



5.25. ábra: A 4. korosztályban megfigyelt gyakori lepkék fajszaám (a) és egyedszám (b) viszonya.



5.26. ábra: A 4. korosztályban megfigyelt lepkésaladók gyakorisága és egyedszám viszonya.

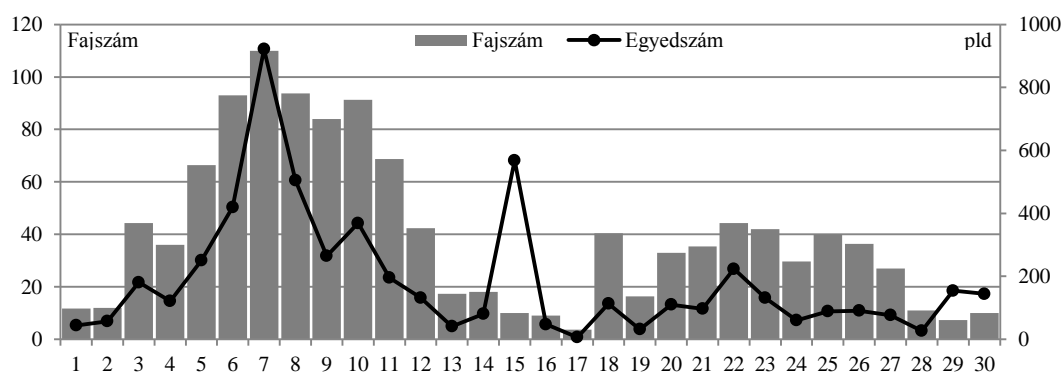
A 4. korosztály legabundánsabb lepkefaja a detritofág táplálkozású *Paracolax tristalis* volt. Emellett szintén jelentős volt az időnként gradációra hajlamos *Epirrita dilutata* dominanciaértéke. Magas arányban kerültek elő a *Colotis pennaria* és *Hypomecis punctinalis* araszolólepkék is (5.11. táblázat).

**5.11. táblázat:** A 4. korosztály mintaterületein megfigyelt 10 legabundánsabb lepkefaj, az átlagos egyedszámokon alapuló dominancia-érték alapján.

Faj	N <sub>átl</sub>	D%	Család
<i>Paracolax tristalis</i> (Fabricius, 1794)	586,00	13,16	Noctuidae
<i>Epirrita dilutata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	471,67	10,59	Geometridae
<i>Colotois pennaria</i> (Linnaeus, 1761)	286,00	6,42	Geometridae
<i>Hypomecis punctinalis</i> (Scopoli, 1763)	231,33	5,20	Geometridae
<i>Colocasia coryli</i> (Linnaeus, 1758)	114,00	2,56	Noctuidae
<i>Idaea deversaria</i> (Herrich-Schäffer, 1847)	107,67	2,42	Geometridae
<i>Ectropis crepuscularia</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	106,67	2,40	Geometridae
<i>Campaea margaritata</i> (Linnaeus, 1767)	85,67	1,92	Geometridae
<i>Idaea aversata</i> (Linnaeus, 1758)	67,67	1,52	Geometridae
<i>Eilema depressa</i> (Esper, [1787])	66,67	1,50	Noctuidae

### Szezonális viszonyok

Az évszakok közötti szezonális viszonyok főleg a vizsgálat első évében (1.–15. mintavétel) mutattak markánsabb faj- és egyedszámbeli különbségeket, de a nyári hónapok minden esetben fajgazdagabbak voltak (6.–11. és 21.–26. mintavételek) (5.27. ábra). A 7. mintavétel során a magas fajszám mellett kiemelkedő volt a megfigyelt lepkék egyedszáma is, melyet a *Paracolax tristalis* tömeges megjelenése okozott (N<sub>átl</sub>=310). Emellett a 15. mintavétel alkalmával alacsony fajszám mellett magas egyedszámot detektáltam, amely két lepkefaj, az *Epirrita dilutata* (N<sub>átl</sub>=434) és *Colotois pennaria* (N<sub>átl</sub>=116) tömeges megjelenésével hozható összefüggésbe. A 29. és 30. mintavétel során az éves átlaghoz viszonyítva szintén jellemző volt az alacsony fajszám melletti magas egyedszám. A magas példányszámot ez esetben elsősorban a *Colotois pennaria* (N<sub>átl</sub>=161) okozta, de jelentős volt az *Erannis defoliaria* (N<sub>átl</sub>=41) és *Epirrita dilutata* (N<sub>átl</sub>=37) fajok egyedszáma is.



**5.27. ábra:** Az egyes mintavételek során megfigyelt lepkék faj- és egyedszám viszonyai a 4. korosztályban.

### $\alpha$ diverzitás

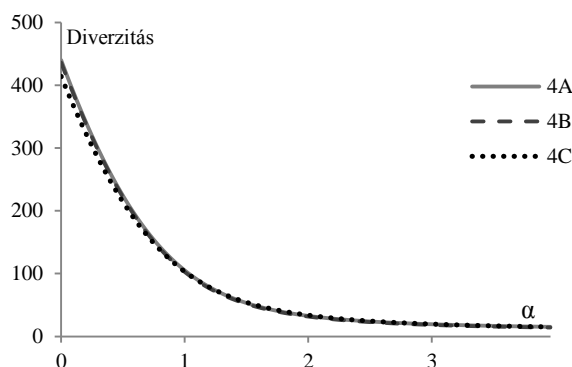
A számított diverzitások értéke csak igen kis mértékben különbözött az egyes mintaterületeken. A Shannon index a 4A, a Simpson index és a Pielou-féle egyenletesség értéke pedig a 4C



mintaterületen volt a legmagasabb (**5.12. táblázat**). A diverzitás-rendezés eredményei alapján a mintaterületek nem rangsorolhatók egymáshoz képest egyértelműen (**5.28. ábra**).

**5.12. táblázat:** A 4. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék diverzitási indexei.

	4A	4B	4C
Shannon index	4,655	4,632	4,636
Simpson index	0,969	0,968	0,970
Egyenletesség	0,765	0,762	0,769



**5.28. ábra:** A 4. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék diverzitás profiljai.

### **$\beta$ diverzitás**

A különböző fajazonossági indexek eltérő eredményt mutattak. Míg a Jaccard index alapján a 4A és 4C, addig a Bray-Curtis formula szerint a 4A és 4B mintaterület között található a legnagyobb hasonlóság (**5.13. táblázat**).

**5.13. táblázat:** Az egyes mintaterületek Jaccard és Bray-Curtis fajazonossági értékei a 4. korosztályban.

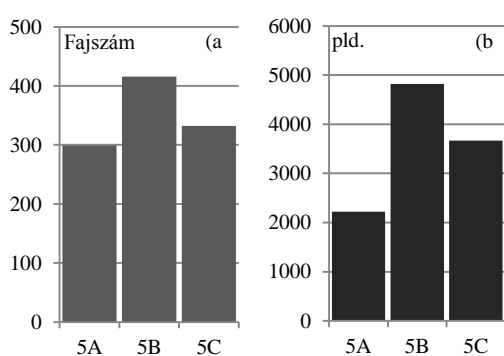
<b>Jaccard</b>	4B	4C	<b>Bray-Curtis</b>	4B	4C
4A	0,57	0,59	4A	0,69	0,67
4B		0,56	4B		0,63

### **5.2.5 5. korosztály (11-16 év)**

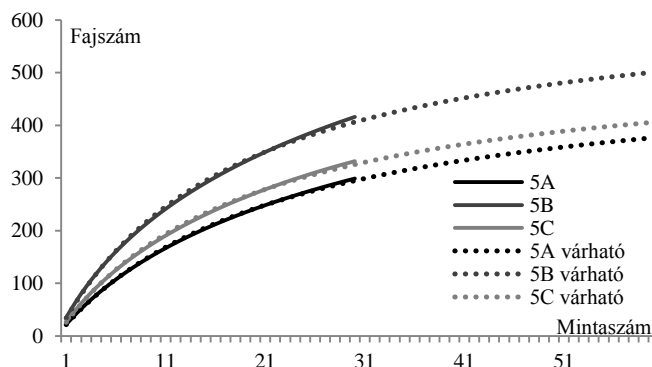
#### **Faj- és egyedszám viszonyok**

A korosztályonként átlagolt adatok alapján az 5. korosztályban figyeltem meg a legalacsonyabb faj ( $S_{\text{át}}=349\pm 44,7$ ) és egyedszámot ( $N_{\text{át}}=3569\pm 899$ ). Legmagasabb fajszámot az 5B, míg legalacsonyabbat az 5A mintaterületen tapasztaltam (**5.29/a. ábra**). Az egyedszámok a fajszámokhoz hasonlóan alakultak (**5.29/b. ábra**). A varianciaanalízis során szignifikáns

különbséget találtam az egyes mintaterületeken detektált lepkék között (ANOVA:  $F=5,763$ ;  $p=0,003$ ). A különbséget az 5A-5B területek közötti jelentős különbség okozta (HSD:  $Q=4,791$ ;  $p=0,002$ ). A fajszámnövekedés üteme hasonló volt, mint a többi korosztály esetében, a 27. mintavétel során érte el a 95%-ot. A mintavétel számának duplázása esetén a fajszámnövekedés a következő módon alakult volna: 5A – 22%; 5B – 19%; 5C – 20% (**5.30. ábra**).

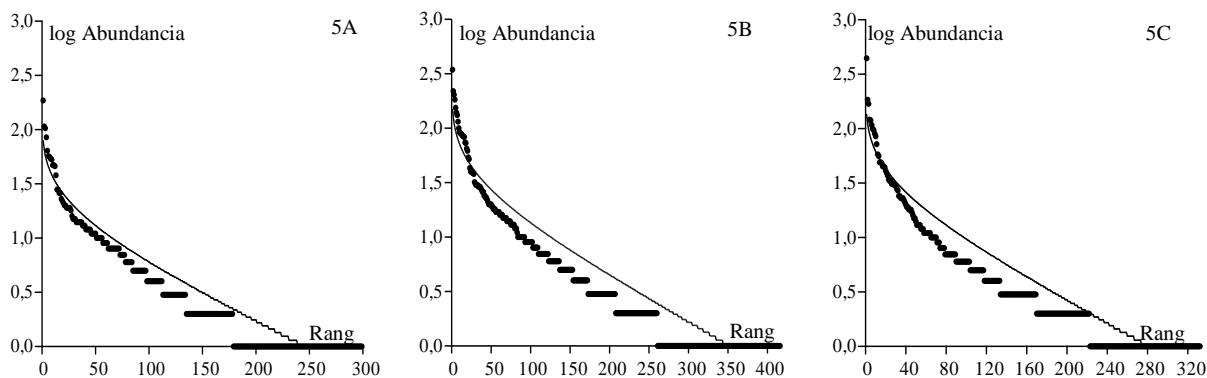


**5.29. ábra:** Az 5. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék faj (a) és egyedszám (b) viszonyai.



**5.30. ábra:** Az 5. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék fajtelítődési görbéje (sample rarefaction) és a fajszám növekedés várható üteme (Michealis-Menten).

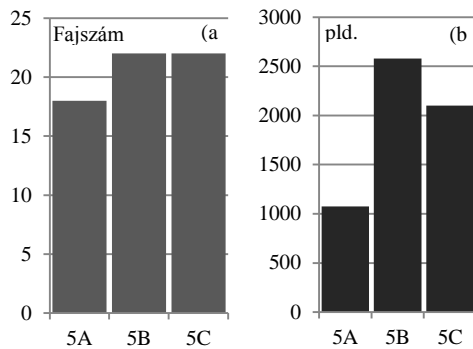
Az adundancia viszonyok hasonlóan alakultak mindhárom erdőállományban, de az 5B mintaterületen magasabb volt a nagyobb abundanciával rendelkező fajok száma (**5.31. ábra**).



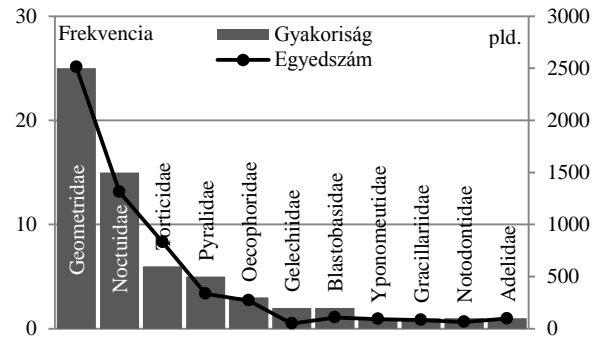
**5.31. ábra:** Az 5. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék rang-abundancia diagramjai.

Az 5. korosztály mintaterületein összesen 37 abundáns fajt figyeltem meg ( $D\% \geq 1$ ). Legtöbb jellemző faj az 5B és 5C mintaterületeken került elő (**5.32./a ábra**). A jellemző fajok egyedszáma az 5B mintaterületen volt a legmagasabb, az 5A területen pedig a legalacsonyabb (**5.32./b ábra**). Az abundáns fajok átlagos dominanciaértéke ( $\pm SE$ ): 53,05% ( $\pm 3,11\%$ ). Legnagyobb gyakorisággal a *Geometridae* család lepkéfajai kerültek elő, a kumulált egyedszám szintén ebben a családban volt a legmagasabb. Ezt követte viszonylag jelentős különbséggel a *Noctuidae* család (**5.33. ábra**).

Az abundáns fajokon alapuló varianciaanalízis során szignifikáns különbség volt tapasztalható az 5. korosztály mintaterületei között (ANOVA:  $F=3,355$ ;  $p=0,042$ ). Az eltérést az 5A és 5B mintaterületek közötti különbségből adódott (HSD:  $Q=3,713$ ;  $p=0,029$ ).



**5.32. ábra:** Az 5. korosztályban megfigyelt gyakori lepkék fajsza (a) és egyedsza (b) viszonya.



**5.33. ábra:** Az 5. korosztályban megfigyelt lepkcsaládok gyakorisága és egyedsza viszonya.

Legmagasabb dominanciaértékkel a *Campaea margaritata* araszolólepké rendelkezik, ezt követte – a szintén jelentős arányban megfigyelt – *Epirrita dilutata*. Emellett jelentős volt az *Colotis pennaria* dominancia-aránya is (5.14. táblázat).

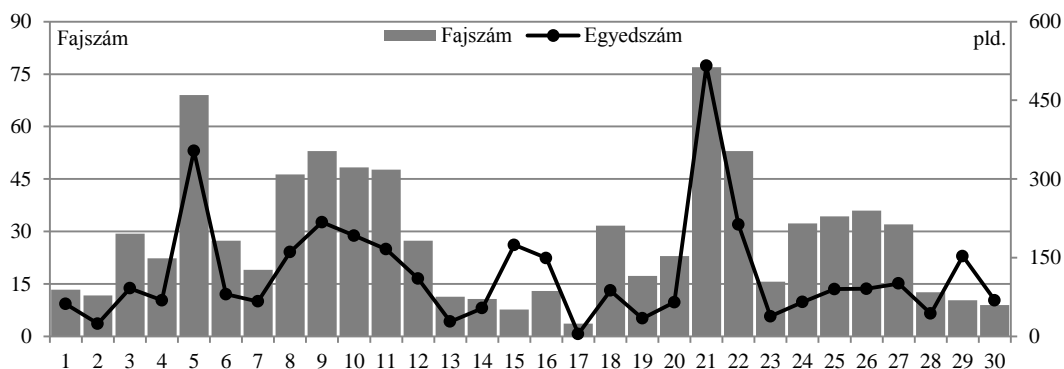
**5.14. táblázat:** Az 5. korosztály mintaterületein megfigyelt 10 leggyakoribb lepké faj, az átlagos egyedszámokon alapuló dominancia-érték alapján.

Faj	$N_{\text{át}}$	D%	Család
<i>Campaea margaritata</i> (Linnaeus, 1767)	192,00	8,36	Geometridae
<i>Epirrita dilutata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	151,67	6,60	Geometridae
<i>Colotois pennaria</i> (Linnaeus, 1761)	149,00	6,48	Geometridae
<i>Orthosia (Microorthosia) cruda</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	111,67	4,86	Noctuidae
<i>Paracolax tristalis</i> (Fabricius, 1794)	97,00	4,22	Noctuidae
<i>Peribatodes rhomboidaria</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	96,00	4,18	Geometridae
<i>Cosmia (Calymnia) trapezina</i> (Linnaeus, 1758)	92,33	4,02	Noctuidae
<i>Hypena proboscidalis</i> (Linnaeus, 1758)	63,67	2,77	Noctuidae
<i>Ectropis crepuscularia</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	49,33	2,15	Geometridae
<i>Hypomecis punctinalis</i> (Scopoli, 1763)	46,33	2,02	Geometridae

### Szezonális viszonyok

A vizsgálat során a nyári hónapok voltak fajgazdagabbak (5.34. ábra). Kiemelkedően magas faj- és egyedszámot figyeltem meg az 5. mintavétel során. Ez esetben a magas egyedszám a *Campaea margaritata* ( $N_{\text{át}}=106$ ) tömeges megjelenésével magyarázható. A 21. mintavétel során is hasonlóan magas egyedszám volt megfigyelhető, de ekkor a magas példányszámot az *Aleimma loefligianum* ( $N_{\text{át}}=225$ ) molylepké faj produkálta. További kiugróan magas egyedszámértékek a késő őszi mintevételeket jellemezték, amely az *Epirrita dilutata* (15.

mintavétel  $N_{\text{átl}}=64$ ; 29. mintavétel  $N_{\text{átl}}=86$ ) és *Colotis pennaria* (15. mintavétel  $N_{\text{átl}}=92$ ; 29. mintavétel  $N_{\text{átl}}=43$ ) araszoló lepkék példányszámával hozható összefüggésbe.



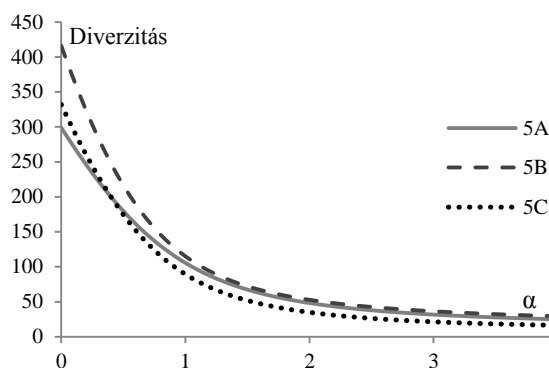
**5.34. ábra:** Az egyes mintavételek során megfigyelt lepkék faj- és egyedszám viszonyai az 5. korosztályban.

### $\alpha$ diverzitás

A Shannon és Simpson diverzitási indexek az 5B, míg a Pielou-féle egyenletesség értéke az 5A mintaterületen volt a legmagasabb. (**5.15. táblázat**). A diverzitás-rendezés eredményei szerint az 5B mintaterület rendelkezett a legmagasabb diverzitással, míg az 5A és 5C területek egymáshoz képest nem rangsorolhatóak egyértelműen (**5.35. ábra**).

**5.15. táblázat:** Az 5. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék diverzitási indexei.

	5A	5B	5C
Shannon index	4,660	4,746	4,493
Simpson index	0,979	0,981	0,971
Egyenletesség	0,818	0,787	0,774



**5.35. ábra:** Az 5. korosztály mintaterületein megfigyelt lepkék diverzitási profiljai.

## $\beta$ diverzitás

A fajazonossági indexek alapján az 5B és 5C mintaterületek hasonlítottak leginkább, míg legnagyobb eltérés az 5A és 5B területek között volt (**5.16. táblázat**).

**5.16. táblázat:** Az egyes mintaterületek Jaccard és Bray-Curtis fajazonossági értékei az 5. korosztályban.

Jaccard	5B	5C	Bray-Curtis	5B	5C
5A	0,47	0,47	5A	0,44	0,54
5B		0,53	5B		0,63

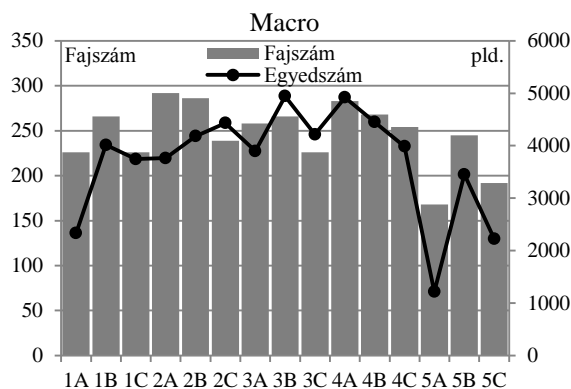
## 5.3 Nagylepke és molylepke közösségek összehasonlítása

Mivel a nagylepkék és a molylepkék mintaátalga között jelentős különbséget tapasztaltam (t-próba:  $t=3,124$ ;  $p=0,002$ ), ezért összehasonlítottam a két csoport jellemző paramétereit.

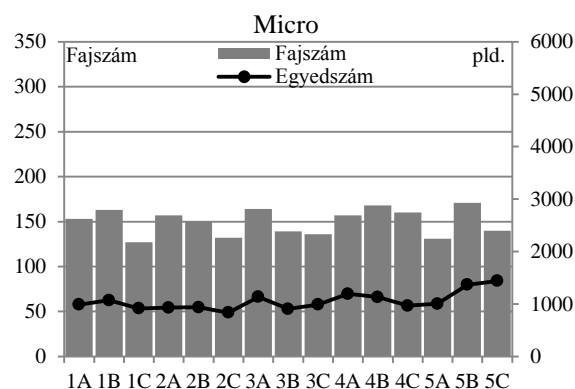
### Faj- és egyedszám viszonyok

A megfigyelt nagylepkék fajszáma és egyedszáma viszonylag egyenlőtlen volt a vizsgált erdőrészekben. Legalacsonyabb fajszámot az 5A mintaterületen ( $S=168$  faj) figyeltem meg, míg legmagasabbat a 2A mintaterületen ( $S=292$  faj). Jelentősen alacsony egyedszám látható az 5A mintaterület esetében ( $N=1215$  pld.); legmagasabb egyedszámot a 3B mintaterületen tapasztaltam ( $N=4945$ ) (**5.36. ábra**).

A molylepkék faj- és egyedszáma kiegyenlítettebb volt, mint a nagylepkéké. Legalacsonyabb fajszámot az 1C mintaterületen ( $S=127$ ), míg legmagasabbat az 5B mintaterületen ( $S=171$ ) találtam. Az egyedszámok esetében szintén kis eltérést volt megfigyelhető a mintaterületek között. Legalacsonyabb egyedszám a 2C ( $N=837$ ), legmagasabb pedig az 5C ( $N=1442$ ) mintaterületen volt jellemző (**5.37. ábra**).

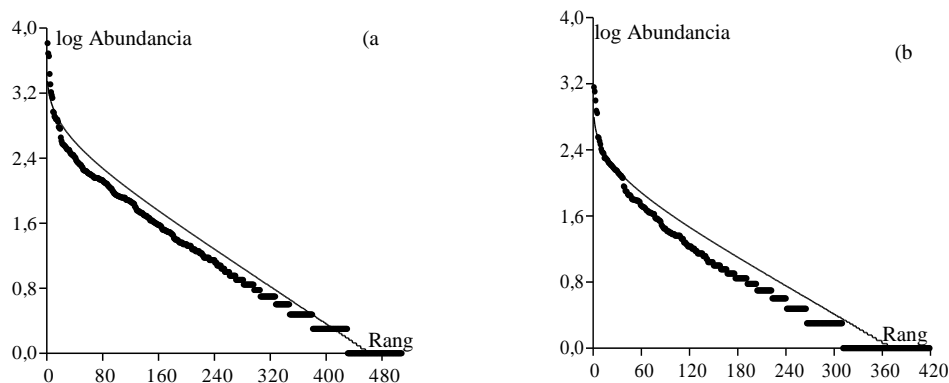


**5.36. ábra:** A megfigyelt nagylepkék faj- és egyedszám viszonyai az egyes mintaterületeken



**5.37. ábra:** A megfigyelt molylepkék faj- és egyedszám viszonyai az egyes mintaterületeken

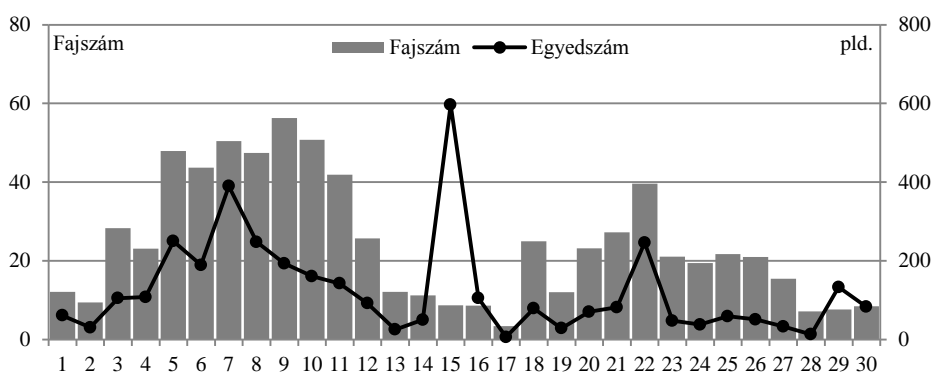
A megfigyelések alapján mind a nagylepkékre, mind a molylepkékre a ritka fajok magasabb száma volt jellemző, arányuk kis mértékben különbözött a két közösségben. Molylepkék esetében nagyobb volt az alacsony abundanciával rendelkező fajok aránya, mint a nagylepkéknél. A gyakori fajok megoszlása igen hasonlóan alakult a nagy- és molylepke közösségben, de a nagylepkéknél néhány kiugróan magas dominanciaarányal rendelkező faj is előfordult (5.38. ábra).



5.38. ábra: A megfigyelt nagylepkék (a) és molylepkék (b) rang-abundancia diagramjai.

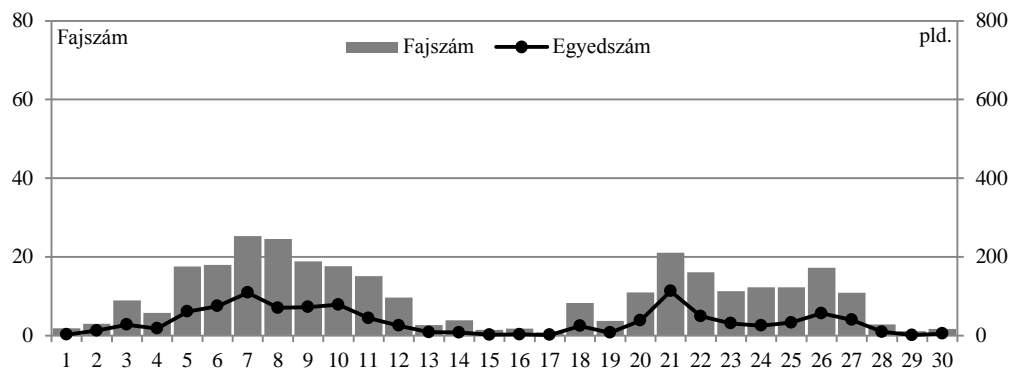
### Szezonális viszonyok

A nagylepkék faj- és egyedszáma egyaránt a nyári hónapokban volt magasabb. Kivételt képeztek az október végi-novemberi mintavételek (15., 29. és 30. mintavétel), amikor alacsony fajszám mellett igen magas egyedszám volt tapasztalható (5.39. ábra). A kiemelkedően magas egyedszámokat két araszoló lepkefaj tömeges megjelenése okozta (*Epirrita dilutata*: 15. mintavétel  $N_{\text{átl}}=380$ ; 29.-30. mintavétel  $N_{\text{átl}}=39$  és *Colotis pennaria*: 15. mintavétel  $N_{\text{átl}}=199$ ; 29.-30. mintavétel  $N_{\text{átl}}=48$ ).



5.39. ábra: Az egyes mintavételek során megfigyelt nagylepkék faj- és egyedszám viszonyai.

A molylepkék esetében a nyári hónapokat szintén magasabb faj- és egyedszám jellemezte, a lepkék szezonális viszonyai jól látható az 5.40. ábrán, de az évszakok közötti faj- és egyedszámbeli különbségek nem annyira markánsak, mint a nagylepkéknél.



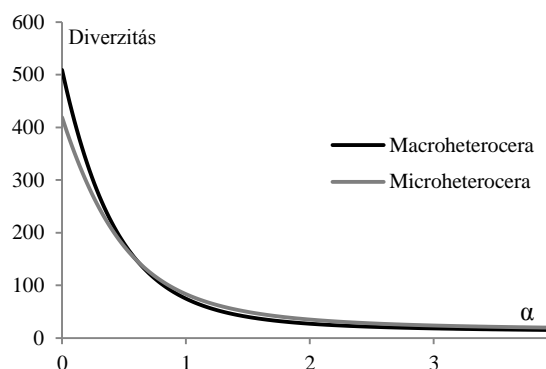
5.40. ábra: Az egyes mintavételek során megfigyelt molylepkék faj- és egyedszám viszonyai

### Diverzitás

Az alacsonyabb fajszaám és egyedszám ellenére a molylepkék diverzitás értékei a vizsgálat során magasabbak voltak, mint a nagylepkéké (5.17. táblázat). Ugyanakkor a diverzitás rendezés eredményei szerint a megfigyelt nagylepkék és molylepkék nem rangsorolhatóak egymáshoz képest egyértelműen. A diverzitási profilok alapján a Simpson diverzitás értéke kis mértékben magasabb a *Microlepidoptera* közösségeknél, de a Shannon diverzitás nem különbözik egyértelműen (5.41. ábra).

5.17. táblázat: A megfigyelt nagylepkék (Macro) és molylepkék (Micro) diverzitási értékei

	Macro	Micro
Shannon index	4,312	4,427
Simpson index	0,963	0,971
Egyenletesség	0,692	0,731



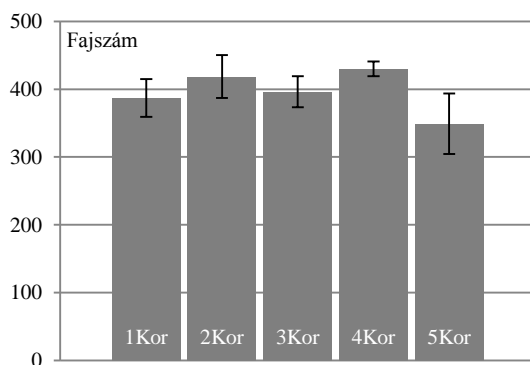
5.41. ábra: A megfigyelt nagylepkék és molylepkék diverzitás profiljai

## 5.4 Erdőkorosztályok összehasonlítása a lepközösségek alapján

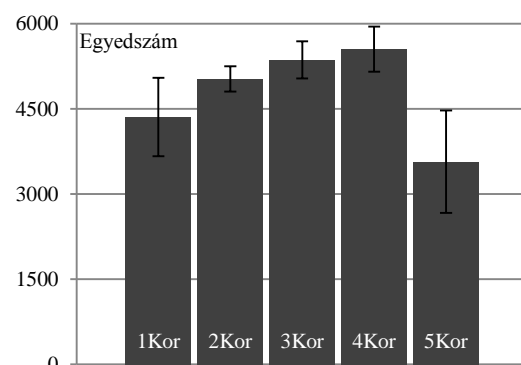
Az erdőkorosztályok összehasonlítása során a megfigyelt lepkék korosztályonként átlagolt faj és egyedszámát használtam fel. Mivel a nagylepkék és molylepkék jellemző paraméterei több szempontból is különböztek (5.3 fejezet), az erdőkorosztályok összehasonlítását külön a *Macroheterocera* és a *Microheterocera* közösségeken is elvégeztem.

### Faj- és egyedszám viszonyok

Az átlagos fajszámok alapján a lepkék fajgazdagsága a 4. korosztályban volt a legmagasabb ( $S=430$ ), míg az 5. korosztályban a legalacsonyabb ( $S=349$ ) (5.42. ábra). Az átlagos egyedszámok legmagasabb és legalacsonyabb értékei a fajszámokhoz hasonlóan alakultak (5.43. ábra). Az egyes korosztályokban megfigyelt lepközösségek varianciája között nem találtam szignifikáns különbséget (ANOVA:  $F=1,026$ ;  $p=0,392$ ).



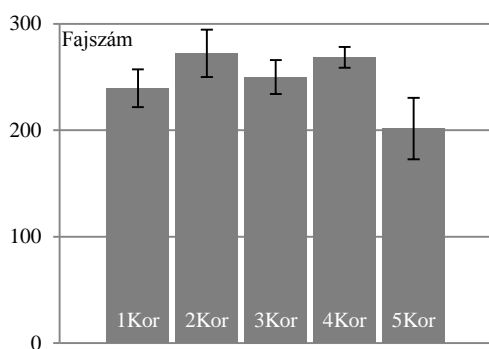
5.42. ábra: A vizsgált erdőkorosztályokban megfigyelt lepkék átlagos fajszáma (±SE)



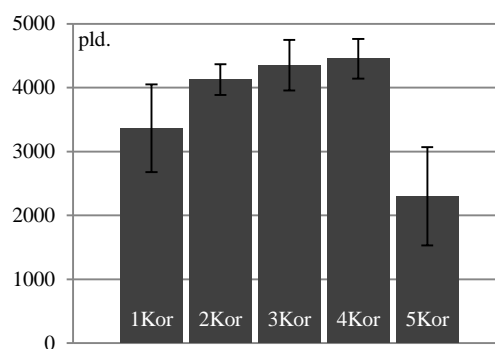
5.43. ábra: A vizsgált erdőkorosztályokban megfigyelt lepkék átlagos egyedszáma (±SE)

A nagylepkék korosztályonként átlagolt fajszáma a 2. korosztályban ( $S_{\max}=272$ ), míg átlagos egyedszáma a 4. korosztályban ( $N_{\max}=4452$ ) volt a legmagasabb. Legalacsonyabb átlagos faj- és egyedszámot az 5. korosztályban találtam ( $S_{\min}=202$ ;  $N_{\min}=2298$ ) (5.44 és 5.45. ábra). Az azonos korosztályba tartozó erdők mintaterületei között nem tapasztaltam szignifikáns különbséget az 1.–4. korosztályokban (ANOVA:  $F=0,177-0,768$ ;  $p=0,464-0,84$ ). Az 5. korosztály erdőállományaiban megfigyelt nagylepkék varianciája azonban különbözött ( $F=7,025$ ;  $p<0,001$ ), az eltérés az 5A és 5B mintaterületek között volt szignifikáns (HSD:  $Q=5,293$ ;  $p<0,001$ ).



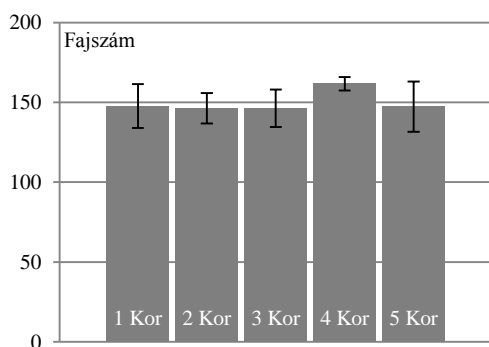


**5.44. ábra:** A vizsgált erdőkorosztályokban megfigyelt nagylepkék átlagos fajszáma (±SE)

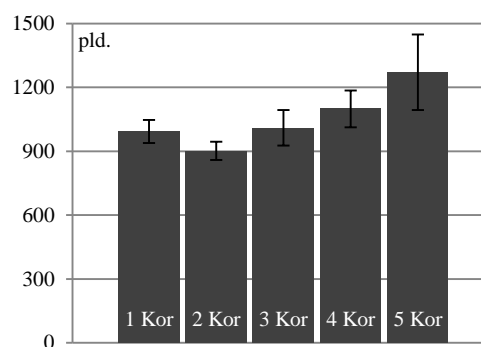


**5.45. ábra:** A vizsgált erdőkorosztályokban megfigyelt nagylepkék átlagos egyedszáma (±SE)

A molylepkék korosztályonként átlagolt fajszáma a 4. korosztályban ( $S_{\max}=162$ ), átlagos egyedszámuk pedig az 5. korosztályban ( $N_{\max}=1271$ ) volt a legmagasabb. Átlagos faj- és egyedszámuk egyaránt a 2. korosztályban volt a legalacsonyabb ( $S_{\min}=146$ ,  $N_{\min}=902$ ) (**5.46.** és **5.47. ábra**). Molylepkék esetében a varianciaanalízis nem mutatott különbséget az azonos korosztályba tartozó mintaterületek között (ANOVA:  $F=0,062-0,475$ ;  $p=0,622-0,94$ ).



**5.46. ábra:** A vizsgált erdőkorosztályokban megfigyelt molylepkék átlagos fajszáma (±SE)

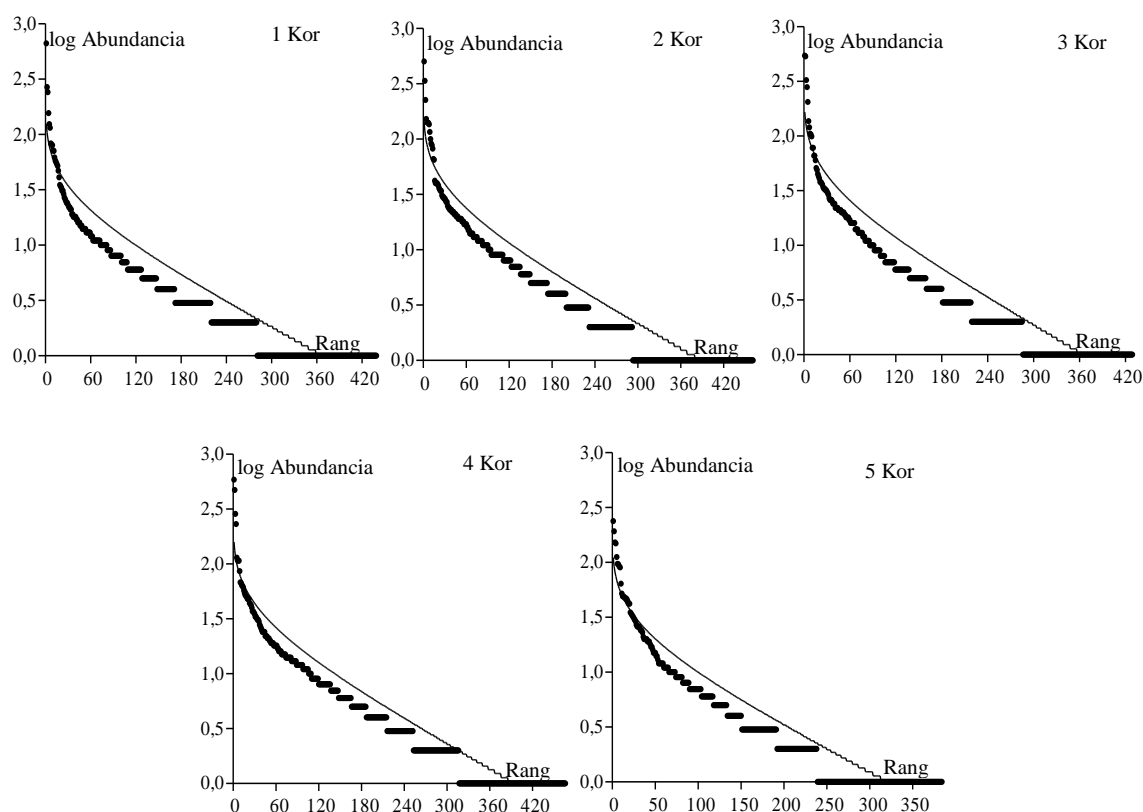


**5.47. ábra:** A vizsgált erdőkorosztályokban megfigyelt molylepkék átlagos egyedszáma (±SE)

A rang-abundancia diagramok hasonló eredményt mutattak az egyes erdőkorosztályokban. Mind az öt korosztályban az alacsony dominanciával rendelkező fajok voltak többségben (**5.48. ábra**).

Hasonlóan alakultak a nagylepkék rang-abundancia diagramjai is, de a molylepe közösségekre a domináns fajok alacsonyabb aránya volt jellemző (**4/a. melléklet**).

A közösségi dominancia-index (KDI) értéke az 1. korosztályban volt a legmagasabb. A teljes lepkeközösség és a nagylepkék esetében az 5. korosztályban a KDI alacsonyabb volt, míg molylepkék tekintetében a második legmagasabb értékkel rendelkezett (**5.18. táblázat**).

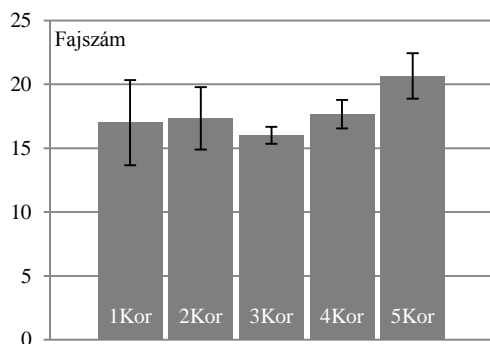


5.48. ábra: A megfigyelt lepkék rang-abundancia diagramjai a vizsgált erdőkorosztályokban.

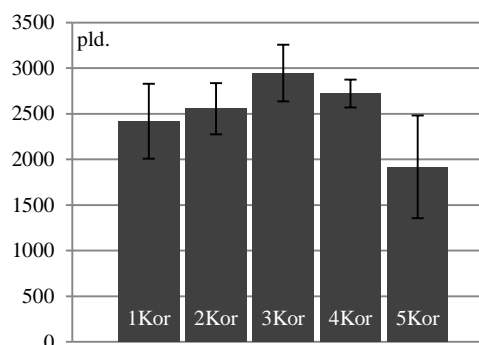
5.18. táblázat: A megfigyelt lepkék közösségi dominancia-indexei (KDI) az egyes erdőkorosztályokban.

	1Kor	2Kor	3Kor	4Kor	5Kor
KDI össz.	21,44	16,70	20,13	19,05	12,04
KDI macro	27,77	20,35	24,80	23,76	14,96
KDI micro	21,20	16,26	17,03	17,08	18,60

A dominancia értékek alapján, a 15 mintaterületen összesen 63 abundáns lepkefajt ( $D\% \geq 1$ ) detektáltam. Az abundáns fajok alapján végzett faj- és egyedszám összehasonlítások eltérő eredményt mutattak, mint a teljes megfigyelt lepkefauna során tapasztaltak. Eszerint legtöbb lepkefaj az 5., legmagasabb egyedszám a 3. korosztályban került elő. A jellemző fajok 5. korosztályban tapasztalt magasabb fajszáma ellenére itt volt a legalacsonyabb az egyedszám. Hasonló ellentét volt megfigyelhető a 3. korosztályban is, melyet a gyakori fajok magasabb egyedszáma mellett a legalacsonyabb fajszám jellemzett (5.49. és 5.50. ábra). A vizsgált erdőkorosztályok jellemző lepkefajainak átlagos dominanciaértéke ( $\pm SE$ ): 49,14 ( $\pm 2,59$ ) volt. Az erdőkorosztályok között a varianciaanalízis során ez esetben sem volt szignifikáns különbség (ANOVA:  $F=1,145$ ;  $p=0,226$ ).

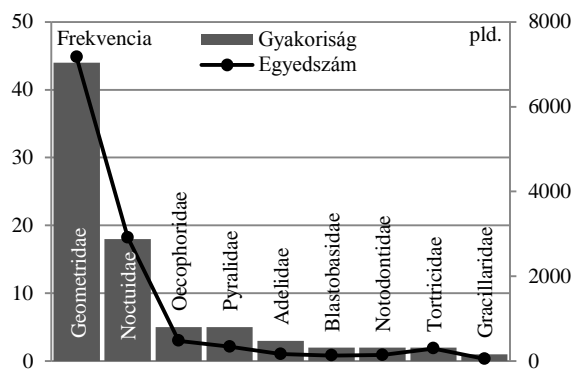


**5.49. ábra:** A vizsgált erdőkorosztályokban megfigyelt gyakori lepkék átlagos fajszáma (±SE).



**5.50. ábra:** A vizsgált erdőkorosztályokban megfigyelt gyakori lepkék átlagos egyedszáma (±SE).

Legnagyobb gyakorisággal a *Geometridae* család lepkefajai jellemezték a vizsgált korosztályokat. Ezt követte a *Noctuidae* család, amely mind a gyakoriság, mind a jellemző lepkefajok egyedszáma alapján jóval elmaradt az araszoló lepkék családjától (**5.51. ábra**).



**5.51. ábra:** A vizsgálat során megfigyelt lepkecsaládok gyakorisága és egyedszám viszonya.

A 10 legabundánsabb lepkefaj dominanciaértékei között jelentős különbségek is voltak. A három leggyakoribb lepkefaj dominanciaösszege a 10 leggyakoribb faj összdominanciájának több mint felét tette ki. Legmagasabb dominancia-értékkel az időnként tömegszaporodásra hajlamos *Epirrita dilutata* araszoló lepkefaj rendelkezett, amely a vizsgálat első évében igen magas egyedszámban került a csapdádba. Emellett szintén jelentős volt a detritofág táplálkozású *Paracolax tristalis* és – az időnként szintén tömegszaporodásra hajlamos – *Colotis pennaria* fajok aránya (**5.19. táblázat**).

**5.19. táblázat:** A vizsgálat során megfigyelt 10 legabundánsabb lepkefaj az átlagos egyedszámokon alapuló dominancia értékek alapján.

Faj	N <sub>átl</sub>	D%	Család
<i>Epirrita dilutata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	434,07	11,67	Geometridae
<i>Paracolax tristalis</i> (Fabricius, 1794)	325,33	8,75	Noctuidae
<i>Colotois pennaria</i> (Linnaeus, 1761)	300,80	8,09	Geometridae
<i>Hypomecis punctinalis</i> (Scopoli, 1763)	181,73	4,89	Geometridae
<i>Campaea margaritata</i> (Linnaeus, 1767)	135,80	3,65	Geometridae
<i>Orthosia (Microorthosia) cruda</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	108,60	2,92	Noctuidae
<i>Ectropis crepuscularia</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	99,93	2,69	Geometridae
<i>Colocasia coryli</i> (Linnaeus, 1758)	92,27	2,48	Noctuidae
<i>Idaea deversaria</i> (Herrich-Schäffer, 1847)	62,20	1,67	Geometridae
<i>Peribatodes rhomboidaria</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	60,87	1,64	Geometridae
<i>Hypomecis roboraria</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	54,47	1,46	Geometridae

### *a diverzitások összehasonlítása*

A számított diverzitás értékek az alacsonyabb fajszám ellenére az 5. korosztályban voltak a legmagasabbak. A Shannon diverzitás és a Pielou-féle egyenletességi index a 3., míg a Simpson diverzitás értéke az 1. korosztályban volt a legalacsonyabb (**5.20. táblázat**).

Az abundáns fajok esetében a számított diverzitási indexek szintén az 5. korosztályban voltak a legmagasabbak. Ez esetben a Shannon entrópia értéke a 4., a Simpson diverzitás és egyenletesség pedig az 1. korosztályban volt a legalacsonyabb (**5.20. táblázat**).

**5.20. táblázat:** A vizsgált erdőkorosztályokban megfigyelt lepkék és gyakori lepkefajok ( $D \geq 1\%$ ) diverzitási értékei.

	1Kor	2Kor	3Kor	4Kor	5Kor
Shannon diverzitás	4,621	4,796	4,543	4,791	4,834
Simpson diverzitás	0,963	0,976	0,967	0,973	0,981
Egyenletesség	0,723	0,746	0,712	0,746	0,768
Shannon diverzitás (abundáns)	2,448	2,508	2,410	2,355	2,827
Simpson diverzitás (abundáns)	0,871	0,899	0,886	0,873	0,931
Egyenletesség (abundáns)	0,864	0,926	0,890	0,870	0,944

A nagylepke közösségek Shannon diverzitása a 2. korosztályban, a Simpson diverzitás és az egyenletesség értéke az 5. korosztályban volt a legmagasabb. A Shannon és Simpson entrópia értéke egyaránt az 1. korosztályban, a Pielou-féle egyenletesség pedig a 3. korosztályban volt a legalacsonyabb (**5.21. táblázat**).

Molylepkék esetében a számított diverzitási indexek a 4. korosztályban voltak a legmagasabbak, az 5. korosztályban pedig a legalacsonyabbak (**5.21. táblázat**).

Az abundáns nagylepke fajokon alapuló diverzitási indexek az 5. korosztályban mutattak legmagasabb értéket, míg az 1. korosztályban a legalacsonyabbat (**5.21. táblázat**).

Az abundáns molylepke fajok esetében legmagasabb diverzitás értékek a 4. korosztályt jellemezték. A Shannon és Simpson diverzitások az 5., a Pielou-féle egyenletesség a 2. korosztályban volt a legalacsonyabb (**5.21. táblázat**).

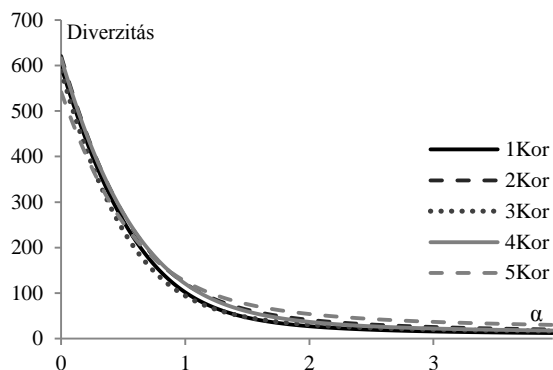
**5.21. táblázat:** A vizsgált erdőkorosztályokban megfigyelt nagylepkék és molylepkék diverzitási értékei.

	Macrolepidoptera					Microlepidoptera				
	1 Kor	2 Kor	3 Kor	4 Kor	5 Kor	1 Kor	2 Kor	3 Kor	4 Kor	5 Kor
H'	4,007	4,364	4,021	4,262	4,313	4,345	4,148	4,223	4,422	3,948
D	0,941	0,966	0,952	0,959	0,972	0,972	0,956	0,968	0,975	0,947
J	0,688	0,735	0,685	0,722	0,754	0,782	0,756	0,774	0,800	0,723
H (gyakori)	2,281	2,406	2,373	2,474	2,852	2,865	2,590	2,854	2,978	2,483
D (gyakori)	0,849	0,887	0,880	0,881	0,930	0,927	0,877	0,925	0,934	0,876
J (gyakori)	0,842	0,912	0,876	0,856	0,923	0,914	0,864	0,923	0,925	0,877

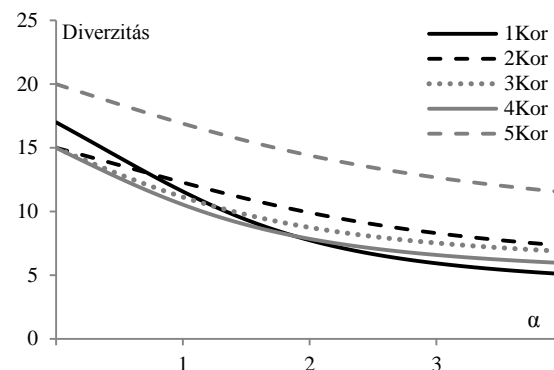
**Jelmagyarázat:** **H** – Shannon index; **D** – Simpson index; **J** – Pielou-féle egyenletességi index

A diverzitásrendezés eredményei alapján csupán az 1. és 4., valamint a 2. és 3. korosztályok rangsorolhatóak egymáshoz képest. Az 5. korosztály rangsorolása egyik korosztályhoz képest sem lehetséges egyértelműen. A diverzitás-profilok minden esetben igen közel futnak egymáshoz (**5.52. ábra**).

Az abundáns fajokon alapuló diverzitásrendezés szerint az 5. korosztály diverzitása volt a legmagasabb, ezt követték a 2., 3., majd 4. korosztályok. A legidősebb (1.) korosztály diverzitás szempontjából nem rangsorolható a többi vizsgált korosztályhoz képest (**5.53. ábra**).



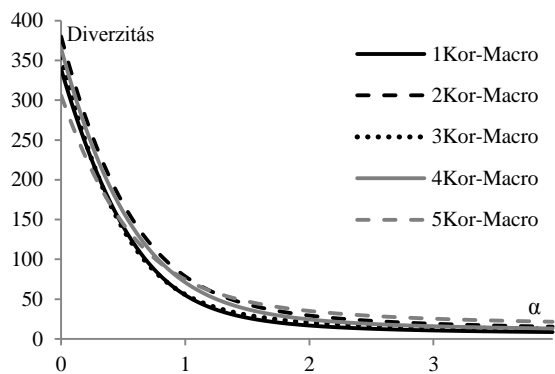
**5.52. ábra:** A megfigyelt lepkék diverzitás-profiljai a vizsgált erdőkorosztályokban



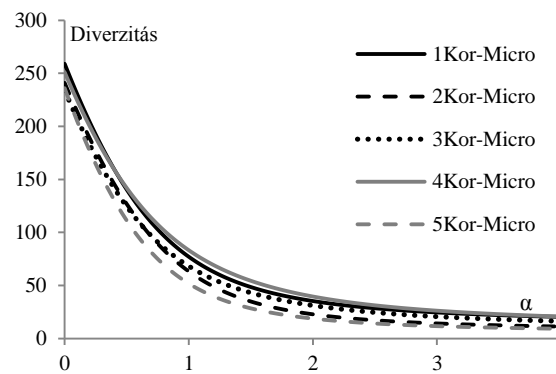
**5.53. ábra:** Az erdőkorosztályokat jellemző abundáns lepkék diverzitás-profiljai

Nagylepkék esetében a 2. korosztály diverzitása magasabb volt, mint a 1., 3. és 4. korosztályoké. Az 1. korosztály diverzitása volt a legalacsonyabb. Az 5. korosztály diverzitásprofilja metszi a többi korosztályét, így rangsorolása nem lehetséges (**5.54. ábra**).

A molylepkék tekintetében az 1. és 4. korosztályok diverzitása volt a legmagasabb, egymáshoz képest azonban nem rangsorolhatóak. Legalacsonyabb futó diverzitásprofillal ez esetben az 5. korosztály rendelkezett, de rangsorolása a 3. korosztályhoz képest nem lehetséges (**5.55. ábra**).

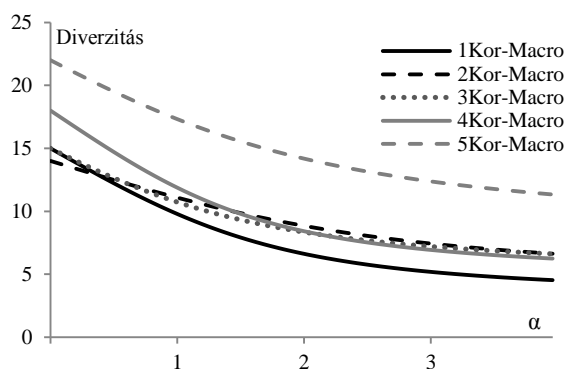


**5.54. ábra:** A megfigyelt nagylepkék diverzitás-profiljai a vizsgált erdőkorosztályokban

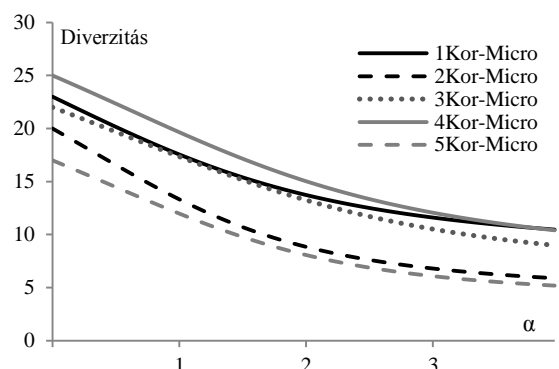


**5.55. ábra:** A megfigyelt molylepkék diverzitás-profiljai a vizsgált erdőkorosztályokban

Az abundáns fajokon alapuló diverzitásrendezés is eltérő eredményt produkált a nagylepkék és molylepkék esetében. A legabundánsabb nagylepkéket vizsgálva az 5. korosztály diverzitása volt a legmagasabb. További rangsorolás csak a 4. és 1. korosztályok között volt lehetséges (**5.56. ábra**). A gyakori molylepkék esetében a 4. és 1. korosztályok diverzitása volt a legmagasabb, egymáshoz képest azonban nem rangsorolhatóak. Ezt követték a 3., 2., majd 5. korosztályok (**5.57. ábra**).



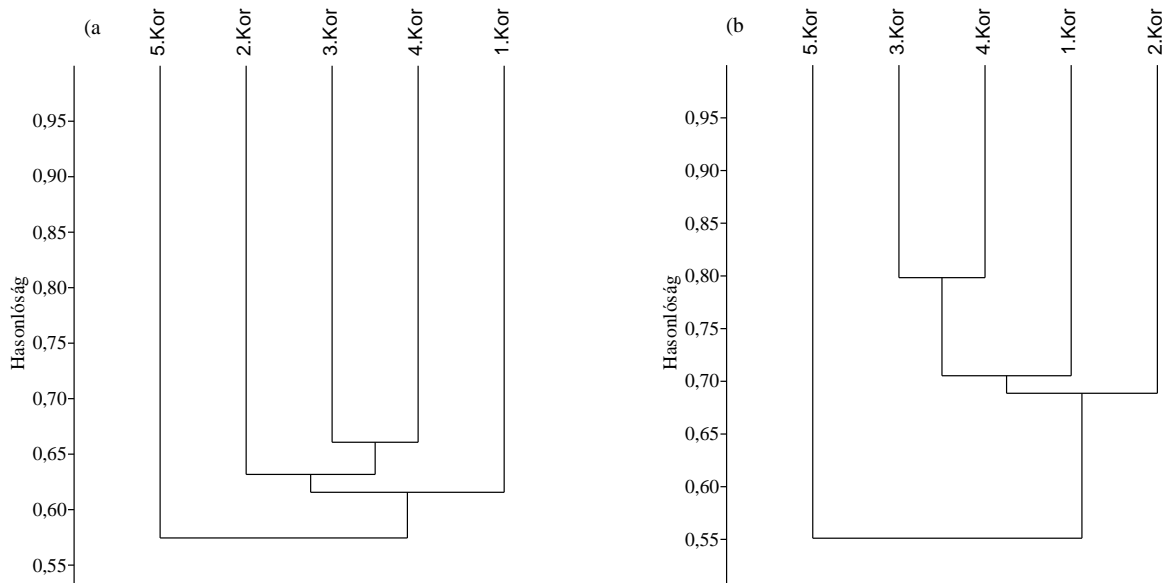
**5.56. ábra:** Az erdőkorosztályokat jellemző gyakori nagylepkék diverzitás-profiljai



**5.57. ábra:** Az erdőkorosztályokat jellemző gyakori molylepkék diverzitás-profiljai

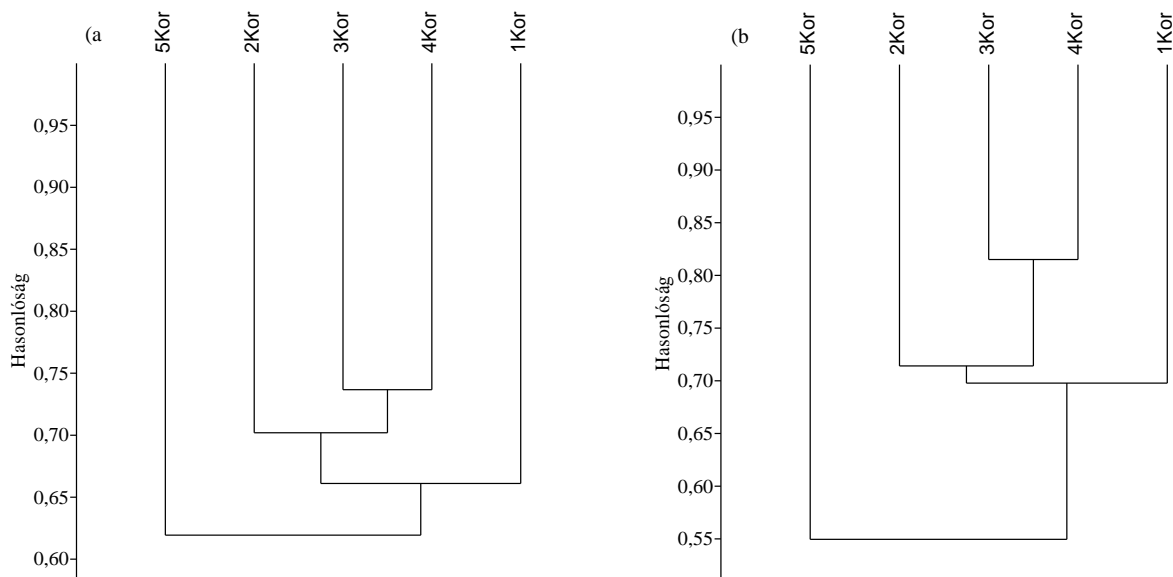
### Fajazonossági vizsgálatok ( $\beta$ diverzitás)

A hierarchikus klaszteranalízis alapján a vizsgált korosztályok két csoportra oszlanak, amit a Jaccard és Bray-Curtis index eredményei hasonlóan igazolnak. Az 5. korosztály mindkét esetben önálló csoportot alkot. Legnagyobb hasonlóság a 3. és 4. korosztályok között látható (**5.58. ábra**).



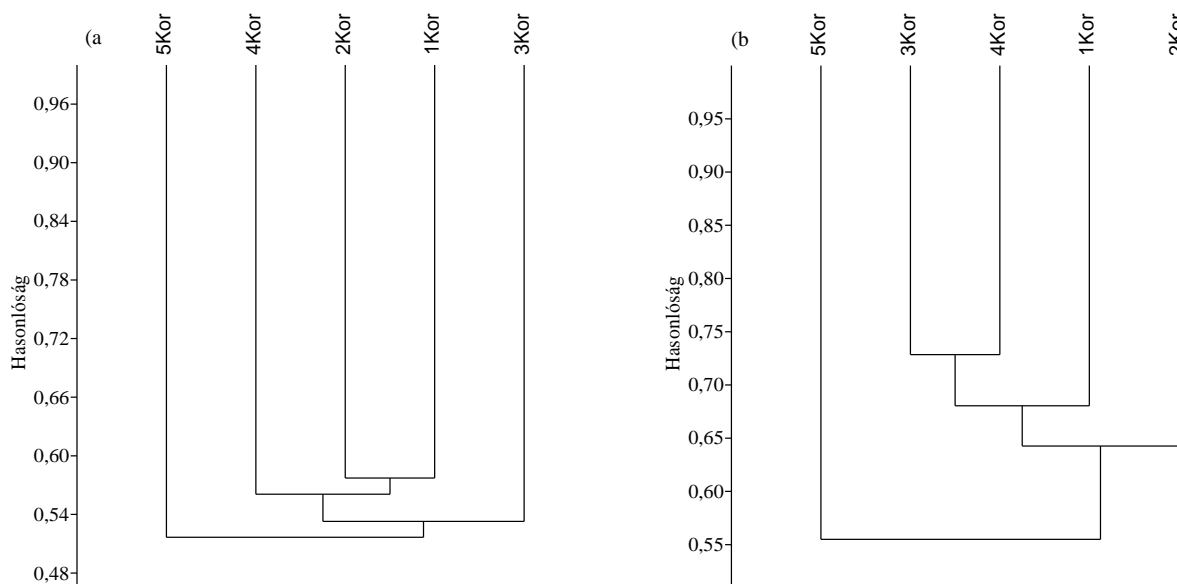
**5.58. ábra:** A vizsgált erdőkorosztályok lepkéközségeinek Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.

Nagylepke közösségek esetében a fajazonossági indexek (Jaccard, Bray-Curtis) alapján készített hierarchikus klaszteranalízis igen hasonló eredményt mutatott, mint a teljes lepkéközség vizsgálata során tapasztaltak. A legfiatalabb (5.) korosztály önálló csoportot alkotott. Legnagyobb hasonlóság a 3. és 4. korosztály között volt (**5.59. ábra**).



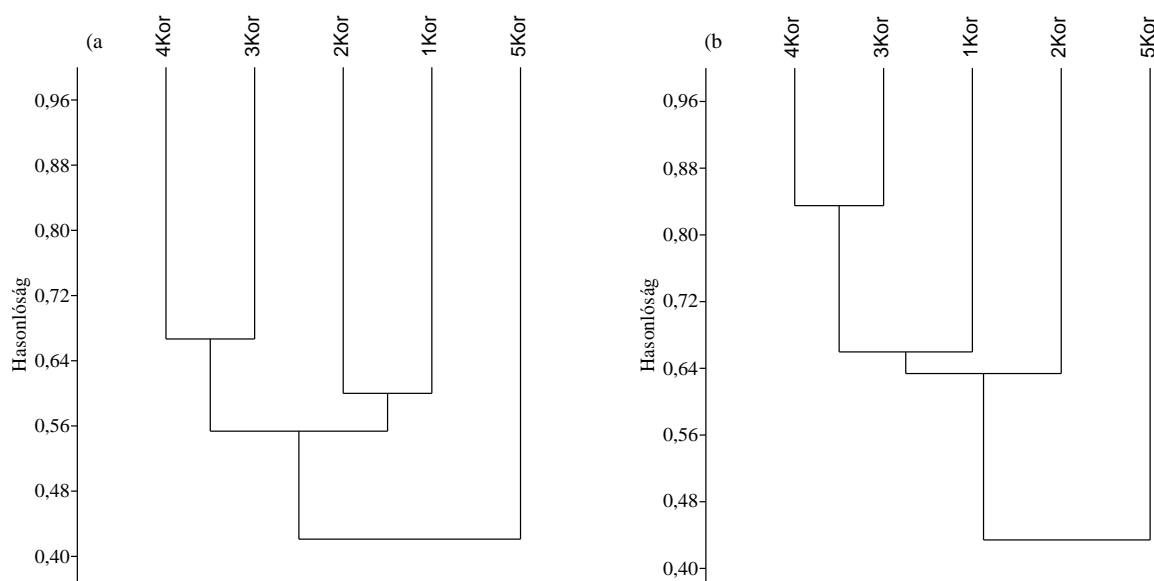
**5.59. ábra:** A vizsgált erdőkorosztályok nagylepke közösségeinek Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.

Molylepkék esetében számított fajazonossági indexek kis mértékben különböző eredményt mutattak. Az 5. korosztály ez esetben is önálló csoportot alkotott. A Jaccard index alapján legnagyobb hasonlóság az 1. és 2. korosztályok, míg a Bray-Curtis index szerint a 3. és 4. korosztályok között volt (**5.60. ábra**).



**5.60. ábra:** A vizsgált erdőkorosztályok molylepke közösségeinek Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.

Az abundáns fajokon alapuló hierarchikus klaszteranalízis szerint az 5. korosztály az előzőekhez hasonlóan önálló csoportot alkotott. A jelenlét-hiány adatokat felhasználó Jaccard index az 1. és 2., valamint 3. és 4. korosztályok között mutatott szorosabb kapcsolatot (**5.61/a. ábra**). A Bray-Curtis index alapján az 5. korosztály szintén külön csoportot képzett, legszorosabb kapcsolat pedig a 3. és 4. korosztályok között volt (**5.61/b. ábra**).



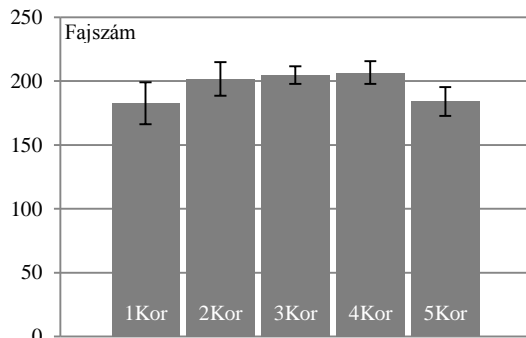
**5.61. ábra:** A vizsgált erdőkorosztályok gyakori lepké fajainak Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.



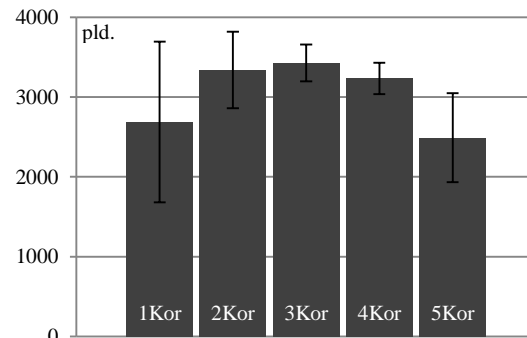
## 5.5 Erdőkorosztályok összehasonlítása a fajokon fejlődő lepközösségek alapján

### Faj- és egyedszám viszonyai

A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok közel fele ( $S=413$ ) fejlődik fajokon – vagy fajokon is; egyedszámuk szintén jelentős volt ( $N=45531$ ). Az erdő-korosztályok közül az 1. és 5. korosztályban alacsonyabb, míg a 2., 3. és 4. korosztályokban magasabb volt a lepkék faj- és egyedszáma (**5.62.** és **5.63. ábra**). A varianciaanalízis ez esetben sem mutatott szignifikáns különbséget a vizsgált korosztályok között (ANOVA:  $F=0,384$ ;  $p=0,82$ ).

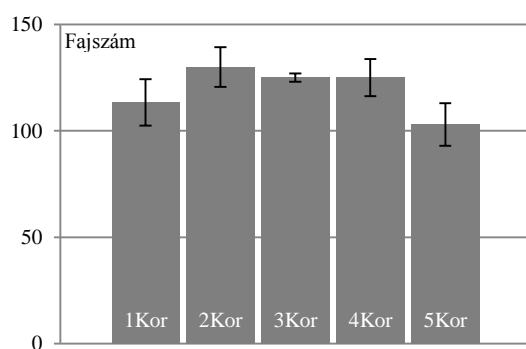


**5.62. ábra:** A fajokon fejlődő lepkék átlagos fajszáma ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

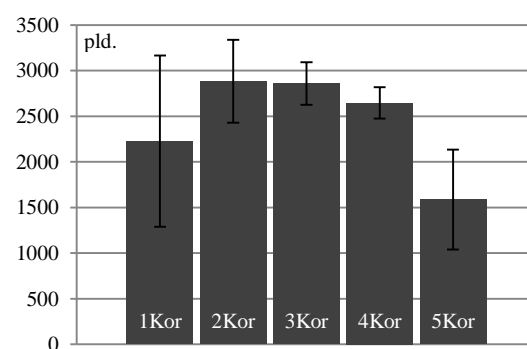


**5.63. ábra:** A fajokon fejlődő lepkék átlagos egyedszáma ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

A fajokon fejlődő nagylepkék fajszáma 42,6%-a ( $S_{\text{macro}}=217$ ), egyedszáma pedig 65,6% ( $N_{\text{macro}}=36599$ ) volt az összes nagylepkének. Az erdőkorosztályonként átlagolt eredmények alapján legmagasabb faj- és egyedszám a 2. korosztályt jellemezte (**5.64.** és **5.65. ábra**). A varianciaanalízis eredményei szerint a korosztályok nem különböztek egymástól szignifikánsan (ANOVA:  $F=0,699$ ;  $p=0,593$ ).



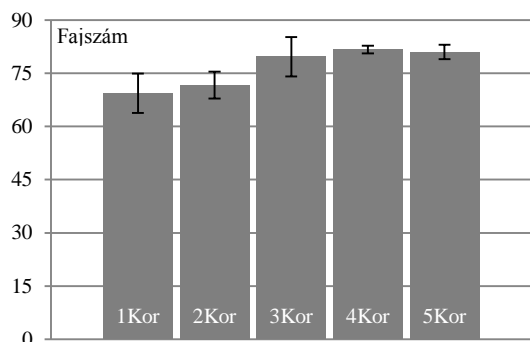
**5.64. ábra:** A fajokon fejlődő nagylepkék átlagos fajszáma ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.



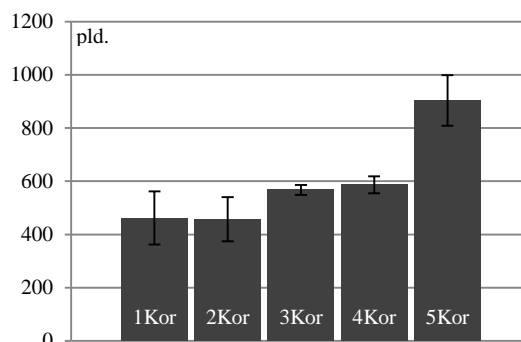
**5.65. ábra:** A fajokon fejlődő nagylepkék átlagos egyedszáma ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

A molylepkék fajszáma 46,7%-a ( $S_{\text{micro}}=196$ ), míg egyedszámuk 56,4%-a ( $N_{\text{micro}}=8932$ ) volt az összes molylepké faj- és egyedszámának. Legmagasabb fajszámot a 4., legmagasabb egyedszámot pedig az 5. korosztályban figyeltem meg (**5.66.** és **5.67. ábra**). A

varianciaanalízis alapján a korosztályok molylepkék tekintetében nem különböztek egymástól szignifikánsan (ANOVA:  $F=1,262$ ;  $p=0,283$ ).

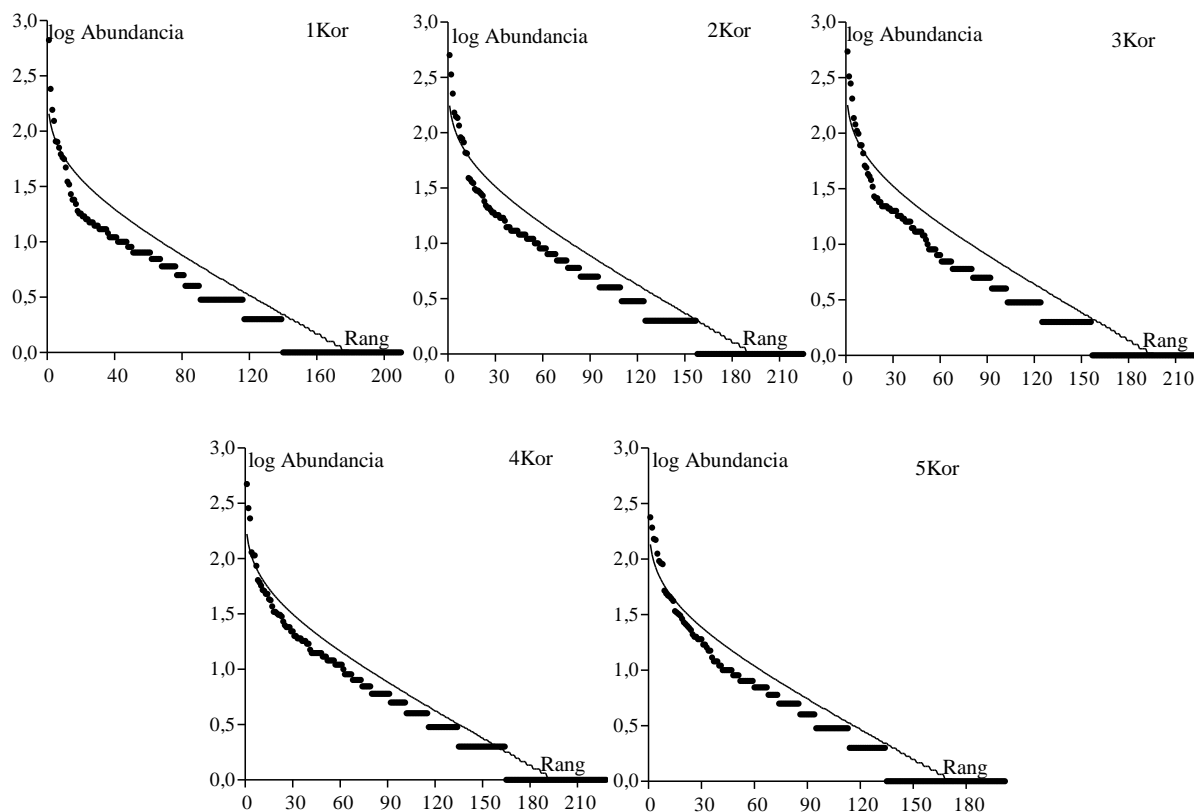


**5.66. ábra:** A fajokon fejlődő molylepkék átlagos fajszáma ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.



**5.67. ábra:** A fajokon fejlődő molylepkék átlagos egyedszáma ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

A dominancia viszonyok hasonlóan alakultak mind az öt korosztályban, a domináns és ritka fajok aránya viszonylag kiegyenlített volt (**5.68. ábra**). A nagylepke és molylepke közösségek esetében is hasonló arányú eloszlást mutatnak a rang-abundancia diagramok (**4/b. melléklet**). A közösségi dominancia-index eredményei az 1. korosztályban mutattak legmagasabb értéket, az 5. korosztályban pedig a legalacsonyabbat. A nagylepkék esetében az első 4 korosztályt magasabb KDI érték jellemezte (**5.22. táblázat**).

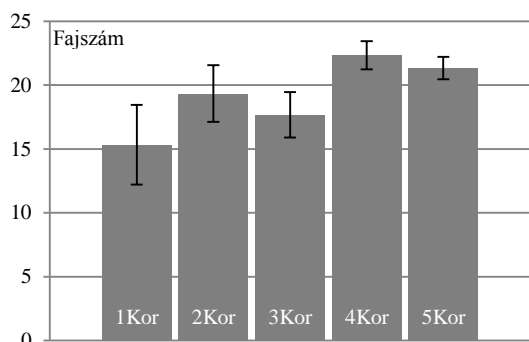
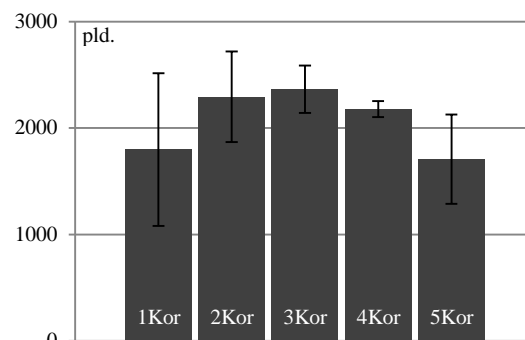


**5.68. ábra:** A fajokon fejlődő lepkék rang-abundancia diagramjai a vizsgált erdőkorosztályokban.

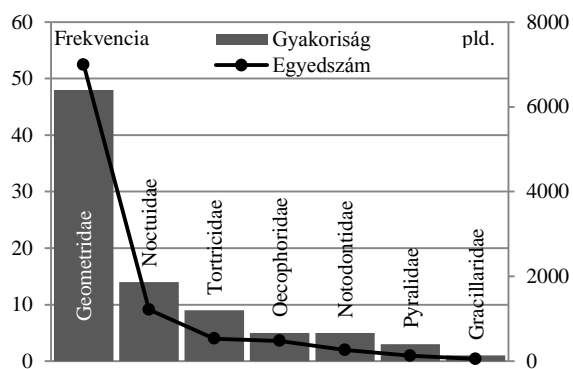
**5.22. táblázat:** A fajokon fejlődő lepkék közösségi dominancia-indexe (KDI) az egyes erdőkorosztályokban.

	1Kor	2Kor	3Kor	4Kor	5Kor
KDI össz.	33,74	25,14	25,38	23,44	17,26
KDI macro	40,75	29,12	30,42	28,63	21,66
KDI micro	30,16	26,09	28,30	26,92	36,27

A fajokon fejlődő lepkéfajok közül összesen 31 abundáns fajt detektáltam ( $D\% \geq 1$ ). A korosztályokat leginkább jellemző lepkéfajok fajsza a 4. korosztályban volt a legmagasabb, az 1. korosztályban pedig a legalacsonyabb (**5.69. ábra**). Az egyedszámok ettől eltérően alakultak. Legtöbb példány 3. korosztályban, legkevesebb az 5. korosztályban volt jellemző (**5.70. ábra**). Az abundáns fajok átlagos dominanciaértéke ( $\pm SE$ ): 66,10% ( $\pm 3,37$ ) volt. A fajokon fejlődő abundáns lepkéfajok alapján a varianciaanalízis nem mutatott szignifikáns különbséget a vizsgált erdőállományok között (ANOVA:  $F=1,174$ ;  $p=0,328$ ).

**5.69. ábra:** A vizsgált erdőkorosztályokban megfigyelt fajokon fejlődő gyakori lepkék átlagos fajsza ( $\pm SE$ ).**5.70. ábra:** A vizsgált erdőkorosztályokban megfigyelt fajokon fejlődő gyakori lepkék átlagos egyedszáma ( $\pm SE$ ).

A vizsgált erdőkorosztályokban legnagyobb gyakorisággal a *Geometridae* családból detektáltam lepkéfajokat. A további megfigyelt családok mind gyakoriságban, mind a gyakori fajok egyedszámában jelentősen elmaradtak az araszoló lepkékhez képest (**5.71. ábra**).

**5.71. ábra:** A vizsgálat során megfigyelt fajokon fejlődő lepke családok gyakorisága és egyedszám viszonya.

A fajokon fejlődő lepkék közül legmagasabb egyedszámban az *Epirrita dilutata* és *Colitis pennaria* került elő. Szintén jelentős volt a *Hypomecis punctinalis*, *Campaea margaritata* és *Orthosia cruda* dominanciaaránya (**5.23. táblázat**).

**5.23. táblázat:** A vizsgálat során megfigyelt 10 legabundánsabb fajokon fejlődő lepkefaj az átlagos egyedszámokon alapuló dominancia értékek alapján.

Faj	N <sub>át</sub>	D%	Család
<i>Epirrita dilutata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	434,07	14,30	Geometridae
<i>Colotois pennaria</i> (Linnaeus, 1761)	300,80	9,91	Geometridae
<i>Hypomecis punctinalis</i> (Scopoli, 1763)	181,73	5,99	Geometridae
<i>Campaea margaritata</i> (Linnaeus, 1767)	135,80	4,47	Geometridae
<i>Orthosia (Microorthosia) cruda</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	108,60	3,58	Noctuidae
<i>Ectropis crepuscularia</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	99,93	3,29	Geometridae
<i>Carcina quercana</i> (Fabricius, 1775)	95,87	3,16	Oecophoridae
<i>Colocasia coryli</i> (Linnaeus, 1758)	92,27	3,04	Noctuidae
<i>Aleimma loefligianum</i> (Linnaeus, 1758)	85,13	2,81	Tortricidae
<i>Peribatodes rhomboidaria</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	60,87	2,01	Geometridae

#### *a* diverzitások összehasonlítása

A fajokon fejlődő lepkék diverzitás indexei az 5. korosztályban voltak a legmagasabbak, az 1. korosztályban pedig a legalacsonyabbak (**5.24. táblázat**). Az egyes mintaterületeket jellemző abundáns lepkefajok esetében számított diverzitási indexek hasonlóan alakultak, mint a fajokon fejlődő teljes lepközösségen alapuló számítások (**5.24. táblázat**).

**5.24. táblázat:** A fajokon fejlődő lepkék diverzitási értékei a vizsgált erdőkorosztályokban

	1Kor	2Kor	3Kor	4Kor	5Kor
Shannon diverzitás	3,751	3,964	3,897	4,136	4,153
Simpson diverzitás	0,919	0,951	0,947	0,957	0,967
Egyenletesség	0,671	0,702	0,689	0,732	0,740
Shannon diverzitás (gyakori)	2,122	2,445	2,425	2,561	2,898
Simpson diverzitás (gyakori)	0,810	0,885	0,882	0,890	0,930
Egyenletesség (gyakori)	0,804	0,882	0,875	0,870	0,912

A fajokon fejlődő nagylepkék Shannon diverzitása a 4., míg a Simpson diverzitás és az egyenletesség az 5. korosztályban volt magasabb, az 1. korosztályban pedig a legalacsonyabb. A molylepke közösség esetében mindhárom diverzitási index a 4. korosztályban mutatott magasabb értékeket. A számított diverzitási indexek egyöntetűen az 5. korosztályhoz rendeltek legalacsonyabb értékeket (**5.25. táblázat**).

A fajokon fejlődő abundáns nagylepkék Shannon és Simpson diverzitása az 5., az egyenletesség értéke a 2. korosztályban volt a legmagasabb. Az erdőkorosztályokat leginkább jellemző (fajokon fejlődő) molylepkék diverzitási indexei az 5. korosztályban voltak a legmagasabbak (**5.25. táblázat**).

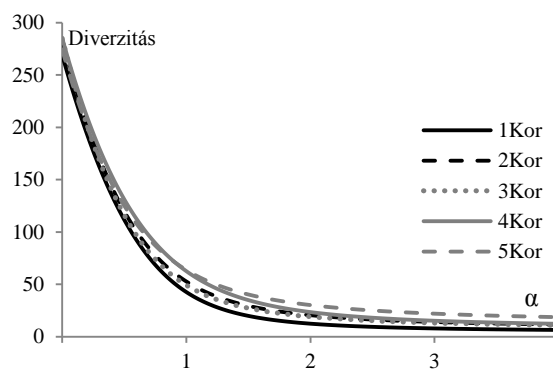
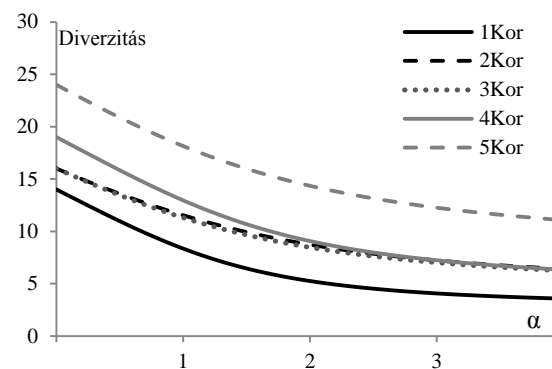
**5.25. táblázat:** A fajokon fejlődő nagylepkék (Macro) és molylepkék (Micro) diverzitási értékei a vizsgált erdőkorosztályokban.

	Macro					Micro				
	1 Kor	2 Kor	3 Kor	4 Kor	5 Kor	1 Kor	2 Kor	3 Kor	4 Kor	5 Kor
H	3,215	3,548	3,415	3,648	3,597	3,663	3,673	3,614	3,723	3,325
D	0,885	0,936	0,927	0,939	0,949	0,941	0,945	0,935	0,946	0,906
J	0,639	0,691	0,667	0,715	0,720	0,771	0,776	0,758	0,776	0,687
H (gyakori)	2,122	2,445	2,425	2,561	2,898	2,039	2,450	2,287	2,634	2,790
D (gyakori)	0,810	0,885	0,882	0,890	0,930	0,791	0,884	0,866	0,891	0,920
J (gyakori)	0,804	0,882	0,875	0,870	0,912	0,773	0,865	0,867	0,852	0,890

**Jelmagyarázat:** **H** – Shannon index; **D** – Simpson index; **J** – Pielou-féle egyenletességi index

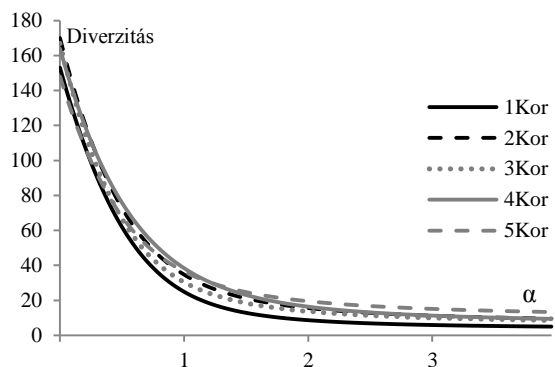
A diverzitási-rendezés eredménye szerint nem rangsorolható minden korosztály egymáshoz képest a fajokon fejlődő éjszakai lepkék alapján. A legidősebb (1.) korosztály diverzitása alacsonyabb volt, mint a fiatalabb erdőké. A legfiatalabb (5.) korosztály csupán az 1. korosztályhoz képest rangsorolható. Magasabb diverzitással a 4. korosztály rendelkezik, amely profilja a 2. és 3. korosztályé fölött fut (**5.72. ábra**).

A fajokon fejlődő abundáns lepkefajokat külön elemezve a diverzitási-rendezés eredményei markánsabb különbségeket jeleznek. Legmagasabb diverzitás ez esetben az 5., legalacsonyabb az 1. korosztályt jellemezte. A 2., 3. és 4. korosztályok diverzitás szempontjából nem rangsorolhatóak egymáshoz képest (**5.73. ábra**).

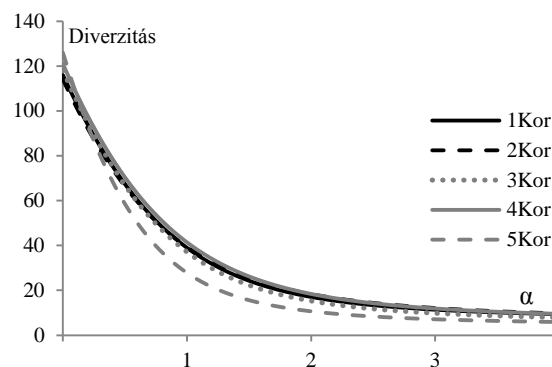
**5.72. ábra:** A fajokon fejlődő lepkék diverzitás-profiljai a vizsgált erdőkorosztályokban.**5.73. ábra:** Az erdőkorosztályokat jellemző fajokon fejlődő gyakori lepkék diverzitás-profiljai.

A fajokon fejlődő nagylepkék és molylepkék diverzitás-profiljai eltérő eredményeket produkáltak. Nagylepkék esetében legalacsonyabb diverzitás szintén az 1. korosztályban volt tapasztalható. Az 5. korosztály rangsorolása diverzitás szempontjából nem volt lehetséges a többi korcsoportéhoz képest. A 2. korosztály diverzitása magasabb volt, mint a 3. korosztályé (**5.74. ábra**).

Molylepkék tekintetében a 4. korosztály diverzitása a legmagasabb, de az 5. és 2. korosztályokhoz viszonyítva nem rangsorolható. A további diverzitás-profilok metszik egymást, így rangsorolásuk nem lehetséges (5.75. ábra).



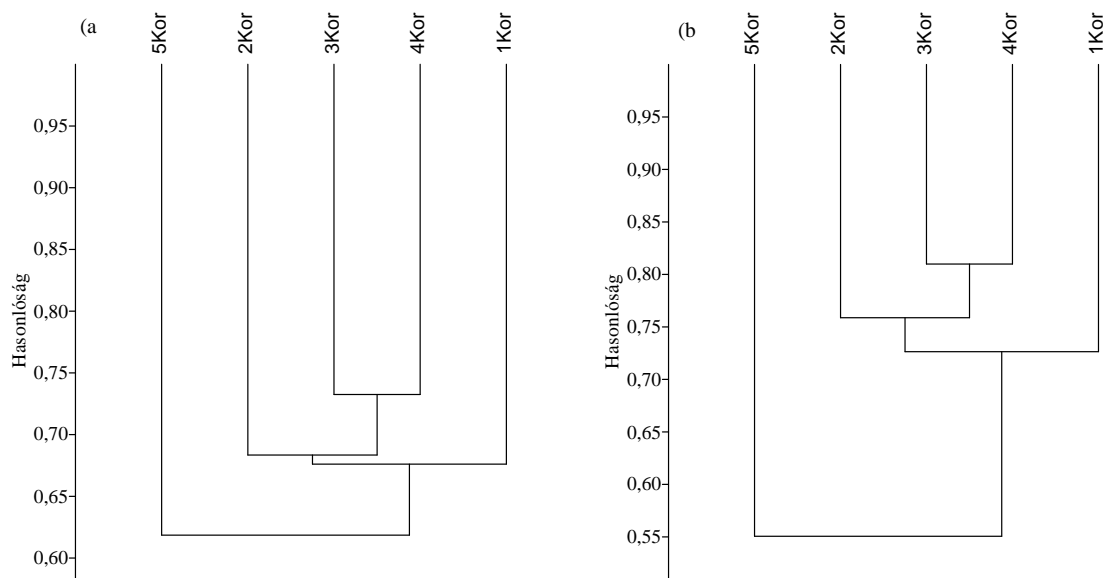
5.74. ábra: A fajajokon fejlődő nagylepkék diverzitás-profiljai a vizsgált erdőkorosztályokban.



5.75. ábra: A fajajokon fejlődő molylepkék diverzitás-profiljai a vizsgált erdőkorosztályokban.

### Fajazonossági vizsgálat ( $\beta$ diverzitás)

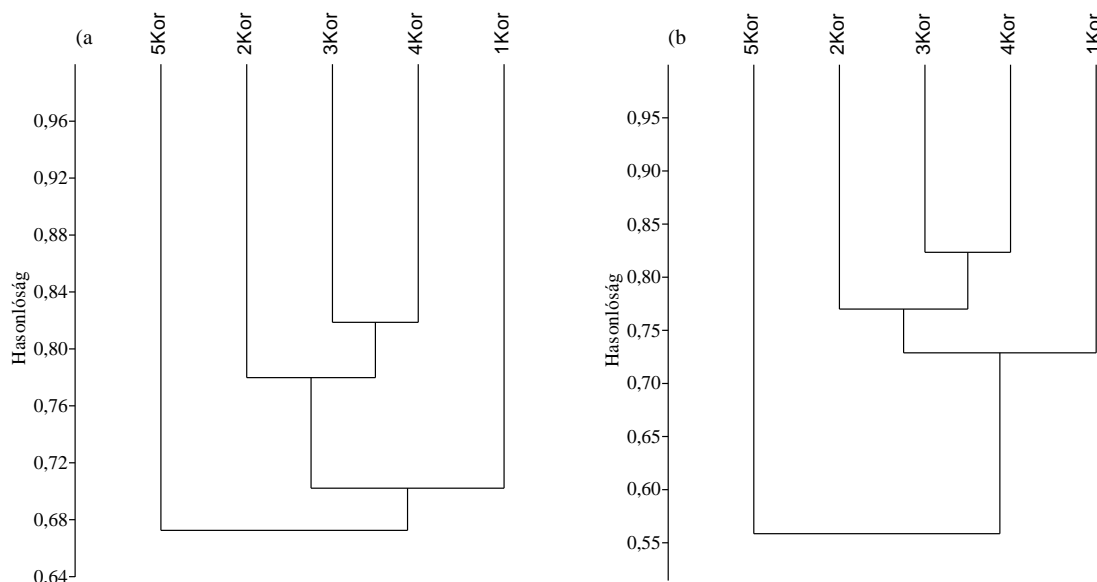
A hierarchikus klaszteranalízis alapján a vizsgált korosztályok két csoportra oszlanak a fajajokon fejlődő lepkék alapján, amit a Jaccard és Bray-Curtis index eredményei hasonlóan igazolnak. Az 5. korosztály mindkét esetben önálló csoportot alkot. Legnagyobb hasonlóság a 3. és 4. korosztályok között látható (5.76. ábra).



5.76. ábra: A vizsgált erdőkorosztályok fajajokon fejlődő lepközösségeinek Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja

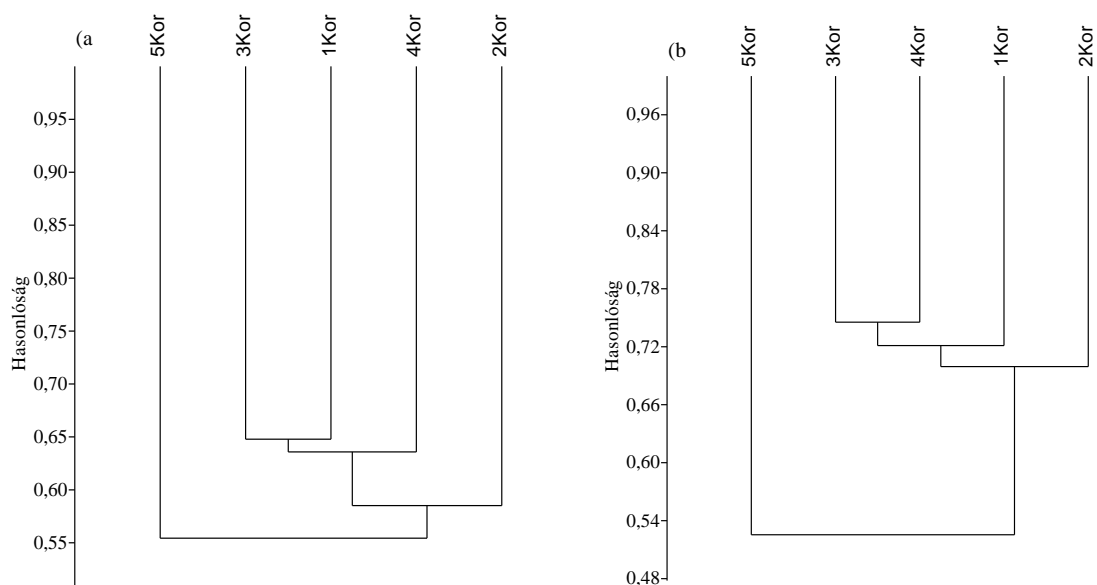
A fajajokon fejlődő nagylepkék alapján végzett hierarchikus osztályozás hasonló eredményt mutat, mint a teljes lepközösség esetén végzett számítások eredményei. Mind a Jaccard,

mind a Bray-Curtis index szerint két csoportra oszlanak a vizsgált erdőkorosztályok. A legfiatalabb (5.) korosztály ez esetben is önálló csoportot alkot. Legnagyobb hasonlóság a 3. és 4. korosztályok között látható (5.77. ábra).



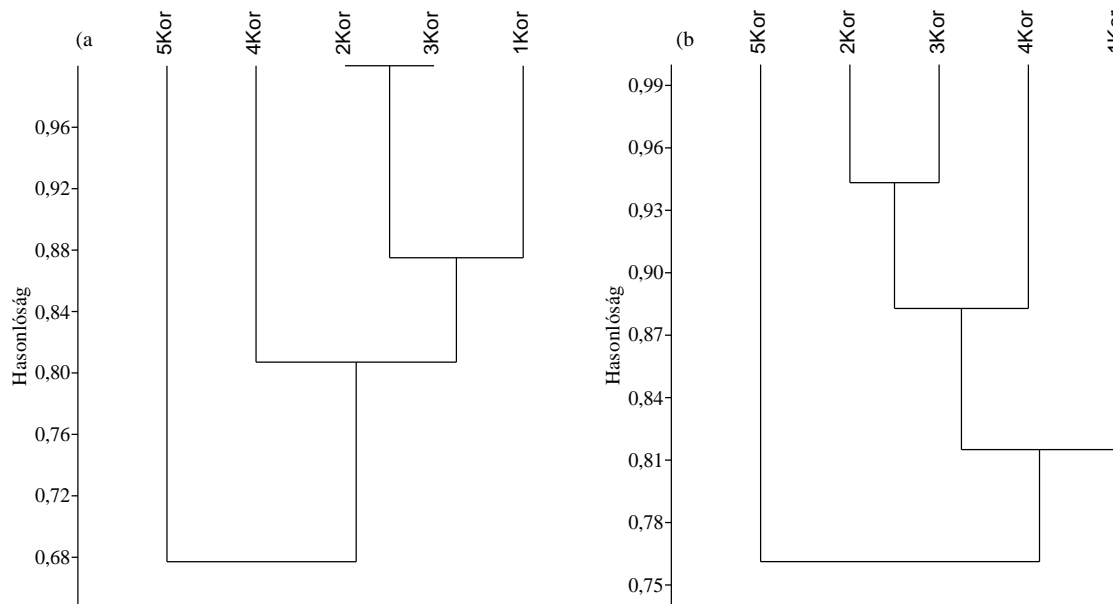
5.77. ábra: A vizsgált erdőkorosztályok fajokon fejlődő nagylepke közösségeinek Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.

A fajokon fejlődő molylepke-közösségeken alapuló klaszteranalízis eredményei némileg különböznek a nagylepkék és a teljes lepkeközösség esetében kapott eredményektől. Ez esetben is két nagy csoportra oszlanak a vizsgált erdőkorosztályok, melyek közül az 5. korosztály önálló csoportot alkot. A jelenlét-hiány adatokon alapuló Jaccard index szerint az 1. és 3. korosztályok, a tömegességi viszonyokkal is kalkuláló Bray-Curtis index alapján viszont a 3. és 4. korosztályok hasonlítanak leginkább egymáshoz (5.78. ábra).



5.78. ábra: A vizsgált erdőkorosztályok fajokon fejlődő molylepke közösségeinek Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.

A fajokon fejlődő abundáns lepkefajok fajazonossági indexei szerint az 5. korosztály szintén különálló csoportot alkot. A Jaccard és Bray-Curtis indexek alapján megrajzolt dendrogrammok csak kis eltérést mutatnak. Mindkét esetben a 2. és 3. korosztályok hasonlítanak egymáshoz leginkább (5.79. ábra).



5.79. ábra: A vizsgált erdőkorosztályok fajokon fejlődő gyakori lepkefajainak Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.

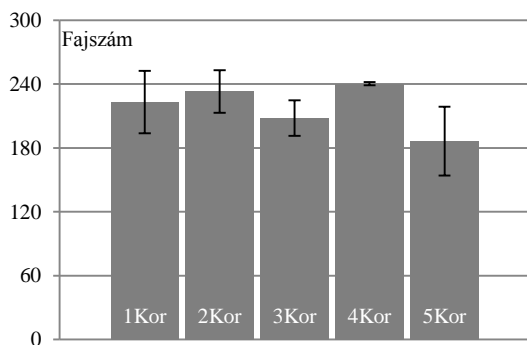
## 5.6 Erdőkorosztályok összehasonlítása a lombkoronaszint alatti növényzetben fejlődő lepközösségek alapján

A lombkoronaszint struktúrája meghatározó lehet az alsóbb vegetációs szintek szempontjából, amelyek szintén jelentős hatást gyakorolhatnak az éjszakai lepközösségekre. A vizsgált erdőkorosztályok összehasonlítása ez esetben a cserjefajokon és lágyszárú növényfajokon – vagy azokon is – fejlődő lepkék korosztályonként átlagolt adatai alapján történt.

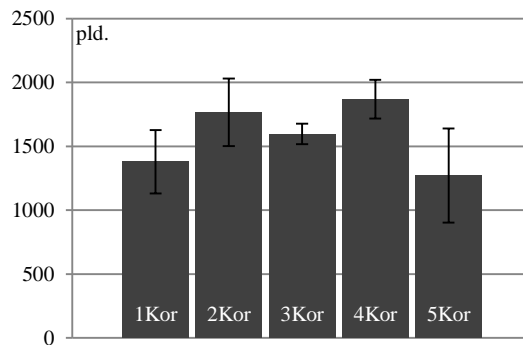
### *Faj- és egyedszám viszonyok*

A korosztályonként átlagolt adatok alapján legmagasabb faj- és egyedszám a 4. korosztályra volt jellemző, míg legalacsonyabb értékeket az 5. korosztályban figyeltem meg (5.80. és 5.81. ábra). Az egyes erdő-korosztályok között a varianciaanalízis nem mutatott szignifikáns különbséget (ANOVA:  $F=1,476$ ;  $p=0,207$ ).



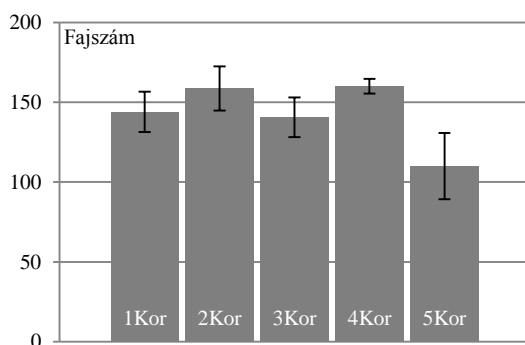


**5.80. ábra:** A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő lepkék átlagos fajszáma (±SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

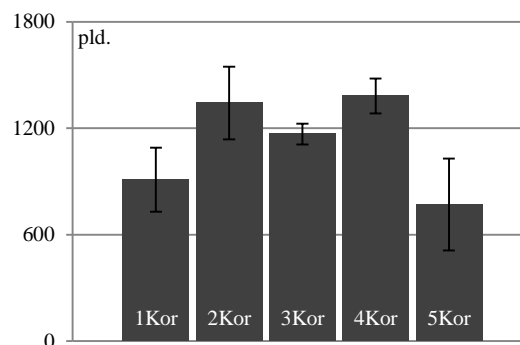


**5.81. ábra:** A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő lepkék átlagos egyedszáma (±SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

A vizsgálat során megfigyelt nagylepke fajoknak 63,3%-a ( $S_{\text{macro}}=322$ ) fejlődik a lombkoronaszint alatti növényzeten, egyedszámuk 30%-a ( $N_{\text{macro}}=16713$ ) az összes nagylepke egyedszámának. A korosztályonként átlagolt adatok alapján a faj- és egyedszám viszonyok a 4. korosztályban voltak a legmagasabbak, az 5. korosztályban pedig a legalacsonyabbak (**5.82.** és **5.83. ábra**). A varianciaanalízis szerint a vizsgált korosztályok nem különböztek egymástól szignifikánsan (ANOVA:  $F=2,28$ ;  $p=0,059$ ).

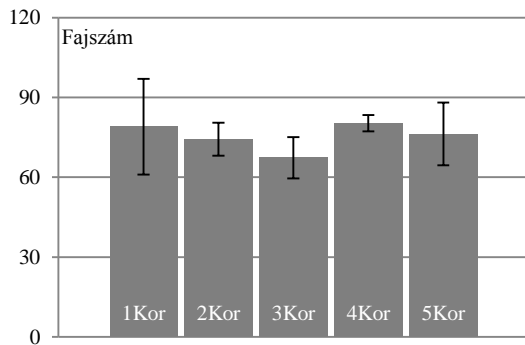


**5.82. ábra:** A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő nagylepkék átlagos fajszáma (±SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

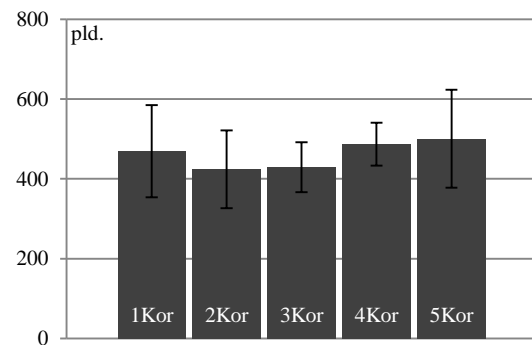


**5.83. ábra:** A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő nagylepkék átlagos egyedszáma (±SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő molylepkék fajszáma 53,2%-a ( $S_{\text{micro}}=223$ ), egyedszáma 43,8%-a ( $N_{\text{micro}}=6930$ ) a vizsgálat során megfigyelt összes molylepkének. A korosztályonként átlagolt adatok alapján – a nagylepkékhez hasonlóan – legmagasabb faj- és egyedszám a 4. korosztályt jellemezte, legalacsonyabb azonban a 3. korosztályt (**5.84.** és **5.85. ábra**). A vizsgált korosztályok varianciája ez esetben sem különbözött jelentősen (ANOVA:  $F=0,103$ ;  $p=0,981$ ).

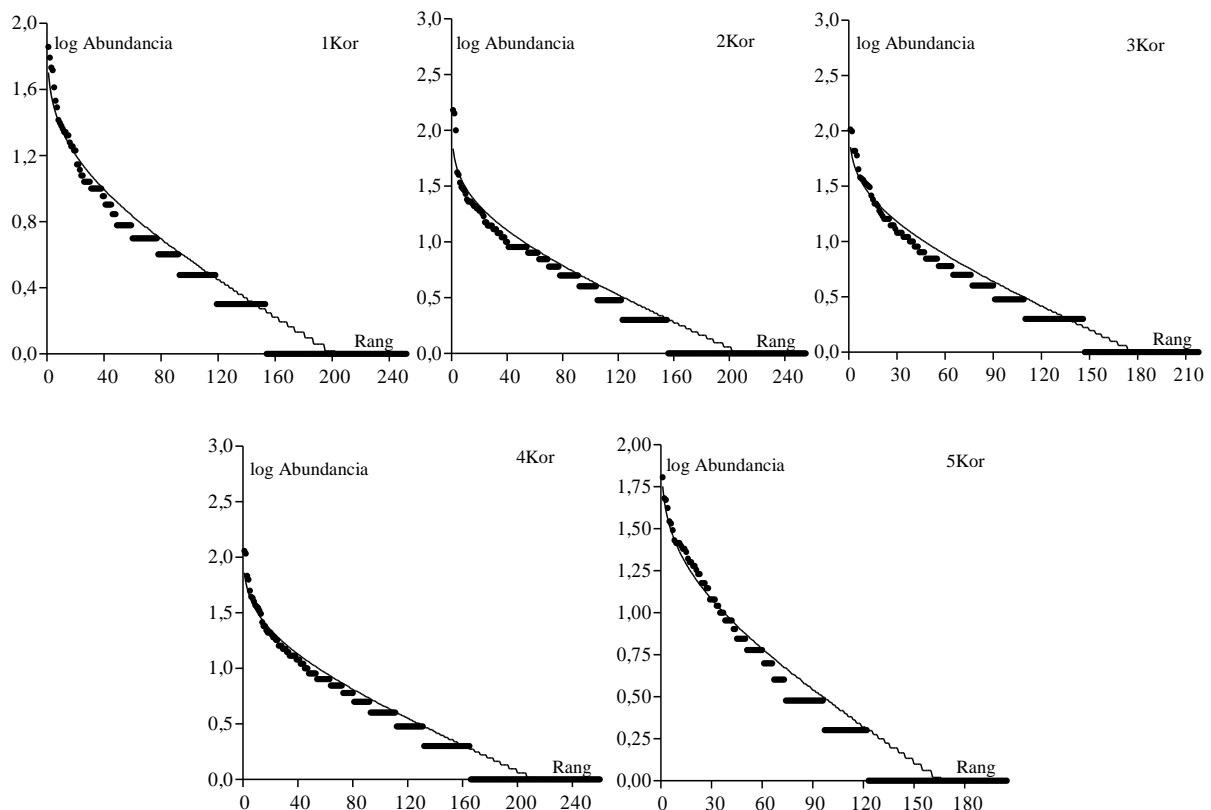


**5.84. ábra:** A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő molylepkék átlagos fajszáma ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.



**5.85. ábra:** A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő molylepkék átlagos egyedszáma ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

A rang-abundancia diagramok alapján a lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő lepkék esetében a ritka fajok voltak többségben (**5.86. ábra**). Hasonló eredményt produkált a nagylepkék és molylepkék esetében elvégzett abundancia vizsgálat is (**4/c. melléklet**). A domináns fajok alacsonyabb számát támasztják alá a közösségi dominancia-index eredményei is, különösen az 5. és 1. korosztályokban. A nagylepkék és molylepkék esetében kapott értékek magasabbak voltak. A KDI minden esetben a 2. korosztályban volt a legmagasabb (**5.26. táblázat**). Különösen a molylepkék vizsgálata során kapott érték volt kiugróan magas, melyet a *Pleuroptya ruralis* tömeges megjelenése okozott a 2A mintaterületen.

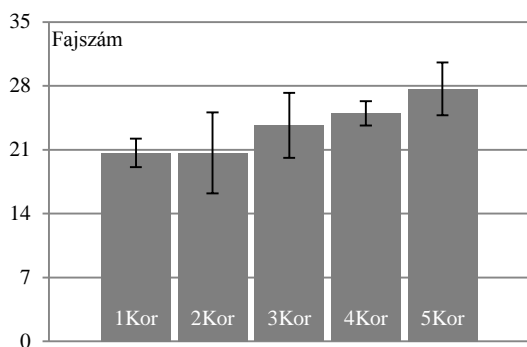


**5.86. ábra:** A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő lepkék rang-abundancia diagramjai a vizsgált erdőkorosztályokban.

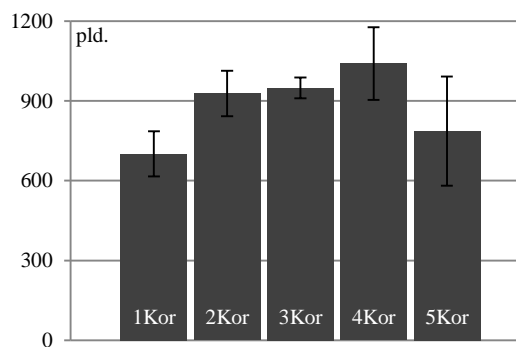
**5.26. táblázat:** A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő lepkék közösségi dominancia-indexe (KDI) az egyes erdőkorosztályokban.

	1Kor	2Kor	3Kor	4Kor	5Kor
KDI össz	9,74	16,61	12,65	11,86	8,76
KDI macro	14,76	18,73	17,31	16,04	13,77
KDI micro	18,18	39,07	25,85	21,92	18,97

A lombkoronaszint alatti növényzeten – vagy azon is – fejlődő lepkék közül 31 abundáns faj (D% $\geq$ 1) figyeltem meg, legtöbbet közülük az 5., legkevesebbet pedig az 1. és 2. korosztályban (**5.87. ábra**). Az egyedszámok a 4. korosztályban voltak a legmagasabbak, a legidősebb (1.) korosztályban pedig a legalacsonyabbak (**5.88. ábra**). Az egyes korosztályok cserje és gyepszintjét jellemző abundáns lepkefajok átlagos dominanciaértéke ( $\pm$ SE) 23,85% ( $\pm$ 2,38). A vizsgált erdőkorosztályok között szignifikáns különbséget mutatott a varianciaanalízis (ANOVA: F=2,748; p=0,037), a lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő lepkék alapján. Az eltérés a 2. és 5. korosztályok varianciája között észlelt jelentős különbség okozta (HSD: Q=4,327; p=0,0,027).

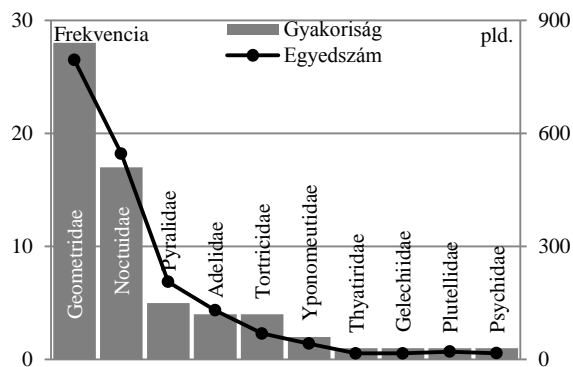


**5.87. ábra:** A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő abundáns lepkék átlagos fajszáma ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.



**5.88. ábra:** A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő abundáns lepkék átlagos egyedszáma ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

Legnagyobb gyakorisággal a *Geometridae* család fajai kerültek elő a mintákból, ezt követte a *Noctuidae* család. A jellemző lepkefajok egyedszámai hasonlóan alakultak, mint a családok gyakorisága. Legmagasabb egyedszámú gyakori lepkefaj a *Geometridae*, majd a *Noctuidae* családból került elő. (**5.89. ábra**).



**5.89. ábra:** A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő lepkésaládok gyakorisága és egyedszám viszonya.

A dominancia értékek alapján a leggyakoribb lepkéfajok a *Colocasia coryli* volt és *Pleuroptya ruralis* voltak. Emellett szintén jelentős arányban kerültek elő az *Idaea deversaria*, *Perizoma alchemillata* és *Idea aversata* araszó lepkék (**5.27. táblázat**).

**5.27. táblázat:** A vizsgálat során megfigyelt 10 leggyakoribb lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő lepkéfaj az átlagos egyedszámokon alapuló dominancia értékek alapján.

Faj	N <sub>átl</sub>	D%	Család
<i>Colocasia coryli</i> (Linnaeus, 1758)	92,27	5,85	Noctuidae
<i>Pleuroptya ruralis</i> (Scopoli, 1763)	66,13	4,20	Pyralidae
<i>Idaea deversaria</i> (Herrich-Schäffer, 1847)	62,20	3,95	Geometridae
<i>Perizoma alchemillata</i> (Linnaeus, 1758)	50,40	3,20	Geometridae
<i>Idaea aversata</i> (Linnaeus, 1758)	47,00	2,98	Geometridae
<i>Nemophora degeerella</i> (Linnaeus, 1758)	46,60	2,96	Adelidae
<i>Hypena proboscidalis</i> (Linnaeus, 1758)	40,47	2,57	Noctuidae
<i>Blepharita satura</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	30,07	1,91	Noctuidae
<i>Alcis repandata</i> (Linnaeus, 1758)	27,27	1,73	Geometridae
<i>Idaea biselata</i> (Hufnagel, 1767)	25,33	1,61	Geometridae

### **a diverzitások összehasonlítása**

A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő lepkék diverzitási indexei az 1. korosztályban voltak a legmagasabbak. A Shannon entrópia és a Pielou-féle egyenletesség értéke a 3., a Simpson diverzitás a 2. korosztályban volt a legalacsonyabb (**5.28. táblázat**).

Nagylepkék tekintetében a számított diverzitási indexek változatosan alakultak. A Shannon index értéke a 2., a Simpson diverzitási index az 1. és az 5., míg az egyenletesség értéke az 1. korosztályban volt a legmagasabb (**5.28. táblázat**).

Molylepkék esetében az előzőektől eltérő eredményt mutattak a diverzitási indexek. A Shannon entrópia értéke a 4., a Simpson diverzitás az 1., míg a Pielou-féle egyenletesség az 1. és 4. korosztályban volt a legmagasabb (**5.28. táblázat**).

A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő leggyakoribb lepkéfajok alapján a Shannon és Simpson diverzitás a 4., az egyenletesség az 1. korosztályban volt a legmagasabb.

Legalacsonyabb értéket mindhárom diverzitási index a 2. korosztályban produkált (**5.28. táblázat**).

**5.28. táblázat:** A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő lepkék diverzitási értékei a vizsgált erdőkorosztályokban.

	1Kor	2Kor	3Kor	4Kor	5Kor
Shannon diverzitás	4,854	4,674	4,587	4,776	4,664
Simpson diverzitás	0,985	0,977	0,980	0,983	0,984
Egyenletesség	0,828	0,796	0,794	0,815	0,821
Shannon diverzitás (gyakori)	2,400	1,966	2,535	2,460	2,720
Simpson diverzitás (gyakori)	0,900	0,832	0,912	0,945	0,930
Egyenletesség (gyakori)	0,970	0,895	0,961	0,959	0,980

A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő nagylepkék diverzitási indexei az 1. korosztályban voltak a legmagasabbak (illetve a Simpson diverzitás értéke az 5. korosztályban is). Legalacsonyabb diverzitás-értékeket nagylepkék esetében a 3. korosztály produkált (**5.29. táblázat**).

Molylepkék esetében legmagasabb értékek szintén az 1. korosztályt jellemezték, míg legalacsonyabb diverzitást egyöntetűen a 2. korosztályban jelöltek a számított indexek (**5.29. táblázat**).

A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő gyakori nagylepke fajok diverzitása mindhárom jelzőszám alapján az 5. korosztályban volt magasabb, míg a 2. korosztályban a legalacsonyabb (**5.29. táblázat**).

A gyakori molylepkék Shannon diverzitása a 4., a Simpson index és az egyenletesség értéke az 1. korosztályban volt a legmagasabb. Legalacsonyabb értéket egyöntetűen a 2. korosztályban jeleztek a diverzitási indexek (**5.29. táblázat**).

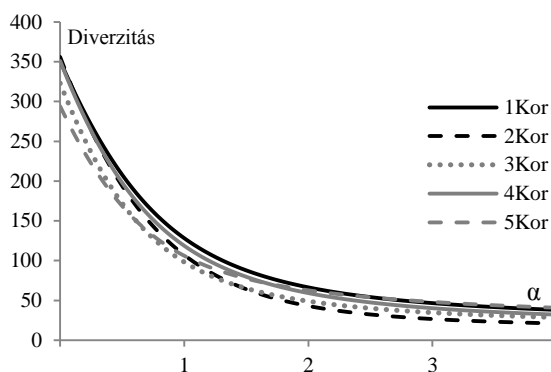
**5.29. táblázat:** A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő nagylepkék (Macro) és molylepkék (Micro) diverzitási értékei a vizsgált erdőkorosztályokban.

	Macro					Micro				
	1 Kor	2 Kor	3 Kor	4 Kor	5 Kor	1 Kor	2 Kor	3 Kor	4 Kor	5 Kor
H	4,369	4,370	4,178	4,332	4,186	3,909	3,340	3,536	3,835	3,698
D	0,975	0,972	0,969	0,974	0,975	0,963	0,876	0,944	0,959	0,957
J	0,817	0,803	0,781	0,801	0,812	0,790	0,692	0,748	0,790	0,772
H' (abundáns)	2,953	2,933	2,933	2,995	3,149	3,004	2,420	2,758	3,044	2,857
D (abundáns)	0,935	0,924	0,933	0,937	0,950	0,937	0,800	0,914	0,934	0,931
J (abundáns)	0,929	0,911	0,923	0,930	0,955	0,922	0,752	0,892	0,914	0,924

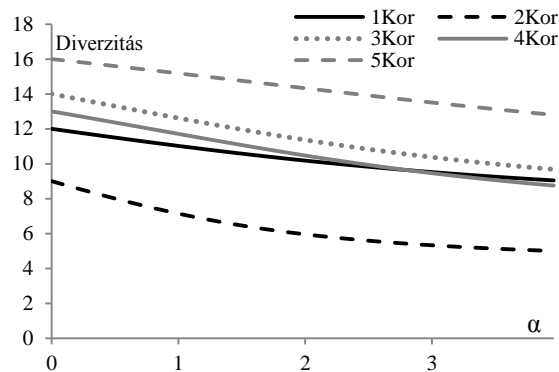
**Jelmagyarázat:** H' – Shannon index; D – Simpson index; J – Pielou-féle egyenletességi index

A diverzitás-rendezés eredményei alapján nem különül el minden korosztály egymástól egyértelműen. Különösen igaz ez a teljes lepkéközségen alapuló eredményekre, amely szerint csak annyi állapítható meg egyértelműen, hogy az 1. és 4. korosztályok éjszakai lepkediverzitása magasabb, mint a 3. korosztályé (**5.90. ábra**).

A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő abundáns lepkéfajok alapján a diverzitás profilok a vizsgált erdőkorosztályok tisztábban értelmezhető rangsorolását teszik lehetővé. Eszerint a következő diverzitási-sorrend állítható fel: 5. kor, 3. kor, 1. és 4. kor (egymáshoz képest nem rangsorolhatóak), 2. kor (**5.91. ábra**).



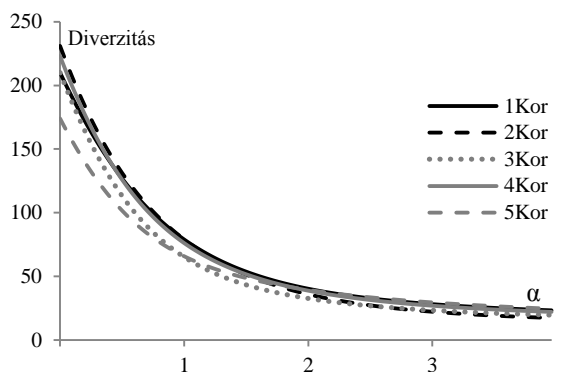
**5.90. ábra:** A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő lepkék diverzitás-profiljai a vizsgált erdőkorosztályokban.



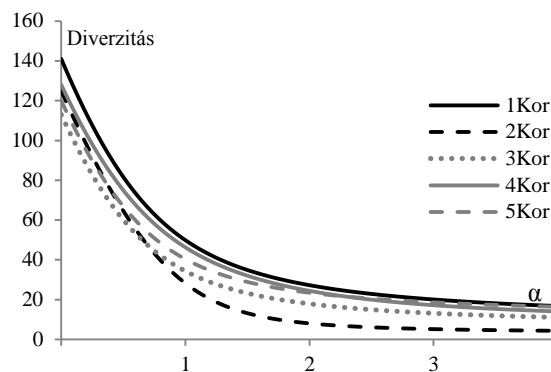
**5.91. ábra:** Az erdőkorosztályokat jellemző lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő abundáns lepkék diverzitás-profiljai.

Nagylepkék tekintetében a diverzitás-rendezés alapján az erdőkorosztályok rangsorolása egymáshoz képest szintén csak egy esetben lehetséges. Eszerint az 1. és 4. korosztályok lepkediverzitása magasabb, mint a 3. korosztályé (**5.92. ábra**).

A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő molylepkék diverzitási profiljai már jobban elkülönültek egymástól. Legmagasabb molylepké-diverzitással az 1. korosztály rendelkezett. A 2., 3. és 5. korosztályok diverzitás-profiljai metszették egymást, így egymáshoz viszonyított rangsorolásuk nem volt lehetséges (**5.93. ábra**).



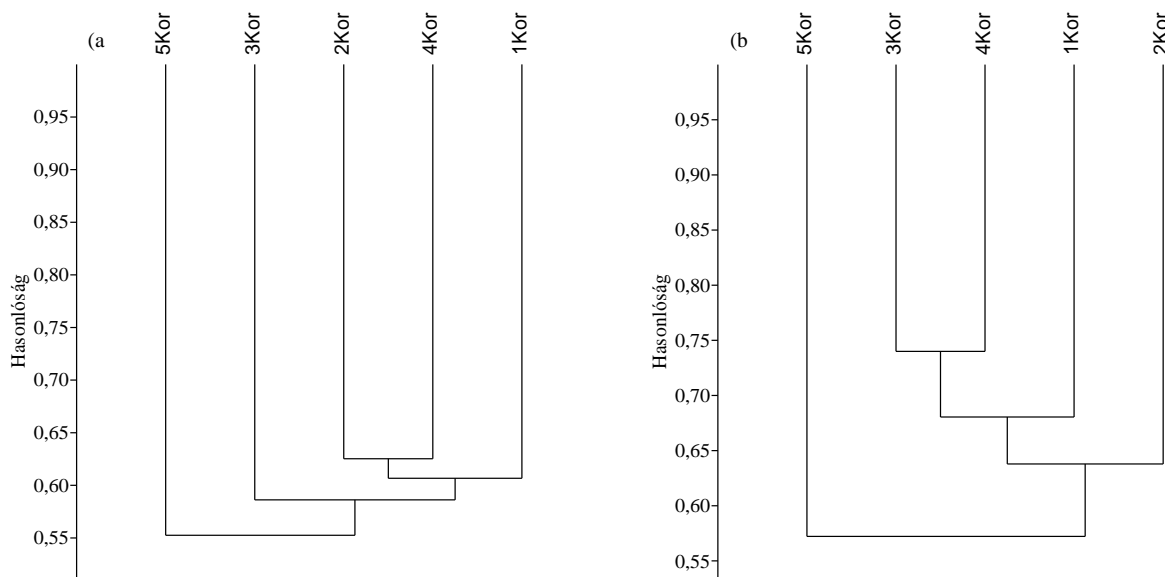
**5.92. ábra:** A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő nagylepkék diverzitás-profiljai a vizsgált erdőkorosztályokban.



**5.93. ábra:** A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő molylepkék diverzitás-profiljai a vizsgált erdőkorosztályokban.

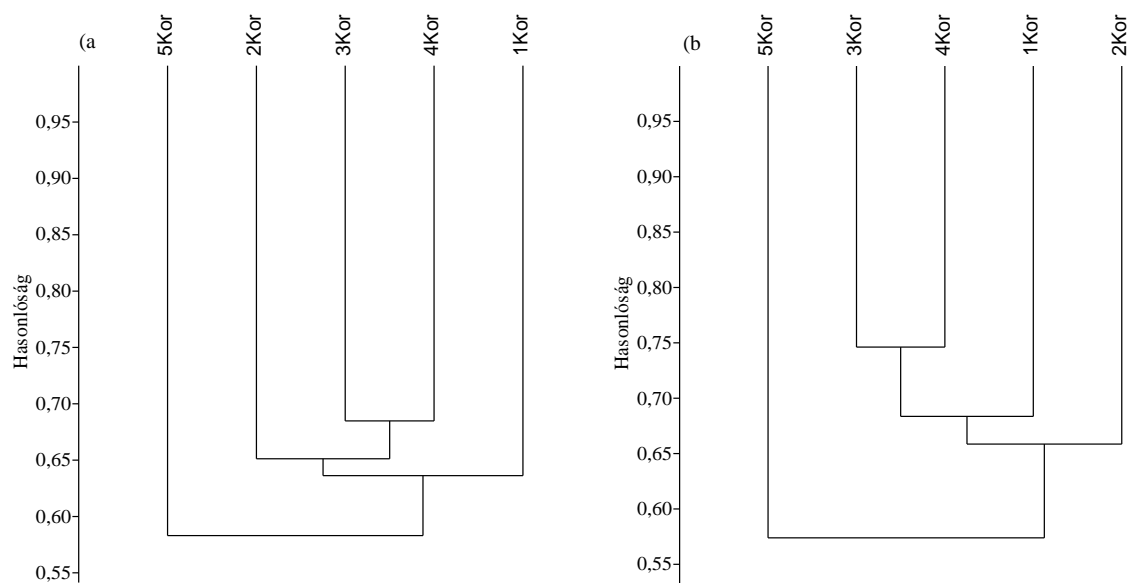
**Fajazonossági vizsgálatok ( $\beta$  diverzitás)**

Az összes megfigyelt lepke esetében, a Jaccard index az 5. korosztályt önálló csoportként értékelte. Legnagyobb hasonlóságot a 2. és 4. korosztályok között talált (**5.94/a. ábra**). A Bray-Curtis index eredményei szerint az 5. korosztály szintén külön csoportot alkot, de legnagyobb hasonlóságot a 3. és 4. korosztályok között számított (**5.94/b. ábra**).



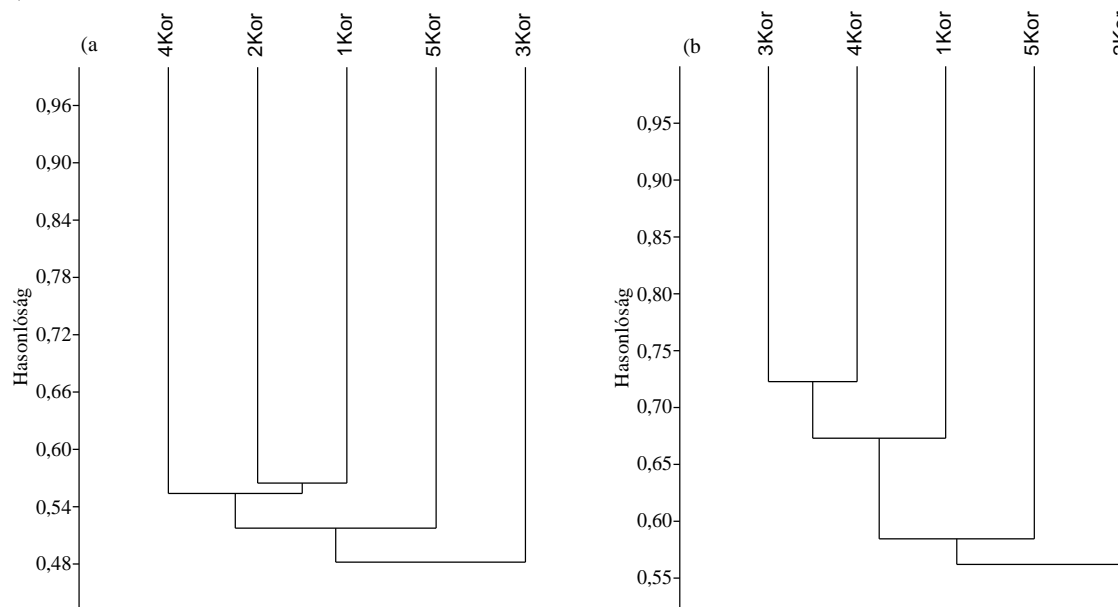
**5.94. ábra:** A vizsgált erdőkorosztályok lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő lepkeközösségeinek Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.

Nagylepkék esetében mindkét fajazonossági index hasonló eredményt produkált. Az 5. korosztály ez esetben is önálló csoportot alkot. Mind a Jaccard, mind a Bray-Curtis index a 3. és 4. korosztályok között talált legnagyobb hasonlóságot (**5.95. ábra**).



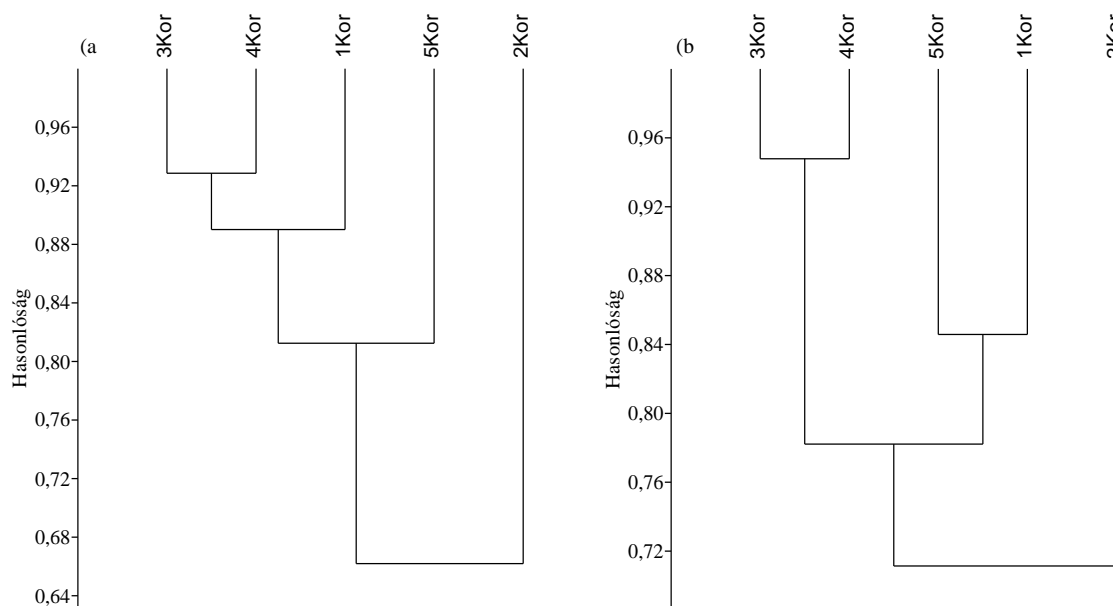
**5.95. ábra:** A vizsgált erdőkorosztályok lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő nagylepke közösségeinek Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.

A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő molylepkék esetében azonban az előzőektől jelentősen eltérő képet mutat a hierarchikus klaszteranalízis. A Jaccard index alapján a 3. korosztály alkot önálló csoportot és az 1.-2. korosztályok hasonlítanak egymáshoz leginkább (5.96/a. ábra). A Bray-Curtis index szerint azonban a 2. korosztály különül el legerősebben a többi korosztálytól. Legnagyobb hasonlóság ez esetben a 3.-4. korosztályok között volt (5.96/b. ábra).



5.96. ábra: A vizsgált erdőkorosztályok lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő molylepké közösségeinek Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.

Az abundáns fajokon alapuló klaszteranalízis során a Jaccard index a 3., a Bray-Curtis index a 2. korosztályt sorolta külön csoportba. Legnagyobb hasonlóság az 1.-2., illetve a 3.-4. korosztályokat jellemezte (5.97. ábra).



5.97. ábra: A vizsgált erdőkorosztályok lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő abundáns lepkefajok Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.

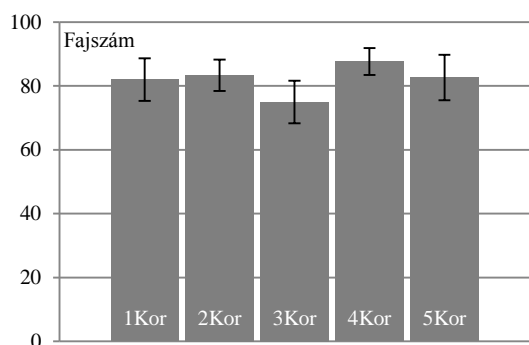


## 5.7 Erdőkorosztályok összehasonlítása a cserjefajokon fejlődő lepközösségek alapján

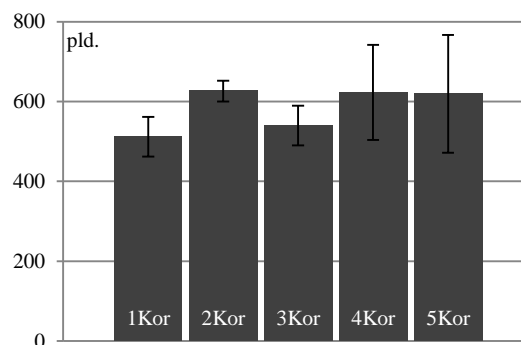
### Faj- és egyedszám viszonyok

A cserjefajokon – vagy azokon is – fejlődő lepkefajok faj- és egyedszáma ( $S=190$ ;  $N=8759$ ) alacsonyabb volt, mint a fafajokon fejlődőké. A korosztályonként átlagolt adatok alapján legmagasabb fajszámot a 4., legmagasabb egyedszámot a 2. korosztályban figyeltem meg (5.98. és 5.99. ábra).

Mind a faj-, mind az egyedszámok tekintetében viszonylag kis különbség volt a vizsgált erdőkorosztályok között, ennek megfelelően a variancia-analízis nem mutatott szignifikáns eltérést (ANOVA:  $F=0,186$ ;  $p=0,946$ ).

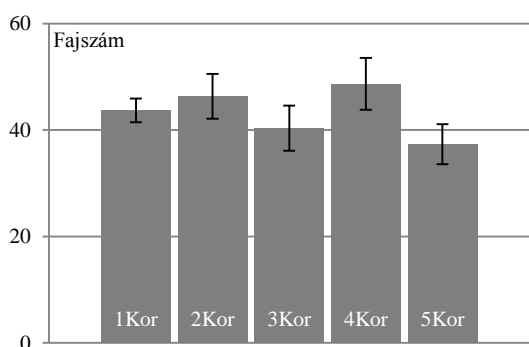


5.98. ábra: A cserjeféléken fejlődő lepkék átlagos fajszáma ( $\pm SE$ ) a vizsgált erdőkorosztályokban.

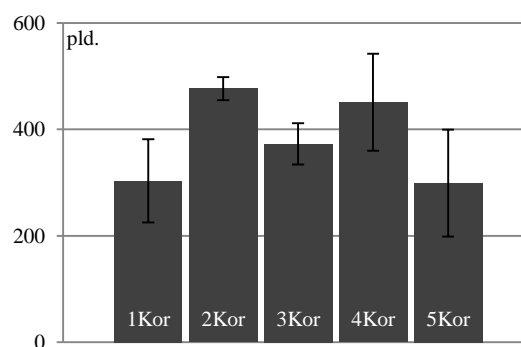


5.99. ábra: A cserjeféléken fejlődő lepkék átlagos egyedszáma ( $\pm SE$ ) a vizsgált erdőkorosztályokban.

A kutatás során megfigyelt nagylepke fajoknak 17,9%-a ( $S_{macro}=91$ ) fejlődik cserjefajokon egyedszámuk pedig 10,2%-a ( $N_{macro}=5706$ ) az összes nagylepke egyedszámának. Az erdőkorosztályonként átlagolt adatok alapján legmagasabb fajszám a 4., legmagasabb egyedszám a 2. korosztályt jellemezte. (5.100. és 5.101. ábra). A variancia-analízis eredményei szerint a korosztályok nem különböztek egymástól szignifikánsan (ANOVA:  $F=0,167$ ;  $p=0,955$ ).

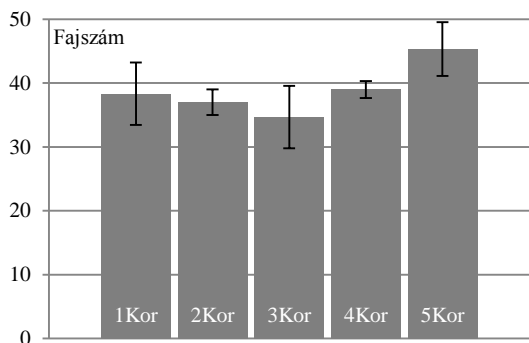


5.100. ábra: A cserjeféléken fejlődő nagylepkék átlagos fajszáma ( $\pm SE$ ) a vizsgált erdőkorosztályokban.

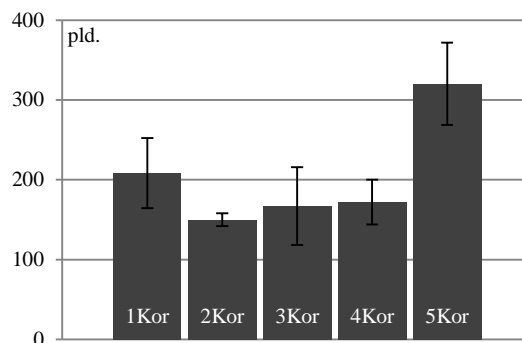


5.101. ábra: A cserjeféléken fejlődő nagylepkék átlagos fajszáma ( $\pm SE$ ) a vizsgált erdőkorosztályokban.

Cserjefajokon fejlődő molylepkék fajsza 23,6%-a ( $S_{\text{micro}}=99$ ), egyedszámuk pedig 19,3%-a ( $N_{\text{micro}}=3053$ ) a vizsgálat során megfigyelt összes molylepkének. Legmagasabb faj- és egyedszámot az 5. korosztályban volt jellemző (5.102. és 5.103. ábra). A variancia-analízis során nem tapasztaltam szignifikáns különbséget a korosztályok között (ANOVA:  $F=2,382$ ;  $p=0,051$ ).

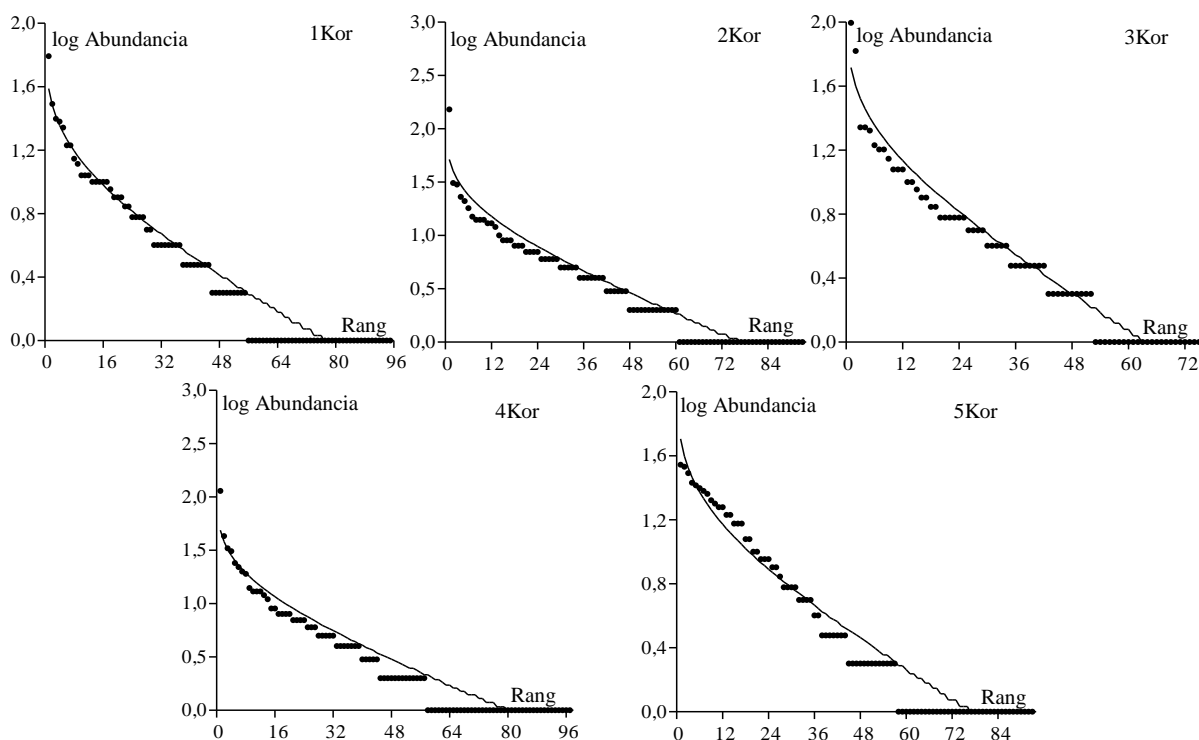


5.102. ábra: A cserjeféléken fejlődő molylepkék átlagos fajsza ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.



5.103. ábra: A cserjeféléken fejlődő molylepkék átlagos fajsza ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

A rang-abundancia diagramok alapján mind az öt korosztályban viszonylag kiegyenlített volt a ritka és domináns fajok aránya (5.104. ábra). Hasonló eredményeket jellemezték a cserjefajokon fejlődő nagylepke és molylepke közösségeket is (4/d. melléklet). A közösségi dominancia-index értékei az összes lepkefaj és a nagylepkék esetében a 3., molylepkék tekintetében pedig a 2. korosztályban voltak a legmagasabbak. Az összes megfigyelt cserjeféléken fejlődő lepke és a nagylepkék esetében a KDI értékek az 5., míg molylepkék tekintetében a 4. korosztályban voltak a legalacsonyabbak (5.30. táblázat).

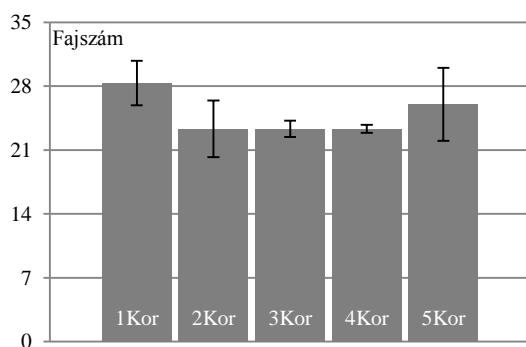


5.104. ábra: A cserjeféléken fejlődő lepkék rang-abundancia diagramjai a vizsgált erdőkorosztályokban.

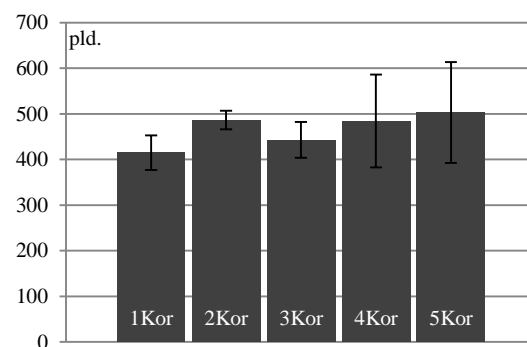
**5.30. táblázat:** A cserjeféléken fejlődő lepkék közösségi dominancia-indexe (KDI) az egyes erdőkorosztályokban.

	1Kor	2Kor	3Kor	4Kor	5Kor
KDI össz.	18,24	29,11	30,64	25,27	11,19
KDI macro	28,79	38,28	44,36	34,91	19,96
KDI micro	23,04	24,44	21,76	18,80	20,50

A cserjefajokon fejlődő abundáns lepkék közül összesen 44 fajt detektáltam a 15 mintaterületen. Legmagasabb fajszám az 1. korosztályt jellemezte. Emellett szintén magasabb volt az 5. korosztályban tapasztalt abundáns lepkefajok száma, míg a 2., 3. és 4. korosztályokban azonos számú, az előzőeknél kevesebb jellemző lepkét figyeltem meg (**5.105. ábra**). Az egyedszámok a fajszámoknál változatosabban alakultak a vizsgált korosztályokban. Legtöbb példány az 5., legkevesebbe pedig az 1. korosztályban volt (az abundáns fajokat figyelembe véve) (**5.106. ábra**). A jellemző fajok kumulált dominanciaértéke átlagosan ( $\pm$ SE) 76,61% ( $\pm$ 1,37%) volt. A vizsgált korosztályok között a varianciaanalízis nem mutatott különbséget, a cserjefajokon fejlődő lepközösségek alapján (ANOVA:  $F=0,246$ ;  $p=0,911$ ).

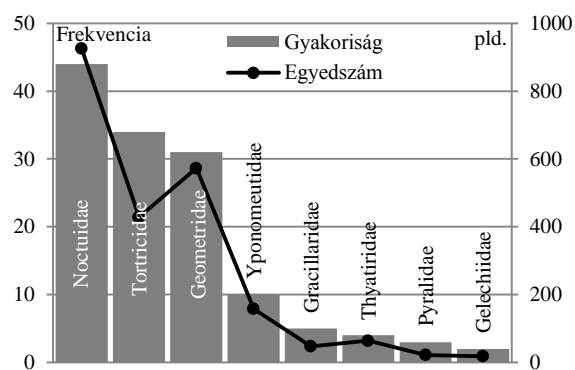


**5.105. ábra:** A cserjeféléken fejlődő abundáns lepkék átlagos fajszáma ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.



**5.106. ábra:** A cserjeféléken fejlődő abundáns lepkék átlagos egyedszáma ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

Legnagyobb gyakorisággal a bagolylepkék (*Noctuidae*) család fajait figyeltem meg, ezt követték a *Tortricidae* és *Geometridae* családok, melyek gyakorisága között csak kis különbség volt. Legnagyobb egyedszámban szintén a *Noctuidae* család fajai kerültek elő, jelentősen magas volt emellett a *Geometridae* és *Tortricidae* család lepkefajainak egyedszáma is. A *Tortricidae* család fajai ugyan nagyobb gyakorisággal kerültek elő a cserjeféléken fejlődő lepkék közül, mint a *Noctuidae* fajok, de egyedszámuk alacsonyabb volt (**5.107. ábra**).



**5.107. ábra:** A cserjeféléken fejlődő lepkecs családok gyakorisága és egyedszám viszonya.

A cserjefajokon fejlődő lepkék közül a *Colocasia coryli* rendelkezett kimagasló dominanciaértékkel. Emellett szintén jelentős volt az *Alcis repandata* és *Erannis defoliaria* araszolólepkék aránya (**5.31. táblázat**).

**5.31. táblázat:** A vizsgálat során megfigyelt 10 leggyakoribb cserjeféléken fejlődő lepkefaj az átlagos egyedszámokon alapuló dominancia értékek alapján.

Faj	N <sub>átl</sub>	D%	Család
<i>Colocasia coryli</i> (Linnaeus, 1758)	92,27	15,80	Noctuidae
<i>Alcis repandata</i> (Linnaeus, 1758)	27,27	4,67	Pyralidae
<i>Erannis defoliaria</i> (Clerck, 1759)	24,47	4,19	Geometridae
<i>Conistra (Conistra) vaccinii</i> (Linnaeus, 1761)	21,47	3,68	Geometridae
<i>Agriopsis aurantiaria</i> (Hübner, 1799)	21,33	3,65	Geometridae
<i>Yponomeuta plumbella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	21,33	3,65	Adelidae
<i>Asthenia albulata</i> (Hufnagel, 1767)	18,40	3,15	Noctuidae
<i>Agrochola (Propenistra) laevis</i> (Hübner, 1803)	17,40	2,98	Noctuidae
<i>Habrosyne pyritoides</i> (Hufnagel, 1766)	13,93	2,39	Geometridae
<i>Orthotaenia undulana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	13,20	2,26	Geometridae

### ***a* diverzitások összehasonlítása**

A cserjefajokon fejlődő lepkék diverzitási indexei az 5. korosztályban voltak a legmagasabbak. A Shannon entrópia értéke a 3., a Simpson diverzitás a 2. az egyenletességi index pedig a 2. és 3. korosztályokban volt a legalacsonyabb (**5.32. táblázat**).

Nagylepkék tekintetében a Shannon index az 1., a Simpson diverzitás és az egyenletesség értéke az 5. korosztályban volt a legmagasabb (**5.32. táblázat**).

A molylepkék esetében legmagasabb diverzitási értékeket a 4. korosztályban számítottam (**5.32. táblázat**).

**5.32. táblázat:** A cserjeféléken fejlődő lepkék diverzitási értékei a vizsgált erdőkorosztályokban

	1Kor	2Kor	3Kor	4Kor	5Kor
Shannon diverzitás	3,944	3,646	3,574	3,740	3,949
Simpson diverzitás	0,965	0,927	0,938	0,946	0,972
Egyenletesség	0,812	0,755	0,755	0,770	0,819
Shannon diverzitás (gyakori)	3,098	2,727	2,782	2,857	3,219
Simpson diverzitás (gyakori)	0,940	0,873	0,901	0,909	0,956
Egyenletesség (gyakori)	0,930	0,837	0,864	0,877	0,966

A cserjeféléken fejlődő nagylepkék Shannon diverzitása az 1., a Simpson diverzitás és az egyenletesség értéke az 5. korosztályban volt a legmagasabb. A legalacsonyabb értékek szintén változatosan alakultak. A Shannon entrópia és a Pielou-féle egyenletesség a 3., a Simpson diverzitás a 2. korosztályban mutatott alacsonyabb értéket (**5.33. táblázat**).

Molylepkék tekintetében legmagasabb diverzitási értékkel mindhárom index a 4. korosztályt jellemezte. A legalacsonyabb diverzitásértékek ez esetben is eltérően alakultak. A Shannon entrópia értéke a 3., a Simpson diverzitás az 1., az egyenletesség pedig az 5. korosztályban volt alacsonyabb (**5.33. táblázat**).

A cserjeféléken fejlődő abundáns nagylepke fajok esetében a számított diverzitási indexek egyaránt az 5. korosztályban voltak a legmagasabbak. A legalacsonyabb értékek már nem mutattak teljesen egyértelmű eredményt. A Shannon index a 3., a Simpson diverzitás és az egyenletesség a 2. korosztályban volt a legkisebb (**5.33. táblázat**).

Az abundáns molylepkéken alapuló diverzitászámítás eredményei is eltérően alakultak az előzőekhez képest. Egyértelmű sorrendet ez esetben sem lehet felállítani a vizsgált korosztályok között (**5.33. táblázat**).

**5.33. táblázat:** A cserjeféléken fejlődő nagylepkék (Macro) és molylepkék (Micro) diverzitási értékei a vizsgált erdőkorosztályokban.

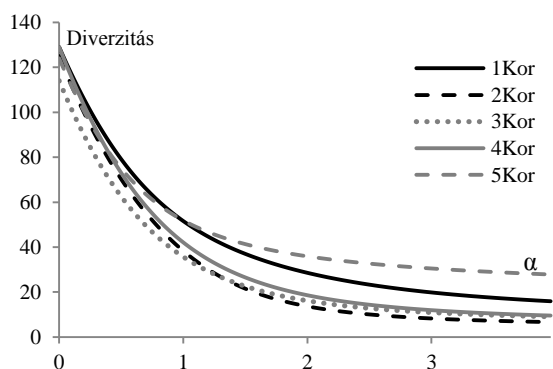
	Macro					Micro				
	1 Kor	2 Kor	3 Kor	4 Kor	5 Kor	1 Kor	2 Kor	3 Kor	4 Kor	5 Kor
H	3,213	3,003	2,805	3,046	3,180	3,348	3,390	3,293	3,426	3,327
D	0,927	0,879	0,881	0,904	0,943	0,944	0,947	0,947	0,953	0,946
J	0,775	0,719	0,691	0,724	0,787	0,799	0,828	0,818	0,830	0,791
H (abundáns)	2,674	2,541	2,344	2,434	2,782	2,801	2,916	2,906	2,865	2,768
D (abundáns)	0,900	0,846	0,850	0,867	0,929	0,924	0,929	0,933	0,934	0,925
J (abundáns)	0,878	0,810	0,811	0,842	0,929	0,920	0,918	0,927	0,941	0,924

**Jelmagyarázat:** **H** – Shannon index; **D** – Simpson index; **J** – Pielou-féle egyenletességi index

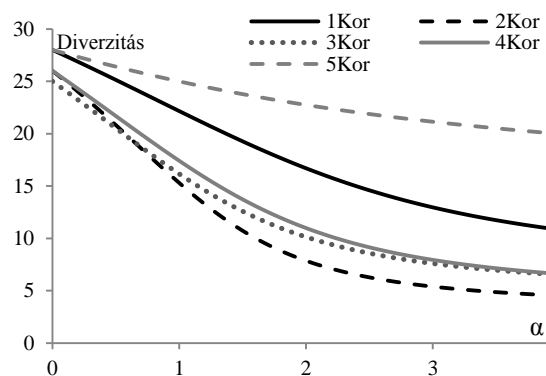
A diverzitási-rendezés eredményei alapján sem különül el egymástól minden korosztály egyértelműen. A cserjefajokon fejlődő lepkék alapján a következő rangsorolás lehetséges: a 2. és 3. korosztály rendelkezik a legalacsonyabb diverzitással, de egymáshoz viszonyított

rangsorolásuk nem lehetséges. Legmagasabb diverzitással az 1. korosztály rendelkezik, de rangsorolása az 5. korosztályhoz képest nem lehetséges (**5.108. ábra**).

A cserjefajokon fejlődő abundáns lepkéken alapuló diverzitás-rendezés szerint a vizsgált erdőkorosztályok markánsabban különböztek. Legmagasabb diverzitással az 5., majd az 1. korosztály rendelkezett. A további korosztályok diverzitása alacsonyabb volt és rangsorolásuk nem volt minden esetben egyértelmű (**5.109. ábra**).



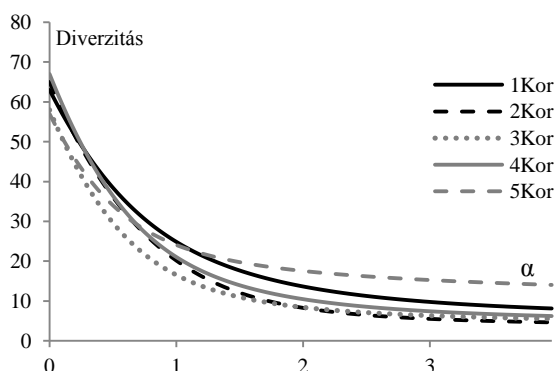
**5.108. ábra:** A cserjeféléken fejlődő lepkék diverzitás-profiljai a vizsgált erdőkorosztályokban.



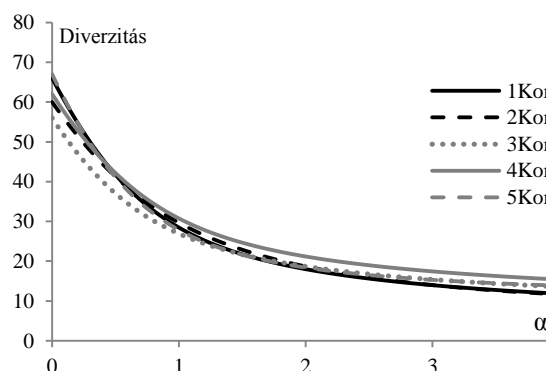
**5.109. ábra:** Az erdőkorosztályokat jellemző cserjeféléken fejlődő abundáns lepkék diverzitás-profiljai.

Cserjefajokon fejlődő nagylepkék esetében a 3. korosztály szintén alacsonyabb diverzitással rendelkezik, de a 2. és 5. korosztályhoz képest nem rangsorolható. A 4. korosztály diverzitása magasabb, mint a 2. korosztályé. További esetekben az erdőkorosztályok diverzitás tekintetében nem rangsorolhatóak egymáshoz képest, mivel profiljaik metszik egymást (**5.110. ábra**).

Molylepkéken alapuló diverzitás-rendezés szerint csak a 4. korosztály rangsorolható a 2. és 3. korosztályokhoz képest, közülük a 4. korosztály rendelkezik a legmagasabb diverzitással. A 2. és 3. korosztályok egymáshoz képest már nem rangsorolható (**5.111. ábra**).



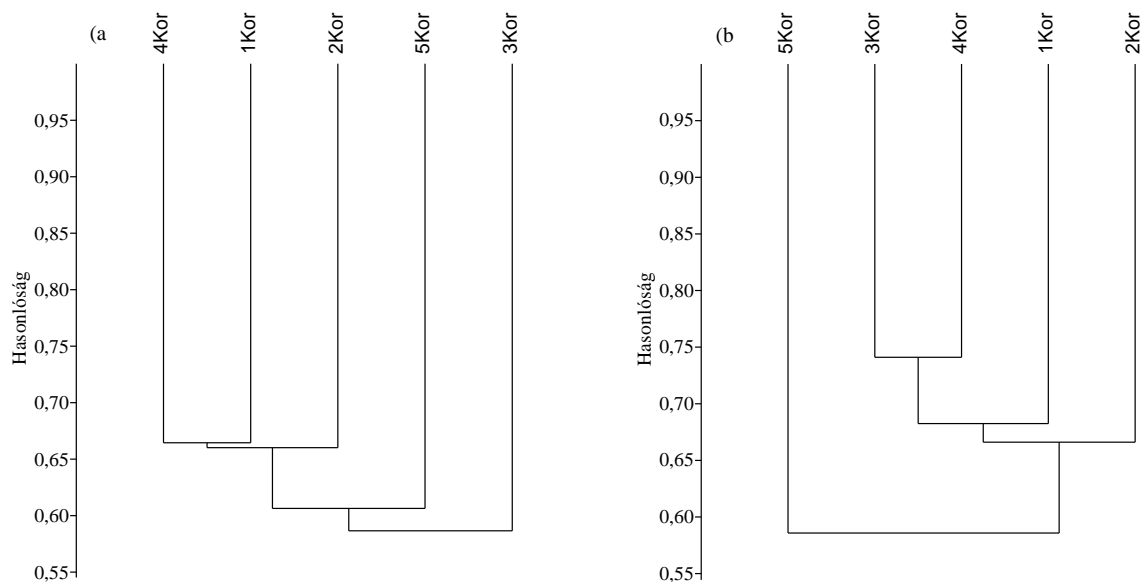
**5.110. ábra:** A cserjeféléken fejlődő nagylepkék diverzitás-profiljai a vizsgált erdőkorosztályokban.



**5.111. ábra:** A cserjeféléken fejlődő molylepkék diverzitás-profiljai a vizsgált erdőkorosztályokban.

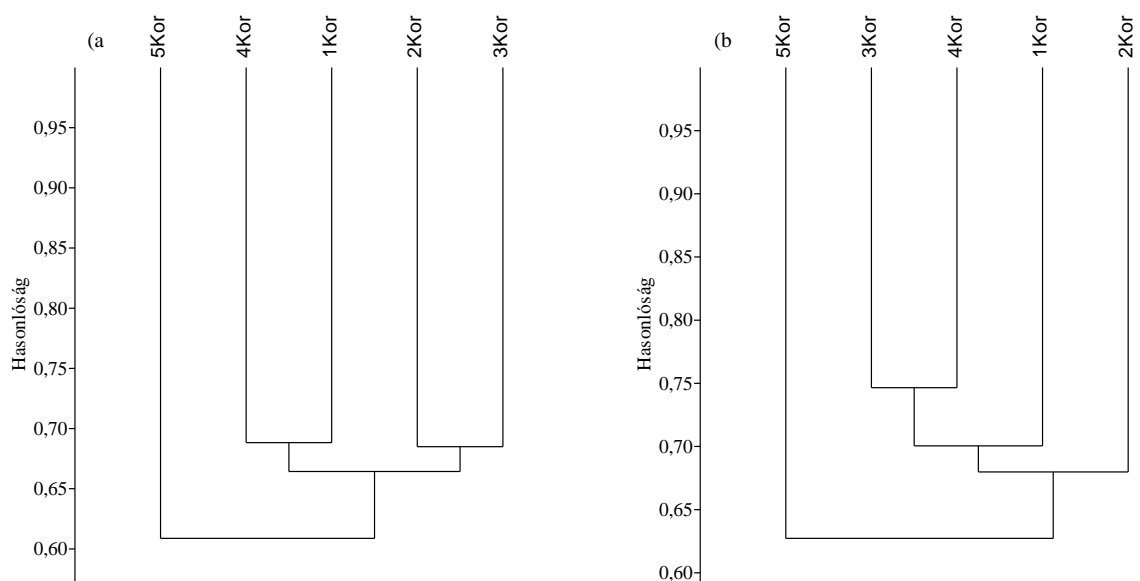
**Fajazonossági vizsgálatok ( $\beta$  diverzitás)**

A Jaccard index alapján az 1. és 4. korosztályok állnak egymáshoz közelebb, a 3. korosztály jól elkülönülő önálló csoportot alkot (**5.112/a. ábra**). A Bray-Curtis index eredményei az 5. korosztályt sorolják önálló csoportba és a 3.-4. korosztályok szorosabb kapcsolatát szemléltetik (**5.112/b. ábra**).



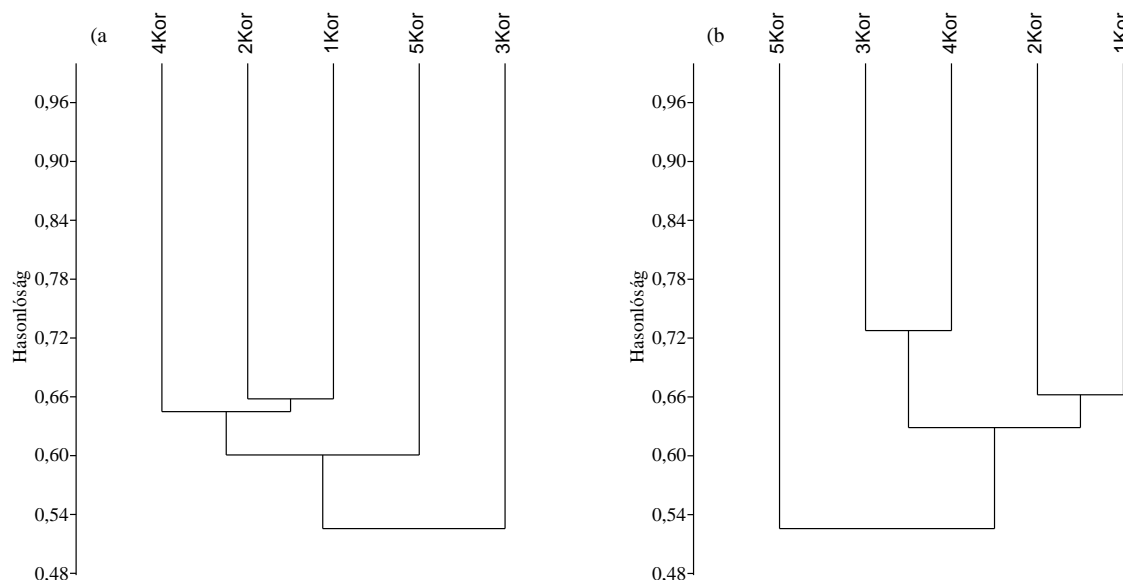
**5.112. ábra:** A cserjeféléken fejlődő lepkefajok Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.

Nagylepkék esetébe a Jaccard index alapján 3 csoport különíthető el. A legfiatalabb (5.) korosztály ez esetben is önálló csoportot alkot. Szorosabb kapcsolat az 1.-4., illetve a 2.-3. korosztályok között látható (**5.113/a. ábra**). A Bray-Curtis index szintén különálló csoportként ábrázolja az 5. korosztályt, de szorosabb kapcsolatot csak a 3.-4. korosztályok között mutat (**5.113/b. ábra**).



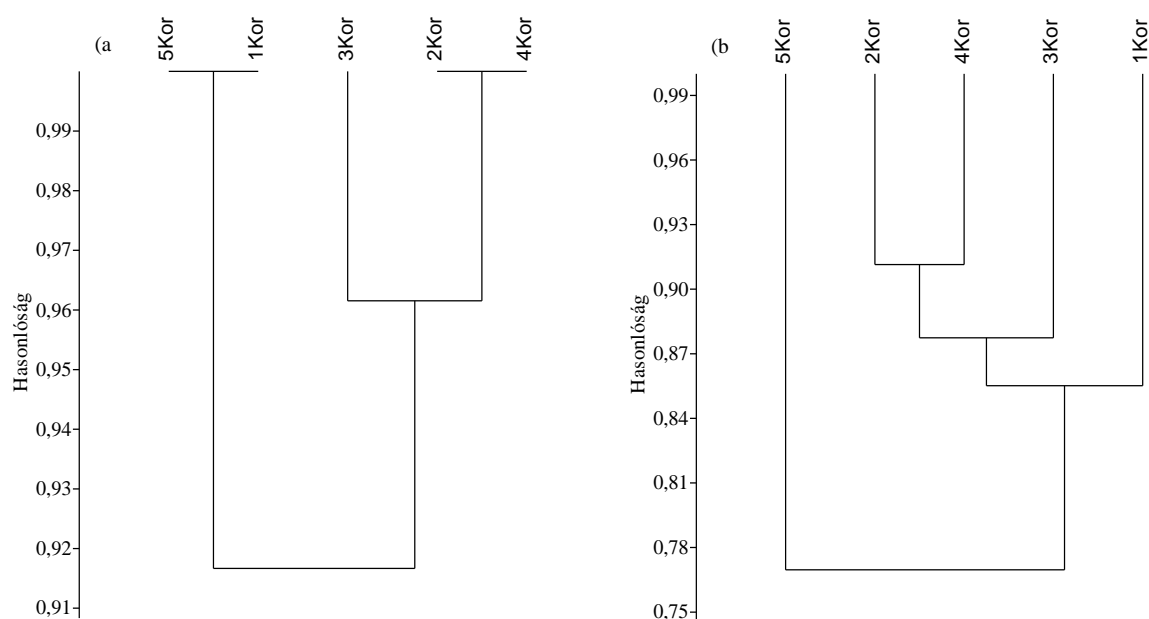
**5.113. ábra:** A cserjeféléken fejlődő nagylepke fajok Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.

Molylepkék tekintetében a Jaccard index hasonló eredményt mutat, mint az összes lepkefaj esetében. A 3. korosztály önálló csoportot alkot, de szorosabb kapcsolat ez esetben az 1.-2. korosztály között látható (**5.114/a. ábra**). A Bray-Curtis indexen alapuló klaszteranalízis ez esetben is különálló csoportként ábrázolja az 5. korosztályt, az 1.-2., valamint 3.-4. korosztályok között pedig szorosabb kapcsolatot szemléltet (**5.114/b. ábra**).



**5.114. ábra:** A cserjeféléken fejlődő molylepke fajok Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.

A cserjefajokon fejlődő abundáns lepkefajok esetében a Jaccard index alapján két nagyobb csoportra oszthatóak a vizsgált erdőkorosztályok. Legnagyobb hasonlóság az 5. és 1., valamint a 2. és 4. korosztályok között volt (**5.115/a. ábra**). A Bray-Curtis index szerint a hasonlóságok kevésbé szorosak. Az 5. korosztály ez esetben is önálló csoportot alkot, legnagyobb hasonlóság pedig a 2. és 4. korosztályt jellemezte (**5.115/b. ábra**).



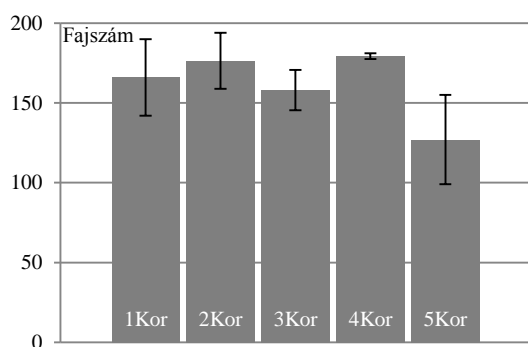
**5.115. ábra:** A cserjeféléken fejlődő gyakori lepkefajok Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.



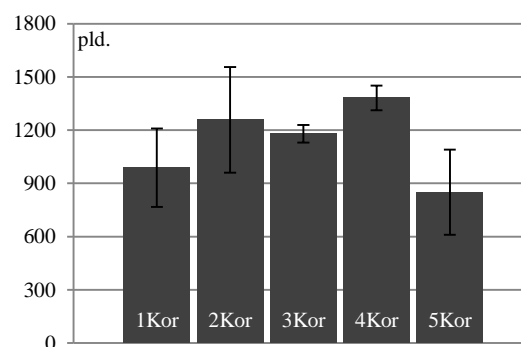
## 5.8 Erdőkorosztályok összehasonlítása a lágyszárú fajokon fejlődő lepközösségek alapján

### Faj- és egyedszám viszonyok

A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok közül összesen 408 faj fejlődik lágyszárú növényfajokon – vagy azokon is (az összes megfigyelt lepkefaj 43,9%-a), egyedszámuk 16973. A korosztályonként átlagolt adatok alapján legmagasabb fajszám és egyedszám a 4. korosztályt jellemezte (5.116. és 5.117. ábra). A varianciaanalízis alapján a korosztályok nem különböztek egymástól szignifikánsan (ANOVA:  $F=1,585$ ;  $p=0,176$ ).

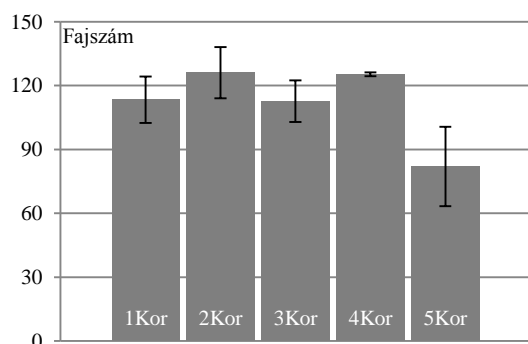


5.116. ábra: A lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkék átlagos fajszáma (±SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

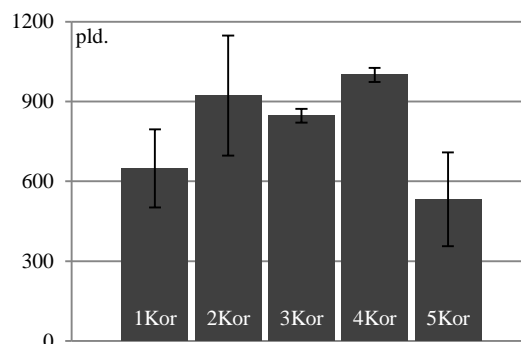


5.117. ábra: A lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkék átlagos egyedszáma (±SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

A kutatás során megfigyelt nagylepkék 51%-a ( $S_{macro}=260$ ) fejlődik lágyszárú növényfajokon; egyedszámuk azonban csak 21,2%-a ( $N_{macro}=11850$ ) az összes nagylepke egyedszámának. Legmagasabb fajszám a 2. korosztályt, legmagasabb egyedszám a 4. korosztályt jellemezte (5.118. és 5.119. ábra). A varianciaanalízis eredményei szerint a vizsgált korosztályok a lágyszárúakon fejlődő nagylepkék alapján nem különböznek egymástól szignifikánsan (ANOVA:  $F=2,047$ ;  $p=0,086$ ).

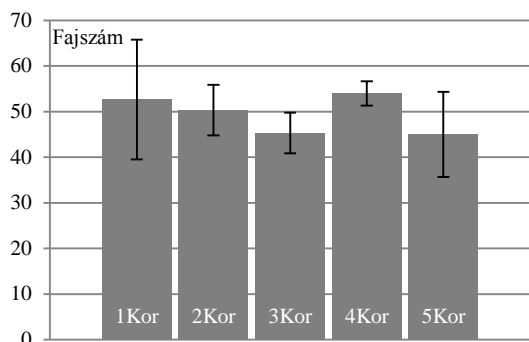


5.118. ábra: A lágyszárú növényfajokon fejlődő nagylepkék átlagos fajszáma (±SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

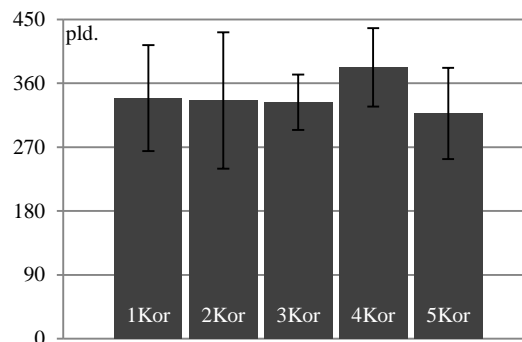


5.119. ábra: A lágyszárú növényfajokon fejlődő nagylepkék átlagos egyedszáma (±SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

A vizsgálat során megfigyelt molylepkék 35,3%-a ( $S_{\text{micro}}=148$ ) fejlődik lágyszárú növényfajokon; egyedszámuk 32,4%-a ( $N_{\text{micro}}=5123$ ) az összes megfigyelt molylepkének. A lágyszárú növényeken fejlődő molylepkék esetében legmagasabb fajszám és egyedszám a 4. korosztályban volt megfigyelhető (**5.120.** és **5.121. ábra**). A varianciaanalízis eredményei nem mutattak szignifikáns különbséget az erdőkorosztályok microlepidoptera közössége között (ANOVA:  $F=0,635$ ;  $p=0,638$ ).

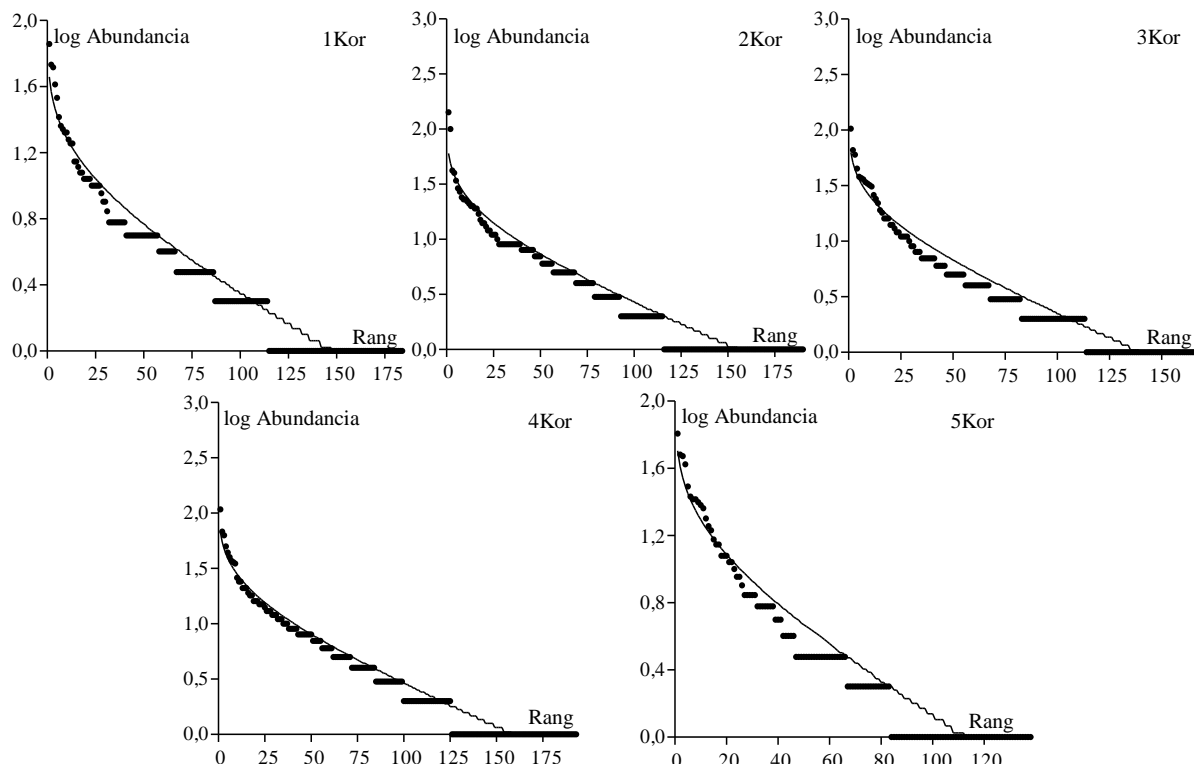


**5.120. ábra:** A lágyszárú növényfajokon fejlődő molylepkék átlagos fajszáma ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.



**5.121. ábra:** A lágyszárú növényfajokon fejlődő molylepkék átlagos egyedszáma ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

A lágyszárú fajokon fejlődő lepkék többsége alacsony abundanciával rendelkezett (**5.122. ábra**), amely a nagylepkék és molylepkék esetében is megfigyelhető volt (**4/e. melléklet**). A közösségi dominancia-index értéke az összes – lágyszárú növényeken fejlődő – lepkefaj esetében a 2. korosztályban volt a legmagasabb, a 4. korosztályban pedig a legalacsonyabb. Ettől eltérő eredmény jellemezte a macro- és microlepidoptera közösségeket. Molylepkék esetében a 2. korosztály kiugróan magas KDI értékkel rendelkezett (**5.34. táblázat**).



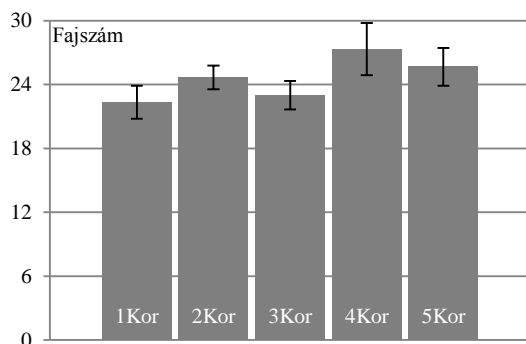
**5.122. ábra:** A lágyszárú növényeken fejlődő lepkék rang-abundancia diagramjai a vizsgált erdőkorosztályokban.

**5.34. táblázat:** A lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkék közösségi dominancia-indexe (KDI) az egyes erdőkorosztályokban.

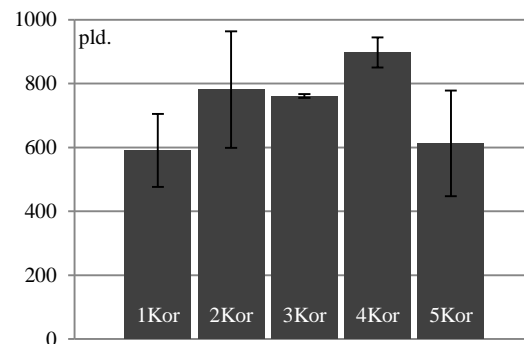
	1Kor	2Kor	3Kor	4Kor	5Kor
KDI össz.	12,72	19,18	14,32	12,69	13,10
KDI macro	19,37	15,40	19,29	17,54	19,90
KDI micro	25,17	49,35	33,30	27,90	29,94

A lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkék közül összesen 85 abundáns fajt figyeltem meg. A legtöbb jellemző lepkefajt és egyedet a 4. korosztályban, legkevesebbet az 1. korosztályban detektáltam (**5.123.** és **5.123. ábra**). Az abundáns lepkefajok korosztályonként kumulált átlagos dominanciaértéke ( $\pm$ SE): 58,81 ( $\pm$ 3,86).

A vizsgált erdőkorosztályok között a varianciaanalízis nem mutatott szignifikáns különbséget (ANOVA:  $F=1,543$ ;  $p=0,195$ ).

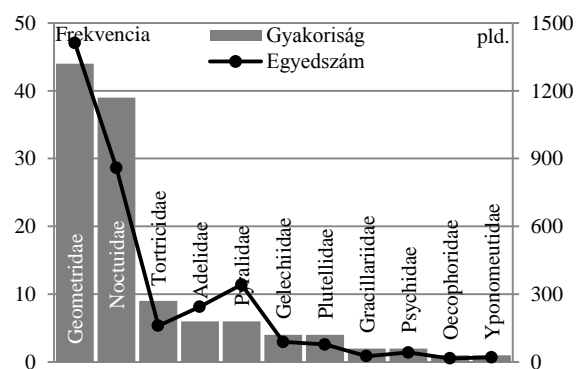


**5.123. ábra:** A lágyszárú növényfajokon fejlődő abundáns lepkék átlagos fajszáma ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.



**5.124. ábra:** A lágyszárú növényfajokon fejlődő abundáns lepkék átlagos egyedszáma ( $\pm$ SE) a vizsgált erdőkorosztályokban.

A lágyszárú növényeken fejlődő lepkék esetében legnagyobb gyakorisággal a *Geometridae* család fajai kerültek elő a mintaterületekről, ezt követte kis különbséggel a *Noctuidae* család. Az átlagos egyedszámok szintén az araszolók és bagolylepkék családjában voltak magasabbak. A további jellemző lepkefajok mindegyike *Microlepidoptera* volt (**5.125. ábra**).



**5.125. ábra:** A lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkecsaládok gyakorisága és egyedszám viszonya.

A lágyszárúakon fejlődő lepkék közül a *Pleuroptya ruralis* és *Idaea deversaria* dominancia értéke volt a legmagasabb, az átlagos egyedszámok alapján. A leggyakoribb fajok átlagos összegyedszámhoz viszonyított aránya viszonylag kiegyenlített volt, kiugróan magas dominancia érték nem jellemzett egy fajt sem (**5.35. táblázat**).

**5.35. táblázat:** A vizsgálat során megfigyelt 10 legabundánsabb lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkefaj az átlagos egyedszámokon alapuló dominancia értékek alapján.

Faj	N <sub>át</sub>	D%	Család
<i>Pleuroptya ruralis</i> (Scopoli, 1763)	66,13	5,84	Pyalidae
<i>Idaea deversaria</i> (Herrich-Schäffer, 1847)	62,20	5,50	Geometridae
<i>Perizoma alchemillata</i> (Linnaeus, 1758)	50,40	4,45	Geometridae
<i>Idaea aversata</i> (Linnaeus, 1758)	47,00	4,15	Geometridae
<i>Nemophora degeerella</i> (Linnaeus, 1758)	46,60	4,12	Adelidae
<i>Hypena proboscidalis</i> (Linnaeus, 1758)	40,47	3,58	Noctuidae
<i>Blepharita satura</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	30,07	2,66	Noctuidae
<i>Idaea biselata</i> (Hufnagel, 1767)	25,33	2,24	Geometridae
<i>Rusina ferruginea</i> (Esper, 1785)	23,93	2,12	Noctuidae
<i>Caryocolum tricolorella</i> (Haworth, 1812)	19,53	1,73	Gelechiidae

#### **a diverzitások összehasonlítása**

A lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkék diverzitási indexei az 1. korosztályban voltak a legmagasabbak (Simpson diverzitás esetében a 4. korosztályban számított érték megegyezett az 1. korosztályéval). A legalacsonyabb értékek már nem köthetők egyazon korosztályhoz (**5.36. táblázat**).

Az erdőkorosztályokat leginkább jellemző – lágyszárúakon fejlődő – lepkefajok Shannon és Simpson diverzitása az 5. és 1. korosztályokban magasabb volt. A Pielou-féle egyenletesség alapján az előző diverzitási indexektől eltérő rangsor állítható fel a vizsgált korosztályok között (**5.36. táblázat**).

**5.36. táblázat:** A lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkék diverzitási értékei a vizsgált erdőkorosztályokban.

	1Kor	2Kor	3Kor	4Kor	5Kor
Shannon diverzitás	4,547	4,441	4,349	4,528	4,230
Simpson diverzitás	0,979	0,972	0,975	0,979	0,974
Egyenletesség	0,818	0,794	0,791	0,814	0,796
Shannon diverzitás (abundáns)	3,053	2,751	2,919	2,994	3,056
Simpson diverzitás (abundáns)	0,942	0,910	0,936	0,939	0,945
Egyenletesség (abundáns)	0,937	0,904	0,944	0,942	0,949

Nagylepkék tekintetében legmagasabb diverzitási értékek a 2., legalacsonyabbak pedig az 5. korosztályban voltak (**5.37. táblázat**).

Molylepkék esetében a Shannon és Simpson entrópia az 1. korszályban, a Pielou-féle egyenletességi index a 4. korszályban volt a legmagasabb. Legalacsonyabb értékek ez esetben a 2. korszályt jellemezték (5.37. táblázat).

A lágyszárú növényfajokon fejlődő gyakori nagylepkék legmagasabb diverzitás-értékei szintén a 2. korszályban voltak a legmagasabbak, míg legalacsonyabb értékek egyöntetűen az 1. korszályt jellemezték (5.37. táblázat).

A *Microlepidoptera* fajok esetében a diverzitás-számítások az előzőektől ugyancsak eltérő sorrendben értékelik a vizsgált erdőkorosztályokat. A Shannon és Simpson diverzitás értéke a 4., az egyenletességi index az 1. korszályban volt a legmagasabb. Mindazonáltal a legalacsonyabb értékek ez esetben is a 2. korszályt jellemezték (5.37. táblázat).

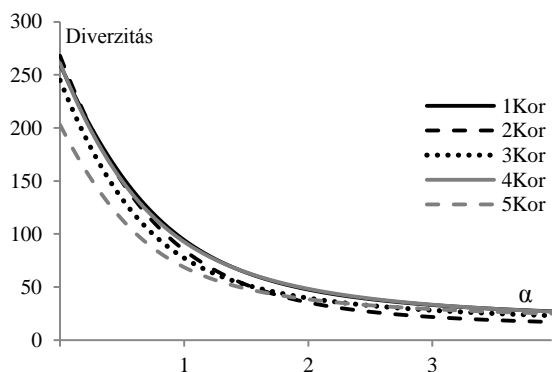
**5.37. táblázat:** A lágyszárú növényfajokon fejlődő nagylepkék és molylepkék diverzitási értékei a vizsgált erdőkorosztályokban.

	Macro					Micro				
	1 Kor	2 Kor	3 Kor	4 Kor	5 Kor	1 Kor	2 Kor	3 Kor	4 Kor	5 Kor
H'	4,129	4,244	4,021	4,146	3,861	3,472	2,810	3,074	3,397	3,079
D	0,967	0,973	0,964	0,969	0,961	0,944	0,808	0,915	0,939	0,922
J	0,807	0,814	0,783	0,801	0,791	0,766	0,634	0,712	0,767	0,722
H' (abundáns)	2,482	2,721	2,585	2,686	2,590	2,746	2,042	2,411	2,773	2,357
D (abundáns)	0,896	0,918	0,908	0,915	0,910	0,915	0,723	0,881	0,914	0,886
J (abundáns)	0,917	0,941	0,932	0,929	0,934	0,902	0,693	0,870	0,897	0,893

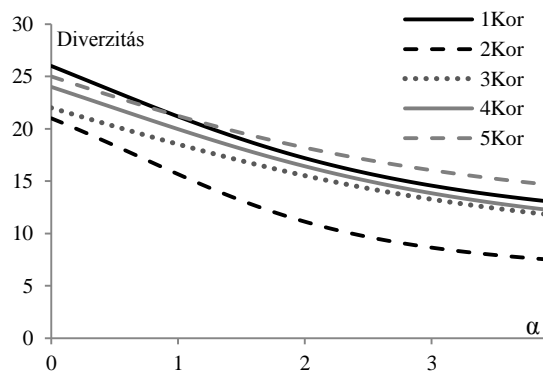
**Jelmagyarázat:** H' – Shannon index; D – Simpson index; J – Pielou-féle egyenletességi index

A diverzitási-rendezés eredményei alapján az 1. és 4. korszályok diverzitása volt a legmagasabb, de egymáshoz képest nem rangsorolhatóak. A 2., 3. és 5. korszályok profiljai metszik egymást, így azok egymáshoz képest diverzitás szempontjából nem rangsorolhatóak (5.126. ábra).

A lágyszárú növényeken fejlődő gyakori lepkéfajok diverzitása a legtöbb korszály esetében egyértelmű hierarchiát mutatott. Legmagasabb diverzitással az 1. és 5. korszályok rendelkeztek, de egymáshoz viszonyítva nem rangsorolhatóak. Ezeket követte a 4., 3., majd 5. korszály (5.127. ábra).



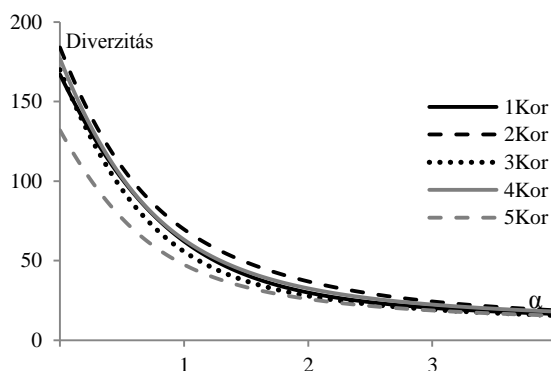
**5.126. ábra:** A lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkék diverzitás-profiljai a vizsgált erdőkorosztályokban.



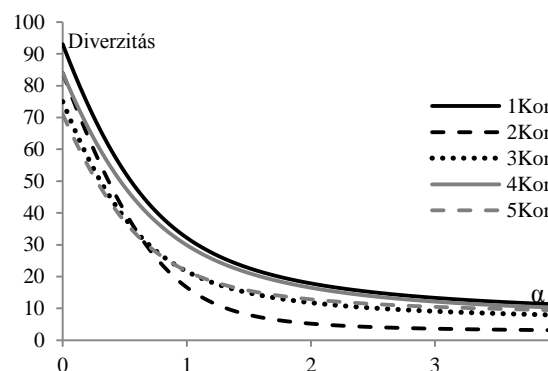
**5.127. ábra:** Az erdőkorosztályokat jellemző lágyszárú növényeken fejlődő abundáns lepkék diverzitás-profiljai.

A lágyszárú növényfajokon fejlődő nagylepkék esetében legmagasabb diverzitás a 2. korosztályt jellemezte. Ezt követték a 4., majd az 1. és 3. korosztályok, utóbbiak egymáshoz képest nem rangsorolhatóak. Legalacsonyabb diverzitással az 5. korosztály rendelkezett (**5.128. ábra**).

Molylepkék tekintetében a diverzitás-rende az 1. korosztályhoz rendelte a legmagasabb értékeket, ezt követte a 4. korosztály. A 2., 3. és 5. korosztályok diverzitása alacsonyabb, de egymáshoz képest nem rangsorolhatóak egyértelműen (**5.129. ábra**).



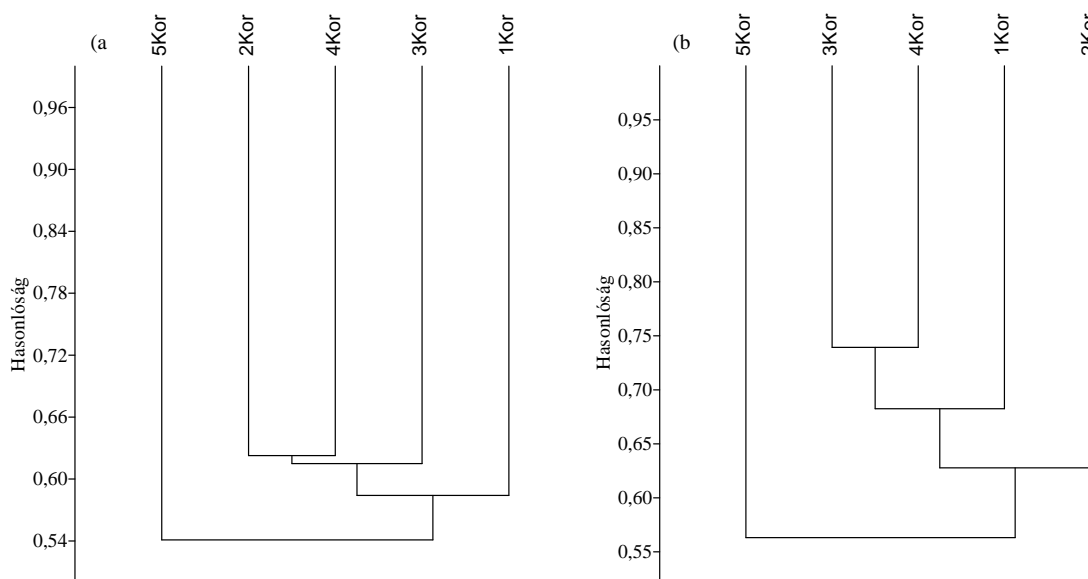
**5.128. ábra:** A lágyszárú növényfajokon fejlődő nagylepkék diverzitás-profiljai a vizsgált erdőkorosztályokban.



**5.129. ábra:** A lágyszárú növényfajokon fejlődő molylepkék diverzitás-profiljai a vizsgált erdőkorosztályokban.

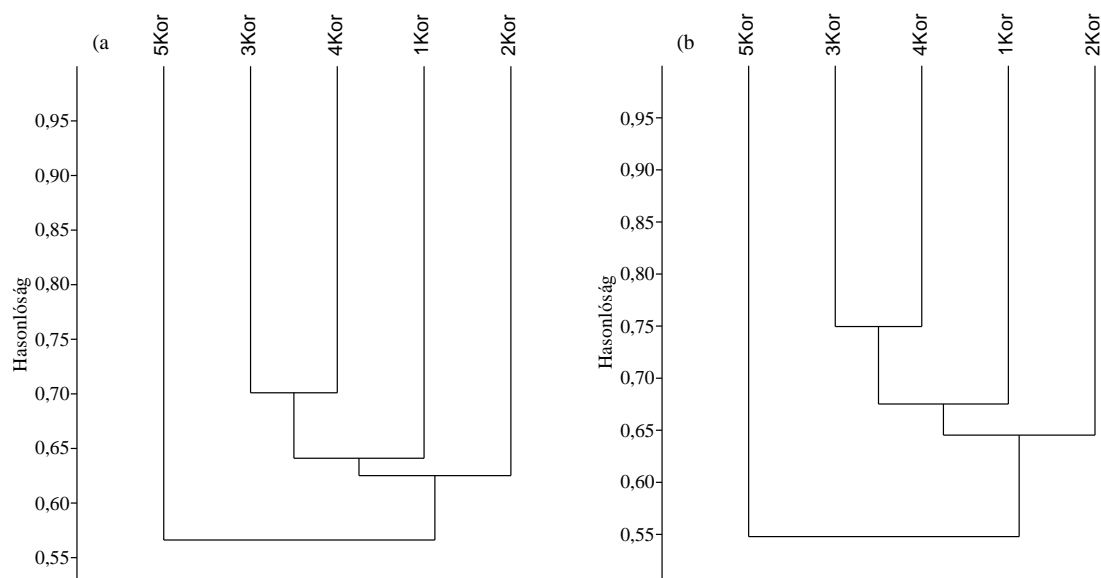
### Fajazonossági vizsgálatok ( $\beta$ diverzitás)

A lágyszárúakon fejlődő lepkék tekintetében a fajazonossági indexek egyaránt két nagy csoportban ábrázolja a vizsgált erdőkorosztályokat. Az 5. korosztály ez esetben is önálló csoportot alkot. A Jaccard index alapján a 2. és 4. korosztályok állnak egymáshoz legközelebb, a Bray-Curtis index szerint a 3. és 4. korosztályok hasonlítanak leginkább (**5.130. ábra**).



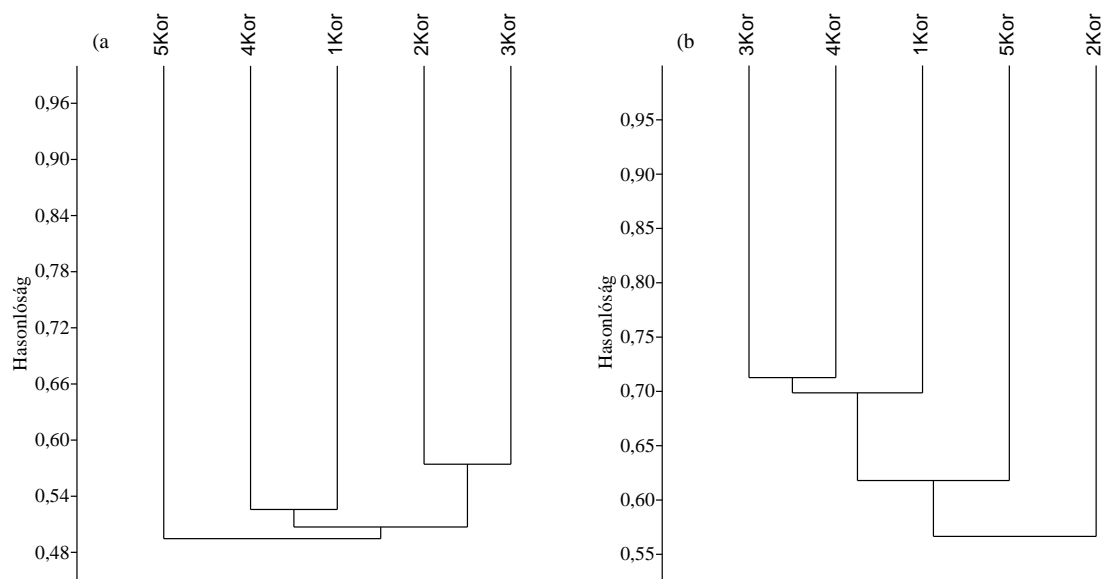
**5.130. ábra:** A lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkéfajok Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.

Nagylepkék esetében a számított fajazonossági indexek igen hasonló eredményt produkáltak. Mind a Jaccard, mind a Bray-Curtis index szerint az 5. korosztály önálló csoportot alkot, a fajazonosság a 3. és 4. korosztály között a legszorosabb (**5.131. ábra**).



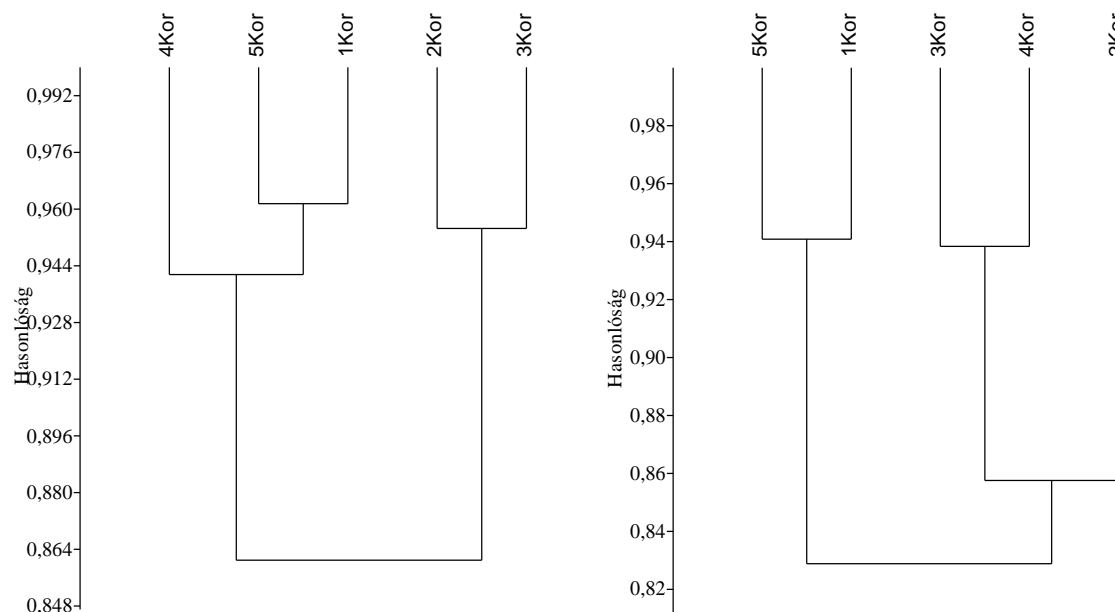
**5.131. ábra:** A lágyszárú növényfajokon fejlődő nagylepkefajok Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.

A lágyszárú növényeken fejlődő molylepkek tekintetében a számított fajazonossági indexek eredménye jelentősen különbözött. A Jaccard index alapján az 5. korosztály szintén önálló csoportot alkot. Legnagyobb hasonlóság a 2. és 3. korosztályokat jellemezte (**5.132/a. ábra**). A Bray-Curtis index szerint a molylepkek fajazonossága a 3. és 4. korosztályok között volt a legmagasabb. Az 5. korosztály ez esetben is jól elkülönül, de legjelentősebb eltérés a 2. korosztályt jellemezte (**5.132/b. ábra**).



**5.132. ábra:** A lágyszárú növényfajokon fejlődő molylepkefajok Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.

A lágyszárú növényeken fejlődő abundáns lepkefajok fajazonossági indexei a diverzitási-rendezéshez hasonlóan az 1. és 5. korosztályok közötti nagyobb hasonlóságot mutatták. A vizsgált erdőállományok csoportosítását azonban a Jaccard és Bray-Curtis indexek alapján ábrázolt klaszterdiagramok eltérően ábrázolták. A Jaccard index szerint a 2. és 3. korosztályok között nagyobb a hasonlóság és külön csoportot alkotnak. A Bray-Curtis index az 1. és 5. korosztályokat ábrázolja külön ágon, emellett a 3.-4. korosztályok között talált nagyobb hasonlóságot (**5.133. ábra**).



**5.133. ábra:** A lágyszárú növényfajokon fejlődő abundáns lepkefajok Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) indexen alapuló hierarchikus klaszteranalízis dendrogramja.

## 5.9 Vegetáció felmérés eredményei

A fénycsapdás mintavételi módszerrel vizsgált 15 erdőállomány közül 9 mintaterületen botanikai felmérés végeztünk. A vizsgálat során összesen 96 növényfajt detektáltunk a hagyományos cönológiai felmérés módszerével. Legmagasabb fajgazdagságot a 4C, míg legalacsonyabb az 1C mintaterületen tapasztaltunk.

Fafajok közül erősen dominált a *Quercus petraea* agg., a felső lombkoronaszint összborítása 70-99% között változott. Második lombkoronaszint kevésbé volt jellemző a mintaterületeken, elsősorban *Carpinus betulus* alkotta. Legmagasabb fafajszám a fiatal erdőállományokban volt jellemző. A cserjeszint viszonylag fajszegény volt, domináltak az állományalkotó és elegy fafajok újulatai, különösen a 2C és 4C mintaterületeken. A gyepszintet általában alacsonyabb borítási érték jellemezte. Kivételt képezett az 1B mintaterület, ahol a lágyszárúsínt magasabb borítását a *Melica uniflora* nagyarányú jelenléte okozta. A számított diverzitás értékek igen változóan alakultak. Az FHD index értéke az 1B és 2C mintaterületeken volt a legmagasabb, az 5A és 5B erdőállományokban pedig a legalacsonyabb (**5.38. táblázat**).

A növényfajok listáját és az egyes fajokhoz tartozó borítási értéket a **2. melléklet** tartalmazza, amelyet KIRÁLY (2009) munkája alapján rendszereztem.



**5.38. táblázat:** Az egyes vegetációs szinteket jellemző paraméterek a növényntani felmérés eredményei alapján.

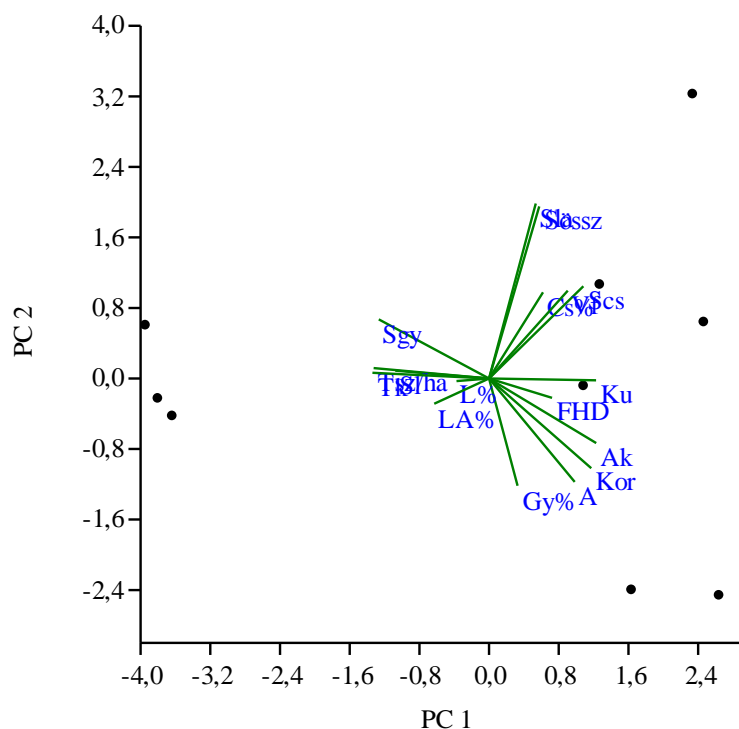
	1B	1C	2C	3C	4B	4C	5A	5B	5C
Fajsám	16	7	32	28	16	48	13	16	17
Fafaj	3	3	4	3	3	3	7	5	8
Lombkorona borítás (%)	70,1	95,5	90,0	90,0	90	80,02	99,62	95,02	85,07
Cserjeszint fajsám	2	1	3	4	4	4	1	2	0
Cserjeszint borítás (%)	0,02	0,5	50,02	5,03	0,04	20,03	0,01	0,02	0
Gyepszint fajsám	11	5	30	26	10	45	7	10	9
Gyepszint borítás (%)	45,67	0,05	0,3	0,26	0,1	0,045	0,07	0,1	10,06
FHD index	0,672	0,037	0,666	0,225	0,013	0,504	0,007	0,010	0,338

## 5.10 Környezeti változók és a lepkeközösségek kapcsolata

Mivel a vizsgált erdőállományok összehasonlítása mind a teljes megfigyelt lepkeközösség, mind a különböző szempontok szerint csoportosított lepkeadatok alapján szerteágazó eredményeket mutatott, további vizsgálatok céljából összefüggéseket kerestem egyes környezeti változók és a lepkeközösségek között. A környezeti változók adatait a vizsgált 15 erdőállomány közül 9 mintaterületről gyűjtöttem össze. Az elemzéshez felhasznált változók egy része saját vizsgálatokból származó adat (növényntani felmérés), míg másik része az aktuális erdészeti üzemtervből származtatott adat. Összesen 17 változó lepkeközösségekre gyakorolt hatását vizsgáltam, melyekből a PCA 4 olyan főkomponenst állított elő, melyek sajátértéke >1 és a teljes variancia 90,23%-át magyarázzák (**5.39. táblázat, 5.134. ábra**).

**5.39. táblázat:** A főkomponens-analízis során előállított komponensek (sajárérték>1) és a komponens-együtthatók

Erdőrészleteket jellemző változók	PC 1	PC2	PC3	PC4
FHD index	0,526	-0,097	0,582	0,231
Lombkoronaszint borítás (%)	-0,272	-0,013	-0,790	0,524
Lombkoronaszint alatti növényzet borítása (%)	-0,458	-0,126	0,566	0,478
Gyepszint borítás (%)	0,239	-0,533	0,700	-0,357
Cserjeszint borítás (%)	0,451	0,429	0,196	0,695
Fajsám (teljes növényzet)	0,420	0,856	0,259	0,058
Fajsám (lombkoronaszint)	-0,784	0,039	0,329	0,140
Fajsám (lombkoronaszint alatti)	0,390	0,870	0,223	0,079
Fajsám (gyepszint)	-0,922	0,294	0,143	-0,090
Fajsám (cserjeszint)	0,789	0,459	-0,138	-0,125
Kor	0,854	-0,446	-0,006	0,025
Terület (ha)	0,716	-0,515	-0,088	0,382
Törzsszám/ha	-0,966	0,052	0,064	0,072
Nevelővágások száma a legutóbbi üzemtervezés óta	0,895	-0,009	0,298	-0,085
Kitermelt fatömeg összesen (m3)	0,659	0,437	-0,259	-0,449
Kitermeléssel érintett átlagos terület (ha)	0,896	-0,321	-0,198	0,109
Legutolsó kezelés óta eltelt évek száma	-0,976	0,028	0,004	-0,133
Sajárérték	8,4035	3,044	2,283	1,608
Variancia %	49,432	17,906	13,431	9,462



**5.134. ábra:** Az erdőrészleteket jellemző változók két főkomponens (PC1 és PC2) szerinti koordinátarendszerben.

A négy főkomponens a következő változókat tartalmazza nagyobb súllyal:

**PC 1:** elsősorban az utolsó üzemtervezési időszakban elvégzett erdészeti nevelővágások számát és az érintett erdőterület méretét tartalmazó főkomponens. Emellett nagy súllyal tartalmazza a vizsgált erdőállományok korát is. Negatív előjellel szintén nagy súllyal tartalmazza a legutolsó kezelés óta eltelt évek száma, törzsszám/ha és a gyepszint növényfajainak száma változókat.

**PC 2:** növényzet fajszámával kapcsolatos változókat tartalmaz nagyobb súllyal, ezek a teljes fajszám és a lombkoronaszint alatti növényzet fajszáma.

**PC 3:** A növényzet borítási értékeit tartalmazza nagyobb súllyal, elsősorban a gyepszint borítása változót. A lombkoronaszint borítás negatív előjellel, közepes súllyal jelentkezik.

**PC 4:** Szintén a növényzet borítási értékeivel kapcsolatos változókat tartalmaz nagyobb súllyal, de főként a cserjeszint, majd a lombkoronaszint. A gyepszint borítása ez esetben negatív előjellel, gyengébb súllyal jelentkezik.

További elemzések során elvégeztem a különböző szempontok alapján csoportosított lepkeközösségek és a számított főkomponensek közötti korrelációvizsgálatot. Az összes megfigyelt lepke egyedszáma és a gyakori fajok egyedszáma az 1. főkomponenssel mutatott közepes erősségű pozitív korrelációt. (**5.40. táblázat**).

A taxonómiai szempontú csoportosítás alapján a nagylepke és molylepke közösségek, valamint a főkomponensek közötti kapcsolatot is megvizsgáltam. Az egyes lepkecsoportok többsége az 1. főkomponenssel korrelált. A nagylepkék fajszáma közepes, egyedszámuk erős, pozitív előjelű kapcsolatban állt a PC 1-el. Ugyanakkor a molylepkék egyedszáma közepes erősségű, negatív korrelációt mutatott. A gyakori macro- és microlepidoptera fajok erős korrelációban álltak az 2. komponenssel, eltérő előjellel. Emellett szignifikáns kapcsolatot mutatott a

molylepkék fajsza a 4. főkomponenssel. A korreláció ez esetben közepes erősségű, negatív előjelű volt. (5.41. táblázat).

A lombkoronaszintben fejlődő lepkék esetében csupán a fajszám mutatott közepes erősségű negatív kapcsolatot a PC 4-el (5.42. táblázat). Ugyanakkor a lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő lepkéket vizsgálva nem találtam szignifikáns korrelációt a számított főkomponensekkel (5.43. táblázat).

További csoportokra bontva a lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő lepkéket, megvizsgáltam a cserjeszintben és a lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkék főkomponensekkel mutatott kapcsolatát. A cserjeszint lepkéjainak Shannon és Simpson diverzitása, illetve a lágyszárú növényfajokon fejlődő összes lepke és gyakori lepkéjainak egyedszáma egyaránt a 4. főkomponenssel mutatott közepes erősségű negatív korrelációt (5.44. és 5.45. táblázat).

5.40. táblázat: A megfigyelt lepközösségek korrelációja a PCA során előállított főkomponensekkel,  $p > 0,05$  szignifikancia szint mellett.

		S <sub>össz</sub>	N <sub>össz</sub>	H	D	J	S <sub>GY</sub>	N <sub>GY</sub>
PC 1	r	0,469	0,703	-0,425	-0,404	-0,627	-0,474	0,692
	p	0,203	0,035*	0,254	0,281	0,071	0,197	0,039*
	Slope	0,029	0,002	-4,469	-44,443	-40,097	-0,434	0,003
	±SE	0,02	<0,001	3,599	38,033	18,821	0,305	0,001
PC 2	r	0,138	0,147	0,376	0,442	0,331	0,500	0,069
	p	0,723	0,706	0,319	0,233	0,384	0,170	0,858
	Slope	0,005	<0,001	2,378	29,270	12,734	0,275	<0,001
	±SE	0,014	<0,001	2,218	22,446	13,724	0,180	0,001
PC 3	r	0,189	-0,086	0,462	0,524	0,411	0,445	-0,112
	p	0,625	0,825	0,211	0,148	0,271	0,230	0,774
	Slope	0,006	<-0,001	2,531	30,041	13,717	0,212	<0,001
	±SE	0,012	<0,001	1,839	18,460	11,479	0,162	<0,001
PC 4	r	-0,565	-0,276	-0,376	-0,203	-0,180	0,312	-0,025
	p	0,113	0,473	0,318	0,599	0,644	0,414	0,949
	Slope	-0,015	<-0,001	-1,731	-9,793	-5,027	0,125	<-0,001
	±SE	0,008	<0,001	1,612	17,810	10,4	0,144	<0,001

**Jelmagyarázat:** **S** – fajszám; **N** – egyedszám; **H** – Shannon diverzitás; **D** – Simpson diverzitás; **J** – Pielou-féle egyenletesség; **r** – korrelációs együttható; **Slope** – meredekség

**5.41. táblázat:** A megfigyelt nagylepke- és molylepkeközösségek korrelációja a PCA során előállított főkomponensekkel,  $p > 0,05$  szignifikancia szint mellett.

		$S_{ma}$	$N_{ma}$	$S_{mi}$	$N_{mi}$	$S_{maGy}$	$N_{maGy}$	$S_{miGY}$	$N_{miGY}$
PC 1	r	0,663	0,802	0,004	-0,732	-0,634	0,804	-0,076	-0,860
	p	0,051	0,009*	0,991	0,025*	0,067	0,009*	0,846	0,003*
	Slope	0,058	0,002	0,001	-0,010	-0,440	0,003	-0,081	-0,015
	±SE	0,025	<0,001	0,062	0,003	0,203	<0,001	0,400	0,003
PC 2	r	0,088	0,145	0,205	-0,029	0,205	0,071	-0,611	-0,116
	p	0,822	0,710	0,597	0,941	0,597	0,856	0,081	0,766
	Slope	0,005	<0,001	0,020	<-0,001	0,086	<0,001	-0,390	-0,001
	±SE	0,019	<0,001	0,037	0,003	0,155	<0,001	0,191	0,004
PC 3	r	0,109	-0,131	0,301	0,264	0,396	-0,189	-0,496	0,217
	p	0,778	0,738	0,431	0,492	0,291	0,626	0,174	0,575
	Slope	0,005	<-0,001	0,026	0,002	0,143	<-0,001	-0,274	0,002
	±SE	0,017	<0,001	0,031	0,003	0,126	<0,001	0,182	0,003
PC 4	r	-0,435	-0,188	-0,693	-0,401	-0,309	-0,163	0,198	-0,228
	p	0,242	0,629	0,038*	0,285	0,418	0,675	0,609	0,555
	Slope	-0,017	<-0,001	-0,050	-0,003	-0,094	<-0,001	0,092	-0,002
	±SE	0,013	<0,001	0,019	0,002	0,109	<0,001	0,172	0,003

**Jelmagyarázat:** **S** – fajszám; **N** – egyedszám; **H** – Shannon diverzitás; **D** – Simpson diverzitás; **J** – Pielou-féle egyenletesség; **r** – korrelációs együttható; **Slope** – meredekség

**5.42. táblázat:** A fajokon fejlődő lepkeközösségek korrelációja a PCA során előállított főkomponensekkel,  $p > 0,05$  szignifikancia szint mellett.

		$S_f$	$N_f$	$H_f$	$D_f$	$J_f$	$S_{fGY}$	$N_{fGY}$
PC 1	r	0,407	0,639	-0,539	-0,447	-0,588	-0,529	0,619
	p	0,277	0,064	0,134	0,227	0,096	0,143	0,075
	Slope	0,105	0,003	-5,470	-33,832	-30,345	-0,378	0,003
	±SE	0,089	0,001	3,232	25,563	15,761	0,229	0,002
PC 2	r	0,181	0,004	0,290	0,382	0,252	0,573	0,087
	p	0,641	0,993	0,449	0,310	0,513	0,107	0,825
	Slope	0,028	<0,001	1,773	17,396	7,816	0,246	<0,001
	±SE	0,057	<0,001	2,210	15,897	11,354	0,133	0,001
PC 3	r	-0,128	-0,211	0,200	0,379	0,210	-0,048	-0,205
	p	0,742	0,587	0,606	0,314	0,588	0,902	0,597
	Slope	-0,017	<0,001	1,057	14,947	5,637	-0,018	<-0,001
	±SE	0,050	<0,001	1,960	13,787	9,935	0,141	0,001
PC 4	r	-0,687	0,129	-0,293	-0,166	-0,179	-0,187	0,183
	p	0,041*	0,741	0,444	0,669	0,644	0,630	0,637
	Slope	-0,077	<0,001	-1,301	-5,494	-4,045	-0,059	<0,001
	±SE	0,031	<0,001	1,605	12,332	8,390	0,116	<0,001

**Jelmagyarázat:** **S** – fajszám; **N** – egyedszám; **H** – Shannon diverzitás; **D** – Simpson diverzitás; **J** – Pielou-féle egyenletesség; **r** – korrelációs együttható; **Slope** – meredekség

**5.43. táblázat:** A lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő lepközösségek korrelációja a PCA során előállított főkomponensekkel,  $p > 0,05$  szignifikancia szint mellett.

		S <sub>la</sub>	N <sub>la</sub>	H <sub>la</sub>	D <sub>la</sub>	J <sub>la</sub>	S <sub>laGY</sub>	N <sub>laGY</sub>
PC 1	r	0,434	0,298	0,352	-0,271	-0,256	-0,591	0,082
	p	0,242	0,436	0,352	0,480	0,505	0,094	0,833
	Slope	0,034	0,002	7,652	-202,510	-40,456	-0,452	0,001
	±SE	0,027	0,003	7,683	271,400	57,634	0,233	0,005
PC 2	r	0,130	0,279	0,101	0,181	-0,108	0,258	0,386
	p	0,740	0,468	0,795	0,641	0,781	0,503	0,305
	Slope	0,006	0,001	1,352	81,356	-10,289	0,119	0,003
	±SE	0,018	0,002	4,916	166,910	35,677	0,168	0,003
PC 3	r	0,362	0,229	0,393	0,135	-0,005	-0,530	-0,040
	p	0,338	0,553	0,294	0,729	0,989	0,143	0,918
	Slope	0,015	<0,001	4,460	52,509	-0,438	-0,211	<-0,001
	±SE	0,014	0,001	3,933	145,640	31,081	0,128	0,003
PC 4	r	-0,534	-0,566	-0,533	-0,645	0,096	0,114	-0,479
	p	0,139	0,112	0,139	0,061	0,805	0,769	0,192
	Slope	-0,018	-0,002	-5,067	-210,620	6,657	0,038	-0,003
	±SE	0,011	0,001	3,039	94,247	25,966	0,126	0,002

**Jelmagyarázat:** **S** – fajszám; **N** – egyedszám; **H** – Shannon diverzitás; **D** – Simpson diverzitás; **J** – Pielou-féle egyenletesség; **r** – korrelációs együttható; **Slope** – meredekség

**5.44. táblázat:** A cserjeféléken fejlődő lepközösségek korrelációja a PCA során előállított főkomponensekkel,  $p > 0,05$  szignifikancia szint mellett.

		S <sub>cs</sub>	N <sub>cs</sub>	H <sub>cs</sub>	D <sub>cs</sub>	J <sub>cs</sub>	S <sub>csGY</sub>	N <sub>csGY</sub>
PC 1	r	0,475	0,414	-0,231	-0,524	-0,547	-0,122	-0,323
	p	0,196	0,268	0,550	0,148	0,128	0,755	0,396
	Slope	0,264	0,012	-4,221	-52,076	-36,083	-0,080	-0,009
	±SE	0,185	0,009	6,720	32,027	20,875	0,248	0,010
PC 2	r	-0,186	0,019	-0,347	-0,187	-0,222	-0,615	-0,143
	p	0,631	0,961	0,361	0,630	0,565	0,078	0,714
	Slope	-0,062	<0,001	-3,814	-11,203	-8,835	-0,245	-0,002
	±SE	0,124	0,006	3,890	22,225	14,631	0,119	0,006
PC 3	r	0,211	0,017	0,409	0,159	0,259	0,521	0,110
	p	0,585	0,966	0,274	0,682	0,500	0,150	0,778
	Slope	0,061	<0,001	3,896	8,264	8,919	0,180	0,002
	±SE	0,107	0,005	3,285	19,344	12,553	0,111	0,005
PC 4	r	-0,393	-0,047	-0,744	-0,707	-0,483	-0,265	-0,074
	p	0,295	0,904	0,021*	0,033*	0,187	0,491	0,851
	Slope	-0,095	<-0,001	-5,953	-30,771	-13,966	-0,077	<-0,001
	±SE	0,084	0,005	2,017	11,628	9,547	0,105	0,005

**Jelmagyarázat:** **S** – fajszám; **N** – egyedszám; **H** – Shannon diverzitás; **D** – Simpson diverzitás; **J** – Pielou-féle egyenletesség; **r** – korrelációs együttható; **Slope** – meredekség

**5.45. táblázat:** A lágyszárú növényfajokon fejlődő lepközösségek korrelációja a PCA során előállított főkomponensekkel,  $p > 0,05$  szignifikancia szint mellett.

		$S_{lá}$	$N_{lá}$	$H_{lá}$	$D_{lá}$	$J_{lá}$	$S_{láGY}$	$N_{láGY}$
PC 1	r	0,556	0,349	0,636	0,389	0,126	-0,181	0,151
	p	0,120	0,358	0,065	0,300	0,746	0,642	0,698
	Slope	0,050	0,003	9,336	205,860	14,067	-0,154	0,002
	±SE	0,028	0,003	4,278	184,230	41,742	0,318	0,006
PC 2	r	0,186	0,347	0,228	0,347	0,044	0,626	0,460
	p	0,633	0,360	0,555	0,360	0,911	0,072	0,213
	Slope	0,010	0,002	2,012	110,550	2,920	0,322	0,004
	±SE	0,020	0,002	3,250	112,880	25,302	0,152	0,003
PC 3	r	0,274	0,234	0,077	-0,092	-0,228	-0,030	0,201
	p	0,474	0,234	0,843	0,813	0,555	0,938	0,605
	Slope	0,013	0,001	0,591	-25,501	-13,245	-0,068	0,002
	±SE	0,017	0,002	2,882	103,800	21,355	0,848	0,003
PC 4	r	-0,521	-0,678	-0,121	0,182	0,538	0,203	-0,600
	p	0,151	0,045*	0,756	0,639	0,135	0,601	0,050*
	Slope	-0,021	-0,003	-0,779	42,157	26,228	0,076	-0,005
	±SE	0,013	0,001	2,408	86,033	15,513	0,138	0,001

**Jelmagyarázat:** **S** – fajszám; **N** – egyedszám; **H** – Shannon diverzitás; **D** – Simpson diverzitás; **J** – Pielou-féle egyenletesség; **r** – korrelációs együttható; **Slope** – meredekség

## 6 MEGVITATÁS

### 6.1 Faunisztikai eredmények megvitatása

A vizsgálat során összesen 926 lepkefajt detektáltam, ami az ismert hazai lepkefauna közel egyharmada (VARGA 2010, PASTORÁLIS 2012). Annak ellenére, hogy a magyarországi lepkéknek csupán 36%-a tartozik a nagylepkék közé, a Soproni-hegyvidéken végzett két éves kutatás során jelentősen magasabb faj- és egyedszámban figyeltem meg *Macrolepidoptera* fajokat. A Sopron környéki nagylepke fauna jól kutatott, napjainkig 794 faj publikált adatát ismerjük (MÉSZÁROS & SZABÓKY 1981, LESKÓ & AMBRUS 1998, SÁFIÁN & HADARICS 2005, SÁFIÁN et al. 2006, SÁFIÁN & SZEGEDI 2008, SÁFIÁN et al. 2009). A Sopron környéki régióból eddig megfigyelt összes nagylepke faj 64%-a került elő a vizsgálat során. Figyelembe véve, hogy a mintaterületeket kizárólag gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőállományok alkották és Sopron környékének egy viszonylag szűken vett tömbjében helyezkedtek el, a megfigyelt lepkefajok száma meglehetősen magasnak tekinthető. Köszönhető ez minden bizonnyal annak is, hogy tölgy fajokon – illetve azokon is – több lepkefaj fejlődik, mint az egyéb fafaj csoportokon (CSÓKA 1998, CSÓKA & SZABÓKY 2005).

Ugyanakkor molylepkék tekintetében még nem készült összefoglaló faunisztikai munka a vizsgálati területről, Sopron környékének *microlepidoptera* faunájáról csak szórvány adatok ismertek (e. g. MÉSZÁROS & SZABÓKY 1981, FAZEKAS 2002, FAZEKAS 2004, SÁFIÁN & HORVÁTH 2011).

A kutatás során előkerültek olyan nagylepke fajok, amelyek adatait korábban nem publikálták. Egyes fajok minden bizonnyal véletlenül maradtak ki a korábbi fajlistákból, néhány közülük jelentős egyedszámban került elő több mintaterületről is. Ilyenek voltak a *Catocala promissa* és *C. sponsa* övesbaglyok, melyek hazánk hegy- és dombvidéki tölgyeseiben elterjedt fajok (GOZMÁNY 1970). Egyes lepkefajok előkerülése azonban faunisztikai szempontból igen jelentős. A *Dichagyris flammatra* elsősorban meleg dolomit sziklagyepekben tenyészik, ahol különböző lágyszárú növényeken fejlődik, így előfordulása atipikusnak tűnhet a Soproni-hegyvidéken. Ugyanakkor a faj repülési ideje meglehetősen hosszú (május-november), ami során a lepke aestivál, így valószínűleg a meleg, száraz időjárás elől húzódott fel a hűvösebb klímájú Soproni-hegyvidékre (RONKAY & RONKAY 2006). Szintén egyedülálló volt a *Jodis putata* araszoló lepkefaj előkerülése, amelynek csupán egyetlen bizonyított hazai előfordulása ismert a Kőszegi-hegységben (VARGA 2010). Az áfonyán (*Vaccinium myrtillus*) fejlődő lepkefaj néhány egyede egyetlen erdőállományból került elő a vizsgálat során, melynek aljnövényzetében igen magas arányú volt a lepke lárvális tápnövénye.

Molylepkék tekintetében fontos momentum volt az invazív *Cydalima perspectalis* előkerülése több mintaterületről is. A faj 2011. szeptemberi adatát publikálták elsőként SÁFIÁN & HORVÁTH (2011), ugyanakkor a jelen tanulmányhoz gyűjtött minták már az augusztusi előfordulást is alátámasztották. Mivel hazánkban természetes körülmények között tenyésző tápnövénye (*Buxus* spp.) nincs, minden valószínűséggel nyugati irányból történt beözönlés során jelent meg a Soproni-hegyvidék erdeiben.

## 6.2 Fajsza- és egyedsza viszonyok megvitatása

Ugyan a varianciaanalízis nem mutatott szignifikáns különbséget a vizsgált erdőkorosztályok lepközössége között (**5.4.1. fejezet**), a faj- és egyedszámokat egyes esetekben szembetűnő eltérés jellemezte. Az eredmények kiértékelése során összesen 20 esetben kerültek összehasonlításra a megfigyelt lepkék fajszámai és egyedszámai (az összes detektált lepke és a különböző szempontok alapján redukált csoportok szerint), melyek közül a fajszám 13 esetben, az egyedszám 9 esetben a 4. korosztályban volt legmagasabb (**5.51. táblázat**). A magasabb fajszám különösen a lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő lepkék tekintetében volt jellemző, melyet további csoportokra bontva a cserjeszintben fejlődő nagylepkék és a gyepszintben fejlődő molylepkék magasabb fajszáma jellemzett. Az egyedszámok elsősorban a lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkék esetében voltak magasak. A 4. korosztály mintaterületeit 45-51 év közötti erdőállományok alkották. Legmagasabb lepke fajszám a 4C mintaterületet, majd a 4B és 4A területeket jellemezte, az egyedszámok ettől ellentétes eredményt mutattak (sorrend: 4A, 4B, 4C). A lombkoronaszint záródása a 4C mintaterületen volt alacsonyabb, ennek megfelelően a cserjeszint jól fejlett (de nem túl fajgazdag), a gyepszint pedig fajgazdag, de alacsony borítású volt. A lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkék fajszáma – a gyepszint növényeinek fajszámával arányosan – a 4C mintaterületen volt a legmagasabb, de a cserjefajokon fejlődő lepkék esetében ugyanez nem mondható el. Jelen vizsgálat eredményei szerint a lombkoronaszint alatti növényzet borítása nem befolyásolta a lepkék egyedszámát. A legmagasabb lepke-egyedszámot a 4A mintaterületen detektáltam, melyhez hasonlóan alakult a fajokon fejlődő lepkék fajszám viszonya is. A 4. korosztály lombkoronaszintjének záródása viszont a 4B mintaterületen volt a legmagasabb (95%), a 4A területen ennél kissé alacsonyabb (90%) volt a lombkoronaszint borítása.

A vizsgált erdőállományok teljes kezeléstörténetéről nem áll rendelkezésre adat, de a 4. korosztály erdőállományaiban a vizsgálat megkezdéséig már elvégezték a törzskiválasztó gyéritést (illetve korábban a tisztítóvágást is), ami során eltávolították a lombkoronaszintből a javafák növekedését akadályozó faegyedeket (ÁESZ 2004). Minden bizonnyal ennek köszönhető az elegyfajok alacsony száma, ami hatásal lehet a lepkék fajszámára (HORVÁTH 2013). Az alacsonyabb fajszám mellett a 4A mintaterületet magas lombkoronaszint-záródás jellemezte. A 4A mintaterület fajokon fejlődő lepkéinek magasabb számát nem magyarázza az adott erdőállományt jellemző faállomány összetétel (ez a 4 korosztály minden mintaterületére igaz volt).

Az összehasonlítások során legalacsonyabb fajszámot 10 esetben, legalacsonyabb egyedszámot 12 alkalommal az 5. korosztályban figyeltem meg, különösen a lágyszárú növényeken fejlődő lepkék esetében (**6.1. táblázat**). A legfiatalabb erdőállományok alkotta mintaterületek gyepszintjében még megfigyelhetőek voltak a vágásterületek jellemző növényfajai, ami magasabb számú lepkéfajnak jelenthet fejlődési lehetőséget. A vizsgált fiatal erdőállományok lágyszárú szintjét azonban még a vágásterületek növényfajaival együtt is alacsonyabb fajszám jellemezte, mint a többi mintaterületét, ami összefüggésbe hozható a lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkék alacsonyabb fajszámával.

A gyakori ( $D \geq 1\%$ ) lepkéfajokon alapuló fajszámok minden esetben (az egyedszámok csak a cserjeféléken fejlődő lepkék tekintetében) magasabb értéket mutattak az 5. korosztályban. Az



alacsonyabb fajszámból és egyedszámból, valamint a gyakori fajok magasabb számából, a legfiatalabb korosztály lepközösségének egyenletesebb eloszlására következtethetünk.

A megfigyelt lepkék faj- és egyedszámai néhány esetben mutattak összefüggést a vegetáció sajátosságaival, de az erdőállományok kora önmagában nem jutott meghatározó szerephez e tekintetben. Néhány esetben nem lehetett egyértelmű következtetéseket levonni a vizsgált korosztályok faj- és egyedszám viszonyaiból. Annak ellenére, hogy a fajgazdagságot gyakran használják az adott lepközösség jellemzésére, vagy összehasonlítására (e. g. HADDAD et al. 2001, SUMMERVILLE & CRIST 2003, PÖYRY et al. 2009, SUMMERVILLE 2011, HORVÁTH 2013, HORVÁTH et al. 2013), önmagában nem mindig alkalmas közösségi és ökológiai vizsgálatokhoz (FIEDLER & TRUXA 2012). Ezt jelen vizsgálat eredményei is alátámasztják, mivel az egyedszám-viszonyok (amely a lepközösségeknek szintén alapvető jellemzője) több esetben a fajszámoktól eltérő eredményt mutattak.

A vizsgált erdőkorosztályokban megfigyelt lepkék faj- és egyedszám viszonyai rámutattak arra, hogy az egyes vegetációs szintek fajgazdagsága befolyásolhatja a lepkék fajszámát, de az egyes növényzeti szintek külön-külön nem mindig játszanak meghatározó szerepet a lepközösségek szempontjából, amit korábbi kutatások is alátámasztanak (HORVÁTH et al. 2013).

**6.1. táblázat:** A vizsgált erdőkorosztályok rangsorolása a megfigyelt lepkék fajszám és egyedszám adatai alapján.

	Fajszám rangsor					Egyedszám rangsor				
	I.	II.	III.	IV.	V.	I.	II.	III.	IV.	V.
Összes faj	4.	2.	3.	1.	5.	4.	3.	2.	1.	5.
Összes nagylepke	2.	4.	3.	1.	5.	4.	3.	2.	1.	5.
Összes molylepke	4.	1.	5.	2.	3.	5.	4.	3.	1.	2.
Gyakori fajok (össz.)	5.	4.	2.	1.	3.	3.	4.	2.	1.	5.
Fafajokon fejl. lepkék	4.	3.	2.	1.	5.	3.	2.	4.	1.	5.
Fafajokon fejl. nagylepkék	2.	3.	4.	1.	5.	2.	3.	4.	1.	5.
Fafajokon fejl. molylepkék	4.	5.	3.	2.	1.	5.	4.	3.	2.	1.
Fafajokon fejl. gyakori lepkék	4.	5.	3.	2.	1.	3.	2.	4.	1.	5.
Lombk.alatt fejl. lepkék (össz)	4.	2.	1.	3.	5.	4.	2.	1.	3.	5.
Lombk.alatt fejl. nagylepkék	4.	2.	1.	3.	5.	4.	2.	3.	1.	5.
Lombk.alatti fejl. molylepkék	4.	1.	5.	2.	3.	5.	4.	1.	3.	2.
Lombk.alatt fejl. gyakori lepkék	5.	4.	3.	2.	1.	4.	3.	2.	5.	1.
Cserjéken fejl. lepkék (össz)	4.	2.	1.	5.	3.	2.	4.	5.	3.	1.
Cserjéken fejl. nagylepkék	4.	2.	1.	3.	5.	2.	4.	3.	1.	5.
Cserjéken fejl. molylepkék	5.	1.	4.	2.	3.	5.	1.	4.	3.	2.
Cserjéken fejl. gyakori lepkék	1.	5.	2.	3.	4.	5.	2.	4.	3.	1.
Lágyszárúakon fejl. lepkék (össz)	4.	2.	1.	3.	5.	4.	2.	3.	1.	5.
Lágyszárúakon fejl. nagylepkék	2.	4.	1.	3.	5.	4.	2.	3.	1.	5.
Lágyszárúakon fejl. molylepkék	4.	1.	2.	3.	5.	4.	1.	2.	3.	5.
Lágyszárúakon fejl. gyakori lepkék	4.	5.	2.	3.	1.	4.	2.	3.	5.	1.

### 6.3 Diverzitási jellemzők megvitatása ( $\alpha$ diverzitás)

A számított diverzitási indexek (Shannon, Simpson) eltérő súllyal tartalmazzák a vizsgált közösség fajszám és egyedszám viszonyát (JOST 2010). A fajgazdagság és tömegességi viszonyok mellett azonban mindkét diverzitás értékét befolyásolja az adott közösség fajainak eloszlása, ezért a Shannon és Simpson diverzitási indexek mellett minden esetben meghatároztam a lepközösségek egyenletességi értékét is (Pielou-formula). A vizsgált erdőkorosztályok diverzitási értékei sokszor igen eltérő eredményt mutattak, melyeket a teljes megfigyelt lepközösség és a különböző szempontok alapján alkotott csoportok esetében is kiszámoltam. A legtöbbször az 5. korosztály diverzitás értékei voltak a legmagasabbak. Ugyan a fajszámok és az egyedszámok sok esetben a fiatal (5.) korosztályban voltak a legalacsonyabbak, de a megfigyelt lepkefajok eloszlásának egyenletessége gyakran a legmagasabb értéket mutatta; ez esetben a magasabb diverzitási értékek minden bizonnyal a lepközösség egyenletesebb eloszlásának következménye.

A diverzitások összehasonlításához használt Rényi-féle diverzitásrendezés szintén változatos eredményeket produkált. A diverzitás-profilok számos esetben metsztek egymást, ami a vizsgált erdőkorosztályok egymáshoz viszonyított rangsorolását nem tette lehetővé. A gyakori lepkefajokon alapuló összehasonlítások rendszerint a legfiatalabb korosztály magasabb lepkediverzitását jelezték, ami ugyancsak a lepkék egyenletesebb eloszlásával magyarázható. Ugyanakkor az egyéb szempontok alapján alkotott csoportok általában az 1. és 4. korosztályokban mutattak magasabb lepkediverzitást, mely erdőkorosztályok kora, faállomány struktúrája és vegetációs összetétele között markáns különbségek is voltak. A diverzitás-összehasonlítások eredményei alapján nem lehet egyértelműen az erdő korának lepkediverzitásra gyakorolt hatására következtetni. Különösen igaz volt ez az 5. korosztályra, amely diverzitás-profilja a gyakori fajok esetében ugyan magasabban futott, de egyéb esetekben gyakran metszette a további erdőkorosztályok profilját, így egyértelmű rangsorolása nem volt lehetséges.

Több tanulmány is foglalkozott éjszakai lepkék diverzitásával, melyek a különböző erdőtípusok (CHOI 2008; HORVÁTH 2013), vegetáció struktúra (AXMACHER et al. 2009), biogeográfiai történet (SUMMERVILLE & CRIST 2003), a zavarás mértéke (NÖSKE et al. 2008), illetve számos egyéb szempont alapján hasonlított össze erdei élőhelyeket (pl.: USHER & KEILLER 1998; BECK & CHEY 2007; HAWES et al. 2009; PARK et al. 2009). Azonos típusba tartozó, de különböző korú erdők lepkediverzitása azonban kevésbé kutatott, így e tekintetben nem állt módomban eredményeimet más munkákkal összehasonlítani.

A táplálék mennyisége és a rovarok diverzitása közötti kapcsolatról több munka is beszámol, de eredményeik nem minden esetben egybehangzóak (e. g. KERR 2001, BAILEY et al. 2004, ESSENS & HERNÁNDEZ-STEFANONI 2013), illetve sok közülük szélesebb földrajzi kiterjedésben vizsgálódott (LASSAU & HOCHULI 2008, JEPSEN et al. 2009, PETTORELLI et al. 2011). A jelen kutatásban vizsgált mintaterületeket egy szűkebb geográfiai egységben elhelyezkedő, azonos típusba tartozó erdőállományok alkották. A mintaterületek között az erdőállomány kora mellett további különbséget jelentett a vegetáció struktúrája. Az idős erdőkre (1. korosztály) fajszegény, alacsony borítású cserjeszint, illetve magas borítású, *Melica uniflora* dominálta gyepszint volt jellemző. A lombkoronaszint záródása a vizsgált fiatalabb erdőkorosztályokhoz viszonyítva alacsonyabb volt (60-80%). Az 1. korosztály növényzeti-borítási értékeinek

megfelelően alakult a megfigyelt lepkék diverzitása is. A lombkoronaszinthez kötődő fajok alacsonyabb, a lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkék magasabb diverzitással rendelkeztek, ez utóbbit elsősorban a molylepkék magasabb diverzitása jellemezte. Hasonló eredményeket állapított meg BOURGHARDT et al. (2008), akik szerint a növényi biomassza mennyisége növeli a lepkék diverzitását. OBER & HAYES (2010) munkája szerint pedig az éjszakai lepkék Shannon és Simpson diverzitása növekszik a növényzet borításával. Ugyanakkor a növényzet diverzitásának nappali lepke diverzitásra gyakorolt hatását vizsgálták HAWKINS & PORTER (2003), de nem találtak közvetlen kapcsolatot a vizsgált csoportok között.

A 4. korosztályt szintén több alkalommal jellemezte magasabb lepkediverzitás. A lombkoronaszint záródása erőteljesebb volt (80-95%), mint a legidősebb erdőkben, aminek megfelelően a fafajokon fejlődő lepkék diverzitása-profilja magasabban futott. A 4. korosztály erdőállományainak cserjeszintje fajszám tekintetében hasonló, de borítási értékek szempontjából igen változó volt. A cserjeféléken fejlődő lepkék diverzitása valószínűleg ennek is köszönhetően kevesebb korosztályhoz képest volt rangsorolható, az eredmények pedig nem egyértelműek. Ugyanakkor a lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkék diverzitása már világosabb kapcsolatot mutatott a gyepszinttel, de ez esetben nem a borítással, hanem a fajszámmal nőtt a lepke-diverzitás. Ha megvizsgáljuk a hasonló jellegű publikációkat egyes esetekben a lepkék diverzitása növekszik a növényzet fajszámával (e. g. OBER & HAYES 2010, HORVÁTH 2013), míg más munkák nem találtak összefüggést (e. g. USHER & KEILLER 1998, AXMACHER et al. 2009, HORVÁTH et al. 2013). Hasonlóan ellentmondó eredmények jelen munka során is adódtak. Az éjszakai lepkék diverzitása tehát nem köthető kizárólag a növényzet fajszámához, vagy borításához, de lepkékre (és azok diverzitására) gyakorolt hatásuk jelentős. A lepkék diverzitását számos egyéb tényező befolyásolhatja erdei élőhelyeken, a legtöbb tanulmány a környezeti tényezők (MAC NALLY et al. 2003, ESSENS & HERNÁNDEZ-STEFANONI 2013) és az erdőstruktúra (SUMMERVILLE & CRIST 2002, 2004, FUENTES-MONTEMAYOR et al. 2012) fontos szerepéről számol be.

#### **6.4 Fajazonossági jellemzők megvitatása ( $\beta$ diverzitás)**

Az eredmények kiértékelése során elvégeztem a vizsgált lepközösségek Jaccard és Bray-Curtis indexen alapuló összehasonlítását, melyhez hierarchikus klaszter diagrammot használtam. Az elemzéseket a teljes lepközösségen, illetve a különböző szempontok alapján alkotott csoportokon is elvégeztem. A legtöbb esetben a legfiatalabb korosztály különálló csoportot alkotott. Ez alól kivételt legtöbbször a molylepkék és a gyakori lepkefajok jelentettek. A további erdő-korosztályok az 5. korosztálytól külön ágon helyezkedtek el. Legnagyobb hasonlóságot általában a 3.-4. korosztályok között tapasztaltam, melyeket középkorú erdőállományok alkották, a mintaterületeik közötti legnagyobb korkülönbség 21 év volt (4B: 45 év, 3. korosztály: 66 év). Az idősebb erdők (1. és 2. korosztály) lepközössége között nem volt egyértelmű, szoros hasonlóság, a korkülönbség 22-34 év között változott. A vizsgált erdőkorosztályok lepközösségei alapvetően tehát két nagyobb osztályra különültek el, a legfiatalabb 5. korosztály és az egyéb (középkorú: 3., 4. és idősebb: 1., 2.) korosztályok, melyek néhány esetben tovább csoportosíthatóak.

Számos szerző is foglalkozott lepközösségek fajazonossági vizsgálatával (e. g. RICKETTS et al. 2002, BREHM et al. 2003. BOURGHARDT et al. 2010, RICKETS et al. 2012), de erdei élőhelyek összehasonlításához kevesebb esetben használták. Különböző élőhelyek lepkefajain végzett fajazonossági vizsgálatot SUMMERVILLE & CRIST (2003), munkájukban a szezon, az ökológiai régió és az élőhely kiterjedésének lepközösségek struktúrájára gyakorolt hatását kutatták. Eredményeik szerint a június elején és augusztus végén megfigyelt lepközösségek csak kisebb mértékben hasonlítottak egymáshoz (Bray-Curtis index alapján). A hasonlósági dendrogram alapján munkájukban az ökológiai régió és a vizsgált erdő kiterjedése csak gyenge mértékben befolyásolta a lepközösségek struktúráját. CHOI (2008) szintén foglalkozott különböző erdőtípusok lepközösségének hasonlóságával, de munkájában a mintaterületek a tengerszint feletti magasság alapján kategorizálta. Azonos típusba tartozó, szűkebb földrajzi egységben elhelyezkedő erdők lepközösségének fajazonosságával korábbi munkák azonban kevésbé foglalkoztak. Mivel jelen vizsgálat mintaterületeit sok esetben igen hasonló környezeti tényezők jellemezték, a lepközösségek fajazonosságában tapasztalt kisebb eltérés ezért nem meglepő. A számított fajazonossági indexek ennek ellenére több esetben is jelentősebb különbséget, mutattak egyes erdőkorosztályok között. Az előzetesen elvégzett egyéb összehasonlításokat (fajsám, dominancia viszonyok,  $\alpha$  diverzitás) is figyelembe véve azonban nem jelenthető ki egyértelműen, hogy a lepközösségek közötti hasonlóságot az erdőállományok kora határozta meg.

## 6.5 Környezeti változók hatása a lepközösségekre

A kiértékeléshez használt jelzőszámok és összehasonlítások nem adtak egyértelmű választ az erdőállományok kora lepkékre gyakorolt hatására, az eredmények inkább a vegetáció struktúrájával kapcsolatos összefüggéseket bizonyították. Ezért a kor mellett elemeztem az erdőállományokat jellemző növényzet különböző paramétereinek lepkékkel való kapcsolatát. Emellett a legutóbbi üzemtervezés (2004) óta elvégzett erdészeti nevelővágások és azok intenzitásának lepkékre gyakorolt hatását is vizsgáltam. A változók számának csökkentéséhez használt főkomponens analízis 4 olyan komponenset állított elő, melyek megfelelő sajátértékkel (>1) a variancia viszonylag magas részét magyarázták. A főkomponenseket összesen 172 esetben korreláltattam a teljes megfigyelt lepközösség és a különböző szempontok alapján csoportosított lepkék jellemző paramétereivel, mely során 12 alkalommal észleltem szignifikáns korrelációt.

**1. főkomponens:** Az összes megfigyelt lepke esetében az egyedszám és a gyakori fajok egyedszáma állt közepes erősségű pozitív korrelációban a PC1-el, amely főkomponens elsősorban az erdészeti nevelővágásokkal kapcsolatos változókat, illetve az erdőállomány korát tartalmazta. A magasabb számú és nagyobb kiterjedésű erdészeti kezelés hatására eszerint nőtt a lepkék egyedszáma. Hasonló eredményekről több publikáció is beszámolt. PHILIPS et al. (2006) kezeletlen és kezelt erdők *Carabidae* faunája között jelentős egyedszámeltérést tapasztaltak a kezelt erdő javára. SUMMERVILLE & CRIST (2002) szintén úgy találták, hogy a szelektív fakitermeléssel kezelt erdőben magasabb a lepkék egyedszáma, mint egy kezeletlen, vagy tarvágott területen.

Az erdészeti nevelővágások hatása a rovarok egyedszámára azonban nem minden esetben mutatható ki, erősen függ a vizsgált csoportoktól, a földrajzi régiótól és az erdőtípustól. HILL (1999) trópusi erdőkben végzett vizsgálatot nappali lepkéken, és nem talált különbséget a kezelt és kezeletlen erdők lepkéegyedszámában. SCHOWALTER et al. (2003) pedig ellentmondó eredményeket talált 2-2 kezelt és kezeletlen duglaszfenyő (*Pseudotsuga menziesii*) erdőben. A lepkék fajsza és a PC1 között azonban nem találtam kapcsolatot.

A PC1 szintén magas arányban tartalmazta az erőállományok korát, mint változót, amely alapján az erdő korának növekedésével növekszik a lepkék abundancia viszonya is. Hasonló eredményeket publikált SUMMERVILLE et al. (2009), akik szerint számos környezeti változó befolyásolja a lepközösségeket, többek között az adott erdőállomány kora.

A nagylepke és molylepke közösségek korrelációját a PC1-el külön-külön is megvizsgáltam. Nagylepkék esetében hasonló eredményeket kaptam, mint a teljes lepközösség vizsgálata során. A molylepkék egyedszáma ugyanakkor közepes (összes molylepke), vagy erős (gyakori molylepke fajok) negatív korrelációban állt a PC1-el. A molylepkék abundancia viszonyait számos környezeti tényező befolyásolhatja, FUENTES-MONTEMAYOR et al. (2012) a következők szignifikáns hatását mutatták ki: erdei legeltetés, fafajok száma, őshonos fafajok száma, erdőállomány kiterjedése. Az erdészeti kezelések molylepkékre gyakorolt hatása azonban kevésbé ismert, mint a nagylepkéké. A nevelővágások és gyéritések során felnyíló lombkoronaszint alatt több mikrohabitat alakulhat ki. A nyíltabb lombkoronaszint eredményeként már pár éven belül jelentős gyepszint és cserjeszint jelenhet meg a lékekben (MÁRIALIGETI et al. 2009, TINYA et al. 2009a), melyek új élőhelyet jelentenek számos faj számára. A niche feltöltődési folyamat meghatározó a lepközösségek struktúrája szempontjából (SUMMERVILLE et al. 2013), de az új élőhelyek elfoglalásának sebessége eltérő lehet a különböző fajoknál, elsősorban a diszperziós képesség függvénye (ALANEN et al. 2011). Az erdészeti nevelővágások hatására felnyíló lombkoronaszint alatt megjelenő növényzet tehát azért növelheti a lepkék egyedszámát, mert az újonnan létrejövő mikroélőhelyeket gyorsan elfoglalják a jó diszperziós képességű fajok. A molylepkék egyedszáma pedig azért csökkent az erdészeti nevelővágások számával, mert többségük vagilítási képessége gyengébb, így az új niche-t elsősorban nem azok foglalhatták el.

**4. főkomponens:** A további korreláció-vizsgálatok során a lepközösségek csupán a PC4-el mutattak szignifikáns kapcsolatot. A 4. főkomponens növényzet-borítás jellegű változkat tartalmazott elsősorban, főként a cserjeszint és a lombkoronaszint borítási értékeit, de a teljes varianciának kevesebb, mint 10%-át magyarázta. A PC4 a molylepkék fajszaával ( $S_{mi}$ ), a fafajokon fejlődő lepkék fajszaával ( $S_f$ ), a csejeféléken fejlődő lepkék Shannon ( $H_{cs}$ ) és Simpson ( $D_{cs}$ ) diverzitásával, a lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkék egyedszámaival ( $N_{la}$ ), valamint a lágyszárú növényzeten fejlődő gyakori lepkék egyedszámaival ( $N_{laGY}$ ) mutatott közepes erősségű negatív korrelációt.

A lombkoronaszint magasabb záródása az alsóbb vegetációs szintek alacsonyabb borítását eredményezi, amit több kutató is a fényviszonyokkal hozott összefüggésbe (BRÉDA et al. 1995, ELEMANS 2004, BARBIER et al. 2008, TINYA et al. 2009a, b). A vegetáció strukturális diverzitása és növényfajainak száma növeli a lepkék fajszaát és diverzitását, amit többek között afrikai (AXMACHER et al. 2009), ázsiai (CHOI 2008), észak-amerikai (SUMMERVILLE & CRIST 2002), nagy-britanniai (USHER & KEILLER 1998) és japán (TAKI et al. 2010) kutatások is alátámasztottak. Mérsékelt övi gyertyános-tölgyes erdők tekintetében azonban nem

rendelkeznünk kellő ismerettel az erdőstruktúra és a lepközösségek kapcsolatáról. Jelen vizsgálat során csak azokon a mintaterületeken volt magasabb a cserjeszint, vagy gyepszint borítása, illetve fajszáma, amelyeken a lombkoronaszint záródása  $\leq 90\%$ . Az előbb felsorolt munkákhoz hasonlóan így jelen kutatás eredményei is alátámasztják az erdei vegetáció struktúra hatását a lepközösségekre, amelyek fajszámát és diverzitását jelentősen befolyásolja lombkoronaszint borítása.

A PC1 azonban a fafajokon fejlődő lepkék fajszámával is negatív korrelációt mutatott. A fafajokon fejlődő lepkék fajszáma akkor növekedhet a lombkoronaszint borításával, ha annak magasabb záródását diverzebb fafajkészlet biztosítja. A növényzet diverzitása és a lepkék fajszáma közötti pozitív kapcsolatot támasztotta alá több kutatás is (e. g. SOUTHWOOD et al. 1979, STRONG et al. 1984, KNOPS et al. 1999, HADDAD et al. 2001). Jelen vizsgálat mintaterületein a lombkoronaszint borítása és a fafajok száma között nem volt korreláció (Pearson  $r = -0,018$ ;  $p = 0,963$ ), ennek megfelelően a magasabb záródási érték nem indukálta a fafajokon fejlődő lepkék fajgazdagságát. A magyarországi és nemzetközi szakirodalomban is csak kevés hasonló jellegű eredmény ismert, a publikációk e tekintetben leggyakrabban a lepközösségek diverzitását (e.g. HADDAD et al. 2001), vagy abundancia viszonyait (e.g. SCHULZE et al. 2001) vizsgálták. Ugyanakkor FUENTES-MONTEMAYOR et al. (2012) szintén vizsgálta a lombkoronaszint kapcsolatát a lepkékkel (micro- és macrolepidoptera közösségekkel külön-külön), de nem találtak szignifikáns kapcsolatot.

## 7 ÖSSZEFOGLALÁS ÉS TÉZISEK

Munkám során 2011-2012-ben különböző korosztályba tartozó gyertyános-kocsánytalan tölgyesek lepközösségét vizsgáltam és hasonlítottam össze. A vizsgálatot a Soproni-hegység délkeleti tömbjében végeztem, földrajzilag viszonylag szűk területen, összesen 15 erdőállományban (5 korosztály, 3-3 erdőrészlet). A mintavételezések hordozható fénycspadákkal történtek erdőállományonként 2 csapdával, évente 15 alkalommal (összesen 30 minta/év).

A vizsgálat két éve során összesen 926 éjszakai lepkefaj 71595 egyedét detektáltam. A molylepkék és nagylepkék fajsza és egyedszá között jelentős különbség volt. Szintén erősen különbözött a két vizsgálati évben megfigyelt lepkék faj- és egyedszá.

A mintaszám megfelelőségét fajakkumulációs görbékkel teszteltem, illetve vizsgáltam az adatok extrapolációjával (Michealis-Menten) a mintaszám elméleti növelése esetén várható fajszámnövekedést. Az eredmények alapján minden vizsgált erdőrészletben a lepkék fajsza a 27. mintavétel során érte el a teljes fajszám 95 %-át.

A megfigyelt lepkék diverzitásának elemzéséhez használt indexek (Shannon, Simpson, Pielou) sok esetben eltérő eredményt mutattak, az összehasonlításuk (Rényi-féle diverzitás) sem mutatott mindig egyértelmű rangsort. Az eredmények alapján alkotott megállapítás szerint az éjszakai lepkék diverzitására jelentős hatást gyakorol az erdei növényzet borítása és fajsza, de nincs kizárólagos hatásuk a lepke diverzitásra.

A fajazonossági vizsgálatokhoz használt indexek (Jaccard, Bray-Curtis) általában két nagyobb csoportra osztották a vizsgált erdőkorosztályokat a lepközösségek alapján, amely során a legfiatalabb (5.) korosztály gyakran önálló csoportot alkotott. Legnagyobb hasonlóság az esetek többségében a 3.-4. korosztályok között volt megfigyelhető.

Mivel az erdőkorosztályok összehasonlításához használt közösségi és ökológiai jelzőszámok nem mutattak egyértelmű kapcsolatot az erdőállomány kora és a lepközösségek között, további elemzések céljából megvizsgáltam a mintaterületeket jellemző növényzeti és kezeléstörténeti változók lepkékre gyakorolt hatását. A nagyobb számú változóból főkomponens analízissel kisebb számú új változót (PC) állítottam elő, melyek közül négy PC-vel (sajátérték $>1$ ) korreláltattam a lepközösségek különböző csoportjait. Összesen 12 esetben volt szignifikáns korreláció a vizsgált főkomponensek és a lepközösségek között. A PC1 (kezeléstörténeti változókat tartalmazott nagyobb súllyal) közepes erősségű pozitív korrelációban volt a lepkék egyedszával. A molylepkék egyedszá és a PC1 között közepes-erős negatív korreláció volt. A PC4 (borítás jellegű változókat tartalmazott nagyobb súllyal) több lepkecsoporttal is közepes erősségű negatív korrelációban állt, amit elősorban a lombkoronaszint magasabb záródása magyarázott.

A kutatás eredményei alapján az értekezés tézisei az alábbiak:

### 1. A Soproni-hegyvidék faunájára tekintve új lepkefajokat mutatott ki a szerző.

Sopron környékének lepkefaunája jól kutatott, a publikációk napjainkig 794 nagylepke faj előfordulását ismertették. A vizsgálat során azonban előkerültek olyan fajok, melyek adatát korábban nem publikálták, ezek a következők: *Jodis putata*, *Idaea inquinata*, *Cyclophora pendularia*, *Eulithis populata*, *Nudaria mundana*, *Catocala nymphagoga*, *Catocala*

*promissa*, *Catocala sponsa*, *Diachrysis stenochrysis*, *Calloplistria juvenina*, *Auchmis detersa*, *Hada plebeja*, *Dichagyris flammatra*. Az új fajok közül kiemelt jelentőségű a *Jodis putata* és *Dichagyris flammatra* előfordulása a Soproni-hegyvidéken.

**2. A vizsgálat során a *Macrolepidoptera* közösségek fajszáma és abundanciája jelentősen magasabb volt, mint a *Microlepidoptera* közösségeké.**

A hazai lepkefauna megközelítőleg kétharmad részét képezik a molylepkék, melyek ökológiailag széles skálát fednek le. Ennek ellenére mind a fajszámuk, mind az egyedszámuk jelentősen alacsonyabb volt, mint a nagylepkéké.

**3. A vizsgált gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőkben a növényzet fontos tényező a lepközösségek szempontjából, de a vegetációs szintek önmagukban nem játszanak meghatározó szerepet a lepkék fajszáma tekintetében.**

A vegetációs szintek és a lepkék fajszáma között több esetben is megfigyelhető volt a kapcsolat, melyet elsősorban a borítási értékek és a növényfajok száma indukált. Ez a kapcsolat azonban nem minden esetben volt egyértelmű. A lepkék legmagasabb fajszáma általában a 4. korosztályt jellemezte, amely mintaterületein a gyepszint növényfajszáma mellett a lágyszárú növényeken fejlődő lepkék magasabb fajszámát detektáltam; ugyanakkor a cserjeszint magasabb borítása nem volt hatással a cserjeféléken fejlődő lepkék fajszámára. A fajokon fejlődő lepkék fajszáma a 4A területen volt a legmagasabb, de a lombkoronaszint záródása a 4B jelzésű erdőállományban volt erőteljesebb. A gyepszintet jellemző alacsonyabb növényfajszám az 5. korosztály mintaterületein a lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkék alacsonyabb számát eredményezte, ami szintén a vegetáció és lepkefajszám közötti összefüggést támasztotta alá. Több esetben azonban az egyes vegetációs szintek fajszáma és borítása nem magyarázta megfigyelt lepkék fajszám-viszonyát.

**4. A vizsgált gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőkben az éjszakai lepkék diverzitására hatással van a növényzet borítása, de a vegetációs szintek e tekintetben nem játszanak kizárólagos szerepet.**

A diverzitás rendezés alapján legtöbb esetben az 1. és 4. korosztályok diverzitása volt magasabb. Az 1. korosztályt alacsonyabb lombkoronaszint záródás és magas borítású gyepszint jellemezte, melynek megfelelően alakult a megfigyelt lepkék diverzitása is. A lombkoronaszinthez kötődő fajok alacsonyabb, a lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkék magasabb diverzitással rendelkeztek. A 4. korosztályban a lombkoronaszint borítása magasabb volt, emellett a fajokon fejlődő lepkék diverzitása is magasabb volt. A lágyszárú növényeken fejlődő lepkék diverzitása szintén kapcsolatot mutatott a növényzettel, de ezúttal a gyepszint növényfajainak számával. A 4. korosztály cserjeszintjét jellemző borítás igen változó volt, valószínűleg ennek is köszönhetően a cserjeféléken fejlődő lepkék diverzitása kevesebb korosztályhoz képest volt rangsorolható. A diverzitás rendezés azonban nem mutatott minden esetben egyértelmű kapcsolatot a növényzet fajszáma és borítása, valamint a lepkék diverzitása között. A legfiatalabb (5.) korosztály diverzitás-profilja például az esetek többségében metszette a további korosztályok profilját, így rangsorolása nem volt lehetséges.



**5. A lepközösségek fajazonossága tekintetében a vizsgált erdőkorosztályok két fő csoportra oszthatóak, de az erdőállomány kora és a lepközösségek közötti kapcsolatot nem tisztázza egyértelműen.**

A hierarchikus klaszterdiagrammokon ábrázolt fajazonossági indexek (Jaccard, Bray-Curtis) szinte minden összehasonlítás során két nagyobb csoportban ábrázolta a vizsgált erdőkorosztályokat. Az 5. korosztály igen gyakran különálló csoportot alkotott, de kivételt jelentettek a molylepkéken és a gyakori lepkefajokok alapuló elemzések. Az idősebb erdők közötti hasonlóság változóan alakult az összehasonlítások során, de legnagyobb hasonlóságot általában a 3.-4. korosztályok lepközösségei mutattak. Mivel mind az 5. korosztály külön csoportba sorolása, mind a 3. és 4. korosztályok lepközössége közötti erősebb hasonlóság alól több klaszterdiagram is kivételt jelentett, a lepkék fajazonosságát nem lehet egyértelműen az erdők korához kötni.

**6. Az erdőállományok kora önmagában nem meghatározó tényező a vizsgálati terület gyertyános kocsánytalan-tölgyes erdeinek lepközössége szempontjából.**

A vizsgált öt erdőkorosztály lepközösségét különböző közösségi és ökológiai paraméterek alapján kerültek összehasonlításra, ezek a következők: fajszám- és egyedszám viszonyok, Shannon- és Simpson diverzitás, Pielou-féle egyenletesség, illetve fajazonossági jellemzők (Jaccard és Bray-Curtis index). A korosztályok egymáshoz viszonyított rangsorolása azonban a vizsgált paraméterek esetében nem volt lehetséges. Egyes esetekben ugyan adódtak jelentősebb különbségek az erdőkorosztályok között, de az eltérések nem voltak egységesek. Továbbá több eredmény inkább a vegetáció jellemzői és a lepközösség közötti összefüggést támasztották alá.

**7. A vizsgált gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőkben az erdészeti kezelés jellegű főkomponens valamint a lepkék egyedszáma pozitív korrelációban állnak.**

Az erdei növényzetet jellemző és az erdőállományok kezelésével (utolsó 10 év) kapcsolatos változókból előállított főkomponensek közül a PC1-et (erdészeti kezeléssel kapcsolatos változókat tartalmazott nagyobb súllyal) és a lepkék egyedszámát közepes erősségű pozitív korreláció jellemezte. Ennek értelmében az erdészeti nevelővágások száma és intenzitása növeli a lepkék egyedszámát. A nevelővágások és gyéritések következtében felnyíló lombkoronaszint alatt mind a cserjeszint, mind a gyepszint magasabb borítású lehet, és az újonnan létrejött mikroélőhelyeket a jó vagilitású lepkefajok gyorsan elfoglalhatják, ezáltal növekedhet az egyedszámuk.

**8. A macro- és microlepidoptera közösségek egyedszám tekintetében eltérően reagálnak az erdészeti nevelővágásokra (illetve további, de kisebb súlyú környezeti tényezőre).**

A nagylepkék egyedszáma a teljes lepközösség egyedszámához hasonlóan közepes erősségű pozitív korrelációban állt a PC1-el. A molylepkék egyedszáma azonban közepes, vagy erős negatív korrelációt mutatott az 1. főkomponenssel. Az erdészeti nevelővágások következtében létrejövő mikroélőhelyeket a jó vagilitású fajok tudják először elfoglalni. A molylepkék többsége azonban gyenge röpképességű, gyenge vagilitású faj. Ezért a niche-feltöltődési folyamat során háttérbe szorulnak, és gyengén kolonizálják az újonnan

megjelent mikrohabitatot. Emellett a lombkoronaszint gyérítése következtében élőhelyeik beszűkülnek, ezért az erdészeti nevelővágások következtében egyedszámuk csökken.

**9. *A vizsgált gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőkben a lombkoronaszint és cserjeszint borítása hatással van a lepközösségek fajsámára és diverzítására.***

A korrelációvizsgálatok során a molylepkék fajsámája ( $S_{mi}$ ), a fafajokon fejlődő lepkék fajsámája ( $S_f$ ), a csejeféléken fejlődő lepkék Shannon ( $H_{cs}$ ) és Simpson ( $D_{cs}$ ) diverzítása, a lágyszárú növényfajokon fejlődő lepkék egyedszáma ( $N_{lá}$ ), valamint a lágyszárú növényzetten fejlődő gyakori lepkék egyedszáma ( $N_{láGY}$ ) közepes erősségű negatív kapcsolatban állt a PC4-el (főleg a növényzet borítási értékeit tartalmazó főkomponens). A lombkoronaszint magasabb záródása az alsóbb vegetációs szintek alacsonyabb borítását és strukturális sokféleségét eredményezik, ami következtében csökken az alsóbb szintekben fejlődő lepkék fajsámája és diverzítása.

## **KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS**

Mindenekelőtt szeretném megköszönni feleségemnek Marcsinak, és szüleimnek, hogy minden nehéz pillanatban mellettem álltak és biztattak!

Köszönettel tartozom Prof. Dr. Lakatos Ferenc témavezetőmnek, a kutatás kivitelezéséhez és a dolgozat megírásához nyújtott tanácsaiért.

A terepi munkák során különösen sok segítséget nyújtott feleségem és Németh Tamás Márton, amiért szintén hálás vagyok.

A molylepkek határozásában Szabóky Csabára számíhattam, akinek segítőkészségét különösen köszönöm!

A növényzet felmérésében Dr. Tóth Viktória volt segítségemre, akivel a terepi adatgyűjtés mellett számos alkalommal folytathattam eszmecserét a kutatásról, ezúton szeretnék köszönetet mondani Neki is.

A vizsgálat megtervezésében, kivitelezésében, az adatok kiértékelésében, illetve a témához kapcsolódó eszmecserékben Dr. Kovács Gyula, Dr. Winkler Dániel és Sáfíán Szabolcs tanácsai rendkívül hasznosak voltak, akiknek szintén hálával tartozom.

A genitálivizsgálathoz Babits János nyújtott tanácsokat, az útmutatásért Őt is köszönet illeti.

A doktori kutatás anyagi háttérét a Nyugat-magyarországi Egyetem (doktoranduszi kutatási keret), Erdőmérnöki Kara biztosította. További anyagit támogatást nyújtott a TÁMOP-4.2.2.B-10/1-2010-0018 és a TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0004 projekt.

Végül, de nem utolsó sorban köszönöm az Erdőművelési és Erdővédelmi Intézetnek, hogy lehetővé tette számomra doktori kutatásomat és az értekezés elkészítését.

**IRODALOMJEGYZÉK**

- ABAFI AIGNER L. (1898): A Lepkészet Története Magyarországon. Reprint. Phytar Könyvmanufaktúra, Budapest, 202 pp.
- ÁESZ (2004): Erdőterv (Soproni Tanulmányi Erdőgazdaság Rt.). Szombathelyi Erdőtervezési Iroda.
- ALANEN, E.-L., HYVÖNEN, T., LINDGREN, S., HÄMÄR, O. & KUUSSAARI, M. (2011): Differential responses of bumblebees and diurnal Lepidoptera to vegetation succession in long-term set-aside. *Journal of Applied Ecology* 48: 1251–1259.
- ALIABADI, A., RENWICK, J. A. A. & WHITMAN, D. W. (2002): Sequestration of glucosinolates by harlequin bug *Murgantia histrionica*. *Journal of Chemical Ecology* 28: 1749–1762.
- AMBRUS A. (1979a): Újabb adatok a Soproni-hegyvidék lepkefaunájához (Összehasonlító elemzés soproni és zalai erdőtársulások lepkefaunája között, különös tekintettel a bükkös ökoszisztémákra). TDK-dolgozat, Erdészeti és Faipari Egyetem, 25 pp+8 oldal melléklet.
- AMBRUS A. (1979b): Két faunánkra új lepkefaj Sopronból (*Odezia atrata* L. és *Euxoa decora* Hbn.). *Folia Entomologica Hungarica* 32 (1): 216.
- AMBRUS A., BÁNKUTI K. & KOVÁCS T. (1992): A Kisalföld és a Nyugat-Magyarországi peremvidék Odonata faunája. *Tanulmányok 2. A Győr-Moson-Sopron megyei múzeumok kiadványa*, p. 1–81.
- AMPOORTER, E., BAETEN, L., KORICHEVA, J., VANHELLEMONT, M. & VERHEYEN, K. (2014): Do diverse overstoreys induce diverse understoreys? Lessons learnt from an experimental-observational platform in Finland. *Forest Ecology and Management* 318: 206–215.
- ANONYMUS (1900): Éjjeli lepkefogás új módja. *Rovartani Lapok* 7: 84.
- ARNAN, X., GRACIA, M., COMAS, L. & RETANA, J. (2009): Forest management conditioning ground ant community structure and composition in temperate conifer forests in the Pyrenees Mountains. *Forest Ecology and Management* 258: 51–59.
- AXMACHER, J. C., BREHM, G., HEMP, A., TÜNTE, H., LYARUU, H. V. M., MÜLLER-HOHNSTEIN, K. & FIEDLER, K. (2009): Determinants of diversity in afro-tropical herbivorous insects (Lepidoptera: Geometridae): plant diversity, vegetation structure or abiotic factors? *Journal of Biogeography* 36: 337–349.
- AXMACHER, J. C., TÜNTE, H., SCHRUMPF, M., KLAUS, M.-H., LYARUU, H. V. M. & FIEDLER, K. (2004): Diverging diversity patterns of vascular plants and geometrid moths during forest regeneration on Mt Kilimanjaro, Tanzania. *Journal of Biogeography* 31: 895–904.
- BAILEY, S.-A., HORNER-DEVINE, M. C., LUCK, G., MOORE, L. A., CARNEY, K. M., ANDERSON, S., BETRUS, C. & FLEISHMAN, E. (2004): Primary productivity and species richness: relationship among functional guilds, residency groups and vagility classes at multiple spatial scales. *Ecography* 27 (2): 207–217.
- BARBIER, S., GOSSELIN, F. & BALANDIER, P. (2008): Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 254: 1–15.
- BARRETTE, M., BÉLANGER, R., GRANDPRÉ, L. D. & RUEL, J.-C. (2014): Cumulative effects of chronic deer browsing and clear-cutting on regeneration process in second-growth white spruce stands. *Forest Ecology and Management* 329: 69–78.

- BARSOUM, N., FULLER, L., ASHWOOD, F., REED, K., BONNET-LEBURN, A.-S. & LEUNG, F. (2014): Ground-dwelling spider (Aranea) and carabid beetle Coleoptera: Carabidae) community assemblages in mixed and monoculture stands of oak (*Quercus robur* L./*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Forest Ecology and Management* 321: 29–41.
- BARTHA D., BIDLÓ A., BERKI I., KIRÁLY G., KOLOSZÁR J., MÁTYÁS Cs., VÍG P. (2006): Magyarország Erdészeti Tájai. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest, 154 pp.
- BECERRA, J. X. & VENABLE, D. L. (1999): Macroevolution of insect–plant associations: The relevance of host biogeography to host affiliation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 96 (22): 12626–12631.
- BECK, J. & CHEY, V. K. (2007): Beta-diversity of geometrid moths from northern Borneo: effects of habitat, time and space. *Journal of Animal Ecology* 76: 230–237.
- BENDER, D. J., CONTRERAS, T. A. & FAHRIG, L. (1998): Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79 (2): 517–533.
- BERECZKI, K., ÓDOR, P., CSÓKA, Gy., MAG, Zs. & BÁLDI, A. (2014): Effects of forest heterogeneity on the efficiency of caterpillar control service by birds in temperate oak forests. *Forest Ecology and Management* 327: 96–105.
- BIERRE, A., MARAK, H. B. & VAN DAMME, M. M. (2004): Plant chemical defense against herbivores and pathogens: generalized defense or trade-offs? *Oecologia* 140: 430–441.
- BIERREGAARD Jr., R. O., LOVEJOY, T. E., KAPOV, V., DOS SANTOS, A. A., HUTCHINGS, R. W. (1992): The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience* 42: 859–866.
- BOGNÁR S. (1952): Az almamoly (*Cydia pomonella* L.) rajzása Kőszegfalván 1950-ben. *Ann. Inst. Prot. Plant. Hung.* 5: 197–201.
- BOURGHARDT, K. T., TALLAMY, D. W., PHILIPS, C. & SHROPSHIRE, K. J. (2010): Non-native plants reduce abundance, richness, and host specialization in lepidopteran communities. *Ecosphere* 1 (5): 1–22.
- BOURGHARDT, K. T., TALLAMY, D. W. & SHRIVER, W. G. (2008): Impact of Native Plants on Bird and Butterfly Biodiversity in Suburban Landscapes. *Conservation Biology* 23 (1): 219–224.
- BRAUN-BLAQUET, J. (1928): Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. *Biol. Studienbücher* 7. Berlin, 330 pp.
- BRAY, J. R. & CURTIS, J. T. (1957): An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325–349.
- BRÉDA, N., GARNIER, A. & AUSSÉNAC, G. (1995): Effects of thinning on soil and water relations, transpiration and growth in an oak forest (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.). *Tree Physiology* 15: 295–306.
- BREHM, G. & AXMACHER, J. C. (2006): A Comparison of Manual and Automatic Moth Sampling Methods (Lepidoptera: Arctiidae, Geometridae) in a Rain Forest in Costa Rica. *Environmental Entomology* 35 (3): 757–764.
- BREHM, J. R., COLWELL, R. K. & KLUGE, J. (2007): The role of environmental and mid-domain effect on moth species richness along a tropical elevational gradient. *Global Ecology and Biogeography* 16: 205–219.
- BREHM, G., HOMEIER, J. & FIEDLER, K. (2003): Beta diversity of geometrid moth (Lepidoptera: Geometridae) in an Andean montane rainforest. *Diversity and Distribution* 9: 351–366.

- BREHM, G., SÜSSENBACH, D. & KONRAD, F. (2003): Unique elevational diversity patterns of geometrid moths in an Andean montane rainforest. *Ecography* 26: 456–466.
- BROCKERHOFF, E. G., JACTERL, H., PARROTTA, J. A., QUINE, C. P. & SAYER, J. (2008): Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation* 17: 925–951.
- BROOK, B. W., SODHI, N. S. & NG, P. K. L. (2003): Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature* 424:420–423.
- BROOME, A., CLARKE, S., PEACE, A. & PARSONS, M. (2011): The effect of coppice management on moth assemblages in an English woodland. *Biodiversity and Conservation* 20: 729–749.
- BUFFON, B., MCWILLIAMS, S. R. & AUGUST, P. V. (2011): A spatial analysis of forest management and its contribution to maintaining the extent of shrubland habitat in southern New England, United States. *Forest Ecology and Management* 262: 1775–1785.
- CHAUNDY-SMART, R. F. C., SMITH, S. M., MALCOLM, J. R. & BELLOCQ, M. I. (2012): Comparison of moth communities following clear-cutting and wildfire disturbance in the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 270: 273–281.
- CHÁVEZ, V. & MACDONALD, S. E. (2012): Partitioning vascular understory diversity in mixedwood boreal forests: The importance of mixed canopies for diversity conservation. *Forest Ecology and Management* 271: 19–26.
- CHITTKA, L. & MENZEL, R. (1992): The evolutionary adaptation of flower colours and the insect pollinators' colour vision. *Journal of Comparative Physiology A* 171: 171–181.
- CHOI, S-W. (2008): Diversity and composition of larger moths in three different forests types of Southern Korea. *Ecological Research* 23: 503–509.
- CHUMAK, V., DUELLI, P., RIZUN, V., OBRIST, M. K. & WIRZ, P. (2005): Arthropod diversity in virgin and managed forests in Central Europe. *Forest Snow and Landscape Research* 79 (1/2): 101–109.
- COLWELL, R. K. & CODDINGTON, J. A. (1994): Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 345:101–118.
- COLWELL, R. K., MAO, C. X. & CHANG, J. (2004): Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85: 2717–2727.
- CONRAD, J. (1782): Bemerkungen über Entomologie überhaupt; nebst Beiträgen zur Kenntniss der um Oedenburg befindlichen Insekten. *Ungarische Magazin* 2: 5–14.
- CRAWLEY, M. J. (1983): *Herbivory. The Dynamics of Animal-Plant interactions.* Blackwell Scientific Publications, 437 pp.
- CSÓKA GY. (1991): Macrolepidoptera hernyók tölgy tápnövényeinek hazai adatai. *Erdészeti Kutatások* 82-83: 88–92.
- CSÓKA GY. (1996): Kölcsönhatások herbivor rovarok és tápnövényük között. In: Mátyás Cs. (szerk.): *Erdészeti ökológia.* Mezőgazda Kiadó, Budapest, p. 168-176.
- CSÓKA GY. (1998): A Magyarországon honos tölgyek herbivor rovaregyüttese. *Erdészeti Kutatások* 88: 311–318.
- CSÓKA GY. (1999): Interakciók herbivor rovarok és tápnövényeik között. In: Tóth J. (szerk.): *Erdészeti rovartan.* Agroinform Kiadó, Budapest, 80–91 p.
- CSÓKA GY. (2003): *Levélaknák és Levélaknázók.* Agroinform Kiadó, Budapest, 192 pp.

- CSÓKA GY. (2013): A természetesség hatása az erdők egészségi állapotára. In: Bartha D. & Puskás L. (szerk.): *Silva naturalis* Vol. 1. A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, p. 43–57.
- CSÓKA GY., HIRKA A. & SZŐCS L. (2012): Rovarglobalizáció a magyar erdőkben. *Erdészettudományi Közlemények* 2 (1): 187–198.
- CSÓKA & SZABÓKY (2005): Checklist of Herbivorous Insects of Native and Exotic Oaks in Hungary I. *Acta Sylvatica et Lignaria Hungarica* 1: 59–72.
- CZIGÁNY B. & ÁBRAHÁM L. (2001): Nappali lepkék diverzitásának vizsgálata három jellegzetes göcseji élőhelyen (Lepidoptera: Rophalocera). *Praenorica Folia Historico-Naturalia* 4: 89–108.
- DANSZKY I. (1973): Erdőművelés. Irányelvek, eljárások, technológiák II. Erdőnevelés, erdővédelem. Mezőgazdasági Könyvkiadó Vállalat, Budapest, 418 pp.
- DAVIS, J. C. (1986): *Statistics and Data Analysis in Geology*, Second Edition. John Wiley, New York, 646 pp.
- DOLEK, M., FREESE-HAGER, A., BUSSLER, H., FLOREN, A., LIEGL, A. & SCHMIDL, J. (2009): Ants on oaks: effect of forest structure on species composition. *Journal of Insect Conservation* 13: 367–375.
- DOMOKOS T. & PELBÁRT J. (2007): Magyarország védett puhatestűi. Grafon Kiadó, Nagykovácsi, 144 pp.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) (2010): Magyarország kistájainak katasztere – Második, átdolgozott és bővített kiadás. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, 876 pp.
- DÈRS, M. & MALLET, J. (2002): Host races in plant-feeding insects and their importance in sympatric speciation. *The Philosophical Transactions of the Royal Society B* 357: 471–492.
- DIAZ, S., FRAGIONE, J., CHAPIN, F. S. & TILMAN, D. (2006): Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLoS, Biology* 4 (8): 1300–1305.
- DIDHAM, R. K. GHAZOUL, J., STORK, N. E. & DAVIS, A. J. (1996): Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution* 11 (6): 255–260.
- DUDICH, E. (1926): Faunisztikai jegyzetek II. *Állattani közlemények* 23: 38–45.
- DUNN, R. R. (2004): Managing the tropical landscape: a comparison of the effects of logging and forest conversion to agriculture on ants, birds, and lepidoptera. *Forest Ecology and Management* 191: 215–224.
- EDWARDS, D. P., BACKHOUSE, A. R., WHEELER, C., KHEN, C. V. & HAMER, K. C. (2012): Impacts of logging and rehabilitation on invertebrate communities in tropical rainforests of northern Borneo. *Journal of Insect Conservation* 16: 591–599.
- EHRlich, P. R. & RAVEN, P. H. (1964): Butterflies and plants: a study in coevolution. *Evolution* 18: 586–608.
- ELEMANS, M. (2004): Light, nutrients and the growth of herbaceous forest species. *Acta Oecologia* 26:197–202.
- ESSEN, T. & HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L. (2013): Mapping Lepidoptera and plant alpha-diversity across a heterogenous tropical dry forest using field and remotely sensed data with spatial interpolation. *Journal of Insect Conservation* 17: 725–736.
- EVANS, H. F., MCNAMARA, D. G., BRAASCH, H., CHADOEUF, J., MAGNUSSON, C. (1996): Pest Risk Analysis (PRA) for the territories of the European Union (as PRA area) on

- Bursaphelenchus xylophilus and its vectors in the genus Monochamus. Bulletin 26: 199–249.
- FAETH, S. H. (1985): Quantitative defense theory and patterns of feeding by oak insects. *Oecologia* 68: 34–40.
- FAHRIG, L. & MERRIAM, G. (1994): Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50–59.
- FAO (2010a): Global Forest Resources Assessment 2010. Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2010. Elérhetőség: <http://www.fao.org/docrep/013/i1757e/i1757e.pdf>. (letöltve: 2014.03.19.)
- FAO (2010b): Global Forest Resources Assessment, Country Report Hungary. Rome 2010. Elérhetőség: <http://www.fao.org/docrep/013/al528E/al528E.pdf>. (letöltve: 2014.03.14.)
- FAO (2011): State of the World's Forests. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2011. Elérhetőség: <http://www.fao.org/docrep/013/i2000e/i2000e.pdf>. (letöltve: 2014.03.19.)
- FARQUE, L., SINOQUET, H. & COLIN, F. (2001): Canopy structure and light interception in *Quercus petraea* seedlings in relation to light regime and plant density. *Tree Physiology* 21: 1257–1267.
- FÁSZL I. (1883): Sopron madarai. A pannonhalmi Szent Benedek Rend Soproni Kath. Főgymnasiumának Értesítője az 1882/83 iskolaévről. Sopron, 31 pp.
- FAZEKAS I. (2002): Adatok Magyarország Zygaenidae faunájának ismeretéhez (VII.) (Microlepidoptera: Zygaenidae). *Somogyi Múzeumok Közleményei* 15: 145–156.
- FAZEKAS I. (2004): A *Pyrausta cingulata* (Linnaeus, 1758) és a *P. rectefascialis* Toll, 1936 fajpár taxonómiája és földrajzi elterjedése a Magyarországon. *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* 28: 199–208.
- FERRO, V. G. & ROMANOWSKI, H. P. (2012): Diversity and composition of tiger moths (Lepidoptera: Arctiidae) in an area of Atlantic Forest in southern Brazil: is the fauna more diverse in the grassland or in the forest? *Zoologia* 29 (1): 7–18.
- FIBIGER, M., RONKAY, L., STEINER, A & ZILLI, A. (2009): Noctuidae Europaeae Volume 11. Pantheinae, Dilobinae, Acronictinae, Eustrotinae, Nolinae, Bagisarinae, Acontiinae, Metoponiinae, Heliolithinae and Bryophilinae. Entomological Press, Sorø, Denmark, 504 pp.
- FIBIGER, M., RONKAY, L., YELA, J.L. & ZILLI, A. (2010): Noctuidae Europaeae Volume 12. Rivulinae, Boletobiinae, Hypenodinae, Araeopteroninae, Eublemminae, Herminiinae, Phytometrinae, Euteliinae and Micronoctuidae. Entomological Press, Sorø, Denmark, 451 pp.
- FIEDLER, K. & TRUXA, C. (2012): Species richness measures fail in resolving diversity patterns of speciose forest moth assemblages. *Biodiversity and Conservation* 21: 2499–2508.
- FOGGO, A., OZANNE, C. M. P., SPEIGHT, M. R. & HAMBLER, C. (2001): Edge effects and tropical forest canopy invertebrates. *Plant Ecology* 153: 347–359.
- FORRESTER, J. A., LORIMER, G. C., DYER, J. H., GOWER, S. T. & MLADENOFF, D. J. (2014): Response of tree regeneration to experimental gap creation and deer herbivory in north temperate forests. *Forest Ecology and Management* 329: 137–147.
- FUENTES-MONTEMAYOR, E., GOULSON, D., CAVIN, L., WALLACE, L. M. & PARK, K. J. (2012): Factors influencing moth assemblages in woodland fragments on farmland: Implications for woodland management and creation schemes. *Biological Conservation* 153: 265–275.



- FUTUYAMA, D. J. (2003): Coevolution. In: Resh, V. H., Cardé, R. T. (eds.): *Encyclopedia of Insects*, p. 199-204.
- FUTUYAMA, D. J. & AGRAWAL, A. A. (2009): Macroevolution and the biological diversity of plants and herbivores. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106 (43): 18054–18061.
- FUTUYAMA, D. J. & MITTER, C. (1996): Insect-Plant Interactions: The Evolution of Component Communities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B, Biological Sciences* 351: 1361–1366.
- GABRIELLI GY (1902): A villamos lámpákon való gyűjtésről. *Rovartani Lapok* 9: 192–193.
- GASCON, C., LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD, R. O. Jr., MALCOLM, J. R., STOUFFER, P. C., VASCONCELOS, H. L., LAURANCE, W. F., ZIMMERMAN, B., TOCHER, M. & BORGES, S. (1999): Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223–229.
- GEIST, H. J. & LAMBIN, E. F. (2002): Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations. *Bioscience* 52 (2): 143–150.
- GIBSON, I. A. S. & JONES, T. (1977): Monoculture as the origin of major forest pests and diseases. In: Cherrett, J.M. & Sujor, G.R. (Eds.): *Origins of Pest, Parasites, Disease, and Weed Problems*. Blackwell, Oxford, p. 139–161.
- GIFFIN, J. G. (2007): A Comparison of Moth Diversity at Kilauea (1911-1912) and Upper Waiakea Forest Reserve (1998-2000), Island of Hawaii. *Proceedings of the Hawaiian Entomological Society* 39: 15–26.
- GOZMÁNY L. (1963): Microlepidoptera VI. – Molylepkék VI. Magyarország állatvilága (Fauna Hungariae) XVI. kötet, 7. füzet. Akadémia Kiadó, Budapest, 295 pp.
- GOZMÁNY L. (1970): Bagolylepkék I. Noctuidae I. Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae) XVI. kötet, 11. füzet. Akadémia Kiadó, Budapest, 151 pp.
- GYÖRFI J. (1942): Magyarország *Pissodes* fajai [Die *Pissodes*-Arten Ungarns]. *Erdészeti Kísérletek* 42: 1–41 [42–71].
- GYÖRFI J. (1944): Sopron környékének cincérféléi. *Soproni Szemle* 8 (2): 74–96.
- HADDAD, N. M., TILMAN, D., HAARSTAD, J., RITCHIE, M. & KNOPS, M. H. (2001): Contrasting Effects of Plant Richness and Composition on Insect Communities: A Field Experiment. *The American Naturalist* 158 (1): 17–35.
- HAMMER, Ø. (2012): PAST PAleontological STatistics, Version 2.17. Reference manual. Natural History Museum, University of Oslo, 229 pp. Elérhetőség: <http://www.nhm2.uio.no/norlex/past/pastmanual.pdf> (letöltve: 2013. 10.12.).
- HAMMOND, P. C. & MILLER, J. C. (1998): Comparison of the Biodiversity of Lepidoptera Within Three Forested Ecosystems. *Annals of the Entomological Society of America* 91 (3): 323–328.
- HANULA, J. L. & HORN, S. (2011): Removing an exotic shrub from riparian forests increases butterfly abundance and diversity. *Forest Ecology and Management* 262: 674–680.
- HARPER, D. A. T. (ed.) (1999): *Numerical Palaeobiology. Computer-Based Modelling and Analysis of Fossils and their Distributions*. John Wiley & Sons, Chichester, UK, 468 pp.

- HARPER, J. L. & HAWKSWORTH, D. L. (1994): Biodiversity: measurement and estimation. Preface. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 345: 5–12.
- HARSTACK, A. W. JR., HOLLINGSWORTH, J. P., RIDGWAY, R. L. & HUNT, H. H. (1971): Determination of trap spacings required to control an insect population. *Journal of Economic Entomology* 64 (5): 1090–1100.
- HAUSMANN, A. (2001): Introduction. Archiariae, Orthostixinae, Desmobathrinae, Alsophilinae, Geometrinae. In: Hausmann, A. (ed.): *The Geometrid Moth of Europe Volume 1*: 1–282.
- HAUSMANN, A. (2004): Sterrhinae. In: Hausmann, A. (ed.): *The Geometrid Moth of Europe Volume 2*: 1–600.
- HAUSMANN, A. & VIIDALEP, J. (2012): Larentiinae I. In: Hausmann, A. (ed.): *The Geometrid Moth of Europe Volume 3*: 1–743.
- HAWES, J., DA SILVA MOTTA, C., OVERAL, W. L., BARLOW, J., GARDNER, T. A & PERES, C. A. (2009): Diversity and composition of Amazonian moths in primary, secondary and plantation forests. *Journal of Tropical Ecology* 25 (3): 281–300.
- HAWKINS, B. A. & PORTER, E. E. (2003): Does Herbivore Diversity Depend on Plant Diversity? The Case of California Butterflies. *The American Naturalist* 161 (1): 40–49.
- HEKKALA, A.-M., TARVAINEN, O. & TOLANEN, A. (2014): Dynamics of undersoty vegetation after restoration of natural characteristics in the boreal forests in Finland. *Forest Ecology and Management* 330: 55–66.
- HENDERSON, P. A. (2003): *Practical Methods in Ecology*. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK, 163 pp.
- HERCZIG, B., RONKAY, L. & SZABÓKY, CS. (1980): Data to the knowledge of the natural foodplants of Lepidopterous larvae in Hungary. *Folia Entomologica Hungarica* 41 (1): 67–73.
- HILL, J. K. (1999): Butterfly spatial distribution and habitat requirements in a tropical forest: impacts of selective logging. *Journal of Applied Ecology* 36: 564–572.
- HILT, N., BREHM, G. & FIEDLER, K. (2006): Diversity and ensemble composition of geometrid moths along a successional gradient in the Ecuadorian Andes. *Journal of Tropical Ecology* 22: 1–12.
- HIRKA A. (szerk.) (2005): A 2004. évi biotikus és abiotikus erdőgazdasági károk, valamint a 2005-ben várható károsítások. Agroiinform Kft. Budapest, 126 pp.
- HIRKA A. (szerk.) (2014): A 2013. évi biotikus és abiotikus erdőgazdasági károk, valamint a 2014-ben várható károsítások. Erdészeti Tudományos Intézet, NÉBIH Erdészeti Igazgatóság, 210 p. Forrás: [http://www.erti.hu/images/erti/Publikaciok/EV\\_Prognosis\\_2013-2014\\_1.pdf](http://www.erti.hu/images/erti/Publikaciok/EV_Prognosis_2013-2014_1.pdf). Elérve: 2014. 09.10.
- HIRKA A., SZABÓKY CS., SZÓCS L. & CSÓKA GY. (2011): 50 Éves az Erdészeti Fénycsapda Hálózat. *Erdészeti Lapok* 146 (12): 378–380.
- HOOPER, D. U., EWEL, J. J., HECTOR, A., INCHAUSTI, P., LAVOREL, S., LAWTON, J. H., LODGE, D., LOREAU, M., NAEEM, S., SCHMID, B., SETÄLÄ, H., SYMSTAD, A. J., VANDERMEER, J. & WARDLE D. A. (2005): Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75:3–35.

- HORAK, J., VODKA, S., KOUT, J., HALDA, J. P., BOGUSCH, P. & PECH, P. (2014): Biodiversity of most dead wood-dependent organisms in thermophilic temperate oak woodlands thrives on diversity of open landscape. *Forest Ecology and Management* 315: 80–85.
- HORVÁTH B. (2013): Különböző erdőállományok diverzitásának összehasonlítása az éjszakai nagylepke közösségek alapján (Lepidoptera: Macroheterocera) fénycsapdák alkalmazásával. *Erdészettudományi Közlemények* 3: 229–237.
- HORVÁTH B. & LAKATOS F. (2014): Éjszakai nagylepkék diverzitásának vizsgálata különböző korú gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőállományokban. *Erdészettudományi Közlemények* 4 (1): 185–196.
- HORVÁTH, B., TÓTH, V. & KOVÁCS, GY. (2013): The Effect of Herb Layer on Nocturnal Macrolepidoptera (Lepidoptera: Macroheterocera) Communities. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 9: 43–56.
- HORVÁTH G. (1885): Gyertyafénynél fogott vízipoloskák. *Rovartani Lapok* 2: 44–45.
- HUNTER, M. D. & PRICE, P. W. (1992): Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology* 73:724–732.
- INGS, T. C. & HARTLEY, S. E. (1999): The effect of habitat structure on carabid communities during the regeneration of native Scottish forest. *Forest Ecology and Management* 119: 123–136.
- IRMLER, U., ARP, H. & NÖTZOLD, R. (2010): Species richness of saproxylic beetles in woodlands is affected by dispersion ability of species, age and stand size. *Journal of Insect Conservation* 14: 227–235.
- IRMLER, U., HELLER, K. & WARNING, J. (1996): Age and tree species as factors influencing the populations of insects living in dead wood (Coleoptera, Diptera: Sciaridae, Mycetophilidae). *Pedobiologia* 40: 134–148.
- JANSEN, J. J., ALLWOOD, J. W., MARDSEN-EDWARD, E., VAN DER PUTTER, W. H., GOODACRE, R. & VAN DAM, N. M. (2009): Metabolic analysis of the interaction between plants and herbivores. *Metabolomics* 5: 150–161.
- JEPSEN, J. U., HAGEN, S. B., HØGDA, K. A., IMS, R. A., KARLSEN, S. R., TØMMERVIK, H. & YOCCOZ, N. G. (2009): Monitoring the spatio-temporal dynamics of geometrid moth outbreaks in birch forest using MODIS-NDVI data. *Remote Sensing of Environment* 113: 1939–1947.
- JERMY T. (1961): Kártevő rovarok rajzásának vizsgálata fénycsapdával. *A Növényvédelem időszerű kérdései* 2: 53–61.
- JERMY, T. (1984): Evolution of insect/host plant relationships. *The American Naturalist* 124: 609–630.
- JERMY T. (1998): Befolyásolja-e a fénycsapda a rovarok egyedsűrűségét a természetben? *Növényvédelem* 34 (5): 225–228.
- JOHNSON, S., STRENGBOM, J. & KOUKI, J. (2014): Low levels of tree retention do not mitigate the effects of clearcutting on ground vegetation dynamics. *Forest Ecology and Management* 330: 67–74.
- JOST, L. (2010): The Relation between Evenness and Diversity. *Diversity* 2: 207–232.

- JOUNG, J-K., KIM, S-T., LEE, S-Y., PARK, C-G., PARK, J-K. & LEE, J-H. (2012): Community structure of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) along an altitudinal gradient on Mt. Sobaeksan, Korea. *Journal of Asia-Pacific Entomology* 15: 487–494.
- KÁDÁR M., PETRÁNYI G., RONKAY G. & RONKAY L. (2010): A magyarországi bagolylepkék (Lepidoptera, Noctuidae) fényképes határozója [A Photographic Identification Guide to the Noctuids (Lepidoptera, Noctuidae) of Hungary]. In: Pál A. & Polonyi V. (szerk.): Szalkay Lepkehatározó Sorozat 1: 1–72.
- KELLY, C. T. (1999): *Iterative Methods for Optimization*. Society for Industrial and Applied Mathematics. Philadelphia, 180 pp.
- KERR, J. T. (2001): Butterfly Species Richness Patterns in Canada: Energy, Heterogeneity, and the Potential Consequences of Climate Change. *Conservation Ecology* 5 (1): 10. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol5/iss1/>
- KIRÁLY G. (2004): A Soproni-hegység edényes flórája (Vascular Flora of the Sopron Hills). *Flora Pannonica* 2 (1): 5–505.
- KIRÁLY G. (szerk.) (2009): Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő, 616 pp.
- KNOPS, J. M. H., TILMAN, D., HADDAD, N. M., NAEEM, S., MITCHELL, C. E., HAARSTAD, J., RITCHIE, M. E., HOWE, K. M., REICH, P. B., SIEMANN, E. & GROTH, J. (1999): Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecology Letters* 2: 286–293.
- KONDOR I. (2013): Az erdőgazdálkodás fejlődése Magyarországon. In: Bartha D. és Puskás J. (szerk.): *Silva Naturalis* Vol. 1. A folyamatos erdőborítás elméleti alapjainak és gyakorlati megvalósításának sorozata, p. 9–16.
- KOVÁCS G., ILLÉS G., MÉSZÁROS D., SZABÓ O., VÍGH A. & HEIL BÁLINT (2012): A termőhelyi tényezők és a faállományviszonyok kapcsolatának jelenlegi és jövőbeni alakulása a noszlopi erdőtömbben I. *Erdészettudományi Közlemények* 2 (1): 47–60.
- KREBS, C. J. (1978): *Ecology: The experimental Analysis of Distribution and Abundance*; 2nd Edition, Harper and Row Publishers, New York, Hagerstown, San Francisco, London, 678 pp.
- KREBS, C. J. (1989): *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York, 654 pp.
- LAKATOS F. (1997): Szűkárósítások alakulása a Soproni-hegyvidéken. *Erdészeti Lapok* 132 (10): 325–326.
- LASSAU, S. A. & HOCHULI, D. F. (2008): Testing predictions of beetle community patterns derived empirically using remote sensing. *Diversity and Distributions* 14: 138–147.
- LAURANCE, W. F. (1990): Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy* 71: 641–653.
- LAURANCE, W. F. (2007): Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Trends in Ecology and Evolution* 22 (2): 65–70.
- LAURANCE, W. F. & YENSEN, E. (1991): Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55: 77–92.
- LESKÓ K. & AMBRUS A. (1998): Sopron környékének nagylepkefaunája fénycsapdás gyűjtések alapján. *Erdészeti Kutatások* 88: 273–304.
- LESKÓ K., SZABÓKY Cs. & TÓTH J. (2003): Az erdővédelmi figyelő-jelzőszolgálati rendszer története 1961–2003. *Erdészeti Tudományos Intézet, Budapest*, 60 pp + 9 pp melléklet.

- LEVENBERG, K. (1944): A Method for the Solution of Certain Non-Linear Problems in Least Squares. *Quarterly of Applied Mathematics* 2: 164–168.
- MACARTHUR, R. H. & MACARTHUR, J. W. (1961): On bird species diversity. *Ecology* 42 (3): 594–598.
- MAC NALLY, R., FLEISHMAN, E., FAY, J. P. & MURPHY, D. D. (2003): Modelling butterfly species richness using mesoscale environmental variables: model construction and validation for mountain ranges in the Great Basin of western North America. *Biological Conservation* 110: 21–31.
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & BORDÁN, Zs. (2000): Effects of mature management practice on carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a non-native plantation. *Biological Conservation* 93: 95–102.
- MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & MOLNÁR, T. (2001): Forest edge and diversity: carabids along forest-grassland transects. *Biodiversity and Conservation* 10: 287–300.
- MAGURRAN, A. E. (2004): *Measuring biological diversity*. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK, 215 pp.
- MAGYAR ORSZÁGGYÜLÉS (2009): 2009. évi XXXVII. törvény az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról.
- MÁRIALIGETI, S., NÉMETH, B., TINYA, F. & ÓDOR, P. (2009): The effects of stand structure on ground-floor bryophyte assemblages in temperate mixed forests. *Biodiversity and Conservation* 18: 2223–2241.
- MARTIKAINEN, P., SIITONEN, J., PUNTTILA, P., KAILA, L. & RAUH, J. (2000): Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biodiversity and Conservation* 94: 199–209.
- MEA (Millennium Ecosystems Assessment) (2005): *Ecosystems and Human Wellbeing: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute. Island Press, Washington, DC, 137 pp.
- MEDVEGY M., SOLTÉSZ GY., SZOTTER L. & KOLOSZÁR A. (1981): Egy ritka cincérfaj: *Saphanus piceus* Laich. soproni gyűjtése során szerzett tapasztalataink. *Savaria. A Vas Megyei Múzeumok értesítője* 15: 51–53.
- MEMMOT, J., WASER, N. M. & PRICE, M. V. (2004): Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society B* 271: 2605–2611.
- MÉSZÁROS Z. (1972): Adatok a magyarországi lepkehernyók természetes tápnövényeihez (Lep.) II. *Folia Entomologica Hungarica* 25 (2): 473–480.
- MÉSZÁROS Z. (1974): Adatok a magyarországi lepkehernyók természetes tápnövényeihez (Lepidoptera) III. *Folia Entomologica Hungarica* 27 (1): 113–117.
- MÉSZÁROS, Z. (1980): Data to the knowledge of the natural foodplants of lepidopterous larvae with special regard to the apple. *Folia Entomologica Hungarica* 42 (1): 139–143.
- MÉSZÁROS Z. & SZABÓKY Cs. (1981): A Fertő tó nádrontó lepkéi. *Növényvédelem* 17(9): 372–375.
- MÉSZÁROS Z. & SZABÓKY Cs. (2005): A magyarországi molylepkék gyakorlati albuma. *Növényvédelem Különszám*: 3–178.
- MÉSZÁROS Z. & SZABÓKY Cs. (2012): A magyarországi nagylepkék gyakorlati albuma. Szalkay József Magyar Lepkészetű Egyesület, Budapest, 185 pp.
- MILLER, J. C. (1993): Insect natural history, multi-species interactions and biodiversity in ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 2: 233–241.

- MILLER, D. R. & ASARO, C. (2005): Ipsenol and Ipsdienol Attract *Monochramus titillator* (Coleoptera: Cerambycidae) And Associated Large Pine Woodborers in Southeastern United States. *Forest Entomology* 98 (6): 2033–2040.
- MIRONOV, V. (2003): Larentiinae II. (Perizomini and Eupitheciini). In: Hausmann, A. (ed.): *The Geometrid Moth of Europe Volume 4: 1–463*.
- MOLNÁR L. (2007): Szenderek és Medvelepkék a Kárpát-medencében. *Medicina Könyvkiadó Zrt., Budapest, 200 pp.*
- MOLNÁR, T., MAGURA, T., TÓTHMÉRÉSZ, B. & ELEK, Z. (2001): Ground beetles (Carabidae) and edge effect in oak-hornbeam fores and grassland transects. *European Journal of Soil Biology* 37: 297–300.
- MOORA, M., DANIELL, T., KALLE, H., LIIRA, J., PÜSSA, K., ROOSALUSTE, E., ÖPIK, M., WHEATLEY, R. & ZOBEL, M. (2007): Spatial pattern and species richness of boreonemoral forest understorey and its determinants – A comparison of differently managed forests. *Forest Ecology and Management* 250: 64–70.
- MOREUA, G. & QUIRING, D. T. (2011): Stand structure interacts with previous defoliation to influence herbivore fitness. *Forest Ecology and Management* 262: 1567–1575.
- MURCIA, C. (1995): Edge effects in fragmented forests – implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10 (2): 58–62.
- NATION, J. L. (2008): Eyes and Vision. In: Capinera, J. L. (ed.): *Encyclopedia of Entomology. Second Edition. Volume 4, S–Z. Springer Science+Business Media B.V. p 1381–1892*.
- NETHERER, S. & SCHOPF, A. (2010): Potential effects of climate change on insect herbivores in European forests – General aspects and the pine processionary moth as specific example. *Forest Ecology and Management* 259: 831–838.
- NEWMAN, M., MITCHEL, F. J. G. & KELLY, D. L. (2014): Exclusion of large herbivores: Long-term changes within the plant community. *Forest Ecology and Management* 321: 136–144.
- NIEMALA, J., LANGOR, D. & SPENCE J. R. (1993): Effects of Clear-Cut Harvesting on Boreal Ground-Beetle Assemblages (Coleoptera: Carabidae) in Western Canada. *Conservation Biology* 7 (3): 551–561.
- NÖSKE, N. M., HILT, N., WERNER, F.A., BREHM, G., FIEDLER, K., SIPMAN, H. J. M. & GRADSTEIN, S. R. (2008): Disturbance effects on diversity of epiphytes and moths in a montane forest in Ecuador. *Basic and Applied Ecology* 9: 4–12.
- NOWACKI, G. J. & KRAMER, M. G. (1998): *The Effects of Wind Disturbance on Temperate Rain Forest Structure and Dynamics of Southeast Alaska. U.S. Department of Agriculture Forest Service General Technical Report, Portland, 25 pp. (Shaw, C. G. III. (tech. coord.) & Julin, K. R. (ed.): Conservation and Resource Assessments for the Tongass Land Management Plan Revision.*
- NOWINSZKY L. (szerk.) (2003): *A Fénycsapdázás Kézikönyve. Savaria University Press, Szombathely, 272 pp.*
- NOWINSZKY L. (2007): A Jermy-típusú fénycsapda gyűjtési távolsága fényszennyezett környezetben. *Növényvédelem*, 43 (1): 31–36.
- NOWINSZKY L. & EKK I. (1996): Normál és UV fénycsapdák Macrolepidoptera anyagának összehasonlítása. *Növényvédelem* 32 (11): 557–567.

- NOWINSZKY L., EKK I. & PUSKÁS J. (2003a): Az alkalmazott fény spektrális összetétele. In: Nowinszky L. (szerk.): A Fénycsapdázás Kézikönyve, Savaria University Press, Szombathely, p. 66–69.
- NOWINSZKY L., MÉSZÁROS Z., & PUSKÁS J. (1998): Az előző éjszakai gyűjtés befolyása a fénycsapdázott rovarok mennyiségére. *Növényvédelem* 34 (2): 75–77.
- NOWINSZKY L. & PUSKÁS J. (2000): A kukoricamoly (*Ostrinia nubilalis* Hbn.) fénycsapdázása a flerekintenzitását kifejező Q-index eltérő értékein. *A Berzsenyi Dániel Főiskola Tudományos Közleményei* 12. Természettudományok 7: 37–43.
- NOWINSZKY L., PUSKÁS J., TÓTH Z. & BÜRGÉS GY. (2003b): A Nap UV-B sugárzása. In: Nowinszky L. (szerk.): A fénycsapdázás kézikönyve. Savaria University Press, Szombathely, p. 74–75.
- OBER, K. H. & HAYES, J. P. (2010): Determinants of nocturnal Lepidopteran diversity and community structure in a conifer-dominated forest. *Biodiversity and Conservation* 19:761–774.
- OLA, A. & SJÖBERG, K. (1996): Effects of clear-cutting and single-tree selection harvests on herbivorous insect larvae feeding on bilberry (*Vaccinium myrtillus*) in uneven-aged boreal *Picea* dies forests. *Forest Ecology and Management* 87: 139–148.
- OLIVER, C. D. & LARSON, B. C. (1996): *Forest Stand Dynamics*. John Wiley and Sons Inc., New York, 520 pp.
- OLS, C., VICTORSSON, J. & JONSTELL, M. (2013): Saproxylic insect fauna in stumps on wet and dry soil: Implications for stump harvest. *Forest Ecology and Management* 290: 15–21.
- PARK, M., AN, J.-S., LEE, J., LIM, J.-T. & CHOI, S.-W. (2009): Diversity of Moths (Insecta: Lepidoptera) on Bogildo Island, Wando-gun, Jeonnam, Korea. *Journal of Ecology and Field Biology* 32 (2): 129–135.
- PASTORÁLIS G. (2007): Magyarország területén előforduló molylepkefajok jegyzéke (Lepidoptera: Microlepidoptera). Checklist of the microlepidopteran fauna in Hungary. *Natura Somogyiensis* 10: 219–301.
- PASTORÁLIS G. (2010): Magyarország területén előforduló molylepkefajok (Microlepidoptera) jegyzéke (1.4). A checklist of Microlepidoptera (Lepidoptera) occurred in the territory of Hungary (version 1.4). *e-Acta Naturalia Pannonica* 1 (1): 5–88.
- PASTORÁLIS G. (2011): A Magyarországon előforduló molylepkefajok jegyzéke, 2011. A checklist of the Microlepidoptera occurring in Hungary, 2011. – *Microlepidoptera.hu* 3: 37–136.
- PASTORÁLIS G. (2012): A Magyarországon előforduló molylepkefajok jegyzéke, 2012. A checklist of the Microlepidoptera occurring in Hungary, 2012 (Lepidoptera). *Microlepidoptera.hu* 5: 51–146.
- PATIL, G. P. & TAILLIE, C. (1979): An overview of diversity. In: GRASSLE, J. F., PATIL, G. P., SMITH, W. & TAILLIE, C. (eds.): *Ecological diversity in Theory and Practice*. International Cooperative Publishing House, Fairland, Maryland. p. 3–27.
- PATOČKA, J. & KULFAN, J. (2009): *Lepidoptera of Slovakia. Bionomics and ecology*. VEDA, vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied, Bratislava, 312 pp.
- PAWSON, S. M., BROCKERHOFF, E. G., MEENKEN, E. G. & DIDHAM, R. K. (2008): Non-native plantation forests as alternative habitat for native forest beetles in a heavily modified landscape. *Biodiversity and Conservation* 17: 1127–1148.

- PETTORELLI, N., RYAN, S., MUELLER, T., BUNNEFELD, N., JĘDRZEJEWSKA, B., LIMA, M. & KAUSRUD, K. (2011): The Normalized Difference Vegetation Index (NVDI): unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research* 46: 15–27.
- PHILLIPS, I. D., COBB, T. P., SPENCE, J. R. & BRIGHAM, M. (2006): Salvage Logging, Edge Effect, and Carabid Beetles: Connections to Conservation and Sustainable Forest Management. *Environmental Entomology* 35 (4): 950–957.
- PIELOU, E. C. (1966): The measurement of diversity in different types of biological collection. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131–144.
- PINTÉRNÉ NAGY E. (2013): Különböző fényforrások hatásának vizsgálata a rovarokra eltérő megvilágítottaságú területeken Jermy-típusú fénycsapdával. *Erdészettudományi Közlemények* 3: 239–249.
- POOLE, A., GORMALLY, M. & SKEFFINGTON, M. S. (2003): The flora and carabid beetle fauna of a mature and regenerating semi-natural oak woodland in south-east Ireland. *Forest Ecology and Management* 177: 207–220.
- PÖYRY, J., PANKKUNEN, J., HELIÖLÄ, J. & KUUSSAARI, M. (2009): Relative contribution of local and regional factors to species richness and total density of butterflies and moths in semi-natural grasslands. *Oecologia* 160: 577–587.
- PRESS, W.H., TEUKOLSKY, S. A., VETTERLING, W. T. & FLANNERY, B. P. (1992): *Numerical Recipes in C*. Cambridge University Press, 1020 pp.
- PRICE, P. W., BOUTON, C. E., GROSS, P., MCPHERON, B. A., THOMPSON, J. N. & WEIS, A. E. (1980): Interactions Among Three Trophic Levels: Influence of Plants on Interactions Between Insect Herbivores and Natural Enemies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11: 41–65.
- PUSKÁS J. & NOWINSZKY L. (2011): Light-trap catch of Macrolepidoptera species compared the 100 W normal and 125 W BL lamps. *e-Acta Naturalia Pannonica* 2 (2): 179–192.
- RAAIJMAKERS, J. G. W. (1987): Statistical analysis of the Michaelis-Menten equation. *Biometrics* 43: 793–803.
- RAUP, D. & CRICK, R. E. (1979): Measurement of faunal similarity in paleontology. *Journal of Paleontology* 53:1213-1227.
- REGNERY, B., PAILLET, Y., COUVET, D. & KERBIRIOU, C. (2013): Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests? *Forest Ecology and Management* 295: 118–125.
- RÉNYI, A. (1961): On measure of entropy and information. In: NEYMAN, J. (ed.): *Proceedings of the 4th Berkley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*. University of California Press, Berkley. p. 547–561.
- RICKERT, C., FICHTNER, A., VAN KLINK, R. & BAKKER, J. P. (2012): a- and b-diversity in moth communities in salt marshes is driven by grazing management. *Biological Conservation* 146: 24–31.
- RICKETS, T. H., DAILY, G. C. & EHRLICH, P. R. (2002): Does butterfly diversity predict moth diversity? Testing a popular indicator taxon at local scales. *Biological Conservation* 103: 361–370.
- RIETBERGEN, S. (2001): The History and Impact of Forest Management. In: EVANS, J. (ed.): *The Forests Handbook. Volume 2. Applying Forest Science for Sustainable Management*. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK, p. 1–24.



- RONKAY L. (1997): Lepkék. In: Forró L. & Korsós Z. (szerk.): Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer VII. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 71 p. (Forrás: [http://www.termeszetvedelem.hu/\\_user/downloads/biomon/VII.%20Lepke.pdf](http://www.termeszetvedelem.hu/_user/downloads/biomon/VII.%20Lepke.pdf)) (Letöltve: 2013. 06.07.)
- RONKAY G. & RONKAY L. (2006): A magyarországi csuklyás-, szegfű- és földibaglyok atlasza. *Natura Somogyiensis* 8: 3–416.
- RONKAY G. & RONKAY L. (2009): Cuculliinae I. A Taxonomic Atlas of the Eurasian and North African Noctuoidea, Volume 2. Heterocera Press, Budapest, 365 pp.
- ROZENDAL, D. M. A. & KOBE, R. K. (2014): Competitive balance among tree species altered by forest tent caterpillar defoliation. *Forest Ecology and Management* 327: 18–25.
- RUBENE, D., WIKARS, L.-O. & RANIUS, T. (2014): Importance of high quality early-successional habitats in managed forest landscapes to rare beetle species. *Biodiversity and Conservation* 23: 449–466.
- SÁFIÁN SZ. (2001): New data on the distribution of the *Odontosia carmelita* Esper, 1799 in Hungary (Lepidoptera: Noctuidae). *Praenorica folia historico-naturalia* 4: 113–116.
- SÁFIÁN SZ., AMBRUS A. & HORVÁTH B. (2009): Új fajok Sopron környékének éjjeli nagylepkefaunájában (Lepidoptera: Macroheterocera). *Praenorica Folia Historico-Naturalia*, 11: 189–201.
- SÁFIÁN, SZ. & HADARICS, T. (2005): *Hyles vespertilio* (Esper, 1779), new to the Lepidoptera fauna of Hungary (Lepidoptera: Sphingidae). *Folia Entomologica Hungarica* 66: 245–251.
- SÁFIÁN SZ., HADARICS, T., SZEGEDI B. & HORVÁTH Á. (2006): Ritka lepkefajok (Lepidoptera) előfordulási adatai egy Fertőrákos melletti mészkőbányából. *Szélkiáltó* 12: 28–32.
- SÁFIÁN SZ. & HORVÁTH B. (2011): A selyemfényű puszpángmoly – *Cydalima perspectalis* (Walker, 1859) (Lepidoptera: Crambidae), egy potenciális kertészeti kártevő megjelenése Magyarországon. *Növényvédelem* 47 (10): 437–438.
- SÁFIÁN SZ. & SZEGEDI B. (2008): A behurcolt tölgy-selyemlepke (*Antheraea yamamai* Guérin-Méneville, 1861) (Saturniidae: Lepidoptera) megjelenése a Soproni-hegyvidéken. *Szélkiáltó* 13: 29.
- SÁRINGER GY. (2002): A Növényvédelmi Kutató Intézet (Budapest) keszthelyi laboratóriumának története (1952-1977). *Növényvédelem* 38 (8): 423–450.
- SAX, D. F. (2002): Equal diversity in disparate species assemblages: a comparison of native and exotic woodlands in California. *Global Ecology and Biogeography* 2: 49–57.
- SCHMITT, T. (2003): Influence of forest and grassland management on the diversity and conservation of butterflies and burnet moths (Lepidoptera, Papilionoidea, Hesperidae, Zygaenidae). *Animal Biodiversity and Conservation* 26 (2): 51–67.
- SCHOONHOVEN, L. M., VAN LOON, J. J. A. & DICKE, M. (2005): *Insect-Plant Biology*. Second Edition. Oxford University Press, USA, New York, 422 pp.
- SCHOWALTER, T. D. (2011): *Insect Ecology. An Ecosystem Approach*. Third Edition. Academic Press, San Diego, CA, 633 pp.
- SCHOWALTER, T. D., ZHANG, Y. L. & RYKKEK, J. J. (2003): Litter invertebrate responses to variable density thinning in western washington forest. *Ecological Applications* 13 (5): 1204–1211.

- SCHULZE, C. H., LINSENMAIR, K. E. & FIEDLER, K. (2001): Understory versus canopy: patterns of vertical stratification and diversity among Lepidoptera in a Bornean rain forest. *Plant Ecology* 153: 133–152.
- SCRIBER, J. M. (2003): Plant-Insect Interactions. In: Resh, V. H. & Cardé, R. T. (eds.): *Encyclopedia of Insects*, p. 912-915.
- SEKERCIOGLU, C. H. (2010): Ecosystem functions and services. In: Sodhi, N. S. & Ehrlich, P. R. (Eds.): *Conservation Biology for All*. Oxford University Press, Oxford, p. 45–72.
- SHANNON, C. E. & WEAVER, W. (1949): *The mathematical theory of communication*. Urbana, Illinois, Univ. Illinois Press, 125 pp.
- SHELTON, A. L., HENNING, J. A., SHULTZ, P. & CLAY, K. (2014): Effects of abundant white-tailed deer on vegetation, animals, mycorrhizal fungi, and soils. *Forest Ecology and Management* 320: 39–49.
- SIEMANN, E., TILMAN, D., HAARSTAD, J. & RITCHIE, M. (1998): Experimental tests of the dependence of arthropod diversity on plant diversity. *The American Naturalist*, 152:738–750.
- SIMILÄ, M., KOUKI, J. & MARTIKAINEN, P. (2003): Saproxyllic beetles in managed and seminatural Scot pine forests: quality of dead wood matters. *Forest Ecology and Management* 174: 365–381.
- SIMPSON, E. H. (1949): Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- SIZTIA, T., CAMPAGNARO, T., DAINESE, M. & CIERJACK, A. (2012): Plant species diversity in alien black locust stands: A paired comparison with native stands across a north-Mediterranean range expansion. *Forest Ecology and Management* 285: 85–91.
- SMITH, S. M., ISLAM, N. & BELLOCQ, M. I. (2012): Effects of single-tree harvesting on hymenopteran and saproxyllic insect assemblages in the canopy and understory of northern temperate forests. *Journal of Forest Research* 23 (2): 275–284.
- SOUSA, J. P., DE GAMA, M. M., PINTO, C., KEATING, A., CALHÔA, F., LEMOS, M., CASTRO, C., LUZ, T., LEITÃO, P. & DIAS, S. (2004): Effects of land-use on Collembola diversity patterns in a Mediterranean landscape. *Pedobiologia* 48: 609–622.
- SOUTHWOOD, T. R. E., BROWN, V. K. & READER, P. M. (1979): The relationship between plant and insect diversities in succession. *Biological Journal of the Linnean Society* 12: 327–348.
- 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.
- STOTZ, H. U., KROYMANN, J. & MITCHEL-OLDS, T. (1999): Plant-insect interactions. *Current Opinion in Plant Biology* 2: 268–272.
- STRONG, D. R., LAWTON, J. H. & SOUTHWOOD, R. (1984): *Insects on Plants: Community Patterns and Mechanisms*. Harvard University Press, 313 pp.
- SUMMERVILLE, K. S. (2011): Managing the forests for more than the trees: effects of experimental timber harvest on forest Lepidoptera. *Ecological Applications* 21 (3): 806–816.
- SUMMERVILLE, K. S., BOULWARE, M. J., VEECH, J. A. & CRIST, T. O. (2003): Spatial Variation in Species Diversity and Composition of Forest Lepidoptera in Eastern Deciduous Forests of North America. *Conservation Biology* 17 (4): 1045–1057.

- SUMMERVILLE, K. S., COURARD-HAURI, D. & DUPONT, M. M. (2009): The legacy of timber harvest: Do patterns of species dominance suggest recovery of lepidopteran communities in managed hardwood stands? *Forest Ecology and Management* 259: 8–13.
- SUMMERVILLE, K. S. & CRIST, T. O. (2002): Effects of timber harvest on forest Lepidoptera: Community, guild, and species responses. *Ecological Applications* 12 (3): 820–835.
- SUMMERVILLE, K. S. & CRIST, T. O. (2003): Determinants of lepidopteran community composition and species diversity in eastern deciduous forests: roles of season, eco-region and patch size. *Oikos* 100: 134–148.
- SUMMERVILLE, K. S. & CRIST, T. O. (2004): Contrasting effects of habitat quantity and quality on moth communities in fragmented landscapes. *Ecography* 27: 3–12.
- SUMMERVILLE, K. S., RITTER, L. M. & CRIST, T. O. (2004): Forest moth taxa as indicators of lepidopteran richness and habitat disturbance: a preliminary assessment. *Biological Conservation* 116: 9–18.
- SUMMERVILLE, K. S., SAUNDERS, M. R. & LANE, J. L. (2013): The Lepidoptera as predictable communities of herbivores: a test of niche assembly using the moth communities of Morgan-Monroe State Forest. In: SWIHART, R. K., SAUNDERS, M. R., KALB, R. A., HAULTON, G. S. & MICHLER, C. H. (eds.): *The Hardwood Ecosystem Experiment: a framework for studying responses to forest management*. General Technical Report NRS-P-108. Newton Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station, p. 237–252.
- SZABÓKY CS. & CSÓKA GY. (2003): A hárslevél-sátorosmoly (*Phyllonorycter issikii* Kumata 1963 Lep. Gracillariidae) előfordulása Magyarországon. *Növényvédelem* 39 (1): 23–24..
- SZABÓKY CS. (2012): New data to the Microlepidoptera fauna of Hungary, part XIV. (Lepidoptera: Tineidae, Gracillariidae, Gelechiidae, Crambidae). *Folia Entomologica Hungarica* 73: 45–51.
- SZABÓKY CS. & BUSCHMANN F. (2010): New data to the Microlepidoptera fauna of Hungary, part XIII (Lepidoptera: Depressariidae, Pyralidae, Scythrididae, Tortricidae, Yponomeutidae). *Folia Entomologica Hungarica* 71: 197–202.
- SZABÓKY CS. & CSÓKA GY. (2010): Sodrómolyok. Tortricids. Erdészeti Tudományos Intézet, Sárvár, 191 pp.
- SZABÓKY CS., KUN A. & BUSCHMANN F. (2002): Microlepidoptera. In: Peregovits L. (szerk.): *Checklist of the Fauna of Hungary. Volume 2*. 184 pp.
- SZMORAD F. (2011): A Soproni-hegység erdeinek történeti, növényföldrajzi és cönológiai vizsgálata. *Tilia* XVI., 205 pp. + 61 pp. melléklet.
- SZONTAGH P. (1975): A fénycsapda hálózat szerepe az erdészeti kártevő prognózisban. *Növényvédelem* 11 (2): 54–57.
- SZŐCS J. (1971): A lepkéhernyők természetes tápnövényei II. *Folia Entomologica Hungarica* 24: 443–463.
- SZŐCS J. (1977): A lepkéhernyők természetes tápnövényei III. *Folia Entomologica Hungarica* 30 (2): 143–150.
- TAKI, H., INOUE, T., TANAKA, H., MAKIHARA, H., SUEYOSHI, M., ISONO, M. & OKABE, K. (2010): Response of community structure, diversity, and abundance of understory plants and insect assemblages to thinning in plantations. *Forest Ecology and Management* 259: 607–613.

- TAMÁS J. (1955): A soproni hegyvidéki erdők történelmi fejlődése, tájleírásai a fafaj, elegyarány és korosztály viszonylatában napjainkig. Kézirat, Nyugat-magyarországi Egyetem, Növényzeti és Természetvédelmi Intézet, Sopron, 149 pp.
- TANHUANPÄÄ, M., RUOHOMÄKI, K. & UUSIPAikka, E. (2001): High Larval Predation Rate in Non-Outbreaking Populations of a Geometrid Moth. *Ecology* 82: 281–289.
- TEDER, T., TANHUANPÄÄ, M., RUOHOMÄKI, K., KAITANIEMI, P. & HENRIKSSON, J. (2000): Temporal and spatial variation of larval parasitism in non-outbreaking populations of a folivorous moth. *Oecologia* 123:516–524.
- TENOW, O., NILSSEN, A. C., BYLUND, H., PETTERSSON, R., BATTISTI, A., BOHN, U., CAROULLE, F., CIORNEI, C., CSÓKA, GY., DELB, H., DE PRINS, W., GLAVENDEKIĆ, M., GNINENKO, Y. I., HRAŠOVEC, B., MATOŠEVIĆ, D., MESHKOVA, V., MORAAL, L., NETOIU, C., PAJARES, J., RUBTSOV, V., TOMESCU, R. & UTKINA, I. (2012): Geometrid outbreak waves travel across Europe. *Journal of Animal Ecology* 82 (1): 84–95.
- TEPEDINO, V. J. (1979): The importance of bees and other insect pollinators in maintaining floral species composition. *Great Basin Naturalist Memories* 3: 139–150.
- THEENHAUS, A. & SCHAEFER, M. (1995): The effects of clear-cutting and liming on the soil macrofauna of beech forest. *Forest Ecology and Management* 77: 35–51.
- THOMAS, S. C., HALPERN, C. B., FALK, D. A., LIGUORI, D. A. & AUSTIN, K. A. (1999): Plant diversity in managed forests: Understory responses to thinning and fertilization. *Ecological Applications* 9 (3): 864–879.
- THOMAS, P. A. & PACKHAM, J. R. (2007): *Ecology of Woodlands and Forests. Description, Dynamics and Diversity.* Cambridge University Press, Cambridge, UK, 528 pp.
- TINYA, F., MÁRIALIGETI, S., KIRÁLY, I., NÉMETH, B. & ÓDOR, P. (2009a): The effect of light conditions on herbs, bryophytes and seedlings of temperate mixed forests in Őrség, Western Hungary. *Plant Ecology* 204 (1): 69–81.
- TINYA, F.; MIHÓK, B.; MÁRIALIGETI, S.; MAG, ZS. & ÓDOR, P. (2009b): A comparison of three indirect methods for estimating understory light at different spatial scales in temperate mixed forests. *Community Ecology* 10: 81–90.
- TOGASHI, K. (1988): Population Density of *Monochramus alternatus* adults (Coleoptera: Cerambycidae) and Incidence of Pine Wild Disease Caused By *Bursaphelenchus xylophilus* (Nematoda: Aphelenchoididae). *Results of Population Ecology* 30: 177–192.
- TÓTH GY. & NOWINSZKY L. (1982): A naptevékenység befolyása a vetési bagolylepke (*Scotia segetum* Schiff.) gradációinak kialakulására és fénycsapdás fogásának napi mennyiségére. *Növényvédelem* 18 (2): 70–77.
- TÓTH GY. & NOWINSZKY L. (1992): A Hold és a Nap által keltett gravitációs potenciál kapcsolata a fénycsapdás gyűjtésekkel. *Növényvédelem* 28 (11): 456–461.
- TÓTH GY. & NOWINSZKY L. (1994): Az interplanetáris mágneses tér szektorhatás változásainak összefüggése a fénycsapdás rovargyűjtéssel. *Berzsenyi Dániel Főiskola Tudományos Közleményei. Természettudományok* 4: 135–144.
- TÓTHMÉRÉSZ, B. (1995): Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetable Science* 6: 283–290.
- TÓTHMÉRÉSZ B. (1997): *Diverzitási rendezések.* Scientia Kiadó, Budapest, 98 pp.

- TRAGER, M. D., RISTAU, T. E., STOLESON, S. H., DAVIDSON, R. L. & ACCIAVATTI, R. E. (2013): Carabid beetle responses to herbicide application, shelterwood seed cut and insect defoliator outbreaks. *Forest Ecology and Management* 289: 269–277.
- TRASER GY. (1993): *Pyropterus affinis* – egy ritka hajnalbogár faj a Soproni-hegyvidéken. *Szélkiáltó* 7: 21.
- TRASER GY. (1999): A rovarok és környezetük kapcsolata (ökológia). In: Tóth J. (szerk.): *Erdészeti rovartan*. Agroinform Kiadó, Budapest, p. 61–65.
- TRASER GY. & CSÓKA GY. (2000-2001): A mezofauna – Insecta: Collembola – átotthalmi fenyő- és tölgyerdők talajában. *Erdészeti Kutatások* 90: 231–239.
- TRASER, GY., THIBAUT, J. M. & NAJT, J. (1993): Deux nouvelles espèces de Collemboles (Insecta) de Hongrie. *Bonner zoologische Beiträge* 44(3-4): 221–224.
- TRUXA, C. & FIEDLER, K. (2012a): Down into the flood? How moth communities are shaped in temperate floodplain forests. *Insect Conservation and Diversity* 5: 389–397.
- TRUXA, C. & FIEDLER, K. (2012b): Attraction to light – from how far do moths (Lepidoptera) return to weak artificial sources of light? *European Journal of Entomology* 109: 77–84.
- TUBA K., HORVÁTH B. & LAKATOS F. (2012): *Inváziós rovarok fás növényeken*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 120 pp.
- ULYSHEN, M. D., PUCCI, T. M. & HANULA, J. L. (2011): The importance of forest type, tree species and wood posture to saproxylic wasp (Hymenoptera) communities in southeastern United States. *Journal of Insect Conservation* 15: 539–546.
- USHER, M. B. & KEILLER, S. W. J. (1998): The macrolepidoptera of farm woodlands: determinants of diversity and community structure. *Biodiversity and Conservation* 7: 725–748.
- VARGA Z. (2006): A Kárpát-medence faunatórténete és állatföldrajza. In: Fekete Z. & Varga Z. (szerk.): *Magyarország tájainak növényzete és állatvilága*. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, p. 44–75.
- VARGA Z. (szerk.) (2010): *Magyarország nagylepkéi*. Heterocera Press, Budapest. 253 pp.
- VARGA Z., RONKAY L., BÁLINT ZS., LÁSZLÓ M. GY. & PEREGOVITS L. (2004): *A magyar állatvilág fajjegyzéke – 3. kötet, Nagylepkék*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 111 pp.
- VODKA, S., KONVICKA, M. & CIZEK, L. (2009): Habitat preferences of oak-feeding xylophagus beetles in a temperate woodland: implications for forest history and management. *Journal of Insect Conservation* 13: 553–562.
- VOJNITS A. (1980): *Araszolólepkék I. – Geometridae I*. Magyarország Állatvilága. Akadémia Kiadó, Budapest, 157 pp.
- VOJNITS A., UHERKOVICH Á., RONKAY L. & PEREGOVITS L. (1991): *Medvelepkék, szenderek és szövőlepkék – Arctiidae, Sphingidae et Bombycidae*. Magyarország Állatvilága. Akadémia Kiadó, Budapest, 246 pp.
- VON HOLLE, B., JOSEPH, K. A., LARGAY, E. F. & LOHNES, R. G. (2006): Facilitations between the introduced nitrogen-fixing tree, *Robinia pseudoacacia*, and nonnative plant species in the glacial outwash upland ecosystem of Cape Cod, MA. *Biodiversity and Conservation* 15:2197–2215.
- WÉNY J. (1885): *Rovarászat gyertyafénynél*. *Rovartani Lapok* 2: 42–44.

- WERNER, S. M. & RAFFA, K. F. (2000): Effects of forest management practices on the diversity of ground occurring beetles in mixed northern hardwood forests of the Great lakes Region. *Forest Ecology and Management* 139: 135–155.
- WIELGOLASKI, F. E. (ed.) (2005): *Plant Ecology, Herbivory, and Human Impact in Nordic Mountain Birch Forests*. Springer, Berlin, Germany, 365 pp.
- WINKLER D. (2008): Fészkelő madárközösségek szukcessziójának vizsgálata a Soproni-hegységben. Különlenyomat. *Magyar Apróvad Közlemények* 10: 147–220.
- WINKLER, D. & TÓTH, V. (2012): Effects of Afforestation with Pines on Collembola Diversity in the Limestone hills of Szárhalom (West Hungary). *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 8: 9–20.
- ZANGLER, A. R. & BERENBAUM, M. R. (1993): Plant chemistry, insect adaptations to plant chemistry, and host plant utilization patterns. *Ecology* 74 (1): 47–54.
- ZILLI, A., VARGA Z., RONKAY G. & RONKAY L. (2009): *The Witt Catalogue. A Taxonomic Atlas of the Eurasian and North African Noctuoidea. Apameini I. Heterocera Press, Budapest, 393 pp.*
- ZILLOX, C. & GOSSELIN, F. (2014): Tree species diversity and abundance as indicators of understory diversity in French mountain forests: Variation of the relationship in geographical and ecological space. *Forest Ecology and Management* 321: 105–116.
- ZOU, K. H., TUNCALI, K. & SILVERMAN, S. G. (2003): Correlation and Simple Linear Regression. *Radiological Society of North America, Radiology*: 227: 617–628.

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<b>Lasiocampidae</b>																
<i>Trichiura crataegi</i> (Linnaeus, 1758)	0	9	0	1	3	1	5	1	0	3	7	0	1	0	0	<b>31</b>
<i>Poecilocampa populi</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	3	0	2	3	2	1	4	2	0	7	0	0	0	<b>28</b>
<i>Eriogaster rimicola</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	<b>4</b>
<i>Euthrix potatoria</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	0	2	0	0	1	0	0	0	1	0	<b>5</b>
<i>Lasiocampa quercus</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	2	1	3	1	4	0	2	1	4	1	1	0	2	<b>26</b>
<i>Macrothylacia rubi</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Dendrolimus pini</i> (Linnaeus, 1758)	1	2	7	0	5	3	7	3	4	4	0	4	0	0	0	<b>40</b>
<b>Endromidae</b>																
<i>Endromis versicolora</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<b>Sphingidae</b>																
<i>Sphinx ligustri</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	13	2	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>15</b>
<i>Hyloicus pinastri</i> (Linnaeus, 1758)	2	20	21	9	12	11	27	20	33	11	38	17	0	1	2	<b>224</b>
<i>Laothoe populi</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	2	2	0	1	2	3	0	1	0	0	0	<b>12</b>
<i>Smerinthus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<b>Saturniidae</b>																
<i>Antheraea yamamai</i> (Guérin-Méneville, 1861)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Aglia tau</i> (Linnaeus, 1758)	1	2	3	3	2	11	5	5	9	9	1	9	0	3	1	<b>64</b>
<b>Drepaniidae</b>																
<i>Drepana falcataria</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	1	1	4	0	0	1	0	3	2	0	0	0	0	<b>14</b>
<i>Falcaria lacertinaria</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	1	0	0	<b>5</b>
<i>Sabra harpagula</i> (Esper, 1786)	1	0	0	0	3	0	1	1	0	5	0	2	1	0	0	<b>14</b>
<i>Watsonalla binaria</i> (Hufnagel, 1767)	15	4	31	2	14	2	11	13	14	18	6	51	0	12	1	<b>194</b>
<i>Watsonalla cultraria</i> (Fabricius, 1775)	4	5	11	33	3	4	13	6	8	38	3	9	0	1	0	<b>138</b>
<b>Thyatiridae</b>																
<i>Thyatira batis</i> (Linnaeus, 1758)	5	9	4	7	14	7	3	5	4	3	11	5	1	5	4	<b>87</b>
<i>Tethea or</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	1	1	1	0	1	1	3	1	0	0	0	0	2	<b>11</b>
<i>Tetheella fluctuosa</i> (Hübner, 1813)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Habrosyne pyritoides</i> (Hufnagel, 1766)	44	25	6	8	6	14	10	10	4	23	32	10	1	12	4	<b>209</b>
<i>Polyploca ridens</i> (Fabricius, 1787)	2	1	0	2	2	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	<b>10</b>
<i>Cymatophorima diluta</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	3	3	10	0	6	5	0	0	13	3	2	0	0	1	<b>46</b>
<i>Achyla flavicornis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	5	1	1	0	0	1	0	0	10	0	0	<b>18</b>
<b>Geometridae</b>																
<i>Alsophila aescularia</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	2	1	0	4	0	1	0	4	0	0	0	2	1	1	<b>18</b>
<i>Geometra papilionaria</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	0	5	2	4	10	4	4	1	5	0	0	2	0	<b>41</b>
<i>Comibaena bajularia</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	12	6	5	5	10	6	13	7	10	7	10	3	1	2	<b>98</b>
<i>Hemistola chrysoprasaria</i> (Esper, 1795)	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	<b>5</b>
<i>Jodis lactearia</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	1	1	5	3	4	7	6	0	1	4	1	0	2	<b>37</b>
<i>Jodis putata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Thalera fimbrialis</i> (Scopoli, 1763)	2	3	0	2	2	2	3	7	4	2	5	6	0	8	0	<b>46</b>
<i>Hemithea aestivaria</i> (Hübner, 1789)	2	0	1	6	9	3	8	14	5	5	5	0	1	8	4	<b>71</b>
<i>Idaea muricata</i> (Hufnagel, 1767)	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>4</b>
<i>Idaea rufaria</i> (Hübner, 1799)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Idaea moniliata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Idaea inquinata</i> (Scopoli, 1763)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>2</b>
<i>Idaea dilutaria</i> (Hübner, 1799)	1	2	2	2	1	0	2	2	2	1	5	1	0	0	0	<b>21</b>
<i>Idaea humiliata</i> (Hufnagel, 1767)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Idaea subsericeata</i> (Haworth, 1809)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Idaea dimidiata</i> (Hufnagel, 1767)	1	0	0	1	1	0	2	2	1	1	1	2	0	2	0	<b>14</b>
<i>Idaea trigeminata</i> (Haworth, 1809)	3	11	0	2	12	6	16	16	23	24	18	5	0	8	0	<b>144</b>
<i>Idaea biselata</i> (Hufnagel, 1767)	29	19	7	32	23	13	61	33	21	52	20	36	4	20	10	<b>380</b>
<i>Idaea nitidata</i> (Herrich-Schäffer, 1861)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Idaea emarginata</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Idaea aversata</i> (Linnaeus, 1758)	60	43	19	46	42	32	96	44	41	91	58	54	16	14	49	<b>705</b>
<i>Idaea degeneraria</i> (Hübner, 1799)	18	3	13	6	4	5	4	0	2	2	5	6	1	6	7	<b>82</b>
<i>Idaea straminata</i> (Borkhausen, 1794)	0	10	4	1	2	0	2	6	3	6	18	5	0	0	0	<b>57</b>



**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Idaea deversaria</i> (Herrich-Schäffer, 1847)	42	118	56	11	28	26	83	133	93	71	167	85	8	5	7	<b>933</b>
<i>Scopula immorata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>3</b>
<i>Scopula umbelaria</i> (Hübner, 1813)	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Scopula nigropunctata</i> (Hufnagel, 1767)	3	17	4	3	12	7	9	9	3	4	7	10	5	3	3	<b>99</b>
<i>Scopula virgulata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Scopula immutata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Scopula floslactata</i> (Haworth, 1809)	5	6	2	9	3	16	14	12	17	11	2	11	7	39	27	<b>181</b>
<i>Scopula subpunctaria</i> (Herrich-Schäffer, 1847)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	<b>2</b>
<i>Scopula flaccidaria</i> (Zeller, 1852)	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Rhodostrophia vibicaria</i> (Clerck, 1759)	2	8	1	1	5	2	1	1	2	2	10	0	2	1	0	<b>38</b>
<i>Timandra comae</i> Schmidt, 1931	49	15	1	18	4	2	6	3	11	9	16	20	6	18	19	<b>197</b>
<i>Cyclophora pendularia</i> (Clerck, 1759)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Cyclophora albipunctata</i> (Hufnagel, 1767)	0	0	0	0	2	0	0	0	1	2	1	0	2	0	0	<b>8</b>
<i>Cyclophora annularia</i> (Fabricius, 1775)	4	4	1	32	0	11	2	3	11	9	3	4	0	7	2	<b>93</b>
<i>Cyclophora quercimontaria</i> (Bastelberger, 1897)	5	1	0	1	1	0	0	2	1	8	2	6	6	1	2	<b>36</b>
<i>Cyclophora ruficiliaria</i> (Herrich-Schäffer, 1855)	8	3	2	7	3	4	3	0	1	16	5	5	11	10	4	<b>82</b>
<i>Cyclophora porata</i> (Linnaeus, 1767)	0	2	1	0	5	1	3	1	0	9	0	3	19	9	1	<b>54</b>
<i>Cyclophora suppunctaria</i> (Zeller, 1847)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Cyclophora punctaria</i> (Linnaeus, 1758)	12	6	6	25	10	31	4	14	10	35	23	24	53	27	20	<b>300</b>
<i>Cyclophora linearia</i> (Hübner, 1799)	3	4	2	23	3	6	7	4	3	47	3	4	0	5	0	<b>114</b>
<i>Phibalapteryx virgata</i> (Hufnagel, 1767)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Scotopteryx chenopodiata</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	0	2	2	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	<b>9</b>
<i>Scotopteryx mucronata</i> (Scopoli, 1763)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	<b>5</b>
<i>Scotopteryx luridata</i> (Hufnagel, 1767)	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	<b>5</b>
<i>Xanthorhoe biriviata</i> (Borkhausen, 1794)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	<b>4</b>
<i>Xanthorhoe designata</i> (Hufnagel, 1767)	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Xanthorhoe spadicearia</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	9	4	31	32	6	10	4	3	11	6	16	3	3	4	<b>144</b>
<i>Xanthorhoe ferrugata</i> (Clerck, 1759)	13	7	4	15	31	12	9	5	10	8	9	8	1	3	2	<b>137</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Xanthorhoe quadrifasciata</i> (Clerck, 1759)	1	0	0	2	0	1	5	3	3	3	3	2	0	0	0	<b>23</b>
<i>Xanthorhoe montanata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1755)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Xanthorhoe fluctuata</i> (Linnaeus, 1758)	5	2	3	2	8	6	9	5	1	8	1	5	0	1	0	<b>56</b>
<i>Catarhoe rubidata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	1	1	1	0	2	3	1	0	1	3	0	0	1	2	<b>17</b>
<i>Catarhoe cuculata</i> (Hufnagel, 1767)	2	0	0	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	<b>8</b>
<i>Epirrhoe tristata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>1</b>
<i>Epirrhoe alternata</i> (Müller, 1764)	21	8	5	18	9	2	5	4	2	18	5	14	4	5	2	<b>122</b>
<i>Epirrhoe rivata</i> (Hübner, 1813)	3	2	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	<b>8</b>
<i>Euphyia biangulata</i> (Haworth, 1809)	2	14	4	7	40	13	15	7	13	27	28	8	14	17	28	<b>237</b>
<i>Euphyia unangulata</i> (Haworth, 1809)	1	1	0	37	7	1	3	0	0	10	5	11	0	1	0	<b>77</b>
<i>Euphyia frustata</i> (Treitschke, 1828)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Costaconvexa polygrammata</i> (Borkhausen, 1794)	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Camptogramma bilineata</i> (Linnaeus, 1758)	7	1	2	10	6	0	4	7	4	2	6	6	3	11	6	<b>75</b>
<i>Anticlea badiata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	0	0	3	6	1	1	1	0	0	2	3	12	6	1	<b>37</b>
<i>Anticlea derivata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	0	1	1	0	0	0	2	0	2	1	1	0	0	<b>9</b>
<i>Mesoleuca albicillata</i> (Linnaeus, 1758)	2	10	3	11	7	9	12	2	4	5	3	4	3	4	3	<b>82</b>
<i>Lampropteryx suffumata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	4	12	1	16	9	32	11	6	12	13	11	21	2	9	5	<b>164</b>
<i>Cosmorhoe ocellata</i> (Linnaeus, 1758)	3	7	0	3	3	1	7	1	6	6	4	5	1	2	0	<b>49</b>
<i>Nebula salicata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	4	0	1	4	0	0	0	0	1	2	<b>12</b>
<i>Eulithis prunata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	4	0	1	1	<b>8</b>
<i>Eulithis populata</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	5	3	6	4	9	24	60	2	7	22	0	0	0	<b>143</b>
<i>Eulithis mellinata</i> (Fabricius, 1787)	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Eulithis pyraliata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	1	0	5	3	2	0	4	1	0	1	0	0	2	1	<b>21</b>
<i>Ecliptopera silaceata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	4	1	7	3	1	2	1	3	5	0	5	0	0	0	<b>33</b>
<i>Ecliptopera capitata</i> (Herrich-Schäffer, 1839)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Chloroclysta siterata</i> (Hufnagel, 1767)	1	5	1	0	1	1	7	5	0	4	3	2	1	1	1	<b>33</b>
<i>Chloroclysta miata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>5</b>
<i>Dysstroma citrata</i> (Linnaeus, 1761)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Dysstroma truncata</i> (Hufnagel, 1767)	5	8	1	3	11	2	13	16	4	7	3	3	0	1	0	<b>77</b>
<i>Cidaria fulvata</i> (Forster, 1771)	0	9	0	0	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	<b>15</b>
<i>Plemyria rubiginata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Pennithera firmata</i> (Hübner, 1822)	0	1	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Thera obeliscata</i> (Hübner, 1787)	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>3</b>
<i>Thera variata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	6	14	3	14	43	15	30	20	5	12	13	29	7	1	5	<b>217</b>
<i>Thera britannica</i> (Turner, 1925)	0	2	2	3	17	5	10	8	4	5	3	15	2	3	3	<b>82</b>
<i>Thera vetustata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	4	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	<b>8</b>
<i>Eustroma reticulatum</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Electrophaes corylata</i> (Thunberg, 1792)	0	0	0	2	0	1	1	0	0	2	0	1	0	1	0	<b>8</b>
<i>Colostygia olivata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	9	53	8	26	9	17	84	28	1	16	0	6	1	<b>259</b>
<i>Colostygia pectinataria</i> (Knoch, 1781)	3	7	6	5	14	33	6	12	20	14	6	34	0	14	5	<b>179</b>
<i>Hydriomena furcata</i> (Thunberg, 1784)	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Horisme vitalbata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Horisme corticata</i> (Treitschke, 1835)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Horisme tersata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	0	1	3	1	0	0	0	0	2	0	4	0	1	2	<b>15</b>
<i>Melanthia procellata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	1	8	32	6	8	2	14	3	27	4	9	0	3	6	<b>125</b>
<i>Anticollix sparsata</i> (Treitschke, 1828)	0	1	0	3	2	5	4	4	0	3	3	3	2	1	2	<b>33</b>
<i>Pareulype berberata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	2	0	0	3	0	1	2	0	11	2	1	0	0	0	<b>22</b>
<i>Rheumaptera cervinalis</i> (Scopoli, 1763)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Rheumaptera undulata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Triphosa dubitata</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	<b>4</b>
<i>Philereme transversata</i> (Hufnagel, 1767)	3	0	0	6	0	0	0	0	1	2	4	0	0	2	0	<b>18</b>
<i>Epirrita dilutata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	28	537	1434	140	396	473	579	438	616	483	293	639	103	183	169	<b>6511</b>
<i>Epirrita christyi</i> (Allen, 1906)	0	0	0	2	5	0	0	4	2	15	1	3	0	0	0	<b>32</b>
<i>Epirrita autumnata</i> (Borkhausen, 1794)	1	1	2	1	1	0	1	0	0	2	0	3	10	0	0	<b>22</b>
<i>Operophtera brumata</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	1	6	11	3	1	3	2	6	1	2	26	13	6	<b>83</b>
<i>Operophtera fagata</i> (Scharfenberg, 1805)	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>3</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Mesotype parallellineata</i> (Retzius, 1783)	0	0	1	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Perizoma alchemillata</i> (Linnaeus, 1758)	85	58	18	140	135	24	37	43	17	67	20	33	2	29	48	<b>756</b>
<i>Perizoma lugdunaria</i> (Herrich-Schäffer, 1855)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Perizoma albulata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	1	0	0	0	0	<b>5</b>
<i>Perizoma flavofasciata</i> (Thunberg, 1792)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>
<i>Gymnoscelis rufffasciata</i> (Haworth, 1809)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	1	<b>5</b>
<i>Chloroclystis v-ata</i> (Haworth, 1809)	0	0	0	1	0	0	0	2	0	1	0	2	0	1	0	<b>7</b>
<i>Pasiphila rectangulata</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	<b>5</b>
<i>Pasiphila debiliata</i> (Hübner, 1817)	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	0	0	0	3	<b>7</b>
<i>Eupithecia haworthiata</i> Doubleday, 1856	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	<b>4</b>
<i>Eupithecia linariata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>1</b>
<i>Eupithecia pyreneata</i> Mabille, 1871	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Eupithecia plumbeolata</i> (Haworth, 1809)	0	1	0	1	0	2	3	3	0	0	0	0	0	0	0	<b>10</b>
<i>Eupithecia abbreviata</i> Stephens, 1831	7	20	21	14	14	29	2	6	12	15	32	10	12	6	10	<b>210</b>
<i>Eupithecia dodoneata</i> Guenée, 1858	0	4	5	3	1	2	0	4	0	1	1	1	1	1	1	<b>25</b>
<i>Eupithecia ericeata</i> (Rambur, 1833)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Eupithecia tripunctaria</i> Herrich-Schäffer, 1852	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	<b>2</b>
<i>Eupithecia virgaureata</i> Doubleday, 1861	1	1	0	2	1	0	1	1	0	1	2	1	1	0	0	<b>12</b>
<i>Eupithecia tantillaria</i> Boisduval, 1840	2	6	2	21	57	4	12	6	1	3	13	26	3	2	3	<b>161</b>
<i>Eupithecia lariciata</i> (Freyer, 1842)	0	4	0	0	6	1	0	0	2	1	0	0	0	0	0	<b>14</b>
<i>Eupithecia lanceata</i> (Hübner, 1825)	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>3</b>
<i>Eupithecia selinata</i> Herrich-Schäffer, 1861	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	<b>3</b>
<i>Eupithecia egenaria</i> Herrich-Schäffer, 1848	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	<b>2</b>
<i>Eupithecia indigata</i> (Hübner, 1813)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Eupithecia trisignaria</i> Herrich-Schäffer, 1848	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Eupithecia veratraria</i> Herrich-Schäffer, 1848	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	<b>3</b>
<i>Eupithecia satyrata</i> (Hübner, 1813)	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Eupithecia assimilata</i> Doubleday, 1856	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	<b>3</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Eupithecia vulgata</i> (Haworth, 1809)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Eupithecia icterata</i> (de Villers, 1789)	1	2	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	6
<i>Eupithecia subumbrata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Eupithecia orphnata</i> Petersen, 1909	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Eupithecia subfuscata</i> (Haworth, 1809)	3	7	1	5	4	1	2	1	0	4	0	1	6	2	2	39
<i>Aplocera plagiata</i> (Linnaeus, 1758)	0	4	2	0	14	2	6	3	3	4	1	1	3	0	0	43
<i>Euchoeca nebulata</i> (Scopoli, 1763)	2	0	0	1	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	7
<i>Asthena albulata</i> (Hufnagel, 1767)	3	20	8	15	33	44	9	24	33	12	6	9	9	28	23	276
<i>Hydrelia flammeolaria</i> (Hufnagel, 1767)	0	0	0	2	1	0	0	3	1	3	1	3	0	1	0	15
<i>Trichopteryx carpinata</i> (Borkhausen, 1794)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Acasis viretata</i> (Hübner, 1799)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Abraxas grossulariata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	4
<i>Lomaspilis marginata</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	1	2	0	1	0	1	2	4	4	3	0	1	0	21
<i>Ligdia adustata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	26	4	10	19	4	17	2	5	9	14	6	3	2	43	4	168
<i>Macaria notata</i> (Linnaeus, 1758)	4	10	7	25	20	9	35	31	11	67	17	28	3	13	5	285
<i>Macaria alternata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	28	3	2	6	3	1	4	2	6	5	6	4	1	9	5	85
<i>Macaria signaria</i> (Hübner, 1809)	0	0	0	0	2	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	5
<i>Macaria liturata</i> (Clerck, 1759)	3	3	6	9	12	13	30	8	14	12	10	10	8	1	22	161
<i>Macaria brunneata</i> (Thunberg, 1784)	0	5	1	0	0	5	3	61	43	2	7	32	2	0	1	162
<i>Chiasmia clathrata</i> (Linnaeus, 1758)	6	2	0	3	1	1	0	1	0	0	3	1	0	2	0	20
<i>Cepphis advenaria</i> (Hübner, 1790)	0	1	1	0	0	0	6	2	3	1	0	4	1	0	0	19
<i>Petrophora chlorosata</i> (Scopoli, 1763)	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	3
<i>Plagodis pulveraria</i> (Linnaeus, 1758)	10	25	3	12	16	24	25	20	15	13	16	11	20	31	45	286
<i>Plagodis dolabraria</i> (Linnaeus, 1767)	3	12	21	12	9	30	20	50	8	26	38	25	5	13	3	275
<i>Opisthograptis luteolata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Epione repandaria</i> (Hufnagel, 1767)	1	1	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	1	6
<i>Hypoxystis pluviaria</i> (Fabricius, 1787)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Apeira syringaria</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	3	0	0	1	0	0	0	0	0	1	5	1	14

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Ennomos autumnaria</i> (Werneburg, 1859)	1	0	1	2	0	0	0	2	0	1	0	0	1	2	0	<b>10</b>
<i>Ennomos quercinaria</i> (Hufnagel, 1767)	8	44	30	73	92	107	26	74	47	56	60	9	14	87	30	<b>757</b>
<i>Ennomos fuscantaria</i> (Haworth, 1809)	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Selenia dentaria</i> (Fabricius, 1775)	3	7	2	12	3	6	3	6	10	11	10	5	5	7	3	<b>93</b>
<i>Selenia lumularia</i> (Hübner, 1788)	0	6	8	12	6	4	3	6	5	6	9	16	1	6	0	<b>88</b>
<i>Selenia tetralunaria</i> (Hufnagel, 1767)	8	16	21	34	21	31	18	30	19	46	12	34	0	22	5	<b>317</b>
<i>Crocallis elinguaris</i> (Linnaeus, 1758)	2	16	7	8	16	5	20	8	10	4	14	5	18	19	21	<b>173</b>
<i>Odontopera bidentata</i> (Clerck, 1759)	0	8	1	5	8	3	4	9	1	3	4	2	2	0	0	<b>50</b>
<i>Ourapteryx sambucaria</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Colotois pennaria</i> (Linnaeus, 1761)	60	296	366	242	506	761	252	257	467	321	243	294	107	219	121	<b>4512</b>
<i>Angerona prunaria</i> (Linnaeus, 1758)	5	10	2	18	16	7	13	10	5	9	10	6	4	21	11	<b>147</b>
<i>Lycia hirtaria</i> (Clerck, 1759)	1	3	5	7	1	0	1	2	1	0	5	1	0	3	0	<b>30</b>
<i>Biston strataria</i> (Hufnagel, 1767)	0	0	2	0	3	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	<b>10</b>
<i>Biston betularia</i> (Linnaeus, 1758)	0	5	8	4	2	3	1	5	0	1	2	0	0	0	0	<b>31</b>
<i>Agriopis leucophaearia</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	<b>5</b>
<i>Agriopis bajaran</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Agriopis aurantiaria</i> (Hübner, 1799)	11	17	38	24	5	33	7	3	26	32	37	31	9	40	7	<b>320</b>
<i>Agriopis marginaria</i> (Fabricius, 1776)	3	8	8	8	10	0	4	19	25	9	6	2	6	23	6	<b>137</b>
<i>Erannis defoliaria</i> (Clerck, 1759)	11	29	31	18	9	27	2	13	33	37	49	44	4	54	6	<b>367</b>
<i>Peribatodes rhomboidaria</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	72	41	27	94	61	40	29	26	44	58	51	82	56	132	100	<b>913</b>
<i>Peribatodes secundaria</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	4	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	<b>7</b>
<i>Selidosema plumaria</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Cleora cinctaria</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Alcis repandata</i> (Linnaeus, 1758)	5	16	8	5	24	14	103	74	22	49	27	17	14	8	23	<b>409</b>
<i>Alcis bastelbergeri</i> (Hirschke, 1908)	0	6	6	3	19	8	2	7	3	6	3	4	8	0	0	<b>75</b>
<i>Hypomecis roboraria</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	8	67	30	55	35	107	123	106	85	68	66	49	2	9	7	<b>817</b>
<i>Hypomecis punctinalis</i> (Scopoli, 1763)	37	262	74	170	148	361	189	372	280	196	303	195	11	89	39	<b>2726</b>
<i>Fagivorina arenaria</i> (Hufnagel, 1767)	2	65	32	7	78	24	20	166	49	9	125	10	2	1	1	<b>591</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Ascotis selenaria</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Ectropis crepuscularia</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	35	110	67	188	96	124	170	125	116	154	75	91	22	85	41	<b>1499</b>
<i>Paradarisa consonaria</i> (Hübner, 1799)	0	1	10	2	5	7	0	5	4	5	0	8	2	2	2	<b>53</b>
<i>Parectropis similaria</i> (Hufnagel, 1767)	1	7	2	6	3	6	5	24	0	25	15	2	6	23	31	<b>156</b>
<i>Aethalura punctulata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	5	1	4	2	1	2	3	1	0	3	1	3	3	0	<b>29</b>
<i>Ematurga atomaria</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Bupalus piniaria</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	2	0	1	1	2	1	0	0	0	0	0	0	<b>8</b>
<i>Cabera pusaria</i> (Linnaeus, 1758)	2	19	3	58	12	21	29	18	15	20	19	11	8	13	5	<b>253</b>
<i>Cabera exanthemata</i> (Scopoli, 1763)	1	2	0	3	3	6	2	4	4	5	0	0	0	20	3	<b>53</b>
<i>Lomographa bimaculata</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	3	0	5	0	1	0	5	2	0	0	3	4	<b>23</b>
<i>Lomographa temerata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	5	1	1	2	1	1	1	2	2	1	1	1	0	0	3	<b>22</b>
<i>Campaea margaritata</i> (Linnaeus, 1767)	58	129	54	79	55	213	163	327	126	105	62	90	47	345	184	<b>2037</b>
<i>Hylaea fasciaria</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	2	2	4	1	5	4	1	1	1	0	1	0	0	<b>22</b>
<i>Puengeleria capreolaria</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	0	4	3	0	1	8	1	2	1	1	3	1	0	<b>26</b>
<i>Gnophos obfusca</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Charissa obscurata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Siona lineata</i> (Scopoli, 1763)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>1</b>
<b>Notodontidae</b>																
<i>Harpia milhauseri</i> (Fabricius, 1775)	0	0	4	0	1	1	0	1	1	0	0	2	0	1	0	<b>11</b>
<i>Stauropus fagi</i> (Linnaeus, 1758)	5	29	15	14	15	21	17	28	16	17	16	9	1	2	1	<b>206</b>
<i>Leucodonta bicoloria</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Drymonia velitaris</i> (Hufnagel, 1766)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Drymonia oblitterata</i> Esper, 1785	0	2	0	1	3	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	<b>9</b>
<i>Drymonia dodonea</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	12	29	127	45	78	141	37	63	29	42	56	47	12	65	11	<b>794</b>
<i>Drymonia ruficornis</i> (Hufnagel, 1766)	3	16	22	9	8	3	18	14	8	22	10	10	1	6	2	<b>152</b>
<i>Gluphisia crenata</i> (Esper, 1785)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Notodonta dromedarius</i> (Linnaeus, 1767)	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	<b>5</b>
<i>Peridea anceps</i> Goeze, 1781	6	24	26	6	12	17	2	11	5	7	7	13	1	7	0	<b>144</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Pheosia gnoma</i> (Fabricius, 1777)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Pheosia tremula</i> (Clerck, 1759)	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Pterostoma palpina</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	1	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	3	1	<b>11</b>
<i>Spatalia argentina</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	17	21	4	15	8	4	17	9	5	18	14	1	1	1	<b>137</b>
<i>Prilodon capucina</i> (Linnaeus, 1758)	0	12	9	18	22	20	20	22	7	20	9	13	2	1	1	<b>176</b>
<i>Prilodon cucullina</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	7	5	0	5	1	2	2	3	0	4	0	0	0	<b>30</b>
<i>Prilophora plumigera</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	30	7	7	7	2	2	3	1	4	4	11	3	0	6	2	<b>89</b>
<i>Phalera bucephala</i> (Linnaeus, 1758)	1	11	4	4	5	6	1	15	4	7	10	7	0	2	0	<b>77</b>
<i>Clostera pigra</i> (Hufnagel, 1766)	0	3	0	0	6	1	0	0	0	1	2	4	0	1	1	<b>19</b>
<i>Thaumetopoea processionea</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<b>Noctuidae</b>																
<i>Rivula sericealis</i> (Scopoli, 1763)	24	27	4	7	10	10	7	11	8	16	12	26	0	8	4	<b>174</b>
<i>Schrankia taenialis</i> (Hübner, [1809])	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>1</b>
<i>Laspeyria flexula</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	2	<b>5</b>
<i>Trisateles emortalis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	4	1	7	10	5	11	5	4	28	6	3	5	15	13	<b>118</b>
<i>Idia calvaria</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2	1	1	0	1	0	<b>7</b>
<i>Paracolax tristalis</i> (Fabricius, 1794)	363	349	91	117	168	138	343	726	536	762	760	236	47	154	90	<b>4880</b>
<i>Herminia tarsipennalis</i> Treitschke, 1835	10	5	2	9	5	2	4	3	10	33	6	6	0	6	6	<b>107</b>
<i>Herminia tarsicrinalis</i> (Knoch, 1782)	72	11	5	30	9	9	11	8	10	19	6	8	5	16	11	<b>230</b>
<i>Herminia grisealis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	18	16	9	67	9	25	24	14	26	44	19	22	6	24	30	<b>353</b>
<i>Herminia tenuialis</i> (Rebel, 1899)	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Polypogon tentacularia</i> (Linnaeus, 1758)	22	8	0	4	5	3	1	3	5	10	10	5	3	2	5	<b>86</b>
<i>Pechipogo strigilata</i> (Linnaeus, 1758)	11	0	0	2	1	3	3	1	1	2	0	0	0	5	2	<b>31</b>
<i>Zanclognatha lunalis</i> (Scopoli, 1763)	275	63	7	20	21	35	8	27	36	14	89	60	12	30	49	<b>746</b>
<i>Zanclognatha lunalis</i> (Scopoli, 1763)	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Hypena proboscidalis</i> (Linnaeus, 1758)	11	34	23	66	31	30	31	21	20	73	35	41	19	100	72	<b>607</b>
<i>Hypena rostralis</i> (Linnaeus, 1758)	3	0	0	1	2	0	2	0	0	0	4	1	0	1	0	<b>14</b>
<i>Hypena crassalis</i> (Fabricius, 1787)	0	0	0	0	0	0	0	1	7	0	0	1	0	0	0	<b>9</b>



**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Colobochyla salicalis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	3	2	0	4	4	1	2	2	0	5	2	5	1	1	1	<b>33</b>
<i>Scoliopteryx libatrix</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	0	1	0	1	0	1	1	1	2	0	0	0	0	<b>9</b>
<i>Lymantria dispar</i> Linnaeus, 1758	5	14	13	4	8	10	8	13	22	9	23	11	1	2	1	<b>144</b>
<i>Lymantria monacha</i> Linnaeus, 1758	3	10	20	20	19	23	50	58	44	28	29	38	0	2	1	<b>345</b>
<i>Orgyia antiqua</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	<b>6</b>
<i>Calliteara pudibunda</i> (Linnaeus, 1758)	7	47	18	47	30	40	16	36	21	17	20	23	2	9	0	<b>333</b>
<i>Arctornis l-nigrum</i> (Müller, 1764)	0	4	0	2	3	0	0	4	6	14	4	1	0	0	0	<b>38</b>
<i>Spilarctia lutea</i> (Hufnagel, 1766)	0	0	0	6	0	1	3	0	0	2	2	2	0	0	0	<b>16</b>
<i>Spilosoma lubricipedum</i> (Linnaeus, 1758)	2	5	0	1	3	1	2	1	0	0	2	2	0	0	0	<b>19</b>
<i>Spilosoma urticae</i> Esper, (1789)	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>3</b>
<i>Diaphora mendica</i> (Clerck, 1759)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>3</b>
<i>Phragmatobia fuliginosa</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Arctia caja</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Arctia villica</i> (Linnaeus, 1758)	2	11	4	3	3	0	2	4	7	3	2	7	0	3	0	<b>51</b>
<i>Rhyparia purpurata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Callimorpha dominula</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Euplagia quadripunctaria</i> (Poda, 1761)	7	2	1	5	15	3	4	5	0	3	9	11	0	7	1	<b>73</b>
<i>Mitochondria miniata</i> (J. R. Forster, 1771)	4	7	2	6	9	6	4	6	2	11	2	3	1	4	6	<b>73</b>
<i>Nudaria mundana</i> (Linnaeus, 1761)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Cybosia mesomella</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>7</b>
<i>Lithosia quadra</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	2	0	2	1	2	1	0	0	0	0	0	1	0	<b>10</b>
<i>Eilema griseola</i> (Hübner, [1803])	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	<b>2</b>
<i>Eilema depressa</i> (Esper, [1787])	14	16	3	7	43	8	32	22	9	54	19	127	7	5	6	<b>372</b>
<i>Eilema lutarella</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Eilema lurideola</i> ([Zincken], 1817)	11	10	13	39	55	25	30	45	16	28	6	11	4	10	18	<b>321</b>
<i>Eilema complana</i> (Linnaeus, 1758)	4	0	1	0	8	0	1	1	2	3	7	5	7	0	1	<b>40</b>
<i>Wittia sororcula</i> (Hufnagel, 1766)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	<b>2</b>
<i>Amata phegea</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	1	0	0	<b>5</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Colobochyla salicalis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	3	2	0	4	4	1	2	2	0	5	2	5	1	1	1	<b>33</b>
<i>Lygephila cracca</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Catephia alchymista</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>
<i>Minucia lunaris</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	3	4	0	4	1	3	1	0	10	5	3	5	1	1	<b>43</b>
<i>Catocala nymphagoga</i> (Esper, 1787)	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Catocala fraxini</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Catocala nupta</i> (Linnaeus, 1767)	0	0	2	8	0	6	0	0	3	0	6	0	0	0	0	<b>25</b>
<i>Catocala electa</i> Vieweg, 1790)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Catocala puerpera</i> (Giorna, 1791)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>1</b>
<i>Catocala promissa</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	4	7	7	1	8	5	16	18	4	9	20	6	3	5	0	<b>113</b>
<i>Catocala dilecta</i> (Hübner, 1808)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	<b>5</b>
<i>Catocala sponsa</i> (Linnaeus, 1767)	0	0	0	0	1	1	0	0	2	0	1	0	0	0	1	<b>6</b>
<i>Meganola kolbi</i> (Daniel, 1935)	0	3	1	3	1	0	1	2	1	2	8	1	1	1	7	<b>32</b>
<i>Meganola strigula</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	9	34	2	1	5	7	16	33	10	48	60	49	0	0	1	<b>275</b>
<i>Meganola albula</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	7	3	2	1	4	1	4	2	3	3	8	3	1	1	0	<b>43</b>
<i>Nola aerugula</i> (Hübner, 1793)	6	2	0	0	2	0	6	4	0	4	2	1	21	0	1	<b>49</b>
<i>Nola cicatricalis</i> (Treitschke, 1835)	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Nola confusalis</i> (Herrich-Schäffer, 1847)	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	<b>3</b>
<i>Bena bicolorana</i> (Fuessly, 1775)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Pseudoips prasinana</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	2	0	0	1	0	0	6	0	0	0	5	4	<b>18</b>
<i>Nycteola revayana</i> (Scopoli, 1772)	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	1	2	1	<b>7</b>
<i>Nycteola asiatica</i> (Krulikovsky, 1904)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Abrostola tripartita</i> (Hufnagel, 1766)	0	2	0	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>7</b>
<i>Abrostola asclepiadis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Abrostola triplasia</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	1	4	0	1	0	1	4	2	3	6	0	1	1	<b>25</b>
<i>Macdunnoughia confusa</i> (Stephens, 1850)	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>5</b>
<i>Diachrysis chrysitis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	3	0	0	1	0	0	1	0	2	0	0	0	<b>7</b>
<i>Diachrysis stenochrysis</i> (Warren, 1913)	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	<b>5</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Autographa gamma</i> (Linnaeus, 1758)	3	2	1	7	1	2	1	4	0	3	3	2	2	1	2	<b>34</b>
<i>Autographa pulchrina</i> (Haworth, 1802)	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Autographa jota</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Autographa bractea</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Protodeltote pygarga</i> (Hufnagel, 1766)	2	9	2	21	12	2	13	17	4	59	22	30	8	7	12	<b>220</b>
<i>Deltote deceptor</i> (Scopoli, 1763)	1	2	1	0	2	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	<b>9</b>
<i>Deltote bankiana</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Acontia (Emmelia) trabealis</i> (Scopoli, 1763)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Aedia funesta</i> (Esper, 1766)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Colocasia coryli</i> (Linnaeus, 1758)	10	85	92	174	104	177	81	149	67	162	101	79	6	90	7	<b>1384</b>
<i>Diloba caeruleocephala</i> (Linnaeus, 1758)	4	2	3	21	6	1	0	0	2	0	0	0	0	0	2	<b>41</b>
<i>Craniophora ligustri</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	3	3	3	7	0	1	0	0	4	2	1	2	2	3	<b>31</b>
<i>Moma alpium</i> (Osbeck, 1778)	0	0	6	0	3	1	2	0	0	4	6	1	0	3	3	<b>29</b>
<i>Acronicta (Jocheaera) alni</i> (Linnaeus, 1767)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	<b>2</b>
<i>Acronicta (Triaena) tridens</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Acronicta (Triaena) psi</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Acronicta (Viminia) auricoma</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	3	1	1	24	0	3	2	1	0	5	2	0	0	0	<b>42</b>
<i>Acronicta (Viminia) rumicis</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	5	8	7	3	2	3	4	1	19	3	0	0	0	<b>57</b>
<i>Acronicta (Acronicta) aceris</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Acronicta (Subacronicta) megacephala</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	<b>5</b>
<i>Shargacucullia (Shargacucullia) scrophulariae</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Shargacucullia (Prenanthucullia) prenanthis</i> (Boisduval, 1840)	0	0	0	5	0	1	0	2	0	0	1	3	0	0	0	<b>12</b>
<i>Cucullia umbratica</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Amphipyra (Amphipyra) pyramidea</i> (Linnaeus, 1758)	2	3	6	20	3	4	6	9	5	10	21	3	1	10	7	<b>110</b>
<i>Amphipyra (Amphipyra) berbera</i> Fletcher, 1971	0	0	1	2	0	1	0	0	0	1	6	0	1	1	0	<b>13</b>
<i>Amphipyra (Amphipyra) livida</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>
<i>Amphipyra (Amphipyra) tragopoginis</i> (Clerck, 1759)	0	1	0	1	0	0	0	2	3	0	0	1	0	1	0	<b>9</b>
<i>Amphipyra (Amphipyra) tetra</i> (Fabricius, 1787)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	<b>2</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Asteroscopus sphinx</i> (Hufnagel, 1766)	2	15	8	7	10	19	0	8	9	8	5	9	0	19	5	<b>124</b>
<i>Brachionycha nubeculosa</i> (Esper, 1785)	1	2	3	1	5	1	5	6	7	4	1	2	1	3	7	<b>49</b>
<i>Allophyes oxyacanthae</i> (Linnaeus, 1758)	2	6	3	5	3	4	2	0	0	4	8	1	1	4	11	<b>54</b>
<i>Eucarta amethystina</i> (Hübner, 1803)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Helicoverpa armigera</i> (Hübner, 1808)	2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>5</b>
<i>Cryphia (Cryphia) fraudatricula</i> (Hübner, 1803)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>2</b>
<i>Cryphia (Cryphia) algae</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	1	3	0	0	0	0	1	1	2	0	0	2	<b>10</b>
<i>Callopietria juvenina</i> (Stoll, 1782)	0	0	0	1	0	0	3	1	0	1	0	0	0	0	0	<b>6</b>
<i>Pseudeustrotia candidula</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>2</b>
<i>Elaphria venustula</i> (Hübner, 1790)	0	3	1	0	6	0	3	1	2	0	3	2	0	0	0	<b>21</b>
<i>Caradrina (Caradrina) morpheus</i> (Hufnagel, 1766)	5	4	6	8	7	2	7	5	0	1	3	14	0	1	0	<b>63</b>
<i>Caradrina (Platyperigea) kadenii</i> Freyer, 1836	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	<b>3</b>
<i>Caradrina (Platyperigea) aspersa</i> Rambur, 1834	3	2	26	5	3	5	2	2	4	0	8	7	0	1	1	<b>69</b>
<i>Hoplodrina octogenaria</i> (Goeze, 1781)	6	2	1	17	6	3	0	5	1	3	2	2	0	2	0	<b>50</b>
<i>Hoplodrina blanda</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	5	3	3	10	2	1	3	0	6	1	14	0	2	2	<b>54</b>
<i>Hoplodrina superstes</i> (Ochsenheimer, 1816)	1	2	2	7	2	1	2	0	3	1	3	13	0	1	0	<b>38</b>
<i>Hoplodrina respersa</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	0	2	0	0	1	1	1	3	1	4	6	0	0	0	<b>21</b>
<i>Hoplodrina ambigua</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	4	8	4	17	16	5	0	0	3	0	7	32	0	29	4	<b>129</b>
<i>Charanyca trigrammica</i> (Hufnagel, 1766)	3	1	1	1	1	0	0	2	0	4	2	0	1	3	4	<b>23</b>
<i>Rusina ferruginea</i> (Esper, 1785)	23	29	4	18	46	16	44	30	29	27	32	18	8	17	18	<b>359</b>
<i>Athetis (Athetis) furvula</i> (Hübner, 1808)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Athetis (Hydrillula) pallustris</i> (Hübner, 1808)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Dypterygia scabriuscula</i> (Linnaeus, 1758)	10	17	8	14	3	9	13	4	5	23	27	8	1	26	8	<b>176</b>
<i>Trachea atriplicis</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	2	7	10	9	13	4	7	6	6	2	3	5	0	<b>78</b>
<i>Polyphaenis sericata</i> Esper, 1787	1	2	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	<b>6</b>
<i>Thalpophila matura</i> (Hufnagel, 1766)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>3</b>
<i>Euplexia lucipara</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	4	9	9	4	6	3	2	7	4	2	1	15	2	<b>70</b>
<i>Auchmis detersa</i> (Esper, 1787)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	<b>3</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Gortyna flavago</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	5
<i>Hydraecia micacea</i> (Esper, 1789)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Amphipoea oculatea</i> (Linnaeus, 1761)	0	2	1	1	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	8
<i>Photedes fluxa</i> (Hübner, 1809)	0	0	0	3	2	0	2	0	0	0	0	1	2	0	0	10
<i>Photedes extrema</i> (Hübner, 1809)	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Pabulatrix pabulatricula</i> (Brahm, 1791)	2	4	0	0	0	0	2	3	0	10	0	1	0	1	0	23
<i>Apamea monoglypha</i> (Hufnagel, 1766)	8	5	2	11	7	4	7	8	1	4	10	2	0	1	0	70
<i>Apamea syriaca tallosi</i> Kovács et Varga, 1969	1	1	0	10	2	3	3	2	2	2	5	0	0	1	0	32
<i>Apamea sublustris</i> (Esper, 1788)	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	6
<i>Apamea furva</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	5
<i>Apamea remissa</i> (Hübner, 1809)	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Apamea epomidion</i> (Haworth, 1809)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	3
<i>Apamea anceps</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	1	0	2	0	4	0	0	0	0	0	7
<i>Apamea sordens</i> (Hufnagel, 1766)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	2
<i>Apamea unanimis</i> (Hübner, 1813)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Loscopia scolopacina</i> (Esper, 1788)	0	2	1	1	4	0	3	1	0	3	6	0	0	2	1	24
<i>Laterologia ophiogramma</i> (Esper, 1794)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Mesapamea secalis</i> (Linnaeus, 1758)	0	4	1	2	0	1	0	4	1	3	1	3	5	16	6	47
<i>Mesapamea secalella</i> Remm, 1983	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	4	3	17
<i>Litologia literosa</i> (Haworth, 1809)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	1	1	0	0	0	6
<i>Oligia strigilis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	4
<i>Oligia latruncula</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	1	2	1	0	0	1	1	0	2	1	1	1	3	4	19
<i>Oligia versicolor</i> (Borkhausen, 1792)	0	4	2	2	0	1	1	0	0	1	1	2	1	0	3	18
<i>Cleoceris scoriacea</i> (Esper, 1789)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Enargia paleacea</i> (Esper, 1788)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cosmia (Calymnia) trapezina</i> (Linnaeus, 1758)	8	15	7	27	31	46	17	29	19	49	40	11	54	115	108	576
<i>Tiliacea citrigo</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	2	1	2	1	2	1	3	0	1	1	7	4	25
<i>Tiliacea aurago</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Tiliacea sulphurago</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lithophane socia</i> (Hufnagel, 1766)	0	1	1	2	0	1	0	1	1	3	3	2	0	3	0	18
<i>Lithophane oritopus</i> (Hufnagel, 1766)	3	12	8	6	13	21	12	11	9	6	12	5	2	16	7	143
<i>Lithophane furcifera</i> (Hufnagel, 1766)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Eupsilia transversa</i> (Hufnagel, 1766)	8	11	9	9	8	21	5	10	7	5	8	6	5	12	11	135
<i>Conistra (Conistra) vaccinii</i> (Linnaeus, 1761)	10	24	16	27	37	25	19	13	19	13	35	12	15	24	33	322
<i>Conistra (Conistra) rubiginosa</i> (Scopoli, 1763)	0	0	3	1	1	0	0	0	0	3	0	2	0	1	0	11
<i>Conistra (Conistra) veronicae</i> (Hübner, 1813)	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Conistra (Dasycampa) rubiginea</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	11	7	8	1	0	2	2	5	0	10	2	1	3	3	56
<i>Conistra (Dasycampa) erythrocephala</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	2	1	1	0	0	1	0	2	0	1	0	0	0	8
<i>Jodia croceago</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Agrochola (Agrochola) lychnidis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2
<i>Agrochola (Anchoscelis) nitida</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Agrochola (Anchoscelis) litura</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	3
<i>Agrochola (Anchoscelis) helvola</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	1	2	2	0	3	0	0	3	4	2	2	1	1	22
<i>Agrochola (Leptologia) lota</i> (Clerck, 1759)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Agrochola (Leptologia) macilenta</i> (Hübner, 1809)	0	1	1	2	1	6	0	1	1	1	0	2	0	6	1	23
<i>Agrochola (Sunira) circellaris</i> (Hufnagel, 1766)	0	5	0	2	3	0	1	1	1	1	1	0	0	1	0	16
<i>Agrochola (Propenistra) laevis</i> (Hübner, 1803)	1	14	16	6	4	8	33	12	20	39	23	9	10	29	37	261
<i>Xanthia togata</i> (Esper, 1788)	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	7
<i>Xanthia icteritia</i> (Hufnagel, 1766)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Xanthia ocellaris</i> (Borkhausen, 1792)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Atypha pulmonaris</i> (Esper, 1790)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Brachylomia viminalis</i> (Fabricius, 1777)	0	0	0	2	1	0	2	0	2	0	1	0	0	0	0	8
<i>Dichonia convergens</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	4
<i>Dichonia aprilina</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	1	1	2	0	1	0	0	1	0	0	0	5	2	15
<i>Antitype chi</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Mniotype adusta</i> (Esper, 1790)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

## 1. melléklet: A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Blepharita satura</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	10	42	11	53	28	20	24	22	10	16	63	25	9	73	45	<b>451</b>
<i>Mesogona acetosellae</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	1	0	0	<b>5</b>
<i>Mythimna (Mythimna) turca</i> (Linnaeus, 1761)	4	0	3	1	1	2	2	0	0	0	0	2	0	0	0	<b>15</b>
<i>Mythimna conigera</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	0	0	2	6	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>11</b>
<i>Mythimna (Mythimna) pallens</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	3	24	1	6	1	0	1	0	8	2	1	0	<b>47</b>
<i>Mythimna (Mythimna) impura</i> (Hübner, 1808)	0	0	0	0	1	1	6	4	0	2	0	0	0	0	1	<b>15</b>
<i>Mythimna (Mythimna) straminea</i> (Treitschke, 1825)	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Mythimna (Hyphilare) albipuncta</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	1	2	1	6	0	0	0	0	0	0	1	0	4	0	<b>17</b>
<i>Mythimna (Hyphilare) ferrago</i> (Fabricius, 1787)	2	11	6	11	47	5	7	8	6	7	9	20	0	17	0	<b>156</b>
<i>Mythimna (Hyphilare) l-album</i> (Linnaeus, 1767)	3	0	0	3	0	1	0	0	1	0	2	1	0	1	0	<b>12</b>
<i>Hadula (Calocestra) trifolii</i> (Hufnagel, 1766)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Sideridis (Aneda) rivularis</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Conisania (Luteohadena) luteago</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	<b>2</b>
<i>Polia nebulosa</i> (Hufnagel, 1766)	0	0	0	1	1	0	1	0	0	2	0	0	0	1	3	<b>9</b>
<i>Mamestra brassicae</i> (Linnaeus, 1758)	1	3	10	4	4	5	5	13	3	1	4	4	1	2	0	<b>60</b>
<i>Melanchra persicariae</i> (Linnaeus, 1761)	0	1	0	0	2	0	7	2	1	7	1	0	0	0	1	<b>22</b>
<i>Lacanobia (Dianobia) thalassina</i> (Hufnagel, 1766)	1	6	3	19	7	6	6	11	1	3	7	9	1	2	0	<b>82</b>
<i>Lacanobia (Dianobia) suasa</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>3</b>
<i>Lacanobia (Diataraxia) oleracea</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	2	4	2	3	0	0	0	0	2	3	1	0	1	<b>18</b>
<i>Lacanobia (Diataraxia) aliena</i> (Hübner, 1809)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Hada plebeja</i> (Linnaeus, 1761)	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>3</b>
<i>Hadena (Hadena) confusa</i> (Hufnagel, 1766)	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Lasionycta (Lasionhada) proxima</i> (Hübner, 1809)	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Panolis flammea</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	1	1	1	0	0	<b>6</b>
<i>Orthosia (Orthosia) incerta</i> (Hufnagel, 1766)	3	4	3	9	14	4	2	2	3	3	3	3	9	10	12	<b>84</b>
<i>Orthosia (Monima) miniosa</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>2</b>
<i>Orthosia (Monima) cerasi</i> (Fabricius, 1775)	2	15	3	7	14	9	0	2	3	5	4	3	0	4	5	<b>76</b>
<i>Orthosia (Microorthosia) cruda</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	108	184	176	71	186	163	42	101	92	23	54	94	13	203	119	<b>1629</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Orthosia (Poporthosia) populeti</i> (Fabricius, 1781)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	<b>2</b>
<i>Orthosia (Cororthosia) gracilis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Orthosia (Cororthosia) opima</i> (Hübner, 1809)	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	<b>8</b>
<i>Orthosia (Semiophora) gothica</i> (Linnaeus, 1758)	8	8	4	18	17	4	1	4	2	8	7	4	14	18	19	<b>136</b>
<i>Anorthoa munda</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	3	10	6	3	10	2	0	6	10	3	0	4	28	10	12	<b>107</b>
<i>Egira conspicularis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	1	<b>4</b>
<i>Tholera cespitis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>4</b>
<i>Tholera decimalis</i> (Poda, 1761)	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Dichagyris (Albocosta) flammata</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Agrotis exclamationis</i> (Linnaeus, 1758)	6	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	<b>13</b>
<i>Agrotis segetum</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	0	0	3	0	1	2	4	0	2	1	0	0	10	0	<b>24</b>
<i>Agrotis ipsilon</i> (Hufnagel, 1766)	3	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	5	2	<b>15</b>
<i>Agrotis vestigialis</i> (Hufnagel, 1766)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Ochropleura plecta</i> (Linnaeus, 1761)	7	3	2	9	3	5	2	1	2	3	3	1	0	2	0	<b>43</b>
<i>Diarsia brunnea</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	0	0	1	1	1	2	0	1	0	0	0	0	0	<b>7</b>
<i>Diarsia mendica</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	1	2	1	0	0	0	2	1	0	0	0	0	<b>7</b>
<i>Cerastis leucographa</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Lycophotia porphyrea</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Chersotis rectangula</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	1	0	<b>4</b>
<i>Chersotis multangula</i> (Hübner, 1803)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>1</b>
<i>Noctua pronuba</i> Linnaeus, 1758	5	5	9	15	7	12	3	8	10	10	29	8	2	17	2	<b>142</b>
<i>Noctua fimbriata</i> (Schreber, 1759)	2	2	0	1	1	0	2	1	2	2	4	0	1	3	0	<b>21</b>
<i>Noctua orbona</i> (Hufnagel, 1766)	0	4	1	0	2	1	1	4	0	2	1	1	0	1	1	<b>19</b>
<i>Noctua interposita</i> (Hübner, 1790)	0	9	7	9	40	12	9	22	16	2	20	1	0	5	0	<b>152</b>
<i>Noctua comes</i> Hübner, 1813	7	9	11	21	3	3	3	14	24	7	13	2	2	13	2	<b>134</b>
<i>Noctua janthina</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	4	1	0	2	0	0	0	0	1	1	2	1	0	2	0	<b>14</b>
<i>Noctua janthe</i> (Borkhausen, 1792)	1	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	<b>7</b>
<i>Epilecta linogrisea</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	3	2	0	0	0	0	2	0	3	1	0	0	0	0	<b>13</b>



**1. melléklet: A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok**

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Opigena polygona</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3
<i>Eurois occulta</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0	2	1	7
<i>Xestia (Xestia) baja</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	6	0	2	14	20	2	8	4	2	4	2	7	8	3	8	90
<i>Xestia (Xestia) stigmatica</i> (Hübner, 1813)	0	2	4	5	8	1	5	3	2	1	1	3	1	1	2	39
<i>Xestia (Xestia) castanea</i> (Esper, 1798)	0	1	0	2	1	1	1	0	2	1	3	0	0	0	0	12
<i>Xestia (Xestia) xanthographa</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	1	0	2	4	0	0	1	0	0	0	1	1	2	0	14
<i>Xestia (Xestia) sexstrigata</i> (Haworth, 1809)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Xestia (Megasema) c-nigrum</i> (Linnaeus, 1758)	6	1	6	24	11	8	3	8	2	1	6	15	4	17	10	122
<i>Xestia (Megasema) ditrapezium</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	3
<i>Xestia (Megasema) triangulum</i> (Hufnagel, 1766)	10	5	2	18	4	4	9	6	4	24	4	6	0	1	8	105
<i>Metagnorisma depuncta</i> (Linnaeus, 1761)	4	0	4	19	2	11	0	3	1	14	2	3	1	15	6	85
<i>Protolampra sobrina</i> (Duponchel, 1843)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<b>Ericraniidae</b>																
<i>Eriocrania subpurpurella</i> (Hübner, 1828)	0	3	14	4	8	1	1	4	2	1	1	6	1	1	2	49
<b>Hepialidae</b>																
<i>Triodia sylvina</i> (Linnaeus, 1761)	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	2	8
<b>Nepticulidae</b>																
<i>Ectoedemia sericopeza</i> (Zeller, 1839)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<b>Opostegidae</b>																
<i>Pseudopostega crepuscella</i> (Zeller, 1839)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<b>Adelidae</b>																
<i>Nemophora degeerella</i> (Linnaeus, 1758)	6	127	22	15	27	30	38	85	75	21	95	16	15	30	97	699
<i>Adela reaumurella</i> (Linnaeus, 1758)	2	2	4	2	0	7	1	3	5	0	7	2	1	0	1	37
<i>Adela croesella</i> (Scopoli, 1763)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nematopogon pilella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	3	9	0	1	3	5	3	1	6	0	2	4	1	31	69
<i>Nematopogon swammerdamella</i> (Linnaeus, 1758)	0	6	2	3	2	5	0	1	5	8	2	0	2	6	9	51
<b>Incurvariidae</b>																
<i>Incurvaria masculella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	3	5	7	3	27	4	5	8	2	1	1	0	4	1	71

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Incurvaria oehlmanniella</i> (Hübner, 1796)	0	0	0	1	0	0	3	0	3	14	1	1	0	1	0	<b>24</b>
<b>Tischeriidae</b>																
<i>Tischeria ekebladella</i> (Bjerkander, 1795)	0	6	14	0	26	58	0	45	9	0	1	43	8	15	8	<b>233</b>
<i>Tischeria dodonaea</i> Stainton, 1858	0	2	0	0	0	1	2	0	0	1	2	0	0	1	7	<b>16</b>
<i>Emmetia gaunacella</i> (Duponchel, 1843)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Emmetia marginea</i> (Haworth, 1828)	4	6	1	3	5	6	0	0	1	3	4	1	0	3	0	<b>37</b>
<b>Tineidae</b>																
<i>Reisserita relicinella</i> (Herrich-Schäffer, 1853)	10	5	4	2	0	0	2	1	0	0	11	0	0	0	0	<b>35</b>
<i>Infurcitinea albicomella</i> (Stainton, 1851)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	<b>3</b>
<i>Morophaga choragella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	1	3	2	0	0	3	2	2	1	0	1	0	3	2	<b>21</b>
<i>Triaxomera parasitella</i> (Hübner, 1796)	0	0	1	1	0	0	4	2	0	0	1	1	0	0	0	<b>10</b>
<i>Nemaxera betulinella</i> (Paykull, 1785)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	<b>3</b>
<i>Nemapogon gramella</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Nemapogon cloacella</i> (Haworth, 1828)	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Nemapogon clematella</i> (Fabricius, 1781)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Trichophaga tapetzella</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Tinea semifulvella</i> Haworth, 1828	0	2	1	1	1	2	2	2	5	1	3	1	1	1	2	<b>25</b>
<i>Tinea trinotella</i> Thunberg, 1794	2	0	0	1	3	0	1	4	0	3	3	2	1	2	1	<b>23</b>
<i>Niditinea fuscella</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2	0	0	0	<b>5</b>
<i>Monopis laevigella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Monopis obviella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	<b>10</b>
<i>Monopis crocicapitella</i> (Clemens, 1859)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Monopis imella</i> (Hübner, 1813)	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Euplocamus anthracinalis</i> (Scopoli, 1763)	1	0	2	2	1	3	0	0	1	1	0	2	0	0	1	<b>14</b>
<b>Psychidae</b>																
<i>Dahlica nickerli</i> (Heinemann, 1870)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Taleporia tubulosa</i> (Retzius, 1783)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	<b>2</b>
<i>Psyche casta</i> (Pallas, 1767)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Bijugis bombicella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	21	18	40	21	0	4	10	16	8	2	31	16	3	4	5	<b>199</b>
<b>Roeslerstammiidae</b>																
<i>Roeslerstammia erxebella</i> (Fabricius, 1787)	1	0	9	7	0	2	0	1	5	19	0	2	0	0	0	<b>46</b>
<b>Bucculatricidae</b>																
<i>Bucculatrix ulmella</i> Zeller, 1848	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	<b>2</b>
<i>Bucculatrix thoracella</i> ((Thunberg, 1794)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	<b>4</b>
<i>Bucculatrix albedinella</i> (Zeller, 1839)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<b>Gracillariidae</b>																
<i>Parectopa robiniella</i> Clemens, 1863	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>1</b>
<i>Micrurapteryx kollariella</i> (Zeller, 1839)	0	2	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	3	2	0	<b>9</b>
<i>Caloptilia elongella</i> (Linnaeus, 1761)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>2</b>
<i>Caloptilia hemidactylella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Caloptilia alchimiella</i> (Scopoli, 1763)	37	3	14	1	18	18	15	6	18	18	27	26	57	83	17	<b>358</b>
<i>Caloptilia stigmatella</i> (Fabricius, 1781)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>
<i>Caloptilia semifascia</i> (Haworth, 1828)	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Caloptilia azaleella</i> (Brants, 1913)	12	3	18	4	11	4	10	2	7	14	6	6	13	30	2	<b>142</b>
<i>Gracillaria syringella</i> (Fabricius, 1794)	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Calybites phasianipennella</i> (Hübner, 1813)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Acrocercops brongniardella</i> (Fabricius, 1798)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>
<i>Dialectia imperialella</i> (Zeller, 1847)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>
<i>Parormix anguliferella</i> (Zeller, 1847)	0	1	0	0	0	4	2	1	0	1	0	0	0	0	0	<b>9</b>
<i>Phyllonorycter corylifoliella</i> (Hübner, 1796)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Phyllonorycter quercifoliella</i> (Zeller, 1839)	0	0	1	0	0	4	0	0	0	2	0	0	0	0	0	<b>7</b>
<i>Phyllonorycter parisiella</i> (Wocke, 1848)	3	2	5	6	4	3	7	0	5	6	0	8	0	14	0	<b>63</b>
<i>Phyllonorycter blancardella</i> (Fabricius, 1794)	0	0	1	2	0	4	2	0	0	3	2	1	0	0	1	<b>16</b>
<i>Phyllonorycter nicellii</i> (Stainton, 1851)	2	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	1	1	0	<b>8</b>
<i>Phyllonorycter maestingella</i> (Müller, 1764)	1	6	0	0	1	10	1	4	4	3	3	9	0	8	4	<b>54</b>
<i>Phyllonorycter harrisella</i> (Linnaeus, 1761)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Phyllonorycter roboris</i> (Zeller, 1839)	1	6	11	2	8	23	10	6	3	22	11	7	8	9	5	<b>132</b>
<i>Phyllonorycter abrasella</i> (Duponchel, 1843)	0	0	0	0	0	3	8	0	0	2	5	1	0	0	0	<b>19</b>
<i>Phyllonorycter acerifoliella</i> (Zeller, 1839)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	2	0	0	0	0	<b>9</b>
<i>Phyllonorycter robiniella</i> (Clemens, 1859)	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>3</b>
<i>Phyllonorycter issikii</i> (Kumata, 1963)	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Cameraria ohridella</i> Deschka et Dimić, 1986	3	0	22	0	3	2	24	2	2	15	3	2	0	0	1	<b>79</b>
<b>Yponomeutidae</b>																
<i>Scytrophia crataegella</i> (Linnaeus, 1767)	2	17	3	0	0	0	5	2	0	1	10	0	1	1	2	<b>44</b>
<i>Yponomeuta evonymella</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	<b>3</b>
<i>Yponomeuta irrorella</i> (Hübner, 1796)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Yponomeuta plumbella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	79	9	5	14	6	48	6	4	19	3	15	7	0	92	13	<b>320</b>
<i>Yponomeuta sedella</i> Treitschke, 1832	16	0	0	1	0	0	7	0	0	57	5	2	0	0	1	<b>89</b>
<i>Swammerdamia pyrella</i> (Villers, 1789)	1	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>5</b>
<i>Cedestis gysseleniella</i> Zeller, 1839	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>1</b>
<i>Cedestis subfasciella</i> (Stephens, 1834)	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Niphonympha albella</i> (Zeller, 1847)	0	0	1	0	0	0	1	1	0	13	2	16	0	1	0	<b>35</b>
<i>Prays fraxinella</i> (Bjerkander, 1784)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>1</b>
<i>Argyresthia laevigatella</i> (Heydenreich, 1851)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	<b>4</b>
<i>Argyresthia retinella</i> Zeller, 1839	2	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	<b>5</b>
<i>Argyresthia glaucinella</i> Zeller, 1839	0	0	3	0	0	0	1	3	1	1	1	0	1	0	0	<b>11</b>
<i>Argyresthia spinosella</i> Staintos, 1849	4	1	3	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	3	<b>14</b>
<i>Argyresthia conjugella</i> Zeller, 1839	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Argyresthia pruniella</i> (Clerck, 1759)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	<b>2</b>
<i>Argyresthia bonnetella</i> (Linnaeus, 1758)	34	13	4	3	0	4	18	1	16	0	10	10	1	16	9	<b>139</b>
<i>Argyresthia semitestacella</i> (Curtis, 1833)	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<b>Ypsolophidae</b>																
<i>Ypsolopha mucronella</i> (Scopoli, 1763)	1	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Ypsolopha asperella</i> (Linnaeus, 1761)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Ypsolopha scabrella</i> (Linnaeus, 1761)	2	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	1	1	1	15	<b>24</b>
<i>Ypsolopha lucella</i> (Fabricius, 1775)	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	<b>5</b>
<i>Ypsolopha alpella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	1	0	0	3	1	1	2	0	2	0	3	10	3	<b>27</b>
<i>Ypsolopha sylvella</i> (Linnaeus, 1767)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>
<i>Ypsolopha parenthesesella</i> (Linnaeus, 1761)	0	4	5	10	20	26	8	6	1	4	2	8	3	9	10	<b>116</b>
<i>Ypsolopha ustella</i> (Clerck, 1759)	4	6	13	2	2	1	3	4	1	3	4	2	9	2	5	<b>61</b>
<i>Ypsolopha sequella</i> (Clerck, 1759)	0	1	1	0	2	0	0	1	3	0	0	0	0	1	0	<b>9</b>
<i>Ypsoloha chazariella</i> (Mann, 1866)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<b>Plutellidae</b>																
<i>Plutella xylostella</i> (Linnaeus, 1758)	4	23	3	1	24	2	19	9	5	12	6	14	5	2	1	<b>130</b>
<i>Eidophasia messingiella</i> (Fischer von Röslerstamm, 1842)	3	32	7	2	19	6	53	44	1	27	0	37	4	1	3	<b>239</b>
<b>Glyphipterigidae</b>																
<i>Glyphipterix bergstraesserella</i> (Fabricius, 1781)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<b>Lyonetiidae</b>																
<i>Lyonetia prunifoliella</i> (Hübner, 1796)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>
<b>Ethmiidae</b>																
<i>Ethmia quadrilella</i> (Goeze, 1783)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<b>Ethmiidae</b>																
<i>Ethmia candidella</i> (Alphéraky, 1908)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<b>Depressariidae</b>																
<i>Semioscopis avellanella</i> (Hübner, 1793)	0	0	1	1	0	0	0	6	4	2	0	0	0	0	0	<b>14</b>
<i>Semioscopis steinkellneriana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	<b>5</b>
<i>Luquetia lobella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	8	1	0	0	1	1	0	1	0	3	0	5	1	0	<b>21</b>
<i>Agonopteryx hypericella</i> (Hübner, 1817)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Agonopteryx ocellana</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	1	1	2	1	0	0	4	0	1	1	4	0	<b>15</b>
<i>Agonopterix assimilella</i> (Treitschke, 1832)	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	2	4	0	<b>12</b>
<i>Agonopteryx nanatella</i> (Stainton, 1849)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Agonopteryx ciliella</i> (Stainton, 1849)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>

**1. melléklet: A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok**

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Agonopteryx arenella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	3	2	1	1	2	1	4	1	2	2	2	2	1	2	2	<b>28</b>
<i>Agonopteryx yeatiana</i> (Fabricius, 1781)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Agonopteryx alstroemeriana</i> (Clerck, 1759)	0	0	0	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Agonopteryx purpurea</i> (Haworth, 1811)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Agonopteryx heracliana</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2	0	<b>4</b>
<i>Agonopteryx kaekeritziana</i> (Linnaeus, 1767)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Agonopteryx nervosa</i> (Haworth, 1811)	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	<b>5</b>
<i>Depressaria pastinacella</i> (Duponchel, 1838)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Depressaria chaerophylli</i> Zeller, 1839	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	<b>5</b>
<i>Depressaria pimpinellae</i> Zeller, 1839	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Depressaria douglasella</i> Stainton, 1849	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Depressaria albipunctella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Depressaria olerella</i> Zeller, 1854	1	2	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	<b>8</b>
<b>Elachistidae</b>																
<i>Elachista quadripunctella</i> (Hübner, 1825)	0	1	0	0	0	0	0	2	1	1	1	0	0	0	0	<b>6</b>
<i>Elachista alpinella</i> Staintos, 1845	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<b>Agonoxenidae</b>																
<i>Blastodacna hellerella</i> (Duponchel, 1838)	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Tetanocentria ochraceella</i> Rebel, 1902	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<b>Chimabachidae</b>																
<i>Diurnea fagella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	4	12	10	17	8	17	45	11	26	7	8	1	4	2	<b>173</b>
<i>Diurnea lipsiella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	5	2	16	4	4	2	1	0	4	12	2	1	5	4	1	<b>63</b>
<b>Oecophoridae</b>																
<i>Bisigna procerella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	1	2	2	0	0	1	0	0	0	<b>6</b>
<i>Schiffmuelleria schaefferella</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Denisia stipella</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>3</b>
<i>Metalampra cinnamea</i> (Zeller, 1839)	10	5	17	5	1	12	30	9	15	3	13	3	1	9	10	<b>143</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Hofmannophila pseudospretella</i> (Stainton, 1849)	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Borkhausenia minutella</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Crassa unitella</i> (Hübner, 1764)	2	6	1	1	3	0	4	3	2	2	5	5	2	5	2	43
<i>Batia lambdella</i> (Donovan, 1793)	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	1	7
<i>Batia internella</i> (Jäckh, 1972)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Epicallima formosella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2	1	0	2	2	0	9
<i>Oecophora bractella</i> (Linnaeus, 1758)	0	3	5	2	0	3	9	3	1	13	18	1	1	0	0	59
<i>Alabonia staintoniella</i> (Zeller, 1850)	0	0	1	0	0	0	0	3	0	8	0	0	0	2	0	14
<i>Harpella forficella</i> (Scopoli, 1763)	16	11	12	4	6	17	23	10	10	11	12	9	2	15	5	163
<i>Carcina quercana</i> (Fabricius, 1775)	37	141	66	54	115	76	126	111	122	112	126	82	46	139	85	1438
<i>Cephalispheria ferrugella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	6	5	1	17	3	4	24	14	10	5	19	4	1	1	1	115
<i>Telechrysis tripuncta</i> (Haworth, 1828)	0	0	2	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	1	1	8
<b>Batracheridae</b>																
<i>Batrachedra pinicolella</i> (Zeller, 1839)	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	2	4
<b>Coleophoridae</b>																
<i>Metriotes lutarea</i> (Haworth, 1828)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	2
<i>Coleophora hemerobiella</i> (Scopoli, 1763)	1	2	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	7
<i>Coleophora mayrella</i> (Hübner, 1813)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Coleophora laricella</i> (Hübner, 1817)	1	0	2	17	36	0	0	12	0	1	18	54	0	14	9	164
<b>Blastobasidae</b>																
<i>Blastobasis phycidella</i> (Zeller, 1839)	0	6	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Blastobasis huemeri</i> Sinev, 1993	76	119	54	38	57	26	40	29	18	53	40	50	64	39	44	747
<i>Hypatopa binotella</i> (Thunberg, 1794)	0	0	0	0	0	0	2	1	0	1	2	0	0	0	0	6
<b>Autostichidae</b>																
<i>Oegoconia caradjai</i> Popescu-Gorj et Căpușe, 1965	2	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1	7
<i>Oegoconia uralskella</i> Popescu-Gorj et Căpușe, 1965	53	10	30	5	2	1	4	2	2	14	8	13	2	10	2	158
<i>Apatema mediopallidum</i> Walsingham, 1900	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	6
<i>Apatema whalleyi</i> Popescu-Gorj et Căpușe, 1965	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2	0	0	0	0	4

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Pseudaemelia josephinae</i> (Toll, 1956)	0	21	5	5	6	6	58	14	23	17	27	5	0	3	1	<b>191</b>
<b>Amphibastidae</b>																
<i>Pseudaemelia flavifrontella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	3	10	3	2	5	1	1	17	1	0	2	8	0	<b>53</b>
<i>Pseudaemelia flavifrontella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	1	0	0	0	1	0	2	6	1	1	4	0	0	0	<b>18</b>
<i>Hypercallia citrinalis</i> (Scopoli, 1763)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Anchinia cristalis</i> (Scopoli, 1763)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>2</b>
<b>Gelechiidae</b>																
<i>Argolamprotes micella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	<b>4</b>
<i>Monochora cytisella</i> (Curtis, 1837)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Monochora sepicolella</i> (Herrich-Schäffer, 1854)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Monochroa lucidella</i> (Stephens, 1834)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>1</b>
<i>Eulamprotes atrella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0	<b>7</b>
<i>Recurvaria nanella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>1</b>
<i>Recurvaria leucatella</i> (Clerch, 1759)	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	4	0	0	0	0	<b>8</b>
<i>Exoteleia dodocella</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Stenolechia gemmella</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	0	9	0	1	1	0	1	2	20	7	<b>42</b>
<i>Stenolechiodes pseudogemmellus</i> Elsner, 1996	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	<b>6</b>
<i>Parachromistis albiceps</i> (Zeller, 1839)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	<b>2</b>
<i>Teleioides vulgella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	23	<b>28</b>
<i>Teleioides luculella</i> (Hübner, 1813)	0	0	3	0	0	0	2	0	0	0	2	0	26	2	11	<b>46</b>
<i>Teleioides saltuum</i> (Zeller, 1878)	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	4	0	0	<b>6</b>
<i>Teleioides wage</i> (Nowicki, 1860)	1	2	0	0	0	0	13	1	1	0	0	0	23	3	3	<b>47</b>
<i>Pseudotelphusa scalella</i> (Scopoli, 1763)	0	0	2	1	3	1	0	0	0	3	2	1	11	0	0	<b>24</b>
<i>Pseudotelphusa tessella</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Teleiopsis diffinis</i> (Haworth, 1828)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	<b>3</b>
<i>Altenia scriptella</i> (Hübner, 1796)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Gelechia rhombella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Gelechia muscosella</i> Zeller, 1839	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	<b>1</b>



**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Gelechia nigra</i> (Haworth, 1828)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Psoricoptera gibbosella</i> (Zeller, 1839)	0	2	3	0	2	0	7	1	1	2	2	2	2	14	6	44
<i>Mirificarma lentiginosella</i> (Zeller, 1839)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	5
<i>Chionodes electella</i> (Zeller, 1839)	1	7	1	1	0	0	3	2	0	0	5	5	0	0	0	25
<i>Prolita solutella</i> (Zeller, 1839)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Caryocolum blandella</i> (Douglas, 1852)	1	2	0	1	12	0	1	0	1	1	0	0	0	7	0	26
<i>Caryocolum tricolorella</i> (Haworth, 1812)	43	15	6	2	12	11	21	10	48	16	24	31	10	20	24	293
<i>Caryocolum huebneri</i> (Haworth, 1828)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Stomopteryx hungaricella</i> Gozmány, 1957	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Anacamptis populella</i> (Clerck, 1759)	0	1	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	4	1	0	9
<i>Anacamptis blattariella</i> (Hübner, 1796)	0	1	0	0	0	0	2	1	1	0	1	0	0	1	0	7
<i>Anacamptis timidella</i> (Wocke, 1887)	2	1	1	2	2	0	3	2	0	0	2	0	2	1	0	18
<i>Anacamptis scintillella</i> (Fischer von Röslerstamm, 1839)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	4
<i>Anarsia lineatella</i> (Zeller, 1839)	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Nothris verbascella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Dichomeris ustalella</i> (Fabricius, 1794)	4	0	0	2	2	9	1	1	1	3	0	1	1	7	6	38
<i>Dichomeris derasella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	1	0	1	0	0	1	0	0	2	2	2	0	1	4	16
<i>Acanthophila alacella</i> (Zeller, 1839)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	2
<i>Brachmia blandella</i> (Fabricius, 1798)	0	1	0	1	2	0	0	0	0	1	0	1	3	0	1	10
<i>Helcystogramma lutatella</i> (Herrich-Schäffer, 1854)	1	2	1	0	2	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	9
<i>Helcystogramma rufescens</i> (Haworth, 1828)	4	5	0	0	0	1	0	0	0	4	3	1	3	1	1	23
<i>Acompsia cinerella</i> (Clerck, 1759)	1	3	0	0	3	0	4	1	3	1	2	0	5	0	0	23
<i>Acompsia tripunctella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	11	3	3	10	3	25	2	1	16	6	2	1	5	1	91
<b>Limacodidae</b>																
<i>Apoda limacodes</i> (Hufnagel, 1766)	3	5	45	5	40	3	7	41	11	17	10	9	1	3	0	200
<i>Heterogena asella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	5	1	1	0	12	0	4	5	3	2	1	0	0	0	34
<b>Cossidae</b>																
<i>Cossus cossus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<b>Tortricidae</b>																
<i>Phtheochora inopiana</i> (Haworth, 1811)	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Phalonidia gilvicomana</i> (Zeller, 1847)	0	0	2	1	0	0	3	3	0	6	1	1	0	0	0	<b>17</b>
<i>Agapeta hamana</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Agapeta zoegana</i> (Linnaeus, 1767)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>3</b>
<i>Aethes hartmanniana</i> (Clerck, 1759)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Cochylis dubitana</i> (Hübner, 1799)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Cochylis posterana</i> Zeller, 1847	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Falseuncaria ruficiliana</i> (Haworth, 1811)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Tortix viridana</i> Linnaeus, 1758	17	5	19	5	1	9	11	1	0	0	1	16	28	40	24	<b>177</b>
<i>Aleimma loefligianum</i> (Linnaeus, 1758)	71	15	88	59	29	25	46	45	32	63	43	48	186	84	443	<b>1277</b>
<i>Acleris rhombana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Acleris emargana</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Acleris cristana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	<b>4</b>
<i>Acleris variegana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	0	2	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	<b>7</b>
<i>Acleris hastiana</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	2	<b>8</b>
<i>Acleris ferrugana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	1	3	2	6	15	2	3	10	12	6	2	8	6	0	<b>78</b>
<i>Acleris notana</i> (Donovan, 1806)	5	4	0	5	2	2	5	3	9	5	3	4	4	7	3	<b>61</b>
<i>Acleris logiana</i> (Clerck, 1759)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Acleris lipsiana</i> [Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Acleris kochiella</i> (Goeze, 1783)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Neosphaleoptera nubiliana</i> (Hübner, 1799)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Torticodes alternella</i> [Denis et Schiffermüller], 1775)	0	4	0	0	0	1	1	0	3	1	1	2	0	0	1	<b>14</b>
<i>Cnephasia incertana</i> (Treitschke, 1835)	0	0	1	0	0	1	0	0	0	3	0	1	0	1	1	<b>8</b>
<i>Cnephasia communanana</i> (Herrich-Schäffer, 1851)	0	0	0	0	4	1	0	3	0	0	0	0	0	1	2	<b>11</b>
<i>Eulia ministrana</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	<b>2</b>
<i>Epagoge grotiana</i> (Fabricius, 1781)	8	6	11	13	3	8	22	22	18	24	27	7	4	7	8	<b>188</b>
<i>Paramesia gnomana</i> (Clerck, 1759)	0	19	21	8	19	15	27	5	15	7	6	3	5	4	16	<b>170</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Pseudeulia asinana</i> (Hübner, 1799)	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	3	0	1	0	2	<b>8</b>
<i>Capua vulgana</i> (Frölich, 1828)	10	0	6	3	4	6	3	3	2	11	2	2	19	18	33	<b>122</b>
<i>Archips podana</i> (Scopoli, 1763)	5	2	5	3	10	5	11	1	5	11	5	5	1	26	31	<b>126</b>
<i>Archips crataegana</i> (Hübner, 1799)	0	0	1	5	1	1	1	0	0	5	2	0	0	32	2	<b>50</b>
<i>Archips xylosteana</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	1	3	4	8	0	8	0	7	12	7	11	<b>62</b>
<i>Archips rosana</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	<b>5</b>
<i>Choristoneura hebenstreitella</i> (Müller, 1764)	3	4	2	2	0	1	2	0	0	1	2	1	1	2	2	<b>23</b>
<i>Ptycholomoides aeriferanus</i> (Herrich-Schäffer, 1851)	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	3	0	1	0	0	<b>7</b>
<i>Ptycholoma lecheana</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Pandemis cinnamomeana</i> (Treitschke, 1830)	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Pandemis corylana</i> (Fabricius, 1794)	0	1	0	1	0	2	0	0	0	0	0	1	1	0	0	<b>6</b>
<i>Pandemis cerasana</i> (Hübner, 1796)	10	0	20	0	3	5	1	13	1	1	16	4	14	52	13	<b>153</b>
<i>Pandemis heparana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	2	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	2	<b>9</b>
<i>Pandemis dumetana</i> (Treitschke, 1835)	7	2	1	2	9	2	5	0	1	0	3	4	11	4	1	<b>52</b>
<i>Syndemis musculana</i> (Hübner, 1799)	0	1	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	<b>7</b>
<i>Clepsis senecionana</i> (Hübner, 1819)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>1</b>
<i>Clepsis rurinana</i> (Linnaeus, 1758)	10	1	4	2	3	2	3	2	2	4	1	8	0	4	13	<b>59</b>
<i>Clepsis pallidana</i> (Fabricius, 1776)	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Adoxophyes orana</i> (Fischer von Röslerstamm, 1834)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>1</b>
<i>Bactra lancealana</i> (Hübner, 1799)	0	0	0	2	0	2	3	0	1	1	0	6	0	1	0	<b>16</b>
<i>Bactra robustana</i> (Christoph, 1872)	0	0	0	0	4	0	0	1	0	2	1	2	0	0	0	<b>10</b>
<i>Endothenia quadrimaculana</i> (Haworth, 1811)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Eudemis porphyra</i> (Hübner, 1799)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Eudemis profundana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	3	5	0	0	0	2	1	1	3	5	1	7	6	2	<b>36</b>
<i>Apotomis capreana</i> (Hübner, 1817)	0	2	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	9	2	<b>17</b>
<i>Apotomis sororculana</i> (Zetterstedt, 1834)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>1</b>
<i>Apotomis sauciana</i> (Frölich, 1828)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>2</b>
<i>Orthotaenia undulana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	12	12	5	4	4	5	23	10	2	25	10	4	38	10	34	<b>198</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Hedya salicella</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Hedya nubiferana</i> Haworth, 1811	3	7	5	5	1	1	3	4	2	5	4	2	4	3	14	63
<i>Hedya pruniana</i> (Hübner, 1799)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Metendothenia atropunctana</i> (Zetterstedt, 1839)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Celypha rufana</i> Hübner, 1825	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Loxoterma lacunana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	12	1	20	8	14	2	9	5	9	21	5	9	19	6	10	150
<i>Loxoterma rivulana</i> (Scopoli, 1763)	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Cymolomia hartigiana</i> (Saxesen, 1840)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Piniþila bifasciana</i> (Haworth, 1811)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Rhopobota naevana</i> (Hübner, 1817)	1	2	0	0	0	2	6	6	1	2	2	0	2	0	0	24
<i>Spilonota ocellana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	2	2	0	1	0	1	1	3	2	0	1	3	3	2	21
<i>Spilonota laricana</i> (Heinemann, 1863)	0	0	7	0	1	0	2	0	5	1	3	0	0	0	3	22
<i>Gibberifera simplana</i> (Fischer von Röslerstamm, 1836)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Epinotia trigonella</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	3
<i>Epinotia brunnichiana</i> (Linnaeus, 1767)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Epinotia festivana</i> (Hübner, 1799)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2
<i>Epinotia rhomboidella</i> (Geoffroy, 1785)	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>Epinotia tenerana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Epinotia tedella</i> (Clerck, 1759)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	4
<i>Epinotia nisella</i> (Clerck, 1759)	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	3	0	0	0	0	6
<i>Zeiraphera isertana</i> (Fabricius, 1794)	0	0	4	2	11	5	8	0	4	0	2	3	10	4	0	53
<i>Eucosma cana</i> (Haworth, 1811)	4	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	2	1	11
<i>Eucosma hohenwartiana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Eucosma parvulana</i> (Wilkinson, 1859)	2	0	0	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	7
<i>Eucosma campolilitana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	2	1	0	1	2	0	0	1	3	0	0	0	10
<i>Gypsonoma dealbana</i> (Frölich, 1828)	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	7	0	10
<i>Epiblema foenella</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	2
<i>Epiblema hepaticana</i> (Treitschke, 1835)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Notocelia cynosbatella</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	0	2	3	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	<b>11</b>
<i>Notocelia uddmanniana</i> (Linnaeus, 1758)	11	12	1	6	12	1	25	4	1	13	19	7	3	5	3	<b>123</b>
<i>Notocelia aquana</i> (Hübner, 1799)	3	9	1	3	2	0	6	0	2	1	6	4	10	1	3	<b>51</b>
<i>Notocelia incarnatana</i> (Hübner, 1800)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	<b>2</b>
<i>Notocelia trimaculana</i> (Haworth, 1811)	3	3	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2	1	6	0	<b>17</b>
<i>Coccyx turionella</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Rhyacionia buoliana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4	0	0	<b>5</b>
<i>Rhyacionia pinicolana</i> (Doubleday, 1849)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>1</b>
<i>Rhyacionia pinivorana</i> (Lienig et Zeller, 1846)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	3	<b>5</b>
<i>Rhyacionia duplana</i> (Hübner, 1813)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>1</b>
<i>Ancylis uncella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	<b>5</b>
<i>Ancylis obtusana</i> (Haworth, 1811)	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	3	<b>7</b>
<i>Ancylis diminutana</i> (Haworth, 1811)	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Ancylis unculana</i> (Haworth, 1811)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Ancylis badiana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	<b>2</b>
<i>Ancylis achatana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>1</b>
<i>Ancylis mitterbacheriana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	3	3	5	1	1	6	0	15	8	2	<b>44</b>
<i>Cydia coniferana</i> (Saxesen, 18409)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>1</b>
<i>Cydia triangulella</i> (Goeze, 1783)	0	0	2	2	11	0	0	0	3	2	1	2	2	0	3	<b>28</b>
<i>Cydia fagiglandana</i> (Zeller, 1841)	1	0	5	0	0	0	0	1	1	2	0	1	0	1	1	<b>13</b>
<i>Lathronympha strigana</i> (Fabricius, 1775)	0	2	1	1	0	1	1	0	0	3	2	6	0	1	0	<b>18</b>
<i>Pammene amygdalana</i> (Duponchel, 1843)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>1</b>
<i>Pammene fasciana</i> (Linnaeus, 1761)	0	2	0	0	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>6</b>
<i>Pammene splendidulana</i> (Guenée, 1845)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>2</b>
<i>Strophedra nitidana</i> (Fabricius, 1794)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Strophedra weirana</i> (Douglas, 1850)	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Dichrorampha simpliciana</i> (Haworth, 1811)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>

**1. melléklet: A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok**

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<b>Choreutidae</b>																
<i>Anthophila fabriciana</i> (Linnaeus, 1767)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<b>Schreckensteiniidae</b>																
<i>Schreckensteinia festaliella</i> (Hübner, 1819)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	2	0	0	0	5
<b>Epermeniidae</b>																
<i>Epermenia chaerophyllella</i> (Goeze, 1783)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<b>Alucitidae</b>																
<i>Alucita grammodactyla</i> Zeller, 1841	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<b>Pterophoridae</b>																
<i>Cnaemidophorus rhododactyla</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2
<i>Ovendenia lienigianus</i> (Zeller, 1852)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
<i>Adaina microdactyla</i> (Hübner, 1813)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Emmelina monodactyla</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	2	0	5
<b>Pyralidae</b>																
<i>Aphomia sociella</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	1	4	1	1	0	0	5	5	0	4	0	2	1	26
<i>Lamoria anella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	1	1	4	0	1	3	0	0	0	1	1	0	1	0	15
<i>Galleria mellonella</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	3
<i>Synaphe punctalis</i> (Fabricius, 1775)	3	1	0	4	2	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	14
<i>Pyralis farinalis</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Aglossa pinguinalis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Actenia brunnealis</i> (Treitschke, 1829)	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Actenia honestalis</i> (Treitschke, 1829)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2
<i>Hypsopygia costalis</i> (Fabricius, 1775)	0	1	0	1	1	1	1	1	2	2	1	0	0	0	0	11
<i>Herculia rubidalis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	1	0	1	3	0	0	0	4	1	1	0	0	11
<i>Orthopygia glaucinalis</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	2	0	1	0	7
<i>Endotricha flammealis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	2	0	1	4	0	0	1	1	0	6	2	1	4	3	26
<i>Salebriopsis albicilla</i> (Herrich-Schäffer, 1849)	2	1	0	1	4	0	1	1	0	5	1	1	3	0	3	23
<i>Elegia similella</i> (Zincken, 1818)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	1	5

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Ortholepis betulae</i> (Goeze, 1778)	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	4	2	0	3	0	<b>12</b>
<i>Pyla fusca</i> (Haworth, 1811)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>1</b>
<i>Sciota fumella</i> (Eversmann, 1844)	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Etiella zinckenella</i> (Treitschke, 1832)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Oncocera semirubella</i> (Scopoli, 1763)	33	2	0	4	3	3	0	3	5	1	3	4	3	9	0	<b>73</b>
<i>Laodamia faecella</i> (Zeller, 1839)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Pempelia palumbella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	<b>5</b>
<i>Dioryctria sylvestrella</i> (Ratzeburg, 1840)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Dioryctria simplicella</i> Heinemann, 1863	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Dioryctria abietella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	1	<b>4</b>
<i>Phycita roborella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	0	4	5	6	2	1	1	12	1	4	3	14	3	6	<b>64</b>
<i>Nepopteryx angustella</i> (Hübner, 1796)	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>5</b>
<i>Conobathra tumidana</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	2	6	18	4	9	1	3	7	0	1	5	60	85	38	18	<b>257</b>
<i>Trachycera advenella</i> (Zincken, 1818)	1	5	1	4	1	1	0	1	3	0	5	1	0	0	2	<b>25</b>
<i>Acrobasis repandana</i> (Fabricius, 1798)	0	16	8	1	19	13	13	9	92	11	43	0	8	62	56	<b>351</b>
<i>Acrobasis sodalella</i> Zeller, 1839	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>1</b>
<i>Acrobasis consociella</i> (Hübner, 1813)	9	13	6	0	3	0	1	14	8	16	34	6	20	0	15	<b>145</b>
<i>Acrobasis glaucella</i> Staudinger, 1859	1	2	3	2	1	0	6	3	5	5	11	1	2	0	0	<b>42</b>
<i>Episcythrasis tetricella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	8	1	0	1	0	1	0	4	1	3	1	0	1	2	0	<b>23</b>
<i>Euzophera bigella</i> (Zeller, 1848)	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	3	<b>7</b>
<i>Euzophera cinerosella</i> (Zeller, 1839)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Euzophera fuliginosella</i> (Heinemann, 1865)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>1</b>
<i>Homoeosoma sinuellum</i> (Fabricius, 1794)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Homoeosoma subalbatellum</i> Mann, 1864	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Homoeosoma nimbellum</i> (Duponchel, 1836)	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Phycitodes binaevella</i> (Hübner, 1813)	3	1	0	0	3	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	<b>10</b>
<i>Ephestia elutella</i> (Hübner, 1796)	1	0	0	0	0	1	2	2	0	1	0	0	0	1	0	<b>8</b>
<i>Ephestia furcatella</i> (Herrich-Schäffer, 1849)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	<b>2</b>

**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Scoparia luteolaris</i> (Scopoli, 1772)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Scoparia subfusca</i> (Haworth, 1811)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>1</b>
<i>Scoparia basistrigalis</i> Knaggs, 1866	0	23	24	10	34	23	11	23	23	12	10	14	13	3	4	<b>227</b>
<i>Scoparia ancipitella</i> (La Harpe, 1855)	1	3	3	4	2	7	2	1	3	1	7	2	1	3	3	<b>43</b>
<i>Scoparia pyralella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	11	0	3	5	3	13	9	8	13	8	2	0	2	3	<b>80</b>
<i>Dipleurina lacustrata</i> (Panzer, 1804)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Eudonia mercurella</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>1</b>
<i>Witlesia pallida</i> (Curtis, 1827)	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Chilo framgitella</i> (Hübner, 1810)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Chrysoteuchia culmella</i> (Linnaeus, 1758)	5	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	4	0	0	0	<b>13</b>
<i>Crambus pascuella</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Crambus pratella</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	0	0	3	2	1	0	0	1	0	0	1	4	0	<b>14</b>
<i>Agriphila tristella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	<b>5</b>
<i>Agriphila inquinatella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	8	1	0	2	2	1	0	3	2	1	3	3	1	1	1	<b>29</b>
<i>Agriphila geniculea</i> (Haworth, 1811)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	<b>5</b>
<i>Agriphila tolli</i> (Blesziński, 1952)	5	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	<b>8</b>
<i>Catoptria permutatella</i> (Herrich-Schäffer, 1848)	0	2	2	1	1	1	2	0	0	1	1	4	0	0	0	<b>15</b>
<i>Catoptria osthelderi</i> (de Lattin, 1950)	0	1	1	3	0	1	0	0	0	4	0	1	0	0	0	<b>11</b>
<i>Catoptria pinella</i> (Linnaeus, 1758)	2	4	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	<b>10</b>
<i>Catoptria margaritella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Catoptria falsella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	6	0	1	0	0	2	0	0	5	0	0	2	0	1	2	<b>19</b>
<i>Catoptria verellus</i> (Zincken, 1817)	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Pediasia luteella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Pediasia contaminella</i> (Hübner, 1796)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Evergestis frumentalis</i> (Linnaeus, 1761)	0	0	1	1	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	<b>6</b>
<i>Evergestis forficalis</i> (Linnaeus, 1758)	0	12	4	2	4	3	6	5	3	18	6	2	1	2	3	<b>71</b>
<i>Evergestis extimalis</i> (Scopoli, 1763)	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Evergestis limbata</i> (Linnaeus, 1767)	1	8	0	0	0	4	3	0	0	20	2	4	0	0	0	<b>42</b>



**1. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt lepkefajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt egyedszámok

Faj	1A	1B	1C	2A	2B	2C	3A	3B	3C	4A	4B	4C	5A	5B	5C	Össz
<i>Evergestis pallidata</i> (Hufnagel, 1769)	0	0	0	2	2	0	0	1	0	10	0	0	0	1	1	<b>17</b>
<i>Udea ferrugalis</i> (Hübner, 1796)	1	0	0	2	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	<b>6</b>
<i>Udea prunalis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	1	1	0	0	1	0	2	1	1	0	0	0	0	<b>7</b>
<i>Udea accolalis</i> (Zeller, 1867)	0	2	0	0	0	0	0	1	4	0	2	1	0	0	0	<b>10</b>
<i>Udea olivalis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>
<i>Paracorsia repandalis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Opiotys fuscalis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	2	0	0	2	0	1	11	10	0	2	1	0	0	1	<b>30</b>
<i>Ecpyrrhorhoe rubiginalis</i> (Hübner, 1796)	17	1	1	0	7	1	1	0	0	0	0	0	0	3	0	<b>31</b>
<i>Pyrausta despicata</i> (Scopoli, 1763)	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Pyrausta aurata</i> (Scopoli, 1763)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Pyrausta purpuralis</i> (Linnaeus, 1758)	1	7	0	1	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	<b>13</b>
<i>Pyrausta ostrinalis</i> (Hübner, 1796)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>
<i>Sitochora palealis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	<b>1</b>
<i>Perinephela lancealis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	1	0	1	1	1	2	0	1	4	0	1	0	0	1	<b>13</b>
<i>Phlyctaenia coronata</i> (Hufnagel, 1767)	1	0	1	10	0	1	4	0	0	0	0	1	0	2	3	<b>23</b>
<i>Phlyctaenia stachydalis</i> (Zincken, 1821)	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	<b>6</b>
<i>Ostrinia nubilalis</i> (Hübner, 1796)	9	1	0	8	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	<b>19</b>
<i>Anania verbascalis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>3</b>
<i>Eurrhpara hortulata</i> (Linnaeus, 1758)	4	2	0	4	5	5	5	3	0	20	0	4	1	5	3	<b>61</b>
<i>Paratalanta hyalinalis</i> (Hübner, 1796)	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	<b>4</b>
<i>Pleuroptya ruralis</i> (Scopoli, 1763)	46	35	20	303	44	78	34	34	67	72	48	68	11	74	58	<b>992</b>
<i>Mecyna flavalis</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	<b>2</b>
<i>Agrotera nemoralis</i> (Scopoli, 1763)	1	1	0	1	1	1	2	1	0	2	0	2	1	1	3	<b>17</b>
<i>Nomophila noctuella</i> ([Denis et Schiffermüller], 1775)	12	3	0	7	8	3	0	1	1	0	18	2	2	2	3	<b>62</b>
<i>Cydalima perspectalis</i> (Walker, 1859)	5	0	0	15	2	3	0	0	0	1	1	1	0	3	6	<b>37</b>

**2. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt növényfajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt fajok borítási értékei (%).

Faj	1B	1C	2C	3C	4B	4C	5A	5B	5C
<i>Athyrium filix-femina</i> (L.) Roth	0	0	0	0	0	0,01	0	0,01	0
<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0
<i>Abies alba</i> Mill.	0	0	0	0,02	0	0,01	0	0	0,01
<i>Picea abies</i> (L.) H. Karst.	0	0,5	0,02	0	0	0	0	0	0
<i>Larix decidua</i> Mill.	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0,01
<i>Pinus sylvestris</i> L.	0	5	0	0	0	0	0,1	0	0,01
<i>Pinus nigra</i> J. F. Arnold	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Populus tremula</i> L.	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Betula pendula</i> Roth	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Carpinus betulus</i> L.	0	0	60,01	0,02	10	0,01	6	0,01	0,01
<i>Corylus avellana</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0,11	0
<i>Fagus sylvatica</i> L.	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Castanea sativa</i> Mill.	0	0	0	0,01	0	0,01	0	0	0,01
<i>Quercus robur</i> L.	0	0	0,01	0,03	10	0,02	0	0	0,01
<i>Quercus petraea</i> agg.	70	95,01	80	95	70	80	100	85	85
<i>Urtica dioica</i> L.	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0,01
<i>Persicaria maculosa</i> Gray	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0
<i>Fallopia dumetorum</i> L.	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill. S. str.	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Stellaria holostea</i> L.	0	0	0,01	0,01	0	0,01	0	0	0
<i>Berberis vulgaris</i> L.	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Allaria petiolata</i> (M. Bieb.) Cavara & Grande	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0
<i>Cardamine impatiens</i> L.	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Rubus idaeus</i> L.	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	0,3	0	0,01	0,01	0	0,01	0	0	0
<i>Rosa</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01
<i>Geum urbanum</i> L.	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Fragaria moschata</i> Duchense	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Crataegus laevigata</i> (Poir.) DC	0,01	0	0	0	0,01	0	0	0	0
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0
<i>Cerasus avium</i> (L.) Moench	0	0	0,01	0,01	0	0	0	0,01	0
<i>Cerasus vulgaris</i> Mill.	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01
<i>Prunus pinosa</i> L.	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Vicia dumetorum</i> L.	0	0	0,01	0	0	0,01	0	0	0
<i>Lathyrus vernus</i> (L.) Bernh.	0	0	0,01	0	0	0,01	0	0	0
<i>Geranium robertianum</i> L.	0	0	0	0	0	0,01	0	0	3
<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acer campestre</i> L.	0,01	0	0,02	0	0	0,02	0	0	0
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	0	0	0	0,01	0	0	0,01	0,01	0
<i>Acer platanoides</i> L.	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Euonymus europaeus</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0
<i>Frangula alnus</i> Mill.	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01
<i>Tilia platyphyllos</i> Scop.	0	0,51	0,02	0,02	0	20,01	0	0	0

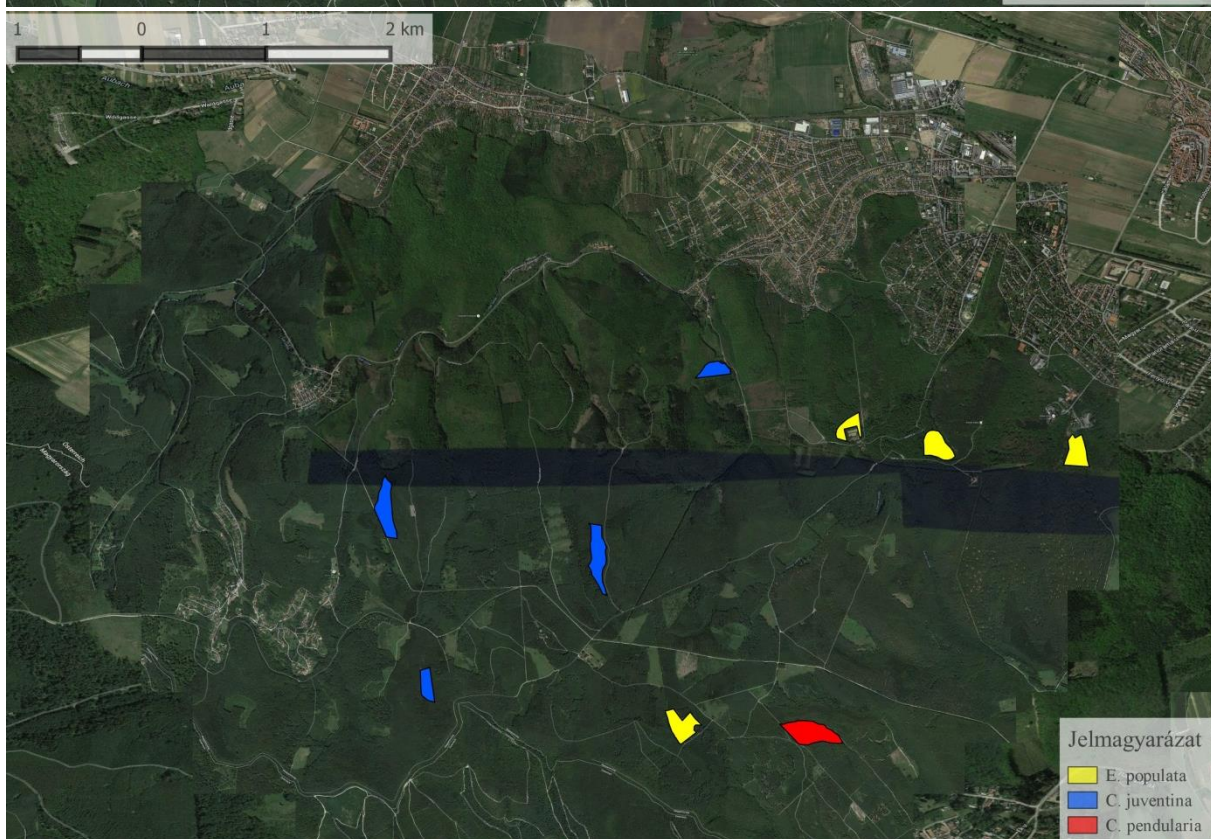
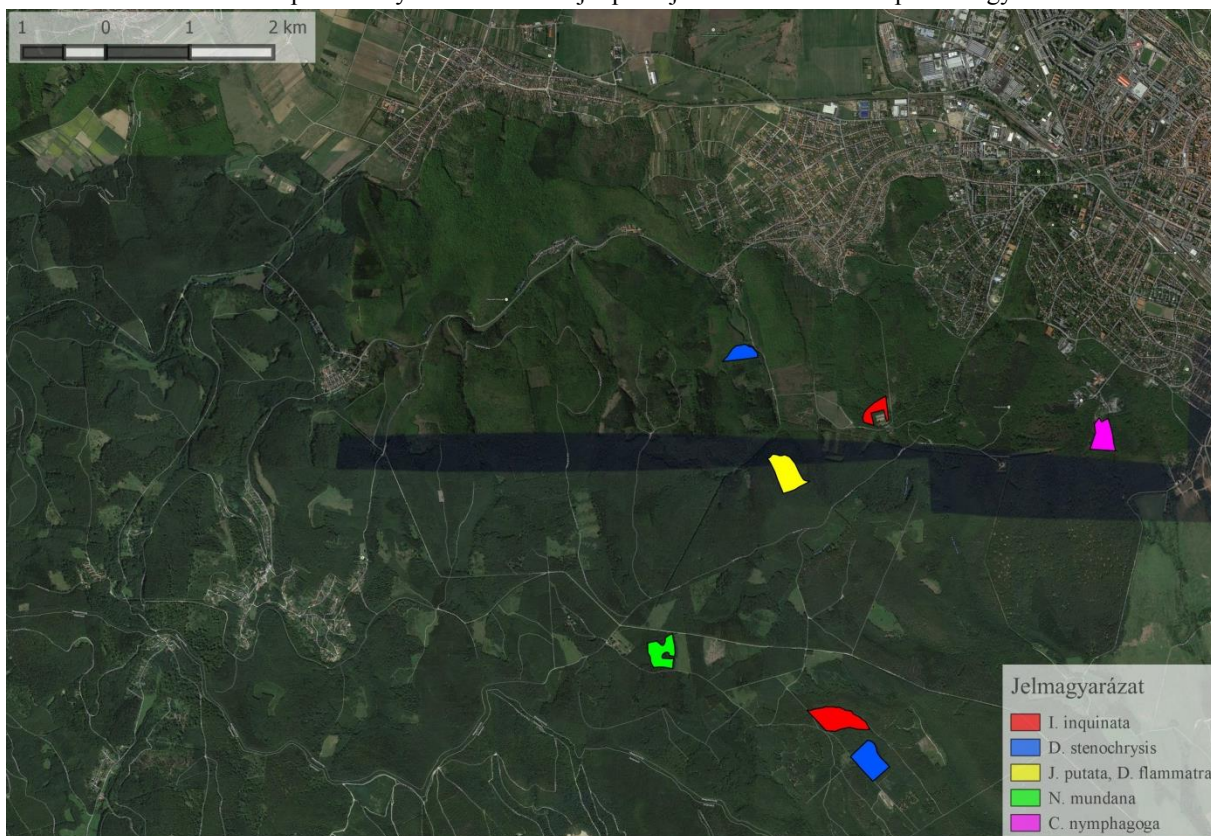
**2. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt növényfajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt fajok borítási értékei (%).

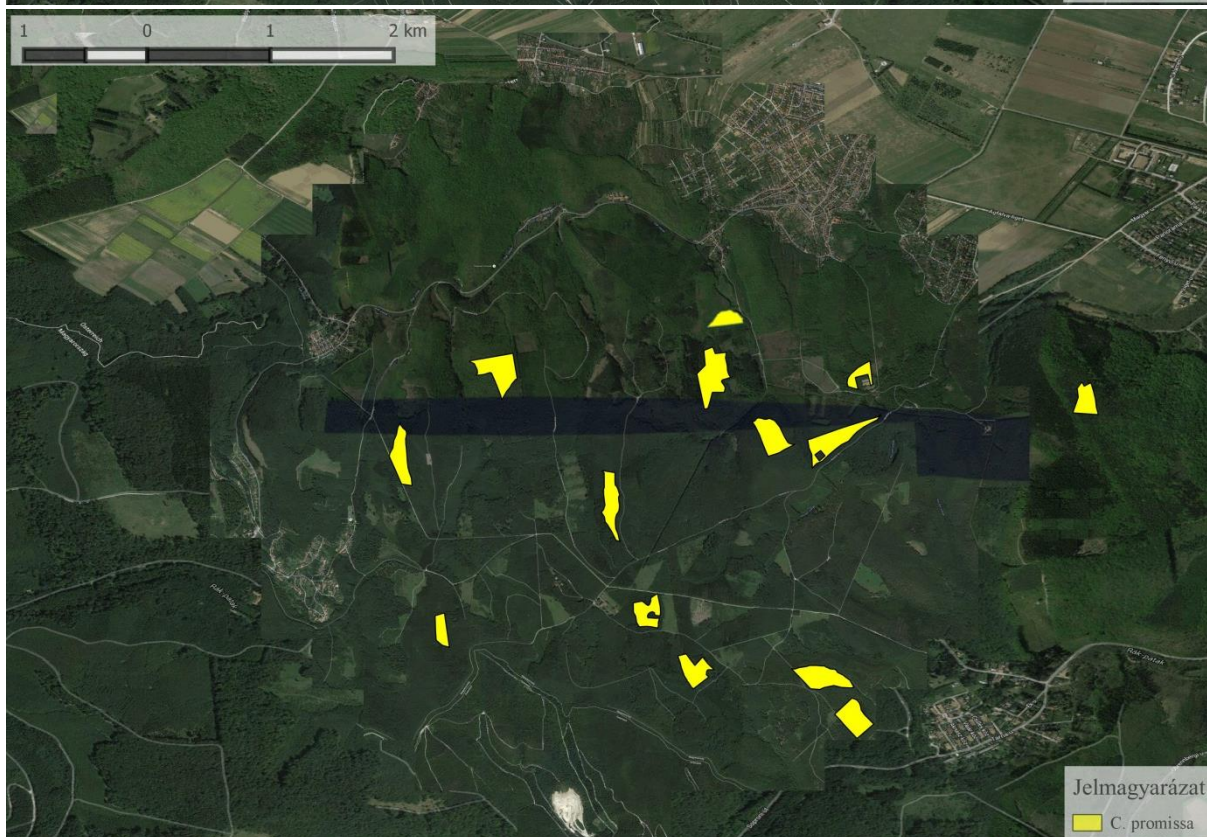
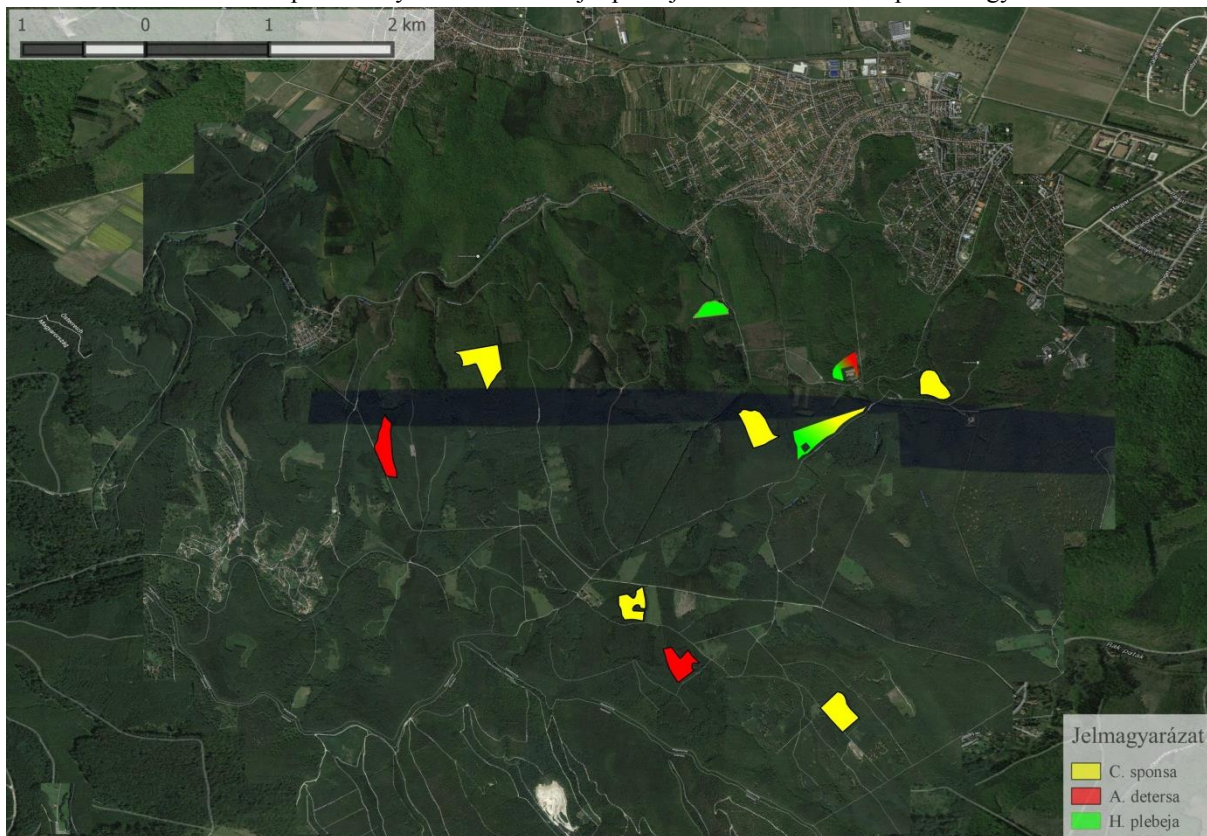
Faj	1B	1C	2C	3C	4B	4C	5A	5B	5C
<i>Viola</i> spp.	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0	0
<i>Viola mirabilis</i> L.	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Viola reichenbachiana</i> Jord.	0	0	0,01	0	0	0,01	0	0	0
<i>Cornus mas</i> L.	0,01	0	0	0	0,01	0,01	0	0,1	0
<i>Hedera helix</i> L.	0	0	0	0	0	0,01	0	0,01	0,01
<i>Sanicula europaea</i> L.	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0
<i>Cyclamen purpurascens</i> Mill.	0	0	0,01	0	0	0,01	0	0	0
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	0	0	0	0	0,01	0,01	0	0	0
<i>Ligustrum vulgare</i> L.	0,01	0	0	0	0,02	0	0	0,01	0
<i>Pulmonaria officinalis</i> L.	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Symphytum tuberosum</i> L.	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0
<i>Ajuga reptans</i> L.	0,01	0	0,01	0	0	0,01	0,01	0	0
<i>Melittis melissophyllum</i> L.	0,01	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Galeopsis speciosa</i> Mill.	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Galeobdolon luteum</i> Huds.	0,3	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Stachys sylvatica</i> L.	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Scrophularia nodosa</i> L.	0	0	0	0,01	0	0,01	0	0	0,01
<i>Veronica officinalis</i> L.	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Melampyrum pratense</i> L.	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0
<i>Galium</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Galium odoratum</i> (L.) Scop.	0	0	0,01	0,01	0	0,01	0	0	0
<i>Galium aparine</i> L.	0	0	0,01	0	0	0,01	0	0	0
<i>Galium schultesii</i> Vest	0	0	0,01	0	0,01	0	0	0	0
<i>Sambucus nigra</i> L.	0	0	0,01	0	0	0	0,01	0	0,01
<i>Campanula</i> spp.	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0
<i>Campanula persicifolia</i> L.	0	0	0,01	0	0,01	0	0	0	0
<i>Campanula rotundifolia</i> L.	0	0,01	0	0,01	0	0	0	0	0
<i>Senecio vulgaris</i> L.	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0
<i>Senecio sylvaticus</i> L.	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Prenanthes purpurea</i> L.	0	0	0	0,01	0	0,02	0	0	0
<i>Mycelis muralis</i> (L.) Dumort.	0	0	0,01	0,01	0	0,01	0	0	0
<i>Lapsana communis</i> L.	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Hieracium sabaudum</i> L.	0	0	0,01	0,01	0	0	0	0	0
<i>Convallaria majalis</i> L.	0	0	0,01	0,01	0	0,01	0	0,01	0
<i>Maianthemum bifolium</i> (L.) F. W. Schmidt	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Polygonatum multiflorum</i> (L.) All.	0,01	0	0,01	0	0	0,01	0	0,01	0
<i>Luzula luzuloides</i> (Lam.) Dandy & Wilmott	0	0,01	0,01	0,01	0	0,01	0	0	0
<i>Festuca heterophylla</i> Lam.	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0
<i>Poa nemoralis</i> L.	0	0	0	0,01	0	0,01	0,01	0,01	0
<i>Dactylis polygama</i> Horv.	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0

**2. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt növényfajok rendszertani jegyzéke és a mintaterületeken megfigyelt fajok borítási értékei (%).

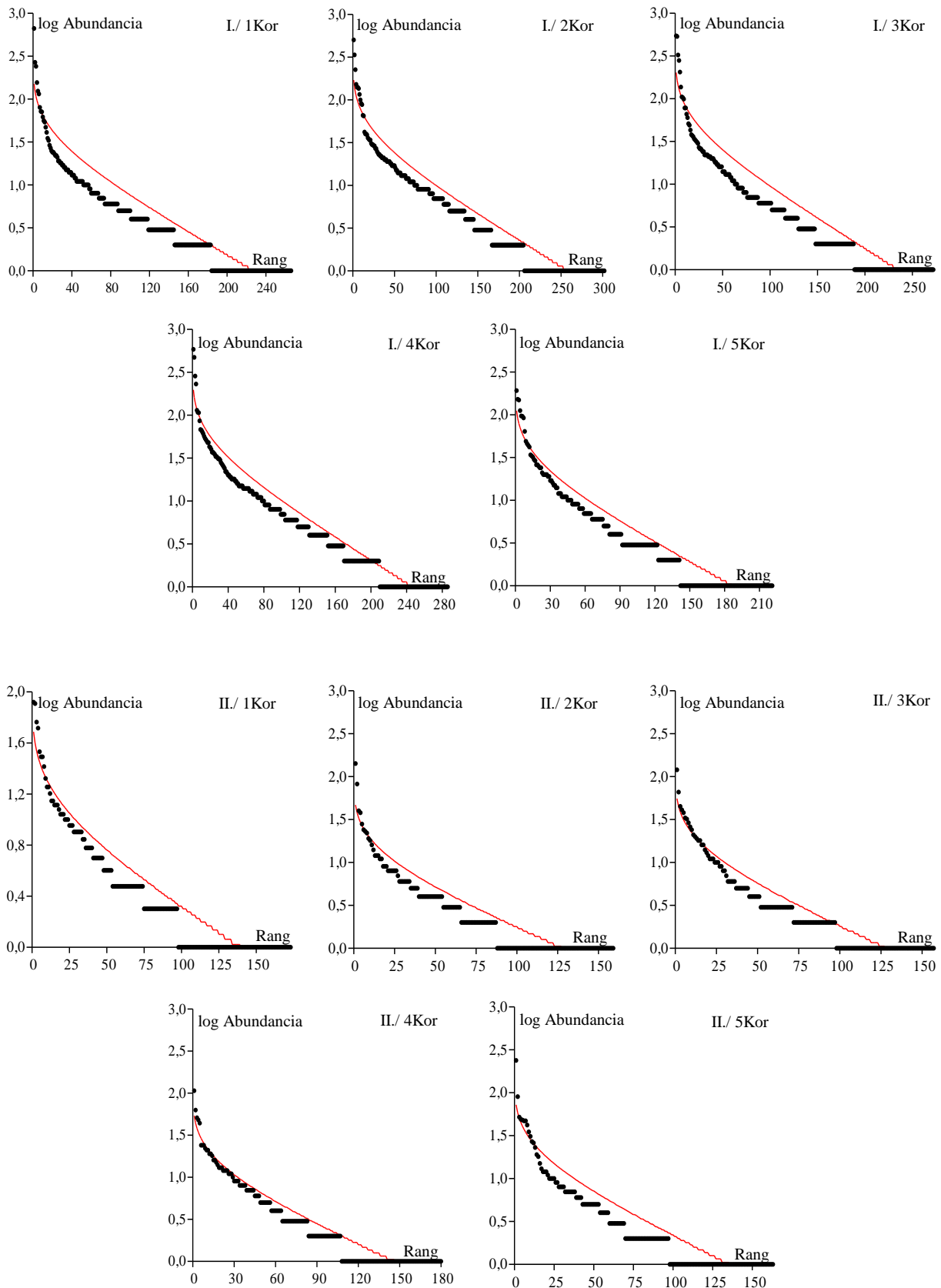
Faj	1B	1C	2C	3C	4B	4C	5A	5B	5C
<i>Melica uniflora</i> L.	45	0	0,01	0,01	0	0,01	0	0	2
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P. Beauv.	0,01	0	0	0,01	0,01	0,01	0	0	0
<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0
<i>Calamagrostis arundinacea</i> (L.) Roth	0,01	0,01	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carex divulsa</i> Stokes	0	0	0	0	0,01	0,01	0	0,01	0
<i>Carex digitata</i> L.	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Carex montana</i> L.	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0
<i>Carex pilosa</i> Scop.	0	0	0	0,01	0	0,01	0	0	0

**3. melléklet:** Sopron környékére tekintve új lepkefajok elfordulásai a Soproni-hegyvidéken.

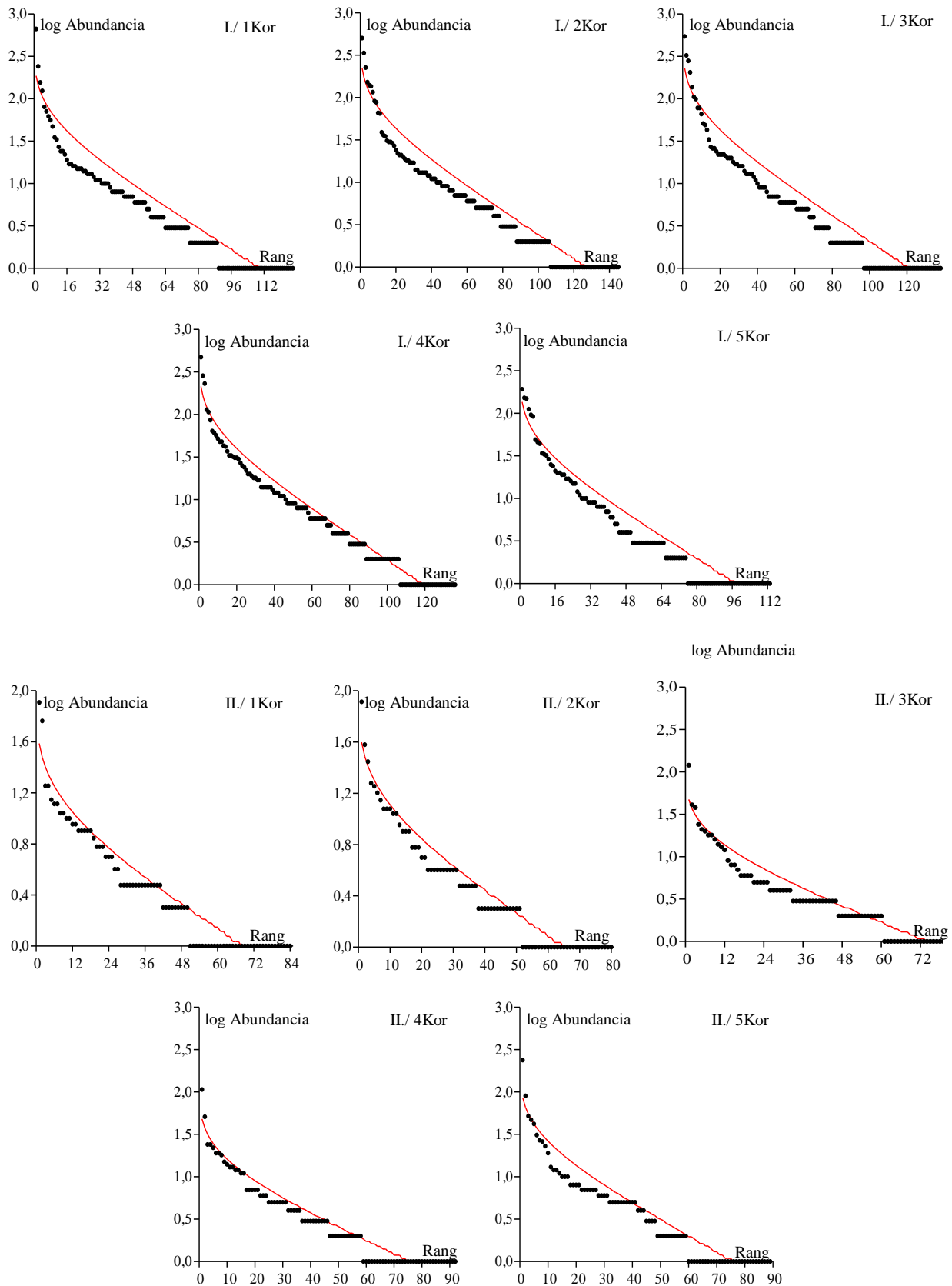


**3. melléklet:** Sopron környékére tekintve új lepkefajok elfordulásai a Soproni-hegyvidéken.

**4/a. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt nagylepkék (I.) és molylepkék (II.) rang-abundancia diagramjai az egyes erdőkorosztályokban.

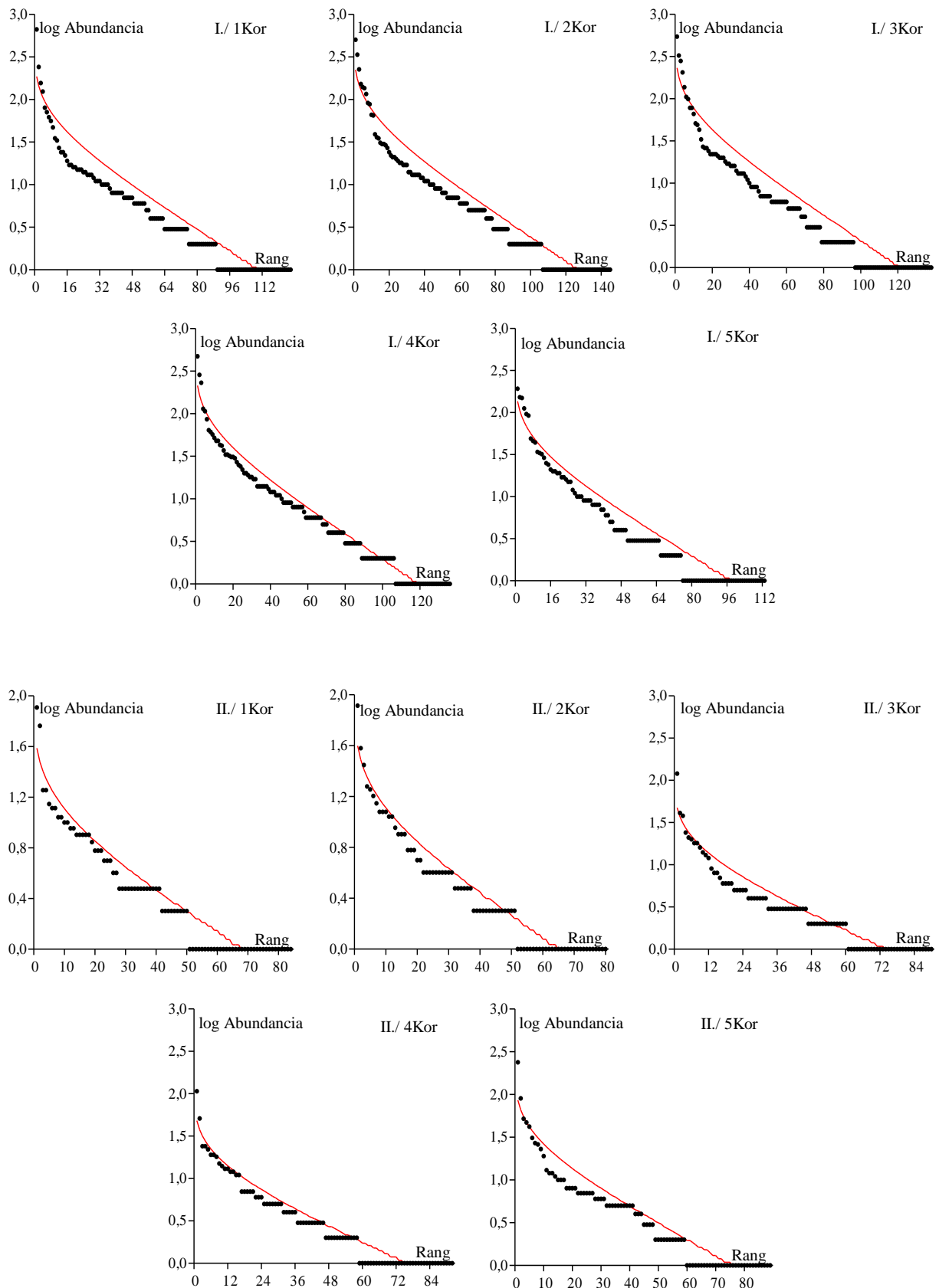


**4/b. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt fajokon fejlődő nagylepkék (I.) és molylepkék (II.) rang-abundancia diagramjai az egyes erdőkorosztályokban.

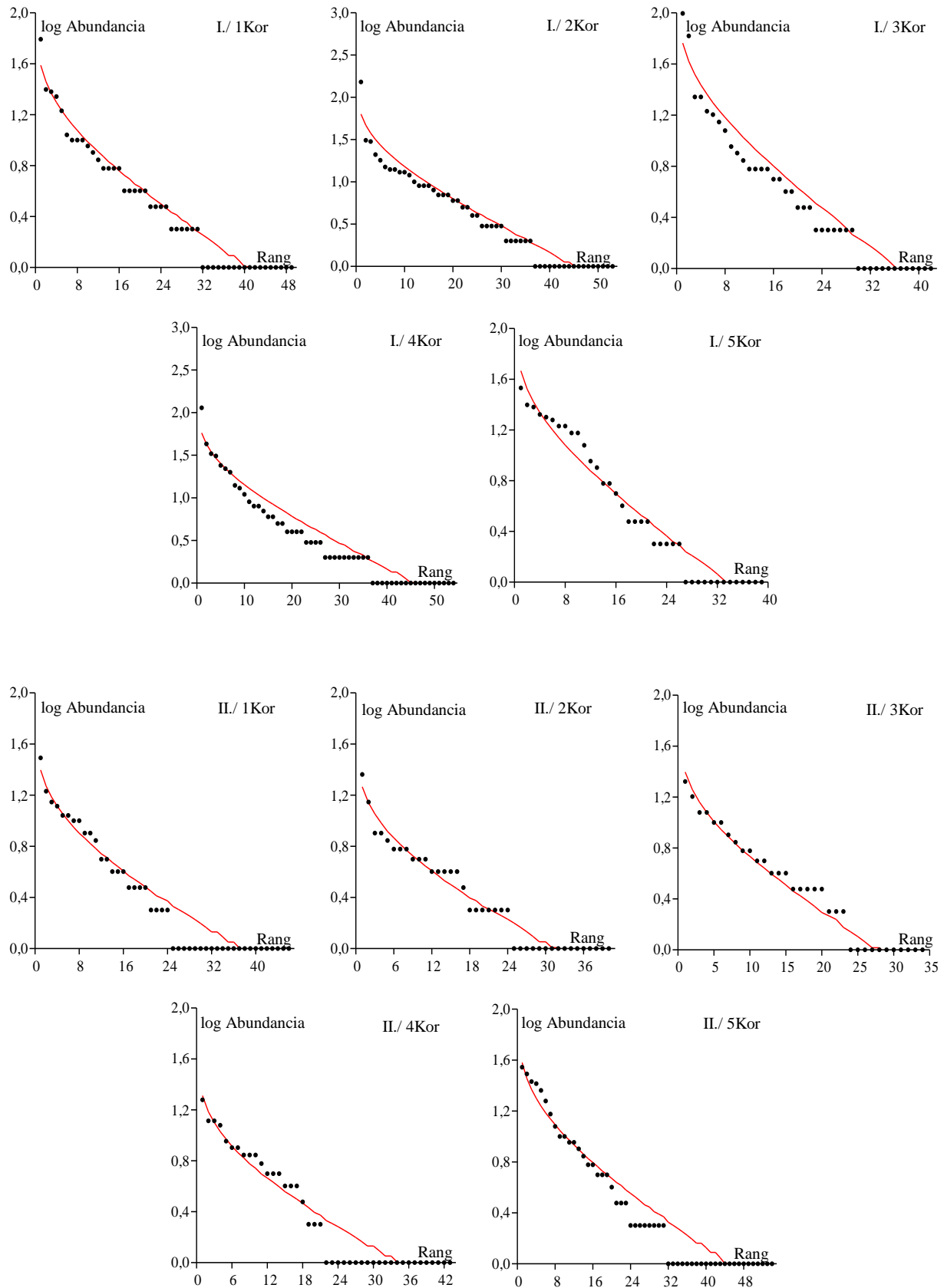




**4/c. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt, lombkoronaszint alatti növényzeten fejlődő nagylepkék (I.) és molylepkék (II.) rang-abundancia diagramjai az egyes erdőkorosztályokban.



**4/d. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt, cserjefajokon fejlődő nagylepkék (I.) és molylepkék (II.) rang-abundancia diagramjai az egyes erdőkorosztályokban.



**4/e. melléklet:** A vizsgálat során megfigyelt, lágyszárú növényfajokon fejlődő nagylepkék (I.) és molylepkék (II.) rang-abundancia diagramjai az egyes erdőkorosztályokban.

