

# Óbudai Egyetem

Doktori (PhD) értekezés



Adatbányászati és térinformatikai módszerek  
biológiai és meteorológiai alkalmazásokkal

Gimesi László

Témavezetők:

Prof. Dr. Galántai Aurél egyetemi tanár

Prof. Dr. Szeidl László egyetemi tanár

Alkalmazott Informatikai Doktori Iskola

Budapest, 2011.

# Tartalomjegyzék

1.	Bevezetés	3
2.	Irodalmi áttekintés	7
3.	Az alkalmazott módszerek	21
3.1.	A vizsgált adatok és adatbázisok szerkezete	21
3.1.1.	Lepkeadatbázis	21
3.1.2.	Meteorológiai adatbázis	27
3.2.	Modellezési technikák	29
3.3.	Biológiai modellek és statisztikai eljárások	46
3.3.1.	Diverzitási-indexek	46
3.3.2.	Fajabundancia-modellek	56
3.3.3.	Lineáris kvantilis regresszió	62
4.	A vizsgálatok eredményei	63
4.1.	Diverzitási és fajabundancia eloszlási mintázatok	63
4.1.1.	Fajabundancia idősorok	63
4.1.2.	Fajabundancia modellek	66
4.2.	Sokéves tendenciák közösségi szinten	71
4.3.	Szezonális tendenciák	73
4.4.	A lepkeadatok és a hőmérséklet kapcsolata	78
4.4.1.	Diverzitás és a befogás, valamint a napi átlaghőmérséklet kapcsolata	78
4.4.2.	A hőösszeg vizsgálata lineáris kvantilis regresszióval	85
4.5.	Fajonkénti mintázatok	87
4.6.	Területi eloszlás	90
5.	Diszkusszió	95
6.	Összefoglalás	102
	Új tudományos eredmények	104
	Köszönetnyilvánítás	107
	Irodalomjegyzék	108
	Mellékletek	127
	Csapdastatisztika	127
	A vizsgált lepkefajok listája	129
	A lepkeadatok feldolgozása	132
	DVD melléklet tartalma	133

# 1. Bevezetés

Napjainkra az informatika és alkalmazásainak fejlődése lehetővé tette, hogy óriási mennyiségű adatot halmozzunk fel különböző adatbázisokban. A világ adatmennyisége exponenciálisan nő, egyes források szerint a felhalmozott adatmennyiség évente, másfél évente megduplázódik. Már ma is rendelkezünk az adatok gyűjtéséhez és tárolásához alkalmas szoftver és hardver eszközökkel, de azok elemzésére, kiértékelésére még kevés a jól használható módszer. Az informatikai kutatások egyik célja, hogy az egyre duzzadó adathalmazokból a lehető legtöbb információt lehessen kinyerni.

A nagy mennyiségű, eltérő szerkezetű, különböző helyekről származó adatbázisok kezelésére, összekapcsolására, az adatok szűrésére, kiértékelésére és megjelenítésére (vizualizációjára) jött létre az adatbányászat. Segítségével az adatbázisokból olyan rejtett információkat, összefüggéseket nyerhetünk ki, amelyek a gyakorlati életben és a különböző kutatási területeken is jól hasznosíthatók.

Az adatbányászatot kezdetben az üzleti és a gazdasági életben használták. Manapság azonban egyre jobban terjed más tudományágakban is, például a meteorológiában, a környezetvédelemben, vagy a biológia különböző területein. Az adatbányászat egyik kiemelkedő alkalmazási területe a térinformatika, ahol földrajzi helyhez kötött információkat dolgoznak fel. Kezdetben a térképészetben és különböző ingatlan-nyilvántartásokhoz használták, napjainkra megjelent más szakterületeken is.

Az adatbázisokból a rejtett információk, összefüggések feltárásához különböző algoritmusokat használunk. Az adatok elemzésének legelterjedtebb módszere a leíró statisztika, de egyre gyakrabban alkalmazzák a klaszteranalízist, a regresszió-elemzést és a mesterséges neurális hálókat is. Az adatelemzésben egyre nagyobb szerepet kapnak a háromdimenziós grafikus módszerek, valamint az on-line, interaktív eljárások.

Az adatbányászat utolsó, de fontos állomása a kapott eredmények minél szemléletesebb megjelenítése. Mivel az emberi gondolkodáshoz közelebb áll a képi megjelenítés, ezért a számítási eredmények elemzésében segítséget jelent, ha adatainkat könnyebben értelmezhető formában, grafikusan jelenítjük meg. A vizualizációs módszerekhez tartoznak a hagyományos kétdimenziós, illetve a háromdimenziós diagramok. A térbeli ábrázolás különösen a térinformatikai alkalmazások esetében terjedt el.

## Célkitűzés

Az értekezés célja az adatbányászati és térinformatikai eszközök felhasználásával meteorológiai és biológiai hosszú idősorok vizsgálata, valamint olyan módszertani, informatikai rendszer kidolgozása, bemutatása, amely segítségével az ökológiai folyamatok vizsgálhatók és megjeleníthetők. Az adatok kiválasztásában döntő szerepet játszott, hogy napjainkban az élet valamennyi területén központi kérdéssé vált a klímaváltozás és annak vizsgálata. A kutatás jelentőségét az adja, hogy a klímaváltozás hatással van a különböző gazdasági, ökológiai, mezőgazdasági, hidrológiai, stb. folyamatokra és ezeken keresztül az emberi élet minőségére és fenntarthatóságára.

Feladatunk Magyarország különböző helyeiről gyűjtött, különböző formában rendelkezésre álló meteorológiai és rovaradatokból egy adattárház létrehozása, amely segítségével lehetővé válik az adatok különböző szempontok szerinti elemzése. Az adattárház összeállításánál törekednünk kell arra, hogy biztosítsuk a legegyszerűbb, és a legszélesebb körű felhasználhatóságot. További fontos szempont, hogy a lehető legpontosabban tudjuk meghatározni, és legszemléletesebben bemutatni a közösségekben bekövetkező változásokat és azok tendenciáit. Ehhez a rendelkezésre álló leghosszabb és megfelelően nagy földrajzi területet lefedő adatsorra van szükségünk.

A feladat elvégzéséhez első lépésként egy egységes, könnyen kezelhető adatbázist (adattárházat) kell létrehozni, amely alkalmas a különböző helyekről, eltérő formában kapott adatállományokból származó időbeli és térbeli adatok tárolására, és lehetőséget nyújt a további elemzésekhez. Az adattárház összeállításának módszerével, felépítésével, az adatok szűrésével a 3.1. fejezet foglalkozik.

A számítási eredmények elemzésében segítséget jelent, ha adatainkat könnyebben értelmezhető formában, grafikusán jelenítjük meg. Ennek érdekében a cél egy olyan vizualizációs módszer kidolgozása, amely segítségével az adatokat olyan idősor-ábrán tudjuk bemutatni, ahol együtt vizsgálható a hosszú távú és a szezonális változás.

A hosszú idősorok megjelenítésére egy háromdimenziós vizualizációs módszert dolgoztunk ki, amelyet a 3.2. fejezetben ismertetünk.

Az adatbázis létrehozása és a megjelenítő módszer kidolgozása után válik lehetővé, hogy adatainkat különböző statisztikai módszerekkel elemezzük, és az eredményeinket könnyen értelmezhető formában megjelenítsük.

Az adatelemzés elsődleges célja a közösségszinten megmutatkozó sokéves tendenciák, a szezonális közösségdinamikai mintázatok, valamint ezek hőmérsékletfüggésének elemzése, a szakirodalmakban fellelhető fajabundancia modellek lepkékre való alkalmazhatóságának igazolása, illetve a klímaváltozás hatásainak bemutatása a populáció viselkedésére.

A biológiai adatok elemzéséhez felhasznált matematikai modellekkel, statisztikai eljárásokkal (leíró statisztikai módszerek, diverzitási-indexek, fajabundancia modellek, lineáris kvantilis regresszió) a 3.3. fejezet foglalkozik.

Az adatelemzéssel célunk, hogy igazoljuk:

- a szakirodalmakban használt fajabundancia modellek alkalmazhatóak a lepkékre is,
- a klíma hatással van a populáció viselkedésére, méretére, abundanciájára,
- a hőmérséklet jelentősen befolyásolja a közösségdinamikát,
- mind térbeli, mind időbeli hosszú távú változás figyelhető meg a közösségdinamika változásában.

A vizsgálatok eredményeinek részletes bemutatásával a 4. fejezetben foglalkozunk.

## **Eredmények**

Magyarország különböző helyeiről gyűjtött, különböző formában rendelkezésre álló meteorológiai és rovaradatokból adattárházat hoztunk létre, amely segítségével lehetővé válik az adatok különböző szempontok szerinti elemzése. Az adattárház összeállításánál törekedtünk arra, hogy a helyi mikrokörnyezet minél kevésbé befolyásolja az eredményeinket.

A hosszú idősorok ábrázolására, az éven belüli és a hosszú távú tendenciák szemléltetésére háromdimenziós vizualizációs módszert dolgoztunk ki.

A különböző diverzitási-indexeket összehasonlítva megállapítottuk, hogy a különböző modelleket használva hasonló eredményt kapunk. Mindegyik modell alkalmas a közösségek szezonális és hosszú távú dinamikájának bemutatására.

A diverzitási-indexek időbeli mintázatait vizsgálva megállapítható, hogy a vizsgált időszakban jelentős diverzitásszerkezeti változások történtek a viszonylag stabil egyedszám és fajszámviszonyok ellenére. A Shannon indexben és más diverzitási mutatókban is határozottan kimutatható a nyári diverzitásemelkedés, valamint egy téli, enyhe diverzitáscsökkenés 1962 és 2006 között.

A szakirodalmakban publikált fajabundancia modellek általában jól illeszkednek a valóságos adatokhoz, amit több példa segítségével is igazoltunk.

Az értekezésben bemutatott példák alapján úgy látjuk, hogy a publikációk többségében ismertett modellek nem biztosítják a teljes átmenetet a geometriai és a pálcatorési modell között. Ezért javasoljuk a bétaeloszlás-modell használatát is, amely jobban megfelel az átmenet biztosítására.

Megállapítjuk, hogy nemcsak az erőviszonyoktól, hanem a közösség egyedszámától is függ az, hogy a rangsort melyik fajabundancia modell írja le a legjobban.

Igazoljuk, hogy a magyarországi éghajlati körülmények között a lepkék fejlődésében négy jól elkülöníthető időszak figyelhető meg. Ezt a megállapítást több statisztikai modellel is alátámasztjuk.

Bizonyítjuk, hogy a lepkék repülési aktivitásának, ennek következtében a befogásnak alsó és felső küszöbértéke van a hőmérséklet függvényében. Több módszerrel is igazoljuk, hogy a hőmérséklet növekedésével (egy határ felett) csökken a lepkék száma és a diverzitásuk is.

A populációdinamika hosszú távú elemzésével bemutatjuk, hogy a lepkék rajzási ideje a vizsgált időszak végére (az utóbbi 44 év alatt) 2-3 héttel korábbra tolódik.

Az éves hőösszeg lineáris kvantilis regressziós vizsgálatával megállapítható, hogy az alacsonyabb százalékok átlépési napjai negatív tendenciát, a magasabb százalékok átlépési napjai pedig pozitív tendenciát mutatnak, ami együttesen a vegetációs időszak hosszának növekedésére utal. Ez összhangban van a lepkék összegyedszám változásában kimutatott szezon előbbre tolódásával.

A lepkebefogási adatok és a napi középhőmérséklet összefüggéseit vizsgálva megállapítottuk, hogy a napi középhőmérséklet értékei és a napi diverzitás értékei szorosan korrelálnak egymással, továbbá a hőmérséklet szórása és a diverzitás negatív korrelációt mutat.

Itt is szeretném megköszönni szakmai konzulensemnek, Hufnagel Leventének, valamint Prof. Mészáros Zoltánnak a biológusi szakmai segítségüket.

## 2. Irodalmi áttekintés

Napjainkra az informatika és alkalmazásainak fejlődése lehetővé tette, hogy óriási mennyiségű adatot halmozzunk fel különböző adatbázisokban. A világ adatmennyisége exponenciálisan nő, nagyjából évente megduplázódik (Adriaans & Zantinge 2002). Megfelelő eszközök (hardver, szoftver, modellek, algoritmusok, stb.) nélkül megoldhatatlan lenne a nagymennyiségű adat feldolgozása, a számunkra fontos információ kiválasztása, megőrzése, illetve a szükségtelen adatok kiszűrése (Detrekői és Szabó 2002). Az adatok gyűjtéséhez és tárolásához már ma is rendelkezünk alkalmas eszközökkel, de az adatok elemzésére és felhasználására még kevés a jól használható módszer (Compieta et al. 2007).

Az informatikai kutatások egyik céljává vált, hogy az egyre duzzadó adathalmazokból a lehető legtöbb hasznos információt lehessen kinyerni (Adriaans & Zantinge 2002).

A nagymennyiségű, eltérő szerkezetű, különböző helyekről származó adatbázisok kezelésére, összekapcsolására, az adatok szűrésére, kiértékelésére és megjelenítésére (vizualizációjára) az 1980-as évek végén jelent meg az adatbányászat (data mining) és szerepe azóta egyre jobban nő (Han & Kamber 2004).

Az adatbányászat segítségével az adatbázisokból – a gyakorlatban is jól hasznosítható – rejtett információkat, összefüggéseket, szabályszerűségeket, mintázatokat nyerhetünk ki (Fajszi et al. 2010). Azért, hogy az adatbányászat folyamatát megkönnyítsük, első lépésként kiválasztjuk a kutatásunkhoz szükséges releváns adatokat (Adriaans & Zantige 2002), vagyis adattárházat (adatpiacokat) hozunk létre (Han & Kamber 2004). Ennek során az adatbázisok egyesítését és szűrését is elvégezzük (Bogdanova & Georgieva 2008).

Az adattárház összeállítása után lehetővé válik, hogy az adatok között keressünk, a kapott információkat különböző szempontok szerint kiértékeljük, azokon elemzéseket végezzünk. Az adatok elemzésének legelterjedtebb módszere a leíró statisztika, de egyre gyakrabban alkalmazzák a klaszteranalízist, a regresszió-elemzést és a mesterséges neurális hálókat is (Fajszi & Cser 2004, Han & Kamber 2004).

Az adatbányászat szempontjából érdemes az adatokat (rekordokat) egy többdimenziós tér pontjainak tekinteni, így meghatározható a közöttük lévő távolság. A közeli rekordok nagyon, míg a távolabbiak kevésbé hasonlítanak egymáshoz (Adriaans & Zantige 2002).

Az adatbányászatban, adatelemzésben egyre nagyobb szerepet kapnak a háromdimenziós grafikus módszerek, az on-line elemző feldolgozások (Böhlen et al. 2003), valamint a felhasználócentrikus, interaktív eljárások (Compieta et al. 2007).

Az adattárházak jelentős része időben változó értékek vagy események sorozatát tartalmazza. Az ezeken végzett vizsgálatokat Han és Kamber (2004) foglalták össze: trendek, ciklikus- és szezonális változások, valamint szabálytalan vagy véletlen mozgások. Az idősorok ábrázolására általában kétdimenziós grafikonokat használnak, ahol mindegyik adatpont ugyanazon változók értékeit reprezentálja különböző időpillanatban, egy időtengely mentén (Fajszi et al. 2010). Ezzel szemben Gimesi (2008) egy háromdimenziós ábrázolási módszert ismertet.

Az adatbányászat utolsó, de fontos állomása a kapott eredmények minél szemléletesebb megjelenítése. Mivel az emberi gondolkodáshoz közelebb áll a képi megjelenítés, ezért a számítási eredmények elemzésében segítséget jelent, ha adatainkat könnyebben értelmezhető formában, grafikusán ábrázoljuk (Gimesi 1986, 2004b). Ennek megfelelően az adatbányászat erősen támaszkodik a vizualizációra, mint munkaeszközre (Fajszi et al. 2010). Ehhez kapcsolódva Kopanakis és Theodoulidis (2003) a „vizuális adatbányászat” fogalmat használja, szerintük ez a meglehetősen új módszer jelentősen növeli az adatbányászat hatékonyságát.

Az adatokból származtatható statisztikai értékek, eredmények grafikus ábrázolására általában jól használhatók a hagyományos kétdimenziós diagramok. Emellett a modern szoftverek alkalmasak az adatok térbeli megjelenítésére, a háromdimenziós diagram pedig jól használható a többváltozós adatok vizsgálatára (Fajszi & Cser 2004).

A korszerű és gyors számítástechnikai eszközök segítségével lehetővé vált, hogy az adataink időbeli változásáról animációt készítsünk (Adriaans & Zantige 2002).

Az adatbányászatot kezdetben az üzleti és a gazdasági életben használták, manapság egyre jobban terjednek a biológiai alkalmazások is. Ebben az esetben általában földrajzi információk is kapcsolódnak az adatokhoz. Ilyen módszert ismertet növényzet térbeli elterjedésének vizsgálatához Dlamini (2011), illetve lepkepopulációk dinamikai vizsgálatára Gimesi és Hufnagel (2010).

Bartha (2004), Báldi és Jordán (2004), valamint Bíró és Oertel (2004) szerint hazánkban az adatbányászat még kevésbé feltárt területe az ökológiai kutatás.

## **Térinformatika**

A térinformatikát a szakirodalmak általában nem sorolják az adatbányászat témakörébe, pedig az adatok mennyisége, az adatbázisok mérete, a grafikus információk tárolása és megjelenítése ezt indokolná (Elek 2005). E véleményt képviseli Zentai (2004) valamint Detrekői és Szabó (1995) is, akik szerint a térinformatika egy komplex technológia, amely magába foglalja az információk digitalizálásához szükséges adatbeviteli eljárásokat, azok számítógépes tárolását, ellenőrzését, bővítését, módosítását, elemzését, továbbá a földrajzi helyhez kötött grafikus megjelenítést. Ezt alátá-



masztva Keima és munkatársai (2004) a térinformatikát a „térbeli adatbányászat” kifejezéssel egészítik ki.

Az adatbányászat egyik speciális területének tekinthető a térinformatika, ahol földrajzi helyhez kötött információkat dolgozunk fel (Maguire 1991). A helyhez kötött, térbeli információk feldolgozására használt rendszereket térinformációs rendszereknek nevezzük, és ezek elméletével, feldolgozásával foglalkozó tudomány a térinformatika (GIS – Geographical Information System) (Varga 2007).

Ahogy az adatbányászatban, úgy a térinformatikában is fontos szerepe van az időnek (Peuquet 1999), hiszen ugyanarról a helyről, ugyanarról az objektumról többször is gyűjthetünk adatokat, így azok történetét, időbeli változását is nyomon követhetjük. Azokat a rendszereket, ahol az időbeli változásokat követik, monitoring rendszereknek nevezzük (Detrekői & Szabó 2002).

A térinformatika története szorosan kapcsolódik a térképészet és a számítástechnika fejlődéséhez (Detrekői & Szabó 1995), ami a hagyományos (alfa-numerikus) adatfeldolgozással és adatábrázolással, valamint a tematikus térképek használatával kezdődött. Az első rendszert az 1960-as évek elején fejlesztették ki nagy számítógépes környezetben, FORTRAN programozási nyelven (Clarke, 2001).

Az 1990-es évekre – a térinformatika fejlődésében – jelentős változást hozott a PC-k valamint az ezekre készült alkalmazások (például az ARC/INFO vagy a GRASS) megjelenése és nagyarányú elterjedése (Clarke, 2001).

A térinformatika alkalmazási köre fokozatosan bővült. Kezdetben katonai, majd közmű- és közlekedési cégek használtak térinformációs rendszereket. Manapság megjelent a környezetvédelemben valamint különböző biológiai területeken is. Tózsza (2001) által összefoglalt klasszikus alkalmazások mellett egyre gyakrabban használják meteorológiai (Gimesi 2006b), illetve biológiai (Demšar 2007, Gimesi & Hufnagel 2010, Nagy et al. 2007) adatok elemzésében is.

A térinformatika világszerte egyre inkább az informatikai infrastruktúra részévé és ezzel együtt a stratégiai döntések meghozatalának eszközévé válik (Detrekői és Szabó 2002).

Korábban – az egyszerűségük és a könnyebb ábrázolás érdekében – kétdimenziós modelleket használtak. Azonban világunk háromdimenziós, ezért ma már a valós világ leírására egyre gyakrabban alkalmaznak háromdimenziós (3D) modelleket (Yang et al. 2010). Ezek közül a legelterjedtebbek a digitális magasságmodellek (DEM – Digital Elevation Model):

- Digitális terepmodell (DTM – Digital Terrain Model), amely a felszín topográfiáját ábrázolja a természetes (pl. növényzet) és mesterséges (pl. építmények) objektumok nélkül.

- Digitális felszíni modell (DSM – Digital Surface Model), amely a felszín topográfiáját ábrázolja a természetes és mesterséges objektummal együtt.

E modellek egy földrajzi helyhez kötött adatot háromdimenziós koordinátarendszerben írnak le, ahol az  $x$  és  $y$  koordináták a föld felszínén mért vízszintes értékek (pl. EOVS koordináták), vagy távérzékeléssel készült képek koordináta értékei. A  $z$  koordináta a magasságot jelenti, általában valamilyen viszonyítási ponthoz (pl. tengerszint) képest (Yang et al. 2010).

Az adatgyűjtés (mintavételezés) során jól meghatározott (különböző térben) helyekről történik a mintavételezés, vagyis a felszín minden egyes pontjáról nem rendelkezünk információval. A kiértékelésnél, a felszín ábrázolásánál azonban nemcsak a mérési helyek információira lehet szükség, hanem következtetnünk kell olyan helyek adataira is, ahol nem történt mintavételezés (Gimesi, 2004b). Ehhez a szakirodalmak a rácshálós módszert alkalmazzák, amely lényege, hogy a domborzatot szabályos területekre (háromszögekre, négyszögekre) osztják fel. Az elemi területek csúcspontjai egy pontmátrixot alkotnak. E pontok koordinátáinak meghatározásához (az ismert adatok alapján) térbeli interpolációs eljárásokat alkalmaznak (Hengl & Evans 2009). Steiner (1990) a következő interpolációs lehetőségeket ismerteti: statisztikai függvények, 3D evolúciós algoritmusok, neurális hálózatok, Fuzzy algoritmusok, fraktálok.

A térinformatika elengedhetetlen kelléke a vizualizáció, a képi megjelenítés, ami megkönnyíti az információ felhasználását és az abban rejlő összefüggések felismerését (Keima et al. 2004), ezzel segítve a döntéshozást (Bogdán és Márkus, 2004). Ebben az esetben is a háromdimenziós alkalmazások (megjelenítések) térhódítása figyelhető meg (Spark & Williams 1996).

## **Biológiai adatok**

A dolgozatban ismertetett ökológiai jelenségek bemutatására, a közösség szerkezetének változására a *Lepidoptera* rendet választottuk. Ezt elterjedésük, fajgazdagságuk, jelentős egyedszámuk, a rendelkezésre álló jelentős mennyiségű és több éves megfigyelésből származó adatsoruk is indokolja. Ezen kívül a lepkék jó indikátorok, mivel a környezeti hatások megváltozására érzékenyen reagálnak (Hufnagel et al. 2008).

Arra nincs esélyünk, hogy egy élőhelyen minden egyes egyedet megszámláljunk, ezért a populáció becslését mintavétel alapján végezhetjük el (Southwood 1984).

Az éjjeli repülő rovarok egyik legelterjedtebb mintavételi (gyűjtési) módszere a fénycsapdázás. Ezt a módszert Williams (1935) kísérleteit követően kezdték alkalmazni. Hazánkban 1940-től használnak fénycsapdákat, majd 1952-ben kezdték el a világviszonylatban is egyedülálló csapdahá-

lózat kiépítését (Jermy 1961, Nowinszky 2003a). Mára a magyarországi fénycsapda-hálózatot egységesen Jermy-típusú fénycsapdákkal szerelték fel.

Munkánk során az Országos Növényvédelmi és Erdészeti fénycsapda-hálózat adatait használtuk, itt az első fénycsapdákat 1961-ben telepítették (Szontagh 1975). Ezek a csapdák egész évben működnek, kivéve azokat a napokat, amikor a hőmérséklet nem emelkedik 0 °C fölé, vagy a területet összefüggő hótakaró borítja (Nowinszky 2003a).

A Jermy-típusú fénycsapdát (1. ábra) földbe ásott rúdra erősítik úgy, hogy a fényforrás 200 cm magasra kerüljön. A fényforrás 100 W-os normál izzó, amelynek színhőmérséklete 2900 °K. A lámpa alatt tölcser helyezkedik el, erre alulról csavarmenettel rögzítik az ölöszerkezetet, amelybe kloroformot öntenek. A szerkezet úgy van kialakítva, hogy a befogott rovar (az erős zsíróldó hatása miatt) ne érintkezzen az ölüanyagként használt kloroformmal (Nowinszky 2003b).

A fénycsapdás befogások hatásfokát rontja (azaz csökkenti a befogások számát) a fényszennyezés (Conrad et al. 2006). A szerzők a mesterséges fényszennyezés növekedését okolják a molylepkék egyedszámának jelentős csökkenéséért. Megállapítják, hogy az intenzív mezőgazdaság és erdőművelés is jelentősen csökkenti az egyedszámot.

Egyes fajok esetében a holdfázisok jelentős hatással vannak a fénycsapda befogásokra, míg más fajokat ez nem befolyásol (Nowinszky 2003h, Wolda et al. 1998).

A populációdinamikai vizsgálatok céljára azok a fénycsapdák a legalkalmasabbak, amelyek hosszú ideje üzemelnek megszakítás nélkül, azonos helyen (Nowinszky 2003c).



*1. ábra. Jermy-féle fénycsapda Püspökladányban (Erdészeti Tudományos Intézet 2010)*

A különböző abiotikus tényezők hatása miatt célszerű az összes fénycsapda adatot felhasználni. Ezzel elérhető, hogy a különböző befogási helyeken fellépő, a befogás számát módosító hatások kiegyenlítsék egymást (Nowinszky 2003c).

## Adatbázis

Ahhoz, hogy a lehető legpontosabban meg tudjuk határozni egy adatsorban a bekövetkező változásokat és azok tendenciáit, a lehető leghosszabb idősorra (napi adatsorra) van szükségünk. Az adatgyűjtés minél nagyobb földrajzi területet fedjen le, és mindenhol azonos módszerrel történjen. E feltételnek az Országos Növényvédelmi és Erdészeti fénycsapda-hálózat adatsora megfelel (Hufnagel et al. 2008).

A nagy mennyiségű, több forrásból származó adatokat adatbányászati módszerekkel dolgozhatjuk fel, ahol első lépésként az adatbázisokból adattárházat hozunk létre (Böhlen 2003, Fan 2009, Han & Kamber 2004, Keim 2004). Ez a folyamat magába foglalja az adatbázisok egyesítését és szűrését (Bogdanova & Georgieva 2008).

Az adatbázisok egyesítésével egy olyan adatstruktúrát hozhatunk létre, amely biztosítja a több szempont szerinti adatelérést. Ehhez a legalkalmasabb struktúra az  $n$  dimenziós adatkocka (Euler 2005, Gray et al. 1997).

Az adattárház létrehozásával egy időben az automatikusan elvégezhető szűréseket is végrehajthatjuk. Ez a művelet az előfeldolgozás (Kennedy et al. 1998, Pyle 1999), amelynek során eltávolítjuk az automatikusan észlelhető hibás adatokat is. Az ezeken felüli hibás adatok kiszűrése csak emberi közreműködéssel, interaktív módon valósítható meg (Han & Kamber 2004).

Az adatbázisokban előforduló extrémumok szűréséhez, a hiányzó adatok pótlásához és az adatsorban lévő ingadozások csökkentéséhez a mozgóátlag módszert lehet használni (Heuvelink & Webster 2001), ami egyben az idősor simításának felel meg (Han & Kamber 2004).

## Adatok megjelenítése

Az emberi gondolkodáshoz közelebb áll a képi megjelenítés, mint a nagy, numerikus adatokat tartalmazó táblázatok, amelyek ugyan pontos információt adnak, de nehezen kezelhetők, és az összefüggések bemutatására sem alkalmasak (Gimesi 1986, Gimesi 2004b). A számítási eredmények elemzésében segítséget jelent, ha adatainkat könnyebben értelmezhető formában, grafikusan jelenítjük meg. Például a csapadékváltozás szemléltetésére találhatunk módszereket AntoniĆ és munkatársai (2001), Dibike és Coulibaly (2006), Gong és munkatársai (2004) valamint Menzel & Bürger (2002) szerzőktől, akik az idősorokat kétdimenziós grafikonok segítségével szemléltetik. Ezeket az ábrázolási módszereket elemezve azt tapasztaljuk, hogy nem nyújtanak kellő információt a változásról, ugyanis az éves tendenciából semmilyen következtetés nem vonható le a szezonális (napi, havi) változásra. Abban az esetben, ha a szezonális változásból szeretnénk információt kapni az éves tendenciára, akkor – egy 100 éves idősor esetén – kezelhetetlen mennyiségű (100 db) grafikont kellene egyszerre használnunk (Gimesi 2008).

A Gimesi (2008, 2009) által publikált 3D idősor ábrák együtt szemléltetik az éves és a szezonális változásokat.

Mulligan (1998) egy hasonló ábrázolási módszert használt a vegetáció (növénytakaró) szezonális változásának szemléltetésére. A szerző megjegyzi, hogy a módszer rövid és hosszú távú tendenciák szemléltetésére is alkalmas.

Marchiori és Romanowski (2006) a rovarbefogási adatok vizualizációjára szintén 3D-s ábrát használtak. Egyéves adatsort vizsgáltak, ahol óránkénti idősor állt rendelkezésükre. Ezeken az ábrákon jól látható a különböző fajok napszakonkénti aktivitása.

A 3D idősorokat a térinformatikában (GIS) használatos háromdimenziós felületmodellből származtathatjuk, ahol az  $x$  és  $y$  koordináták a földrajzi helyeket, míg a  $z$  koordináta nem a magasságot, hanem az adott földrajzi helyen mért valamilyen mennyiséget (pl. csapadékot) jelenti. Ilyen GIS alkalmazásokat ismertetnek ökológiai adatsorokra Harris és munkatársai (2009), Hjort és Luoto (2010), valamint Oxley és munkatársai (2004) is.

## **Diverzitás**

A biológiai diverzitás elsősorban a fajoknak egy adott területre és időszakra vonatkozó változatosságát jelenti. Vizsgálhatunk faj, genus, genetikai diverzitást, de beszélhetünk epidemiológiai vagy népesség diverzitásról is (Izsák 1994, Izsák & Juhász-Nagy 1984).

A diverzitás jellemzésére számos módszert dolgoztak ki, amelyeket Tóthmérész (2001) alapján a következőképpen csoportosíthatjuk:

- fajszám,
- diverzitási mutatók,
- klasszikus diverzitási statisztikák,
- diverzitás skálafüggő jellemzése,
- mozaikosság, mintázat szerepe ( $\beta$ -diverzitás),
- térsorozati elemzések.

A diverzitási-indexek (diverzitás mérőszámai) a fajgyakoriságok vagy faj előfordulási valószínűségek halmazára értelmezett számszerű függvények (Izsák 2001). Tehát egy életközösség diverzitása – ökológiai értelemben – a fajok számának és abundanciájának valamilyen függvénye. A diverzitási-indexek azonban nem adnak információt az egyedek térbeli elhelyezkedéséről, ami legalább annyira jellemezheti a populációt, mint a fajok száma, vagy a diverzitás (Menhinick 1962).

Diverzitási mérőszámként nagyszámú függvényt alkalmaznak a statisztikus ökológiában (Dewar & Porté 2008, Izsák 2001, Mishra et al. 2009, Sipkay et al. 2005, Tóthmérész 1997). A pub-

likációkban leírt különböző diverzitási-indexek egy adott fajközösség diverzitását más és más oldalról mutatják be. Általános tapasztalat, hogy nagyszámú állat- vagy növényközösség különböző indexszel mért diverzitása jelentős pozitív korrelációt mutat. Ennek fő oka az indexek nagyfokú érzékenysége a legnagyobb egyedszámú faj változására. Az indexek ugyan eltérő mértékben, de függenek a mintanagyságtól is (Ibáñez et al. 1995). Ugyanakkor a többféle diverzitási-index alkalmazását éppen az indokolhatja, hogy azok a diverzitási viszonyokat más-más oldalról világítják meg (Izsák 2005).

A diverzitási függvények bevezetése elsősorban Fisher kezdeményezésére indult el, a múlt század 40-es éveiben. Fisher a valószínűségelméletben, a matematikai statisztika területén és a biomatematikában is maradandót alkotott (Juhász-Nagy 1993). Csak jóval később, a 60-as, 70-es években kezdték felismerni és alkalmazni a diverzitási függvényeket (Fisher 1960, Juhász-Nagy 1993, Margalef 1958, MacArthur 1965).

A különböző diverzitási-indexek eltérően érzékenyek a fajszámra, az eloszlás egyenletességére, vagy például a minta nagyságára (Bartha 2007). Gyakran csak a fajszámmal jellemzik a diverzitást (Bartha 2007), azonban ez az érték a fajok tömegességi eloszlásáról nem mond semmit.

A diverzitással foglalkozó statisztikák kezdetben a fajszám ( $S$ ) és az egyedszám ( $N$ ) viszonyát próbálták figyelembe venni. Mivel a fajszám és az egyedszám aránya nem lineáris, ezért olyan megoldásokat kerestek, ahol a számláló és a nevező között lineáris, vagy közel lineáris a kapcsolat, például:  $S / \log N$  (Tóthmérész 2001). Ezek egyszerű, könnyen kezelhető diverzitásmutatók, de nem veszik figyelembe a fajok mennyiségi eloszlását.

Manapság olyan diverzitásfüggvényeket használnak, amelyek figyelembe veszik a közösség abundanciáját, dominanciáját és az egyes fajok előfordulási valószínűségét (Izsák 2001).

Tóthmérész (1997) megjegyzi, hogy a diverzitási-indexek közül egy vizsgálathoz többet is lehet alkalmazni.

Pozo és munkatársai (2008) hároméves lepkebefogási adatok alapján megállapítják, hogy diverzitási csúcsok és mélypontok mind a száraz, mind az esős időszakban megjelennek. Továbbá megjegyzi, hogy fajok számának növekedéséből nem következik szükségképpen a diverzitás növekedése.

A publikációk elsősorban a Shannon-féle diverzitási-indexet használják (például: Arnan és munkatársai 2009, Balog és munkatársai 2008, Chefaoui & Lobo 2008, Kevan 1999, Skalskia & Pośpiech 2006). Bakalem és munkatársai (2009) nagyszámú egyed esetén a Shannon indexet tartják a legjobbnak, mivel viszonylag független a mintavétel területétől. Ez az oka annak, hogy elsősorban mi is ezt az indexet alkalmaztuk a populációk vizsgálatához.

## Fajabundancia-modellek

A nagy szakirodalommal rendelkező fajdiverzitás vizsgálatok mellett felmerült az igény a fajabundancia-modellek kidolgozására (Izsák & Szeidl 2009), azaz annak vizsgálatára, hogy a fajok milyen egyedszámban (tömegességben) vesznek részt a vizsgált közösségben (Bartha et al. 2007, Magurran 1988). A mennyiségi eloszlást a publikációkban gyakran nevezik textúrának (Bartha et al. 2007).

A modellek abból a feltevésből indulnak ki, hogy ha egy faj (közösség) nagyobb forráshoz (tápanyag, élettér, stb.) jut, akkor nagyobb egyedszámban is jelenik meg (Izsák & Szeidl 2009). A szerzők általában egy adott populációt vizsgálnak egy meghatározott időintervallumban, és az így kapott eredményekhez keresnek megfelelő modellt (Whittaker 1972).

Whittaker (1972) szerint a rangsor információt nyújt a fajok erőviszonyáról. Amelyik faj tömegesebb, az nagyobb eséllyel küzd a források megszerzéséért, dominánsabb a versenyben, és fontosabb a szerepe a társulás felépítésében. A textúra vizsgálatok arra keressük a választ, hogy mennyire egyenletes a mennyiségi eloszlás a fajok között (Bartha et al. 2007), vagyis a rangsor változása jelzést ad az adott közösség változásáról. Bartha és munkatársai (2007) több példát is bemutatnak a rangsor időbeli változásáról.

Az ökológiával foglalkozó publikációk elsősorban három alapmodellt említenek: geometriai, lognormális és pálcatörési modelleket (Aoki 1995, Bartha et al. 2007, Dunbar et al. 2002, Kobayashi 1985, Saldaña & Ibáñez 2004, Skalskia & Pośpiech 2006). Preston (1948) szerint számos, sokfajú közösség esetében a lognormális abundanciamodell jól közelíti a fajeloszlást. Ezzel szemben Southwood (1984) a fajabundancia viszony egyenletességére (rangsorára) a geometriai, logaritmusos, lognormális és MacArthur féle pálcatörési modellt említi. Erre a következtetésre jutott May (1975) is elméleti alapon.

Egy másik felosztás szerint megkülönböztetünk pálcatörési és rokon modelleket, valamint lognormális és gammaeloszlás modelleket (Izsák & Szeidl 2009).

A pálcatörési modelleknél a forrásmennyiséget egy egységnyi hosszúságú pálca jelképezi, amit különböző szabályok szerint tördelünk el. Ezután a pálcadarabokat (fajokat) méret szerint csökkenő sorba rendezve kapjuk meg a fajok tömegességi rangsorát. Minden egyes faj (pálcadarab) esetében meghatározzuk, hogy azok az összegyedszám (egységnyi hossz) hányad részét adják. Az így kapott értékeket logaritmusos skálán ábrázolva megkapjuk a fajok gyakorisági grafikonját (Ibáñez et al. 1995, Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors 2009, Whittaker 1965).

MacArthur (1957) a madárfajok eloszlásának modellezésére több eloszlási modellt is ismertetett. E modellek egyikét szokás szimultán pálcatorési modellnek, vagy MacArthur-féle modellnek nevezni (Izsák & Szeidl 2009).

A fajabundancia modellalkotás területén jelentős lépés volt annak felismerése, hogy nagyobb taxonok esetében a fajabundancia lognormális eloszlású (Izsák & Szeidl 2009, Whittaker 1965). Preston (1948) szerint számos, sokfajú közösség esetében a lognormális abundanciamodell jól közelíti a fajeloszlást. Ezzel szemben Fisher és munkatársai (1943) a sokfajú mintára gammaeloszlási modellt alkalmaztak.

Ibáñez és munkatársai (1995) valamint Magurran (1988) megállapítják, hogy a rangsormodellek szekvenciális sorrendje a geometriai modellel kezdődik, ahol néhány domináns faj uralja a közösséget, a többi faj pedig nagyon ritka. A sort a szimultán pálcatorési modell zárja, ahol a legigazságosabb az erőforrások elosztása.

E modellek esetében fontos megjegyezni – mivel a fajoknak eltérő a rajzási időpontja –, a vizsgált időintervallum hosszának növelésével nő a fajok száma, egyre kiegyenlítettebbé válnak a fajok közötti tömegarányok (Bartha 2007, Bazzaz (1975), Southwood 1984).

### **Lineáris kvantilis regresszió**

A diverzitási-indexek és a fajabundancia modellek mellett használják a kvantilis regressziót is, amely hatékony eszköz a változások szemléltetésére (Cade et al. 2005, Helmus et al. 2007). A lineáris kvantilis regresszió egyszerűen szemlélteti a bekövetkező változások arányát, és segítségével olyan összefüggések is felfedezhetők, amelyek a tradicionális statisztikai módszerekkel nem (Chamailé-Jammes et al. 2007).

A kvantilis regresszió esetén a mérési adatok adott hányadának (például: 10, 20, 30%-os) változásait szemléltetjük. Hasonló elemzéseket ismertet Austin (2007), Anderson (2008), Cade és Noon (2003) valamint Koenker és Hallock (2001) is.

Kovács és munkatársai (2009) populációdinamika szemléltetésére, míg Chamailé-Jammes és munkatársai (2007) éghajlatváltozás bemutatására használtak lineáris kvantilis regressziót.



## Környezeti hatások

Az ökológiával foglalkozó munkák kivétel nélkül megegyeznek abban, hogy a környezeti (abiotikus) változások hatással vannak az élővilágra.

A befogott lepkék száma nagymértékben függ több biotikus és abiotikus környezeti tényezőtől. A különböző környezeti hatások természetesen nem egymástól függetlenül, hanem együtt, esetleg egymással kölcsönhatásban jelennek meg (Nowinszky 2003d).

A fénycsapdázást befolyásoló néhány, fontosabb környezeti tényező Nowinszky (2003g) alapján:

### 1. abiotikus környezeti tényezők:

- a fénycsapda típusa, elhelyezése, a fény spektrális összetétele és intenzitása, az alkalmazott ölüanyag (Nowinszky 2003e),
- a Nap hatása (naptevékenység, a Földre jutó különböző hullámhosszú elektromágneses sugárzás, valamint egyéb, a naptevékenység hatására a Földön, elsősorban a légkörben bekövetkező változások) (Kúti et al. 2010, Nowinszky & Puskás 2003a, Wilcox et al. 1974),
- a kozmikus sugárzás (Nowinszky & Tóth 1992),
- a Föld mágneses tere (Nowinszky et al. 2003b),
- az egyéb fényhatások, fényszennyezés (Nowinszky 2003f),
- lokális és szinoptikus időjárási folyamatok (Nowinszky et al. 2003),

### 2. biotikus tényezők:

- a környezetben jelenlévő populációk (pl. ragadozók) egyedszáma,
- növényzet fajszáma és azok fenológiai állapota,
- a különböző fajok csapdainger iránti érzékenysége, vagilitása és repülési aktivitása,
- mezőgazdasági tevékenységek (Györffy 2001).

A publikációk jelentős része (Nowinszky 1977, Persson 1976, Rácz & Bernáth 1993, Williams 1962) elsősorban az időjárás elemeit és azok együttes hatását vizsgálták.

Hazánkban az 1950-es évek végétől vizsgálják a befogott egyedek és az időjárás-elemek összefüggéseit. Nowinszky és munkatársai (2003) több szerző műve alapján arra a következtetésre jutottak, hogy a repülési aktivitás szempontjából alapvető szerepe van a hőmérsékletnek, ami a rovarok élettani sajátosságából következik. Ezt a feltételezést támasztja alá többek között Kádár és Erdélyi (1991), valamint Schmera (2002) is.

Taylor (1963) igazolta, hogy a repülésnek és ennek következtében a befogásnak, a hőmérséklet függvényében alsó és felső küszöbértéke van. Azaz az alsó küszöb alatt és a felső felett a rovarok inaktívak. (Ami természetesen fajonként eltérő.) Az időjárás változása az egyes fajokra különbözőképpen hat. Vannak fajok, amelyek száma jelentősen visszaesik, míg mások (ugyanebben az időszakban) növekedést mutatnak (Árnyas et al. 2004).

A csapadék hatásának megítélése szempontjából nem egységes a kutatók álláspontja. Többségük szerint az eső gátolja a repülési aktivitást, így a befogások számát. Azonban több megfigyelés azt támasztja alá, hogy egyes fajok befogási száma nőtt az esőben, vagy az esőzés során ugyan csökkent, de azt megelőzően (feltételezhetően a légnyomásváltozás következtében) viszont nőtt. Mérési eredmények támasztják alá, hogy zivatar előtt a befogás szignifikánsan nőtt, azonban zivatar alatt mintegy felére csökkent (Nowinszky et al. 2003).

Az eső jelentőségét elsősorban trópusi éghajlat esetén emelik ki (Froehlich 2000), de egyes szerzők itt is a hőmérséklet hatását tartják döntőnek (Caldas 1992).

A szél hatását Kúti és Puskás (2002) vizsgálta. E szerint az erős szél minden esetben gátolja a repülést, a szél csillapodásával (a következő éjszakán) a befogott példányszám viszont növekedett.

Kúti és munkatársai (2010), Nowinszky és Puskás (2003a) valamint Wolda és munkatársai (1998) felvetik, hogy a populációdinamikára a különböző csillagászati események (naptevékenység, holdfázis, stb.) is hatással vannak.

## **Szezonális változás**

Schmera (2002) fénycsapdával befogott rovarokat vizsgált májustól októberig. A szezonális függés bemutatásához a faj-rangsor ábrát, a Rényi-féle diverzitási-indexet és az összegzett valószínűségi indexet (right tail sum) használta.

Szabó és munkatársai (2007) 8 év alatt befogott nagylepkek faunájának változását vizsgálva állapítják meg a faj- és egyedszám szezonális függését.

Wolda és munkatársai (1998) fénycsapdával, különböző földrajzi helyeken befogott rovarok évenkénti szezonális változását ismertetik, és összefüggéseket keresnek az időjárási paraméterekkel. Megállapítják, hogy a legtöbb fajra trópusi környezetben is jellemző a szezonális változás, ami az egymást követő években hasonló mintázatot mutat. Ezt erősíti meg Caldas (1992) is, aki egy egyéves adatsor alapján a szezonális függést a csapadékváltozással magyarázza, bár a hőmérsékletet nem is vizsgálja.

Fisher és munkatársai (1943) Angliában, fénycsapdával befogott Macrolepidoptera négyéves idősorát vizsgálták áprilistól októberig. A fajszám, az egyedszám és a Fisher's alpha diverzitás értékek grafikonon történt ábrázolásával szemléltetik a szezonális változást.

Reynolds és munkatársai (2001) kis angliai tavakban vizsgálták a szezonális és környezeti változások hatását a fitoplankton abundanciában bekövetkező változásokra.

Behnke és munkatársai (2001) szerint a fajok szezonálításának egyik oka az élelem elérhetőségének idényjellege.

Kimura és munkatársai (2008) Japánban, Trichoptera fajokat vizsgálva, megállapítják a szezonális függést, valamint az abundancia és a hőmérséklet jelentős korrelációját, annak ellenére, hogy az általuk megfigyelt rovarok abundancia maximuma szeptemberben, a hőmérséklet maximum viszont augusztusban jelentkezik.

A felsorolt munkák a szezonális változás bemutatására hagyományos, kétdimenziós idősorgrafikonokat használnak. Ettől eltérő módszert alkalmaz Marchiori és Romanowski (2006). Ők lepkbefogások alapján vizsgálták évszakonként a fajabundancia rangsort. Sajnos, a viszonylag kevés befogott egyed miatt szignifikáns különbséget csak a nyári időszakban tudtak kimutatni.

Schmera (2002) havonkénti rangsor segítségével igazolta a szezonális függést.

A szezonálítás bemutatására több szerző is a diverzitási-index eloszlást használja. Például Bakalem és munkatársai (2009) az eloszlást öt intervallumra osztják: rossz, szegény, mérsékelt, jó és magas. Relini és munkatársai (2006), Wang és munkatársai (2006), valamint Welsh és munkatársai (2008) a kevert eloszlást normális eloszlások összegével közelítik, és a normális eloszlás várható értékének helyét magyarázzák különböző paraméterek alapján. Southwood (1984) szerint az eloszlásgörbék szélességét a források befolyásolják. Roughgarden (1974) matematikai alapon igazolta, hogy a görbe alakját a tömörülés befolyásolja, vagyis a diverzitási értékek különböző gyakorisága.

Lomelí-Flores és munkatársai (2010) a szezonális függés bemutatása mellett felhívják a figyelmet arra, hogy a tápanyagként szolgáló növények és az ellenségek száma is szezonális függő, ami megnehezíti az adatok kiértékelését.

## **Klímaváltozás**

A környezeti hatások nemcsak az adott évre, hanem a populáció jövőbeni alakulására is hatással vannak, ahogy erre Hufnagel és munkatársai (2008) is utalnak. Ezért a szezonális változás mellett számos publikáció foglalkozik a hosszú távú tendenciákkal és a klímaváltozás hatásaival. A szerzők ebben az esetben is elsősorban a hőmérséklet hatását emelik ki. Tobin és munkatársai (2008) szerint a hőmérséklet növekedésével nő a kártevő rovarok száma, aminek jelentős ökológiai és gazdasági következményei lehetnek.

A klímaváltozás miatt bekövetkező hőmérséklet növekedésével a délebben élő fajok északabbra vonulnak (Virtanen & Neuvonen 1999). A szárazföldi fajok 10 évenként átlagosan 6,1 km-rel tolnak a sarkok felé, illetve 6 m-rel feljebb a hegyekben (Parmesan & Yohe 2003).

Williams és Liebhold (2002) felhívja a figyelmet arra, hogy már relatív kis klímaváltozás is hatással van a rovarokra. Williams (1940) kimutatta az időjárás hosszú távú hatását a populáció változására, és a rövid távú hatását az aktivitásra.

A növénytársulások esetében Bartha és munkatársai (2007) arra a következtetésre jutottak, hogy a klímaváltozás a degradációhoz, illetve a közösségek stabilitásának csökkenéséhez vezethet.

A klímaváltozás hatása mellett az állatközösségek diverzitását kialakító és befolyásoló tényezők egyik legfontosabb eleme az élőhelyek szerkezetének változása, amely következtében megváltoznak a forrás-hozzáférési viszonyok. E változásban döntő szerepe van az emberi környezet-átalakításnak (Horváth & Castellanos 2006) és az urbanizációnak (Magura et al. 2006).

A jövőbeli állapotok becslésére használható módszer a területi analógiák keresése (Horváth 2008). Ez a módszer meteorológiai adatokra jól működik. Ökológiai struktúrák esetében az analóg terület meghatározása sokkal körülményesebb, mivel a közösségek dinamikája a klímaadatokon kívül más hatásoktól is függ. Az analóg területek keresésének egyik lehetséges módszere a különböző földrajzi helyek diverzitási-indexei eloszlásának összehasonlítása (Moktan et al. 2009).

### 3. Az alkalmazott módszerek

Az értekezésben ismertetett módszerek nemcsak az ökológiai változások bemutatására alkalmasak, ennek szemléltetésére e fejezetben többféle adatot fogunk felhasználni.

Az eredményeink kiszámításához és a megjelenítéséhez Visual Basic nyelvű programokat készítettünk. Azért ezt a programozási nyelvet választottuk, mert segítségével könnyen lehet Excel és Access adatokkal dolgozni.

A programmal kapott numerikus adatok megjelenítésére az AutoCAD (Autodesk Inc.) és az ArcGIS (GIS by ESRI) programokat is felhasználtuk.

#### 3.1. A vizsgált adatok és adatbázisok szerkezete

Az Országos Növényvédelmi és Erdészeti fénycsapda-hálózat adatait dBase formában kaptuk meg. Feladatunk volt, hogy az ebben a formában nehezen feldolgozható adatokból egy olyan adatbázist hozzunk létre, amely lehetővé teszi az egyszerű, általános formátumú adatelérést, így megteremtve a további kutatásokhoz (nemcsak ezen értekezéshez) nélkülözhetetlen adatbázist (Gimesi & Hufnagel 2010).

##### 3.1.1. Lepkeadatbázis

Az Országos Növényvédelmi és Erdészeti Fénycsapda-hálózat adatait az adatbányászat módszereit alkalmazva dolgoztuk fel. Első lépésként – a publikációk alapján (Böhlen 2003, Fan 2009, Han & Kamber 2004, Keim 2004) – a rendelkezésre álló adatbázisokból adattárházat hoztunk létre. Ez a folyamat magába foglalja az adatbázisok egyesítését és szűrését (Bogdanova & Georgieva 2008).

##### Adatbázisok egyesítése

A kiindulási (fénycsapda befogási) adatok csapdánként külön adatbázisokban található, amelyek rekordszerkezete a 2. ábrán látható.

*Adatok*

SORSZ	CSAPDA	K_KOD	A_EV	A_HO	D1	D2	.....	D31	FELV	FIDO	JEL	IDO
:	:	:	:	:	:	:	.....	:	:	:	:	:

2. ábra. Az eredeti adatok rekordszerkezete

Az adatbázisban a következő mezők találhatók:

- SORSZ – a mérés sorszáma,
- CSAPDA – csapdakód,
- K\_KOD – lepkekód,
- A\_EV – befogás éve,
- A\_HO – befogás hónapja,
- D1 – D31 – naponként befogott egyedszám,
- FELV – az adatrögzítő neve,
- FIDO – az adatrögzítés ideje,
- JEL – jel,
- IDO – az adatrögzítés időpontja.

A 2. ábrán bemutatott táblához kapcsolódik a 3. ábra, amely a csapda és a faj adatbázis rekordszerkezetét mutatja be.

CS_KOD	CS_NEV	MENT
:	:	:

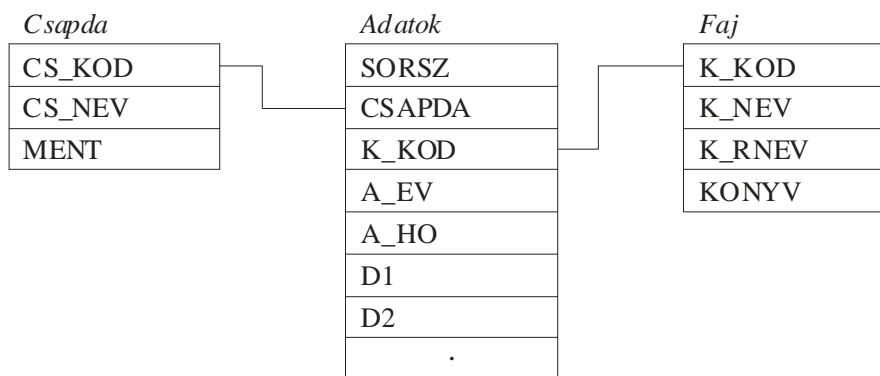
K_KOD	K_NEV	K_RNEV	KONYV
:	:	:	:

3. ábra. A csapda és a faj adatok rekordszerkezete

A táblákban található mezők:

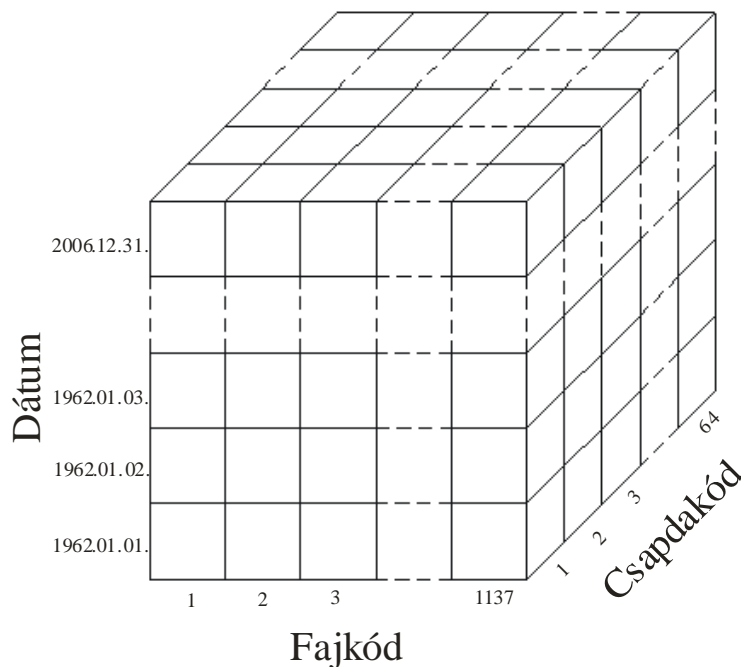
- CS\_KOD – csapdakód,
- CS\_NEV – a csapda neve,
- MENT – egy logikai érték,
- K\_KOD – lepkekód (fajkód),
- K\_NEV – a faj neve,
- K\_RNEV – a faj rövid neve,
- KONYV – könyv szerinti név.

A 2. és a 3. ábrán bemutatott táblák (rekordok) relációs kapcsolatát szemlélteti a 4. ábra.



4. ábra. Az adattáblák relációs kapcsolata

Az adatbázisok egyesítésével egy olyan adatstruktúrát hoztunk létre, amely biztosítja a csapdakód, a lepke-fajkód, és a dátum szerinti keresést. Ehhez a legalkalmasabb struktúra az 5. ábrán látható 3 dimenziós adatkocka. A kocka dimenziói: idő, csapdakód, fajkód. Egy elemi kocka tartalmazza valamely meghatározott napon, adott csapdában befogott faj darabszámát.



5. ábra. Az adatkocka

A gyorsabb adatelérés és a későbbi grafikus ábrázolás érdekében a feladat megoldásához az idő dimenziót felosztottuk évre és napra, így ténylegesen egy 4 dimenziós adatkockát használtunk.

A nap sorszámának meghatározásánál – az egységesítés érdekében – az éveket 365 naposnak vesszük, vagyis a február 29-i méréseket elhagytuk. Ez nem okoz hibát, mivel a vizsgált 45 éves időszakban – az összes csapdát és fajt figyelembe véve – összesen 109 darab egyed elhagyását jelent.

### Adatszűrés, adattisztítás

Az adattárház létrehozásával egy időben az automatikusan elvégezhető szűréseket is végrehajtottuk, amelyek során:

- eltávolítottuk az adatrögzítési hibából eredő rossz dátumokat (csak 1962 és 2006 közötti időszak adatait gyűjtjük ki, a hónap számának 1 és 12 között kell lennie, illetve a hónapon belüli napszám nem lehet nagyobb a hónaphoz tartozó maximális értéknél),
- kiszűrtük az olyan fajkódokat, amelyek nem szerepelnek a faj adatbázisban,
- töröltük a duplán rögzített adatokat.

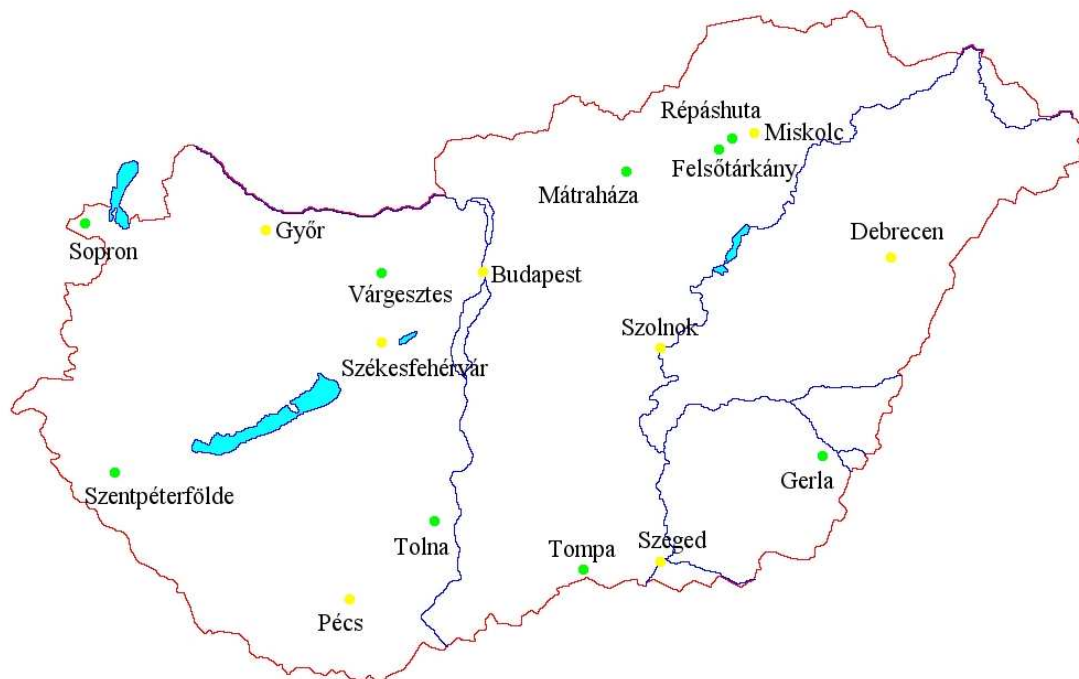
Az ezeken felüli hibás adatok kiszűrése automatikusan csak korlátozottan valósítható meg, ebben az esetben az interaktív (emberi közreműködést igénylő) szűrés segíthet (Han & Kamber 2004). A dolgozatban ismertetett vizualizációs módszer alkalmas arra, hogy a kirívó (a környezettől jelentősen eltérő) adatokat könnyen észrevegyük (Gimesi 2008).

### *Szűrés csapdakód alapján*

A populációdinamikai vizsgálatok céljára azok a fénycsapdák a legalkalmasabbak, amelyek hosszú ideje üzemelnek megszakítás nélkül, azonos helyen (Nowinszky 2003c). Ennek megfelelően az adatbázisból kiválasztottuk a leghosszabb ideig működő csapdákat, figyelembe véve azt is, hogy a vizsgált időszakban a lehető legtöbb napról legyen adatunk. A csapdastatisztikát a melléklet 1. táblázata szemlélteti. A táblázatban látható a működés kezdete és vége, a működési idő hónapban, a befogott összes egyedszám, a befogott fajszám és a csapda földrajzi helye. Azt a 9 csapdát választottuk, amely 1962 és 2006 között a leghosszabb ideig működött. (Az 1. mellékletben a kiemelt sorok mutatják a kiválasztott csapdákat.)

A későbbi feldolgozás érdekében megkülönböztettük azt, amikor egy csapda nem működött, illetve amikor nem fogott az adott fajból egy példányt sem. Egy csapdát akkor tekintünk nem működőnek, ha az adott napon, az összes fajt figyelembe véve, egyetlen befogás sem történt.

A vizsgált csapdák területi elhelyezkedését a 6. ábra szemlélteti. Az ábrán zöld (sötétebb) karikák jelzik azokat a településeket, amelyek közelében a csapdák találhatóak.



6. ábra. A vizsgált fénycsapdák területi eloszlása (A vizsgált csapdák helyét a zöld karika jelzi.)



## *Szűrés fajkód alapján*

A továbbiakban csak azokat a fajadatokat használtuk, amelyekből a vizsgált időszakban (1962-2006) – az összes csapdát figyelembe véve – minden évben legalább egy példány befogás történt. A szűrés után összesen 281 faj maradt az adattárházban. (A megmaradt fajok listáját a melléklet 2. táblázata tartalmazza.)

Az adattisztítás és a szűrések befejezése után a lepkeadatbázis 9 csapda, 281 faj adatait tartalmazza, ami összesen 4.020.614 rekordot jelent. Az adatbázis szerkezetét a 7. ábra mutatja.

### *Lepkeadatbázis*

EV	NAP	CSAPDA	FAJ	DB
:	:	:	:	:

*7. ábra. A lepkeadatbázis végső szerkezete*

Az adatbázisban a következő mezők találhatóak:

- EV – évszám,
- NAP – az éven belüli nap sorszáma,
- CSAPDA – csapdakód,
- FAJ – fajkód,
- DB – az adott napon, az adott csapdával befogott faj egyedszáma.

## **A csapdaadatok egyesítése**

A lepkeadatbázis létrehozása után a 6. ábrán látható csapdákról vannak adataink. A különböző abiotikus tényezők, valamint a különböző befogási helyeken fellépő, a befogás számát módosító hatások csökkentése érdekében célszerű az összes fénycsapda adatot felhasználni (Nowinszky, 2003c). Az országos idősor-adatok előállításához is szükségünk volt a különböző helyeken található csapdák adatainak fajonkénti egyesítésére. Ez az adatredukálás (Moon & Kim 2007), amit mozgóátlag-számítással végeztünk el.

A mozgóátlag módszer alkalmas a napi adatokban előforduló extrémumok szűrésére és az adatsorban lévő ingadozások csökkentésére is (Heuvelink & Webster 2001), ami egyben az idősor simításának felel meg (Han & Kamber 2004). A mozgóátlag számításánál 4-4 szomszéd, azaz 9 napi adat átlagával számoltunk (9-ed rendű mozgóátlag). A 9-es számot azért választottuk, mert megegyezik a csapdák számával. A 8. ábra az átlag számításához használt ablakmódszert szemlélteti, fiktív adatokkal. Az ábra egy adott faj egyesített adatainak kiszámítását mutatja, ahol függőleges irányban a napok, vízszintes irányban a csapdák találhatóak. A cellában lévő „-1” azt jelzi, hogy az

adott napon a csapda nem működött, ilyen esetben – az átlagszámításnál – e cella tartalmát nem adjuk hozzá az összeghez, és az osztó számát sem növeljük.

Csapdák

	0	3	2	0	-1	-1	2	0	0
	2	4	0	-1	2	1	4	3	1
	-1	0	1	-1	5	1	0	5	4
Napok	1	-1	2	0	1	0	3	-1	2
	0	-1	5	2	-1	5	0	4	1
	0	5	1	3	0	2	-1	5	0
	1	0	4	-1	5	4	0	2	3
	-1	-1	2	0	5	1	5	-1	2
	-1	3	0	3	-1	2	4	0	-1

8. ábra. Az átlagszámításhoz használt ablak

Az átlagszámításhoz a következő képletet használtuk

$$\frac{1}{n} \sum_{i=k}^{k+8} \sum_{j=1}^9 d_{i,j} \quad k = 1 \dots 16417,$$

ahol:

$d_{i,j}$  = a cella értéke (egyedszám, illetve -1, ha a csapda nem működött),  $i$  a csapdák,  $j$  a napok sorszáma,

$n$  = a -1-et nem tartalmazó cellák száma,

$k$  = az ablak kezdőnapja.

A  $k$  maximuma az 1962. január 1. és 2006. december 31. közötti napok száma, mínusz 8.

Az átlag számítása után a 9. ábrán vázolt adatszerkezet áll elő, ahol a tábla sorai az éveket és az éven belül a nap sorszámát (16425 sor), oszlopai a fajkódokat (281 oszlop) mutatják.

Fajkódok

		1	2	3	4	5	6	7	...	979	
Dátum	1962	1									
		2									
		3									
		4									
		5									
		6									
		7									
		⋮									
		2006	365								

9. ábra. Lepke-adattábla az átlagszámítás után

A lepke-adattárház létrehozásához, az adatszűréshez és a további adatfeldolgozáshoz is Visual Basic nyelvű programokat készítettünk. A programrendszer elemi (atomi) programszegmensekben épül fel. A lepke-adattárház létrehozásának folyamatábráját a melléklet 3. ábrája mutatja be.

### 3.1.2. Meteorológiai adatbázis

A meteorológiai adatforrásként használtuk Ferenczy (2008) által közzétett „Kutdiak” adatbázist, Szenteleki (2007) valamint Szenteleki és munkatársai (2007) által publikált „KKT” adatbázist, amely a meteorológiai adatokon kívül magyarországi városok földrajzi koordinátáit is tartalmazza. Az adatbázisok szűréséhez, ellenőrzéséhez felhasználtuk az Országos Meteorológiai Szolgálat (2008) honlapján közzétett budapesti, debreceni és szegedi adatokat. Az adatbázisok rekordszerkezetét a 10. ábra szemlélteti.

#### *Kutdiak*

EV	HO	HO-NAP	EV-NAP	CSAP	K-HO	MAX-HO	MIN-HO	NAP	REL
:	:	:	:	:	:	:	:	:	:

#### *KKT*

EV	NAP	SRAD	TMIN	TATL	TMAX	RAIN	PARA
:	:	:	:	:	:	:	:

#### *OMSZ*

DATUM	D_TA	D_TX	D_TN	D_RS	D_RF	D_SS
:	:	:	:	:	:	:

10. ábra. Meteorológiai adatforrások rekordszerkezete

Az adatbázisokban használt mezőnevek tartalma:

- „Kutdiak”: évszám (EV), hónap (HO), nap (HO-NAP), éven belüli napsorszám (EV-NAP), csapadék [mm] (CSAP), középhőmérséklet [°C] (K-HO), napi maximum hőmérséklet [°C] (MAX-HO), napi minimum hőmérséklet [°C] (MIN-HO), napfényes órák száma (NAP), relatív páratartalom (REL).
- „KKT”: évszám (EV), éven belüli napsorszám (NAP), napfényes órák száma (SRAD), napi minimum hőmérséklet [°C] (TMIN), középhőmérséklet [°C] (TATL), napi maximum hőmérséklet [°C] (TMAX), csapadék [mm] (RAIN), relatív páratartalom (PARA).
- „OMSZ”: dátum típusú mező (DATUM), középhőmérséklet [°C] (D\_TA), napi maximum hőmérséklet [°C] (D\_TX), napi minimum hőmérséklet [°C] (D\_TN), csapadék [mm] (D\_RS), csapadék típusa (D\_RF), napsütéses órák száma (D\_SS).

A meteorológiai adattárház felépítéséhez a „KKT” adatbázist vettük alapul, ezért rekord-szerkezetük megegyezik.

### **Meteorológiai adatok hatása a lepkebefogásokra**

Hazánkban az 1950-es évek végétől vizsgálják a befogott egyedek és az időjárás-elemek összefüggéseit. A szerzők arra a következtetésre jutottak, hogy a repülési aktivitásra, így a befogások számára elsősorban a hőmérsékletnek van hatása. A csapadék, a szél és más környezeti hatások csak kismértékben és csak lokálisan befolyásolják azt.

Annak megállapításához, hogy melyik meteorológiai adatnak van jelentős hatása az általunk vizsgált adatokra, a következő információkat kell figyelembe vennünk:

- Nincs a csapadék közvetlen közelében meteorológiai állomás.
- A fénycsapda-hálózatától az éjszakánként összesen begyűjtött fajok mennyiségét kaptuk meg, és nem ismert, hogy a lepke pontosan mikor került a csapdába, ami a fajra jellemző lehet. Ezen kívül több környezeti tényező, elsősorban a gyorsan változó mikroklíma adatok hatása sem vizsgálható.
- A csapadék mennyisége erősen lokális, lehet, hogy a közeli meteorológiai állomás nem érzékelt csapadékot, de a csapdánál esett az eső.
- A lepke-adatbázis létrehozásakor az ország különböző helyeiről (6. ábra) befogott adatokat egyesítettük, és mozgóátlagot számoltunk. Ezzel a helyi (lokális) meteorológiai hatásokat minimalizáltuk.
- A rendelkezésre álló adatbázisoknál a hőmérséklet-adatsor a legteljesebb.

A fentiek alapján arra a következtetésre jutottunk, hogy a lepkék befogási számát (abundancia, diverzitás) elsősorban a hőmérséklet függvényében tudjuk vizsgálni. Ezt az is megerősíti, hogy a különböző meteorológiai állomásokon mért középhőmérséklet értékek korrelációját meghatároztuk, és az 0,957-nél jobbra adódott.

### **Hőmérséklet-adatbázis**

Az adatbázis összeállításánál a vizsgált csapdákhöz legközelebbi meteorológiai állomás adatait vettük figyelembe. Az állomásokon mért napi középhőmérsékletből számoltuk az országos átlag-középhőmérsékletet, amely meghatározásánál – ahogy a csapdaadatok esetében is tettük –, 9 állomás adatából, 9 napos mozgóátlagot számoltunk.

A napi középhőmérséklet számítása az Országos Meteorológiai Szolgálat (2008) szerint:

- A napi középhőmérsékletet Magyarországon 1901-től 1965-ig napi háromszori mérésből (7, 14, 21 óra) számolták úgy, hogy – a Meteorológiai Világszervezet ajánlása alapján – a 21 órás adatot kétszeres súllyal vették figyelembe:  $t_a=(t_7+t_{14}+2t_{21})/4$ .
- 1966-tól a mérések időpontja 7, 13, 19 órára változott, az éjszakai 1 órás adatot pedig a termográfáról olvassák le:  $t_a=(t_1+t_7+t_{13}+t_{19})/4$ .
- Az automata mérőállomások üzembe állításával mind a négy adatot az automata mérő.

Sajnos az adatbázisokban nem áll rendelkezésre minden naphoz a napi középhőmérséklet. Ebben az esetben a napi minimum és a maximum hőmérséklet átlagát használtuk a napi középhőmérséklet helyett.

Az adatok ellenőrzéséhez New és munkatársai (1999) valamint Mitchell és munkatársai (2001) által ismertetett és a CRU (2007) illetve ELTE (2007) által publikált interpolált napi adatokat is felhasználtuk.

(A lepke és meteorológiai adatbázisok Excel és Access formátumra konvertálva megtalálhatók a dolgozat DVD mellékletén.)

## 3.2. Modellezési technikák

A számítási eredmények elemzésében segítséget jelent, ha adatainkat könnyebben értelmezhető formában, grafikusán jelenítjük meg. Ennek érdekében egy, a térinformatikából (GIS) átvett módszert használtunk fel (Gimesi 2006b, Gimesi 2008, Gimesi 2009).

Célunk az volt, hogy az adatokat olyan ábrán tudjuk bemutatni, ahol együtt vizsgálható az éves és az éven belüli változás. Olyan megjelenítő módszert alkalmaztunk, amely a tendenciákat a lehető legszemléletesebb módon mutatja be, valamint az eredmények elemzésében is segítséget jelent (Gimesi 2009). Ez a háromdimenziós (3D) felületmodell. Mulligan (1998) egy hasonló modellel dolgozik, ahol a lombozat változását szemlélteti.

Az idősorok ábráinak elkészítéséhez AutoCAD és ArcGIS programokkal dolgoztunk (Gimesi 2009).

### 3D felületmodell

A háromdimenziós felületmodell egy közönséges háromdimenziós geometriai tér (skalár vagy vektortér), ahol minden  $x, y, z$  pontot megadhatunk egy  $r = xi + yj + zk$  helyvektorral, ahol  $i, j, k$  bázisvektorok.

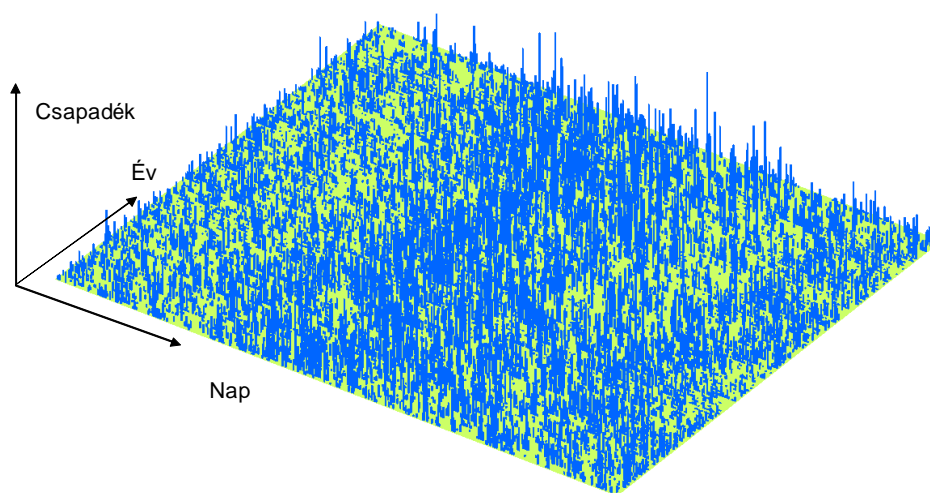
A skalárteret egy háromváltozós függvénnyel is leírhatjuk:  $\varphi = \varphi(x, y, z)$

Amennyiben feltesszük, hogy a helyfüggvények egyértékűek, folytonosak és a helykoordinátáinak alkalmasan differenciálható függvényei, valamint a  $z$  koordináta csak  $x$  és  $y$ -től függ, akkor  $z = f(x, y)$  alakban is felírható (Korn 1975).

Mintaként az Országos Meteorológiai Szolgálat (2008) által közzétett, Debrecenben mért 100 éves csapadék- és hőmérsékletváltozását mutatjuk be. Ebben az esetben – a háromdimenziós koordináta-rendszerben –  $x$  az éven belüli napokat (január 1. – december 31.),  $y$  az éveket (1901-2000.),  $z$  pedig az adott napon mért csapadékmennyiséget vagy hőmérsékletet jelenti.

A skalármező geometriai szemléltetésére több módszer is ismert: a szintfelületekkel készült ábrák (ahol  $\varphi = \varphi(x, y, z) = konst$ ), az árnyalatos ábrázolás, valamint a térgörbe perspektivikus, illetve axonometrikus megjelenítése. Az utóbbi két módszerrel ugyan látványos képeket kapunk, de ezek többnyire csak kvalitatív kiértékelésre alkalmasak (Székely & Benkőné 1975).

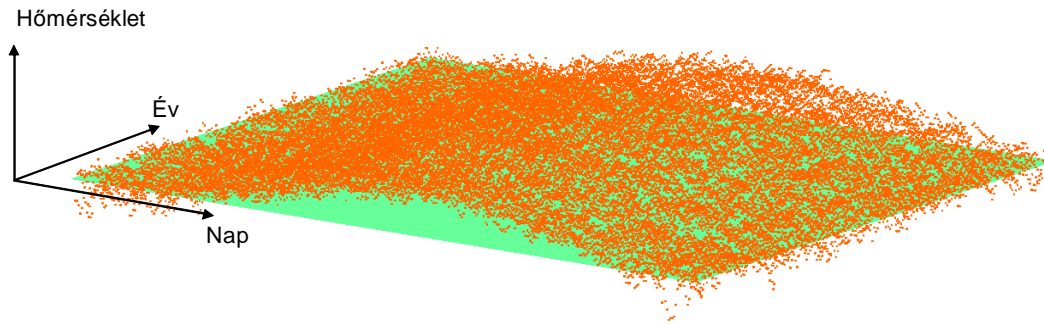
A perspektivikus megjelenítést szemlélteti a csapadékadatok alapján készült 11. ábra, melyből megállapítható, hogy a skalárter nem folytonos, ezért az ábra jelen formájából csak korlátozottan tudunk következtetéseket levonni.



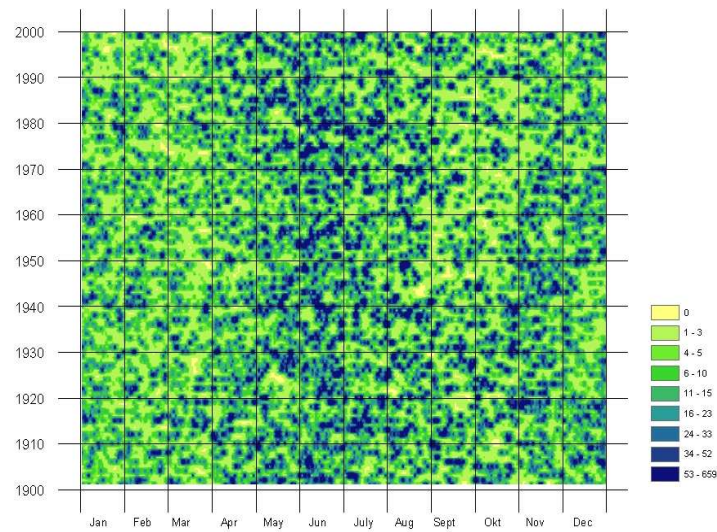
11. ábra. Az 1901 és 2000 között Debrecenben mért csapadék-idősor perspektivikus ábrája

A hőmérsékletet ábrázoló 12. ábrán már jobban látható a hőmérséklet éves változása. Ez abból adódik, hogy a hőmérséklet inkább szezonális jellegű, mint a csapadék.

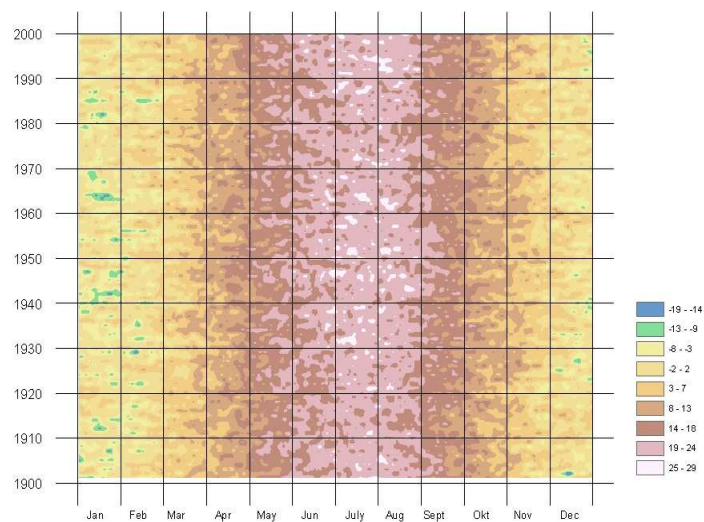
Az értekezésben szereplő ábrák elkészítéséhez az árnyalatos megjelenítést választottuk, amelyet a debreceni adatok segítségével a 13. és a 14. ábra szemléltet.



12. ábra. Az 1901 és 2000 között Debrecenben mért hőmérséklet-idősor perspektivikus ábrája



13. ábra. Az 1901 és 2000 között Debrecenben mért csapadék-idősor árnyalatos ábrája



14. ábra. Az 1901 és 2000 között Debrecenben mért hőmérséklet-idősor árnyalatos ábrája

Az ábrákon jól látható a csapadék, illetve a hőmérséklet-eloszlás, de következtetések levonására még nem alkalmasak, mivel a tendenciák nem látszanak rajtuk. Ehhez szükséges az ábrák (skalártér) simítása, amit különböző interpolációs eljárásokkal valósíthatunk meg (Gimesi 2008).

A dolgozatban bemutatott idősor-ábrák elkészítéséhez a 3D felületmodellt és az árnyalatos megjelenítés módszert fogjuk használni.

## Interpolációs módszerek

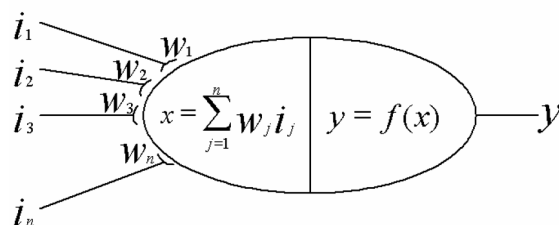
A felület simítása érdekében és a hiányzó adatok meghatározására – az ismert adatokból – interpolációs eljárásokat használhatunk. Ezek segítségével nemcsak a 3D-s rajz készíthető el, hanem az adatbázisok szűrését, illetve az esetlegesen hiányzó adatok becslését is elvégezhetjük.

A különböző interpolációs eljárásokat az Országos Meteorológiai Szolgálat (2008) által közzétett, Szegeden mért 100 éves csapadékadatával (idősorral) mutatjuk be. Azért választottuk a szegedi adatsort, mivel hazánkban ezt a területet jellemzi legjobban a meleg kontinentális időjárás (Dobi, 2000).

### Mesterséges neurális háló (ANN)

Az ANN modellezésével több publikáció is (Gimesi 2004a, Holmberg et al. 2006, Öztopal 2006, SNNS 1998) részletesen foglalkozik, amelynek lényege a következő:

Az idegsejt modelljét a 15. ábra szemlélteti.



15. ábra. Idegsejt modell

Az ingerület ( $i$ ) szinapszisokon keresztül jut el az idegsejtre, ahol az ingerület erősödhet vagy gyengülhet (ennek mértékét egy súlyszámmal  $w_i$ -vel jelöljük), az idegsejt felületén a beérkező ingerületek összegződnek:

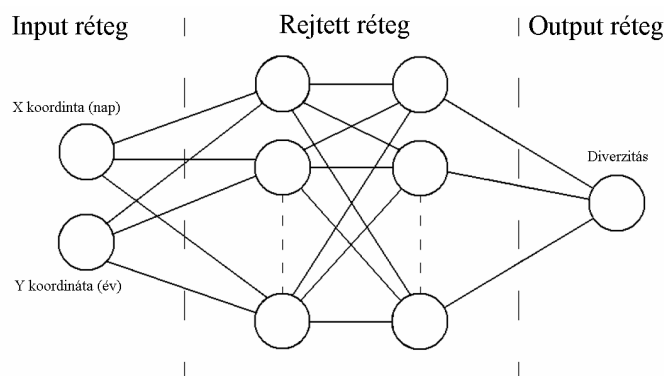
$$x = \sum_{j=1}^n i_j w_j$$

Ha az eredő inger ( $x$ ) eléri a küszöbszintet, akkor kialakul az ingerület ( $y$ ), amely átadódik a következő idegsejtre. Az idegsejt „átviteli függvénye”  $f(x)$ , így a kialakult ingerület:

$$y = f\left(\sum_{j=1}^n i_j w_j\right)$$

Az idegsejtekből felépülő egyszerű idegrendszermodell (neurális hálót) a 16. ábra mutatja be.





16. ábra. Neurális háló

Az ingerfelvevő (érzék-) sejtek alkotják a bemeneti (input) réteget. Itt annyi neuron található, ahány bemenő adat (változó) tartozik egy feladathoz. Esetünkben ez az  $x$  (nap) és  $y$  (év) koordinátpár (Gimesi 2006b).

A következő (rejtett) réteg reprezentálja az idegrendszert, ahol a neuronok a legváltozatosabb módon kapcsolódhatnak össze. E rétegben több alréteg is definiálható (Altrichter et al. 2006). A szükséges neuronok számának meghatározására különböző elméletek születtek. A tapasztalatok azt mutatják, hogy egzakt módon ez nem határozható meg, ezért a korszerű szimulációs (modellező) programok az alrétegek és a neuronok számát is képesek automatikusan változtatni.

Az ingerekre adott válasz – ahogy az idegrendszerben is –, a kimeneten jelenik meg. A kimeneti rétegben (output) annyi neuron van, ahány kimeneti (eredmény) érték. (Ez lehet például a csapadékmennyiség, a hőmérséklet, a diverzitási-index vagy a befogott rovarmennyiség.)

Az input neuronról érkező jel a következő szint mindegyik neuronjára rákerül  $w_j$ -vel (súlyszámmal) való szorzás után. A neuronra érkező jelek összegződnek, majd az átviteli függvénynek megfelelően megjelennek a neuron kimenetén, innen továbbjutnak a következő réteg (alréteg) neuronjaira, megszorozva az összeköttetésre jellemző súlyszámmal. Ez addig folytatódik, amíg a kimeneti réteget el nem érjük. Az output neuronokban csak összegzés történik.

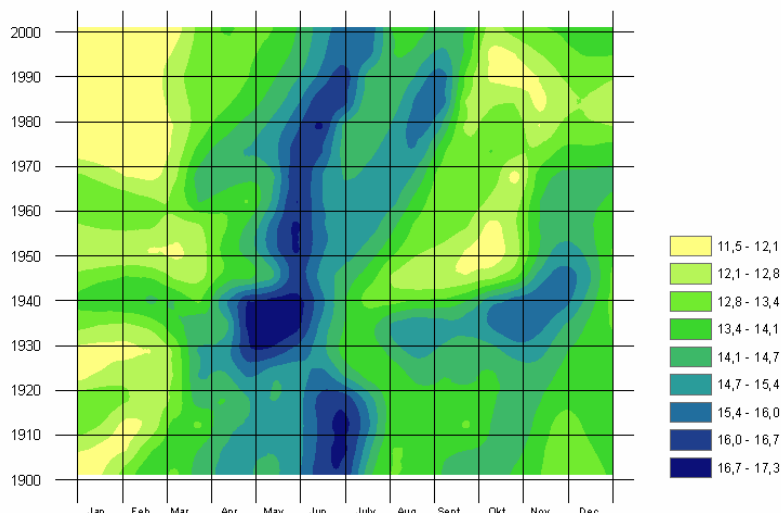
A bonyolultabb modelleknél (ahogy a valóságban is) a kapcsolatok nemcsak a következő réteg neuronjaival alakulhatnak ki, hanem bármelyik rétegben lévővel, sőt visszacsatolás is lehetséges. Vagyis a kimeneten megjelenő jel visszajuthat egy előző alrétegbe.

A neurális háló használatához – első lépésként – meg kell terveznünk a hálózatot, majd a szimulációs program meghatározza – az ismert adatok (mérési eredmények) alapján – a súlyszámokat ( $w_j$ ). Ez a tanulási folyamat, amelyet Gimesi és munkatársai (2004) a „back-propagation” módszerrel végezték el.

A neurális háló tanulásához a rendelkezésre álló adatok kb. 90%-át használtuk fel. A maradék 10%-kal a tesztelést végeztük el. Egy feladatot többször is lefuttattunk különböző tesztadatok

kiválasztásával. Amennyiben a tesztadatokat véletlenszerűen és nem egy szűk tartományból választottuk, akkor az eredmények stabilak maradtak. Azaz: sem a tesztadatok nem mutattak jelentős eltérést a számított értékektől, sem az elkészült ábrákon nem volt megfigyelhető különbség (Gimesi 2009).

Az ANN segítségével készült csapadékeloszlást mutat a 17. ábra, amely jól szemlélteti az éves és a szezonális változásokat. Több, e módszerrel készült ábrát mutat be Gimesi (2004b).



17. ábra. Az 1901 és 2000 között Szegeden mért csapadékeloszlás neurális hálóval készült ábrája

### Felület közelítése lineáris egyenletrendszerrel

Mivel az értekezésben 3D-s felületmodellt használunk, így kézenfekvő, hogy a közelítést is 3D-s (2 változós) polinommal valósítsuk meg. A közelítéshez a legkisebb négyzetek módszerét választottuk, amelyhez saját eljárást és programot dolgoztunk ki.

### A legkisebb négyzetek módszere euklideszi terekben

Legyen  $X$  egy valós euklideszi tér, amelyben értelmezzük az  $\langle x, y \rangle$  ( $x \in X, y \in X$ ) skaláris szorzatot. Jelöljük

$$\|x\| = \sqrt{\langle x, x \rangle} \quad (x \in X)$$

a skaláris szorzat által meghatározott normát (Korn & Korn 1975).

Legyen  $X_n$  az  $f_1, f_2, \dots, f_n \in X$  lineárisan független elemek által kifeszített altér:

$$X_n = \{\lambda_1 f_1 + \dots + \lambda_n f_n \mid \lambda_1, \dots, \lambda_n \in \mathbb{R}\}.$$

Határozzuk meg az  $X_n$  altér  $g$ -hez ( $g \in X$ ) legközelebb eső elemét, vagyis azt a  $h \in X_n$  vektort, amelyre a  $\|g - h\|$  távolság minimális.

Mivel  $f_1, f_2, \dots, f_n \in X$  lineárisan függetlenek, ezért az (1) lineáris egyenletrendszernek pontosan egy megoldása van, és a minimumot a (2) egyenlet adja.

$$\begin{pmatrix} \langle f_1, f_1 \rangle & \langle f_1, f_2 \rangle & \cdots & \langle f_1, f_n \rangle \\ \langle f_2, f_1 \rangle & \langle f_2, f_2 \rangle & \cdots & \langle f_2, f_n \rangle \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \langle f_n, f_1 \rangle & \langle f_n, f_2 \rangle & \cdots & \langle f_n, f_n \rangle \end{pmatrix} \begin{pmatrix} c_1 \\ c_2 \\ \vdots \\ c_n \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \langle g, f_1 \rangle \\ \langle g, f_2 \rangle \\ \vdots \\ \langle g, f_n \rangle \end{pmatrix} \quad (1)$$

$$h_0 = c_1 f_1 + \cdots + c_n f_n \quad (2)$$

Bebizonyítható, hogy az egyenletrendszer Gram-féle determinánsa akkor és csak akkor nullától különböző, ha az  $X_n$  teret kifeszítő elemrendszer lineárisan független (Korn & Korn 1975).

### Felületek illesztése háromdimenziós térben

Adott  $N$  darab pont az  $\mathbb{R}^3$ -ban:

$$(x_1, y_1, z_1), \dots, (x_N, y_N, z_N) \in \mathbb{R}^3.$$

Továbbá  $z = \Phi(x, y)$  alakban megadott felületeknek egy  $\mathbf{F}$  osztálya, ahol az  $\mathbf{F}$  függvények  $D \subset \mathbb{R}^2$  értelmezési tartománya tartalmazza az  $(x_i, y_i)$  ( $i = 1, \dots, N$ ) pontokat. Keressük azt az  $\mathbf{F}$ -beli  $\Phi$  felületet, amelyre

$$\Delta = \sum_{i=1}^N |\Phi(x_i, y_i) - z_i|^2 \text{ minimális.}$$

Tegyük fel, hogy az  $\mathbf{F}$  felületosztályt leíró függvények az  $f_j : D \rightarrow \mathbb{R}$  ( $j=1, \dots, N$ ) függvények lineáris kombinációjaként adhatók meg, így a korábban leírtak egy speciális esetét kapjuk. Jelöljük  $X$ -el a

$$D_N = \{(x_i, y_i) \mid i = 1, 2, \dots, N\} \subset D$$

halmazon értelmezett valós leképezések (diszkrét függvények) halmazát. Vezessük be az  $X$  halmazon a következő skaláris szorzatot:

$$\langle F, G \rangle = \sum_{(x,y) \in D_N} F(x, y) G(x, y) \quad (F, G \in X)$$

Vegyük a  $g : D_N \rightarrow \mathbb{R}$  függvényt, ahol  $g(x_i, y_i) = z_i$  ( $i = 1, \dots, N$ ).

Ekkor a  $\Delta$ , a most bevezetett skaláris szorzat által indukált norma négyzetével egyenlő, következképpen a legjobban közelítő felületet leíró  $h_0$  függvényben a lineáris kombináció együtthatói kiszámíthatók az (1) lineáris egyenletrendszerrel.

A felületek leírhatók kétváltozós polinomokkal, amelyek az alábbi függvények lineáris kombinációjaként állíthatók elő:

$$\begin{aligned}
f_1(x, y) &= 1, \\
f_2(x, y) &= x, f_3(x, y) = y, \\
f_4(x, y) &= x^2, f_5(x, y) = xy, f_6(x, y) = y^2, \\
&\vdots \\
f_{\nu(r)}(x, y) &= x^r, f_{\nu(r)+1}(x, y) = x^{r-1}y, \dots, f_{\nu(r)+r}(x, y) = y^r,
\end{aligned}$$

ahol

$$\nu(r+1) = \nu(r) + r + 1 \quad (r = 0, 1, \dots), \nu(0) = 1 \quad (3)$$

( $r$  a polinom fokszáma).

Egyszerű indukcióval a (3)-ból következik:

$$\nu(r) = \nu(0) + 1 + 2 + \dots + r = 1 + r(r+1)/2 \quad (r = 1, 2, \dots). \quad (4)$$

Adott  $m = 1, 2, \dots$  esetén egyetlen olyan  $r \in \{0, 1, \dots\}$  létezik, amelyre

$$\nu(r) \leq m < \nu(r+1) \quad (5)$$

teljesül.

A (4) egyenletből következik, hogy  $r$  az  $m = x(x+1)/2 + 1$  másodfokú egyenlet nagyobbik gyökének egész része:

$$r = \left\lfloor \frac{\sqrt{8m-7} - 1}{2} \right\rfloor \quad (6)$$

A fenti egyenleteket felhasználva az  $f_m$  függvényt felírhatjuk a következő alakban:

$$f_m(x, y) = x^{i(m)} y^{j(m)} \quad (7)$$

$$i(m) = m - \nu(r(m))$$

$$j(m) = r(m) - i(m).$$

Ezek alapján az (1) szimmetrikus mátrixban előforduló skaláris szorzatok explicit alakban megadhatók, így az együtthatómátrix:

$$a_{kl} = \langle f_k, f_l \rangle = \sum_{j=1}^N x_j^{i(k)+i(l)} y_j^{j(k)+j(l)} \quad (k, l = 1, 2, \dots, n) \quad (8)$$

Az (1) egyenlet jobb oldala:

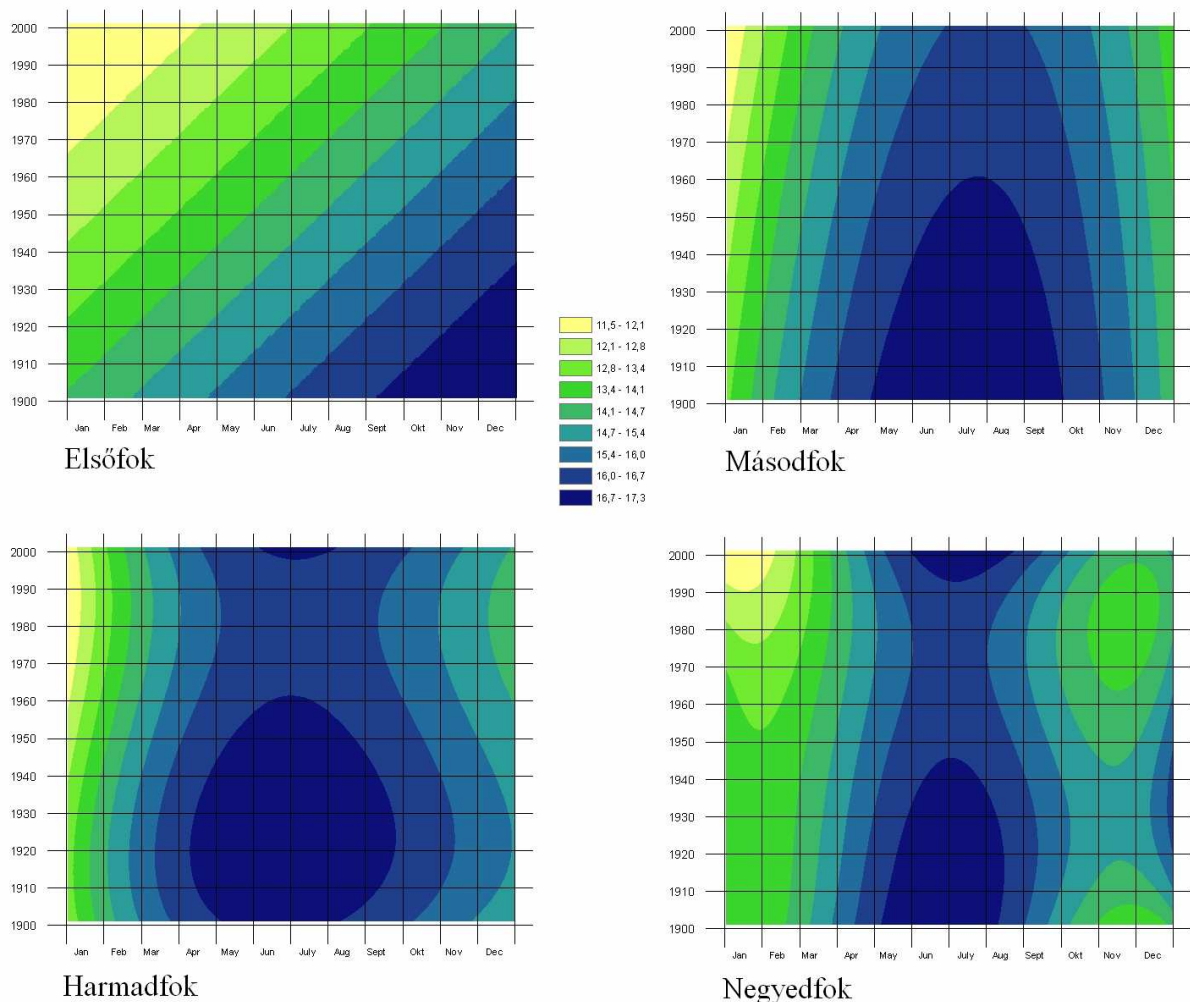
$$\langle g, f_k \rangle = \sum_{j=1}^N z_j (x_j^{i(k)} y_j^{j(k)}) \quad (k = 1, 2, \dots, n) \quad (9)$$

Az  $n$  számot (az (1) egyenleteinek számát)  $n = \nu(r+1) - 1$ -nek célszerű választani, a (3) és (4) felhasználásával:  $n = (r^2 + 3r)/2 + 1$ . Ilyenkor a felületet leíró függvény kétváltozós  $r$ -edfokú polinom. Ennek megfelelően az elsőfokú approximáció 3 ismeretlenes, a másodfokú 6 ismeretlenes, a harmadfokú approximáció 10 ismeretlenes lineáris egyenletrendszerrel jelent. Az így előállított line-

áris egyenletrendszer megoldásához több módszer is adott (pl. a Gauss-elimináció) (Korn & Korn 1975).

Mi az ortogonális mátrixok segítségével történő transzformálást választottuk, mert numerikusan stabil (Móricz 1997). Ennek megfelelően az egyenletrendszert a Householder-féle eljárás segítségével oldottuk meg.

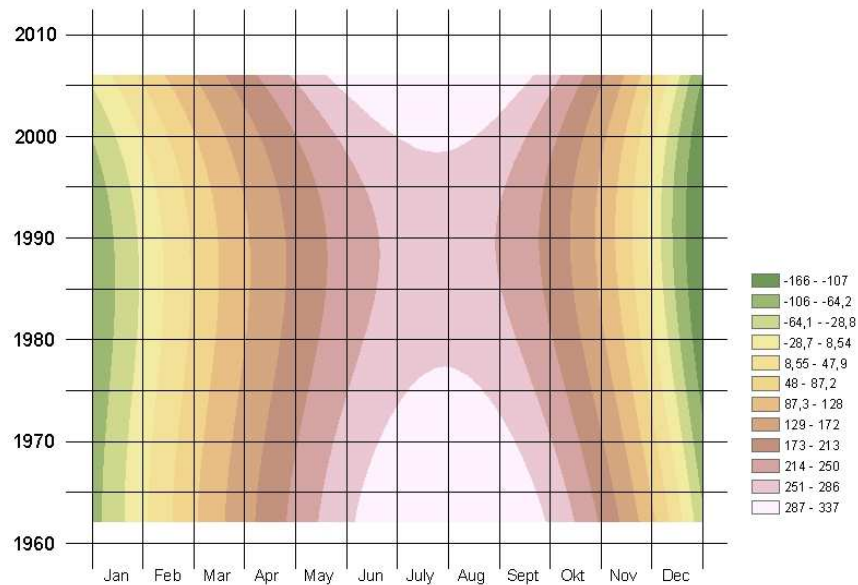
Az ismert algoritmus alkalmazásával készítettük el a feldolgozáshoz szükséges Visual Basic programot, amelynek segítségével lehetőségünk van arra, hogy bármilyen (akár sztochasztikusan változó) klímaadatot tetszőleges fokszámú polinommal közelíthessünk. E program segítségével készült a 18. ábra, amely első-, másod-, harmad- és negyedfokú polinommal történő közelítéssel mutatja be Szegeden 1901 és 2000 között mért csapadékeloszlást. Mindegyik ábrán felfedezhető a csapadék csökkenése, ami januárban a legszembetűnőbb



18. ábra. A legkisebb négyzetek módszerével készült csapadékeloszlás az 1901 és 2000 között Szegeden mért adatok alapján

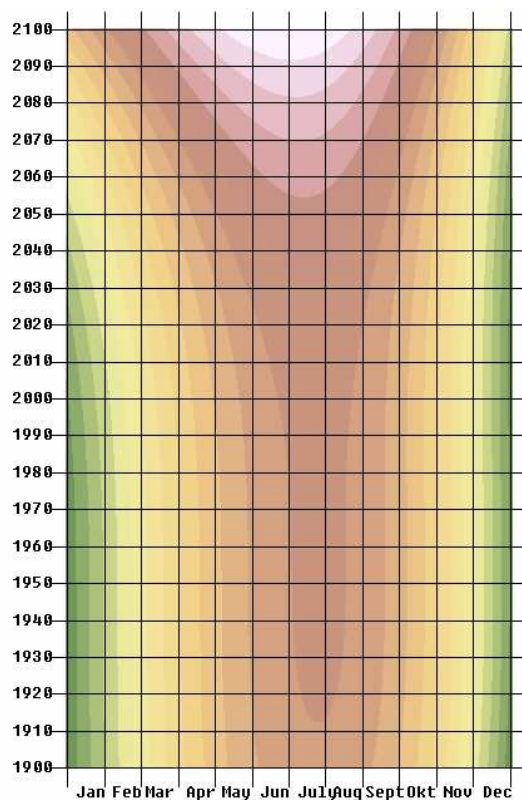
Az algoritmus segítségével és az összeállított lepkeadatbázis alkalmazásával készült a 19. ábra, ahol az összes egyedszám időSORA látható harmadfokú approximációval. Az ábrán az látható,

hogy a befogások trendje csökkenést mutat, majd 1990-es évektől újra emelkedik. A negatív értékek az interpolációból adódnak. Látható, hogy a módszer csak a tendencia meghatározására alkalmas.

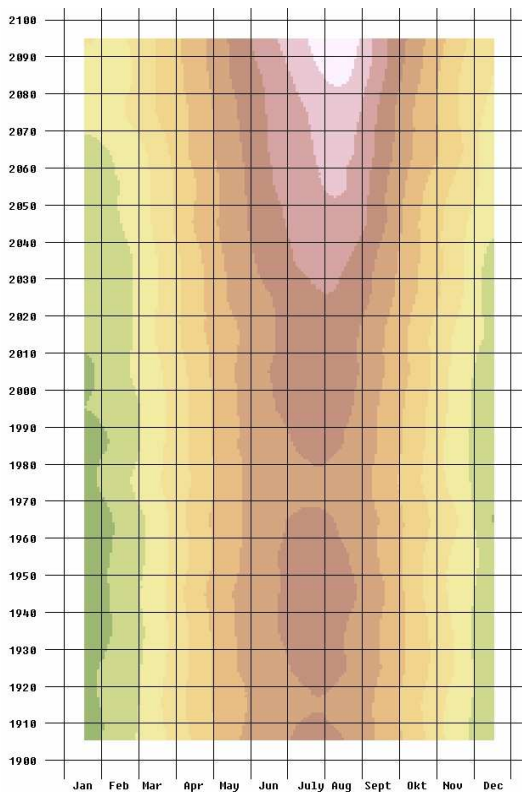


19. ábra. Harmadfokú legkisebb négyzetek módszerével készült összes befogás időszora. Az ábra az összeállított „lepkeadatbázis” alapján készült.

A modell segítségével, kísérletképpen extrapolálást is végeztünk, hőmérsékletre – 1901 és 2000 között Debrecenben mért adatok alapján – harmadfokú approximációval előrejelzést készítettünk 2100-ig (20. ábra). Összehasonlításként bemutatjuk a Tyndall A1 scenárió (ELTE 2007) idősorát 1901 – 2100-ig (21. ábra). A két ábrán látható trend meglepő hasonlóságot mutat. Megjegyezzük, hogy az extrapolációból semmilyen következtetést nem szabad levonni, ugyanis a modell a hőmérsékletadatokon kívül más környezeti tényezőket nem vesz figyelembe.



20. ábra. Harmadfokú approximációval készült hőmérséklet-előrejelzés 2100-ig, az 1901 és 2000 között mért debreceni adatok alapján



21. ábra. Tyndall A1 scenárió (ELTE 2007) hőmérséklet időszora 1901 és 2100 között Debrecenhez közeli adatok alapján

### Krigelés (Kriging)

A módszert Krige professzor dolgozta ki a hagyományos statisztika alkalmazásával: a keresett értéket az ismert adatok súlyozott átlagából számítjuk úgy, hogy az eredmények szórása minimális legyen (Steiner 1990).

Az eljárás azt vizsgálja, hogy a térbeli pontok szórása milyen gyorsan változik. Ez a variogram (szemivariogram) nevű függvény segítségével határozható meg, amely a pontok közötti távolság függvényében adja meg az értékülönbségek négyzetösszegének a felét:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} (Z_{P_i} - Z_{P_{i+h}})^2,$$

ahol  $P_i$  az összes olyan mérési pont, amelytől  $h$  távolságra még található ismert ( $Z_{P_{i+h}}$ ) érték,  $n(h)$  pedig az egymástól  $h$  távolságban lévő összes potpár száma.

Az ismert adatok hatása a vizsgált pontra a köztük lévő távolsággal csökken, ezért a számolás során, a  $H$  hatótávolságon túli pontokat már nem vesszük figyelembe. E távolságban lesz a variogram maximális (telítési) értéke  $C$ .

Gyakorlatban a variogram meghatározásához közelítő modellt használnak. Steiner (1990) és Gimesi (2008) alapján:

*Szférikus modell:*

$$\gamma(h) = C \left[ 1,5 \frac{h}{H} - 0,5 \left( \frac{h}{H} \right)^3 \right], \text{ ha } 0 \leq h \leq H,$$

$$\gamma(h) = C, \text{ ha } h > H;$$

*Kör modell (circular model):*

$$\gamma(h) = C \frac{2}{\pi} \left[ \frac{h}{H} \sqrt{1 - \left( \frac{h}{H} \right)^2} + \arcsin \left( \frac{h}{H} \right) \right], \text{ ha } 0 \leq h \leq H,$$

$$\gamma(h) = C, \text{ ha } h > H;$$

*Exponenciális modell:*

$$\gamma(h) = C \left[ 1 - \exp \left( - \left( \frac{h}{A} \right) \right) \right], A \cong \frac{H}{3};$$

*Gauss-modell:*

$$\gamma(h) = C \{ 1 - \exp [ - (h/A)^2 ] \}, A \cong \frac{H}{\sqrt{3}}.$$



A számítandó  $P_0$  pontbeli  $Z(P_0)$  értéket  $n$  darab közeli  $P_i$  pont  $Z(P_i)$  értékének súlyozott átlagaként becsüljük meg.

$$Z(P_0) \approx \sum_{i=1}^n s_i Z(P_i),$$

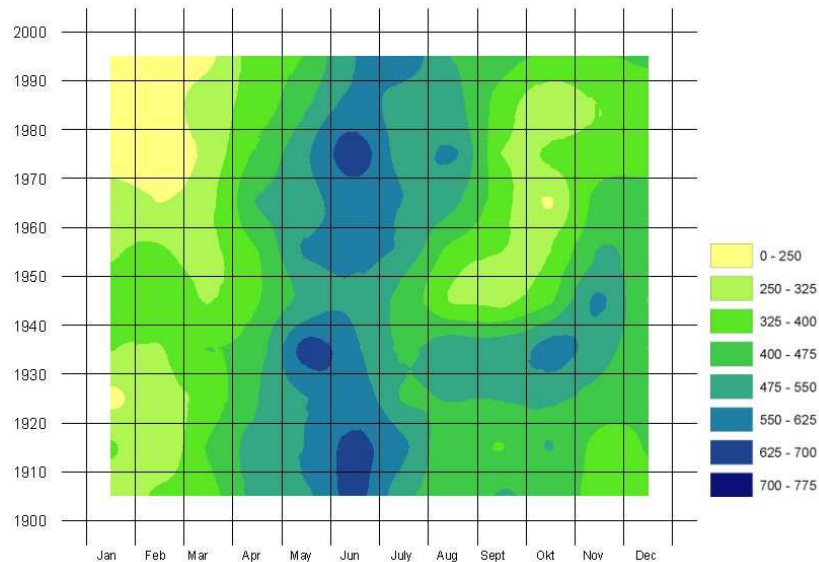
ahol  $\sum_{i=1}^n s_i = 1$ , ugyanis ekkor lesz a becslés szórása minimális.

Az  $s_i$ -ket az alábbi mátrixegyenletből határozhatjuk meg:

$$S_0 = K^{-1}C_0$$

ahol  $S_0$  egy oszlopvektor,  $K$  (Krige-mátrix) és a variogramból számított  $C_0$  oszlopvektor, (Gimesi 2006a, Steiner 1990).

Krigeléssel készült a 22. ábra, amely Szegeden az 1901 és 2000 között mért csapadékeloszlást mutatja.



22. ábra. Az 1901 és 2000 között Szegeden mért csapadékeloszlás krigeléssel készült időszora

A krigeléssel végzett interpoláláshoz megfelelően sima felület szükséges, különben hibás eredményt kapunk. A példánkban bemutatott csapadékeloszlás véletlenszerűen (sztochasztikusan) változik, így nem kapunk elég sima felületet a fenti módszerekkel történő interpolálás elvégzéséhez. A nagyobb simaság érdekében az adatok számát csökkentettük úgy, hogy havi illetve 10 éves átlagokat használtunk (Gimesi 2008). (Több időszornál még így is előfordult, hogy a Kriging-et nem tudtuk használni.)

### Inverz távolság (Inverse Distance Weighting)

A módszer a keresett adatokat a szomszédos (ismert) adatok alapján úgy határozza meg, hogy minél távolabb van egy pont ( $P_i$ ), annál kisebb a hatása az eredményre (Gimesi 2006a). Ezt egy súlytényezővel vesszük figyelembe:

$$Z(x_e, y_e) = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^w} Z(x_i, y_i)}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i^w}},$$

ahol

$Z(x_e, y_e)$  = a keresett érték,

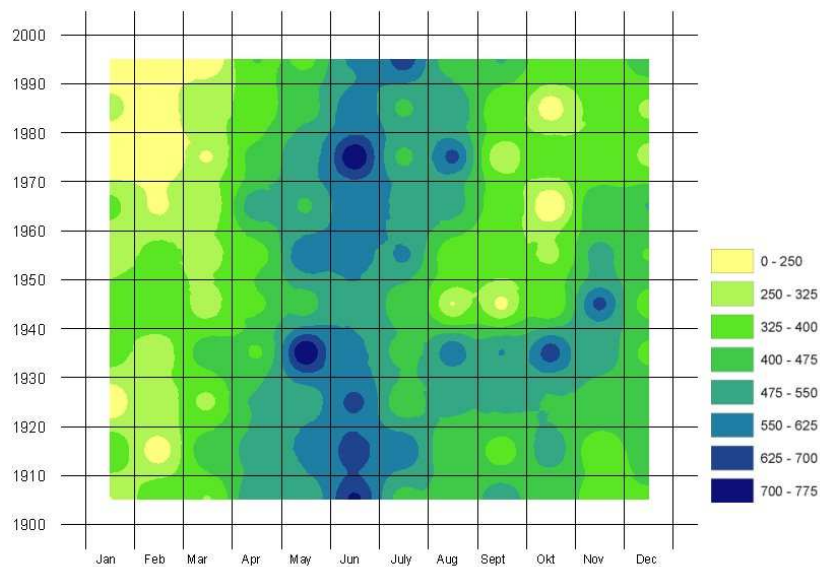
$d_i$  = az  $e$  pont távolság az ismert  $i$  ponttól,

$Z(x_i, y_i)$  = az ismert  $i$  pont értéke,

$w$  = súlytényező.

A súlyozás következtében a távoli pontok hatása elhanyagolható, ezért a gyakorlatban egy bizonyos távolságon (hatótávolságon) túli pontokat már nem vesszük figyelembe.

Az inverz távolság módszerével készült csapadékeloszlást mutatja az 23. ábra.



23. ábra. Az 1901 és 2000 között Szegeden mért csapadékeloszlás inverz távolság módszerével készült idősor-ábrája

### B-Spline

Amennyiben a skalármező megfelelően sima, akkor az interpoláláshoz jól használható az úgynevezett „rugalmas vékonylemez” modell, ahol a felület harmadrendű polinomokkal közelíthető (Gimesi 2008, Newman & Sproull 1985, Iványi 2004).

Egyváltozós esetre vizsgálva, határozzuk meg  $n+1$  darab  $(X)$  ismert pont  $(P_i)$  közelítő görbéjét. Legyen  $P_i$  harmadfokú polinom az  $[X_i, X_{i+1}]$  ( $i=1\dots n$ ) intervallumon.

Biztosítanunk kell a polinomok folytonosságát:

$$P_i(X_{i+1}) = P_{i+1}(X_{i+1}), \quad i=1\dots n,$$

valamint azt, hogy a polinomok végpontjának érintője megegyezzen a következő polinom kezdőpontjának érintőjével, így biztosítható a sima átmenetet:

$$P_i'(X_{i+1}) = P_{i+1}'(X_{i+1}) \quad \text{és} \quad P_i''(X_{i+1}) = P_{i+1}''(X_{i+1}), \quad i=1\dots n,$$

továbbá:  $P_1''(X_1) = 0$  és  $P_n''(X_{n+1}) = 0$ .

(A görbe az  $X_1$  illetve  $X_{n+1}$  pontban érinti az első és az utolsó két pontot összekötő szakaszt.)

Newman és Sproull (1985) a  $P(u)$  görbét az ismert  $n+1$  pont helyzetével határozza meg, a támpontokat  $p_i$ -vel jelölve:

$$P(u) = \sum_{i=0}^n p_i N_{i,k}(u).$$

A  $k$  paraméter a fokszám, amely megadja a görbe simaságát. Az  $u$  paraméter ( $0 \leq u \leq n-k+2$ ). A súlyfüggvényt ( $N_{i,k}(u)$ ) rekurzív módon definiáljuk:

$$N_{i,k}(u) = \frac{(u-t_i)N_{i,k-1}(u)}{t_{i+k-1}-t_i} + \frac{(t_{i+k}-u)N_{i+1,k-1}(u)}{t_{i+k}-t_{i+1}},$$

ha  $t_i \leq u < t_{i+1}$ , akkor  $N_{i,1}(u) = 1$ , egyébként  $N_{i,1}(u) = 0$ .

$t_0 \dots t_{i+k}$  csomóértékek, amelyeket a következő szabály szerint számítjuk:

ha  $i < k$ , akkor  $t_i = 0$ ,

ha  $k \leq i \leq n$ , akkor  $t_i = i - k + 1$ ,

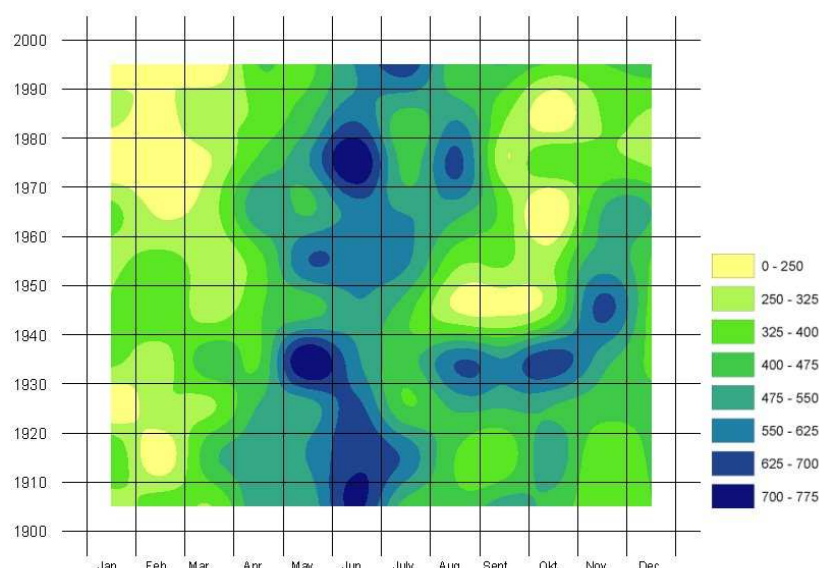
ha  $i > k$ , akkor  $t_i = n - k + 2$ .

Felületmodellezésnél a felületet két görbe Descartes-szorzataként állíthatjuk elő:

$$P(u, v) = \sum_{i=0}^n \sum_{j=0}^m p_{i,j} N_{i,k}(u) N_{j,l}(v),$$

ahol a támpontok száma  $(n+1) \times (m+1)$ .

A Spline interpolációs eljárással készült csapadékeloszlást mutatja a 24. ábra.



24. ábra. Az 1901 és 2000 között Szegeden mért csapadékeloszlás Spline interpolációs eljárással készült idősor-ábrája

### Mozgóátlag (Moving Average)

A 3D felület ábrázolásához szükséges, megfelelően sima felület létrehozásának egy másik (talán a leggyakrabban használt) módja a mozgóátlag módszer. E modell 2D esetében Hoppe és Kiely (1999) alapján:

$$MA_i = \frac{1}{2N+1} \sum_{j=-N}^N X_{i+j},$$

ahol  $2N$  az átlagszámításnál szimmetrikusan figyelembe vett szomszédok száma, vagyis a rendszám:  $2N+1$ .

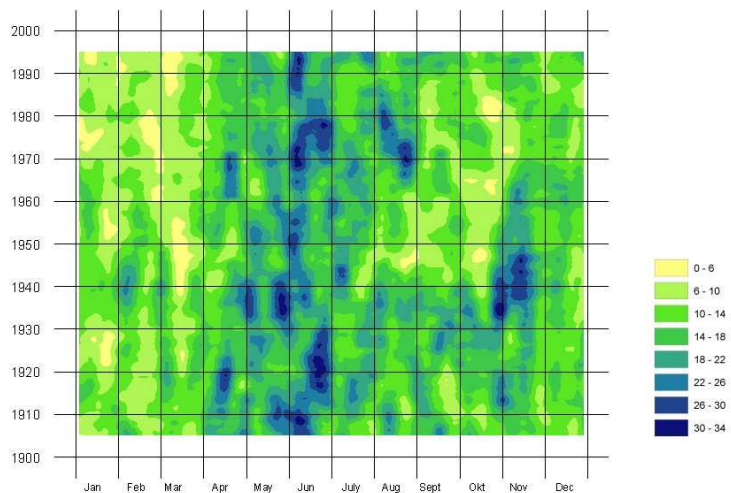
Mivel 3D adatokkal dolgozunk, ezért a térbeli mozgóátlagot (spatial moving average) kell alkalmaznunk (Gimesi, 2008):

$$MA_{i,j} = \frac{1}{(2N+1)^2} \sum_{k=-N}^N \sum_{l=-N}^N X_{i+l,j+k}.$$

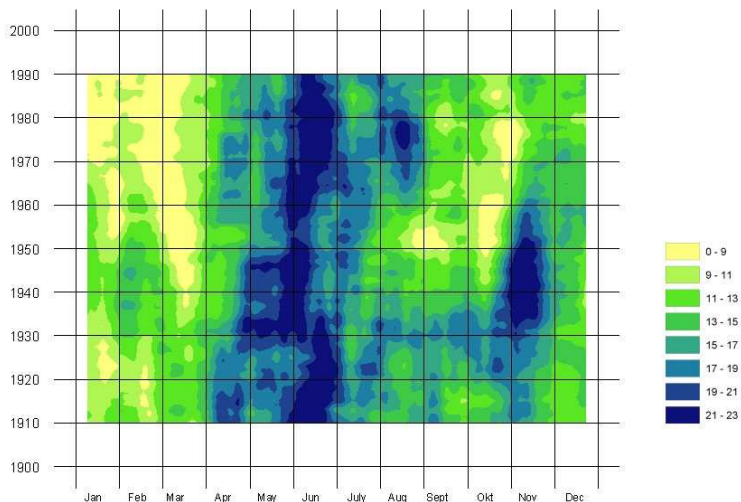
A különböző számú szomszédok figyelembevételével készült eredményeket a 25. ábra szemlélteti.

A különböző interpolációs eljárásokkal készült ábrákból látható, hogy azok hasonló képet (tendenciát) mutatnak. így bármelyik módszert is használjuk, ugyanarra a következtetésre juthatunk.

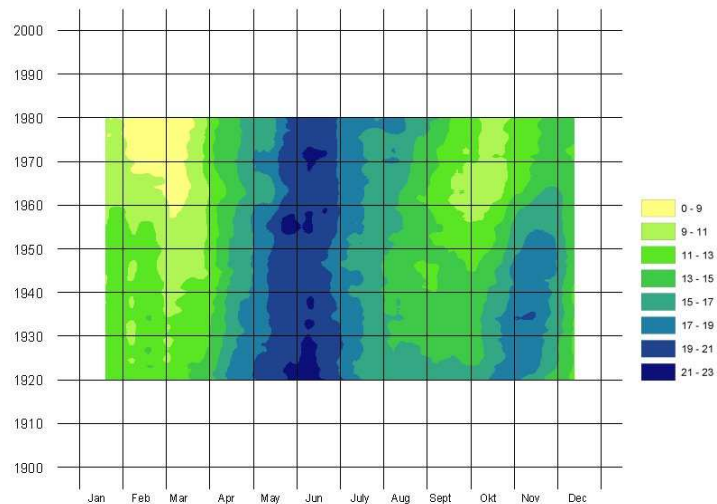
*11-ed rendű mozgóátlag:*



*21-ed rendű mozgóátlag:*



*41-ed rendű mozgóátlag:*



*25. ábra. Az 1901 és 2000 között Szegeden mért csapadékeloszlás különböző rendű mozgóátlag módszerrel készült idősor-ábrái*

### 3.3. Biológiai modellek és statisztikai eljárások

Az adatbázis összeállítása és a vizualizációs módszer kidolgozása után lehetővé vált, hogy magyarországi rovar- és meteorológiai adatokat összefüggéseiben vizsgáljuk, azokat különböző matematikai és informatikai módszerekkel elemezzük, és az eredményeinket megjelenítsük.

Elemzésünk során a szakirodalmakban leírt módszereket vettük alapul. Vizsgáltuk, hogy a különböző modellek mennyire illeszthetők a tényadatokhoz, a lepkepopuláció viselkedéséhez.

#### 3.3.1. Diverzitási-indexek

A diverzitási-indexek kiszámításához Hammer és munkatársai (2001) által publikált PAST (Paleontological Statistics) programmal<sup>1</sup> dolgoztunk, ezért a továbbiakban csak azokkal a diverzitási-indexekkel foglalkozunk, amelyekkel e program is számol. A különböző módszerek szemléltetéséhez az általunk összeállított lepkeadatbázist, valamint az ismertetett 3D módszert használtuk.

*Egyedszám (individual)*

Legyen  $S$  a fajszám,  $N$  az egyedszám, valamint jelöljük  $n_i$ -vel az  $i$  faj egyedszámát, ekkor az  $i$  faj előfordulási valószínűsége:

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

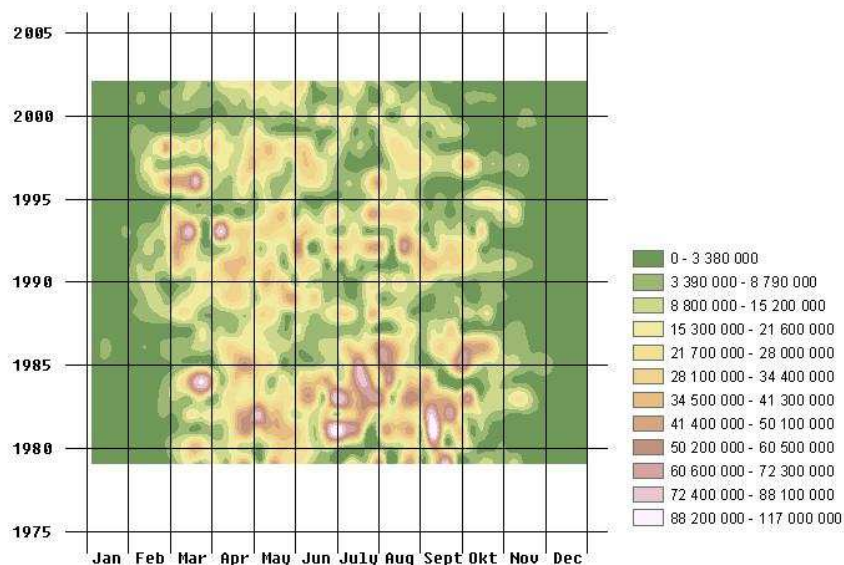
A  $p_i$  valószínűségek összege:

$$\frac{n_1}{N} + \frac{n_2}{N} + \frac{n_3}{N} + \dots + \frac{n_S}{N} = p_1 + p_2 + p_3 + \dots + p_S = 1 \text{ azaz: } \sum_{i=1}^S p_i = 1.$$

Az összes egyedszám ábrázolására Veraszto és munkatársai (2010) által publikált fitoplankton adatokat használtuk fel. Az összes befogott fitoplankton idősora a 26. ábrán látható.

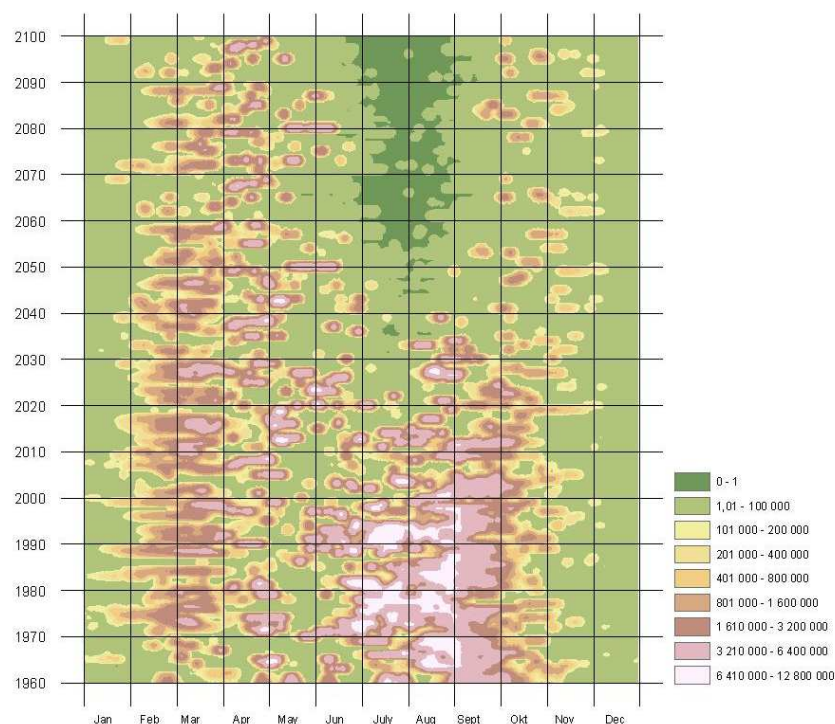
---

<sup>1</sup> A PAST egy szabad felhasználású adatelemzési programrendszer, amit eredetileg paleontológiai adatok elemzésére fejlesztettek ki, de ma már az ökológiában is népszerű.



26. ábra. Az 1979-2002 között befogott összes fitoplankton krigeléssel készült időszora

Hufnagel és munkatársai (2008) egy elméleti ökoszisztéma viselkedését tanulmányozták a hőmérsékletváltozás függvényében. A modellezéshez 1961 és 2000 között a historikus napi közép-hőmérsékleti adatokat, 2000 és 2070 között klímagenerátorral interpolált adatokat, 2070 és 2100 között pedig a Hadley Centre A2 scenárió adatait használták. E modell felhasználásával előállított összegyedszám időszora látható a 27. ábrán.



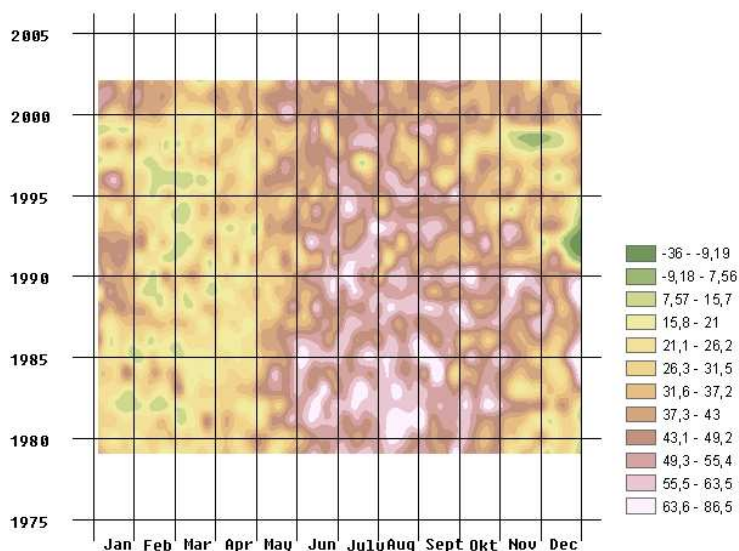
27. ábra. Az elméleti ökoszisztéma krigeléssel készült összegyedszám időszora

Az ábrából látható, hogy az évek során a téli és tavaszi időszakban alig van változás az összegyedszámokban, viszont drasztikus változás figyelhető meg június és október közötti időszakban.

### Fajszám (taxon)

Az egyik legfontosabb diverzitásmutató a fajszám (Tóthmérész 2002), amelynek mértéke függ a befogott egyedszámtól, valamint a csapadék vonzáskörzetétől. Hátránya, hogy nem tesz különbséget a népes, illetve az egyetlen vagy kevés egyeddel képviselt fajok között, valamint területfüggő.

A 28. ábra az 1979-2002 közötti fitoplankton adatokból készült fajszám idősorát mutatja. (Az ábra interpolációval készült, ezért vannak rajta törtszámok.)



28. ábra. Az 1979-2002 között befogott fitoplankton krigeléssel készült fajszám idősora

### Shannon index (Shannon – Wiener index)

A diverzitás jellemzésére manapság több diverzitás függvény (diverzitás index) használatos, ezek közül mind történetileg, mind tulajdonságaiban a legnevezetesebb a Shannon-féle entrópia (Juhász-Nagy 1993). Mivel az publikációk nagy része (például: Acara et al. 2007, Arnan et al. 2009, Balog et al. 2008, Chefaoui & Lobo 2008, Kevan 1999, Skalskia & Pośpiech 2006, Suzuki 2002) elsősorban ezt az indexet használja, így ezzel részletesebben foglalkozunk.

Az entrópia az információtechnológiában jelent meg először. Az információ fogalma úgy határozható meg, hogy mennyi információra van szükség egy adott,  $X = \{x_1, x_2, \dots, x_n\}$  véges halmaz valamely tetszőleges elemének azonosításához (Csiszár & Fritz 1991). Az  $n$  elemű  $X$  halmaz egyes elemeinek azonosításához szükséges információ Hartley (1928) alapján:

$$I = \log_2 n.$$

Ez azt jelenti, hogy egy elem azonosításához  $\log_2 n$  hosszúságú bináris számot kell használnunk.



Ez az egyszerű formula számos esetben jól használható, de hibája: nem veszi figyelembe, hogy az egyes alternatívák nem feltétlenül egyenértékűek. Ezt a problémát Shannon a valószínűség és az információ összekapcsolásával oldotta meg (Csiszár & Fritz 1991).

Shannon (1948) határozta meg egy rendszer bizonytalanságát (entrópiáját). (Minél bizonytalanabbak vagyunk egy rendszer állapotában, annál nagyobb annak információtartalma.)

Az eredeti Shannon formula:

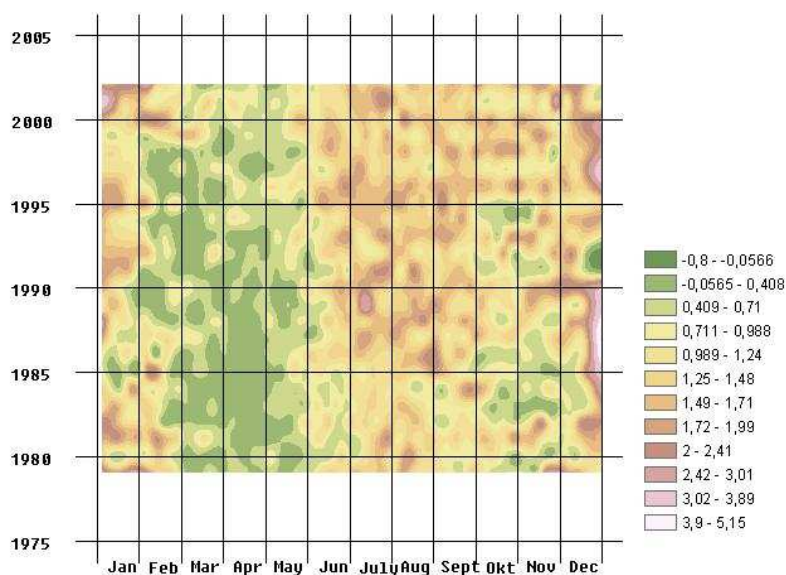
$$H = -\sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

Az ökológiában szokásos alakban (Shannon & Weaver 1963):

$$H = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Az index a domináns fajok változására érzékeny (Hill et al. 2003, Magurran 2003, Nagendra 2002). A domináns fajok egyedszámának növekedésével csökken az értéke, viszont növekszik a fajszám növekedésével.

A 29. ábrán a fitoplanktonok Shannon diverzitási-indexének időszora látható. Tél végén és tavasszal találhatók a legalacsonyabb diverzitási értékek. Az ebben az időszakban látható jelentős befogási csúcsokért csak néhány faj tehető felelőssé. A nyári időszakban – az évek múlásával – jelentős diverzitásnövekedés tapasztalható. Az október-novemberi időszakban a korai években megfigyelhető átmeneti időszak megszűnik, és egybeolvad a nyárral. A legmagasabb diverzitási értékek decemberben találhatók. Ez valószínűleg a domináns fajok egyedszámának csökkenésével magyarázható (Veraszto et al. 2010).



29. ábra. Az 1979-2002 között befogott fitoplankton krigeléssel készült diverzitási-index időszora

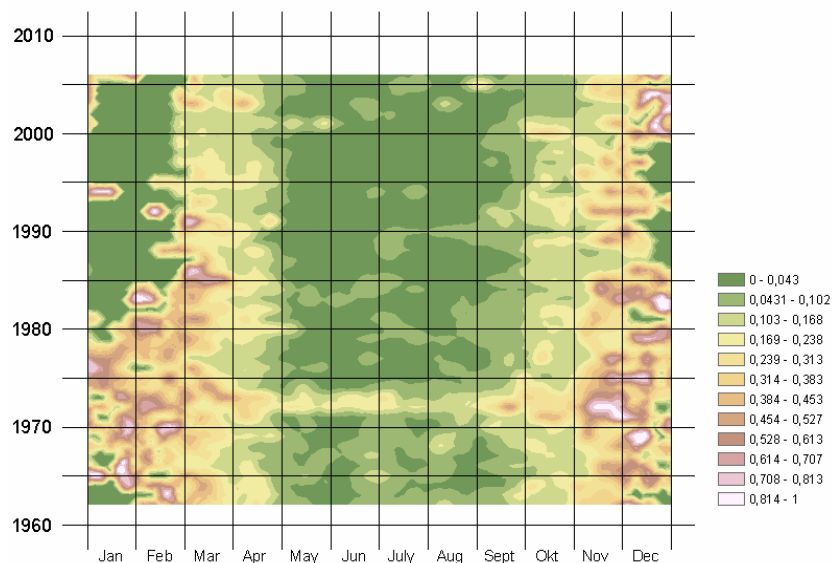
### Dominancia-index

Az index az egyedek azonos fajhoz tartozásának valószínűségét adja. Ebben az esetben az egyedeket független, visszatevéses eljárással választjuk (Izsák 2001). Ezen események együttes valószínűsége:

$$D = p_1 p_1 + p_2 p_2 + p_3 p_3 + \dots + p_s p_s = \sum_{i=1}^s p_i^2$$

Az indexet közönségességi indexnek is nevezzük (Izsák 2001). Ez azt jelenti, hogy minél nagyobb  $p_i$ , annál közönségesebb a faj (Simpson 1949). A magas index azt jelzi, hogy csak néhány faj uralja a közösséget, míg alacsony érték esetén minden befogott faj közel azonos egyedszámban fordul elő (Ricotta & Avena 2003).

Az index érzékeny a domináns fajok változására, értéke a fajsza szám csökkenésével nő (Ampe & Miamb 2000). Ez jól látható a lepkeadatbázis alapján készült Dominancia-index idősorán is (30. ábra), vagyis téli, kora tavaszi, illetve késő őszi időszakban magas a diverzitási-index értéke, míg nyáron nagyon alacsony. (Ahol nem történt befogás, az értéke nulla.)



30. ábra. Az 1962-2006 között befogott lepkék krigeléssel készült dominancia-index idősora

### Simpson-index (Gini – Simpson-index)

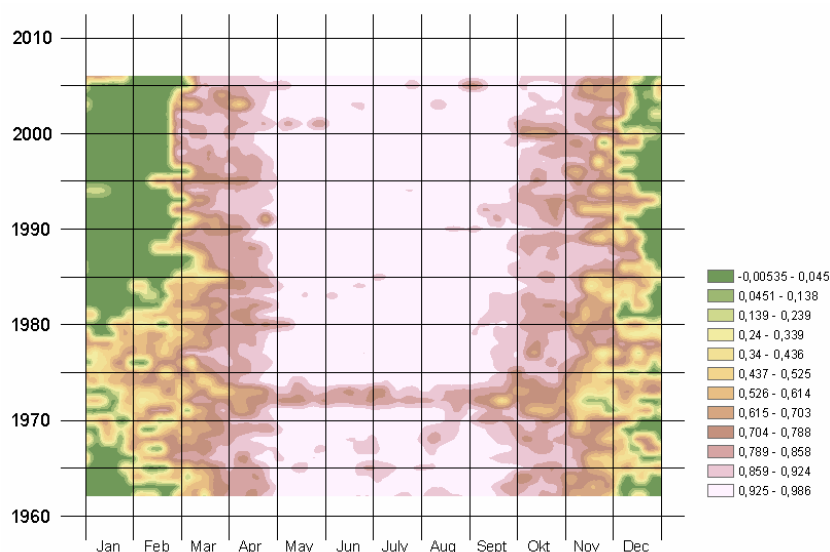
A Shannon-diverzitás mellett a másik leggyakrabban használt diverzitási statisztika a Simpson-diverzitás, vagy más néven kvadratikus diverzitás (Tóthmérész 2001, Vanpeteghem et al. 2008). Az index jellemzője, hogy független a mintanagyságtól (Simpson 1949), viszont érzékeny a domináns fajok változására (Hill et al. 2003, Magurran 2003, Nagendra 2002).

E diverzitási-index számításánál figyelembe vesszük az egyes fajok egymástól való különbözőségének mértékét (Izsák & Papp 1995, Izsák & Papp 2000). Annak valószínűsége, hogy kiválasztott egyed különböző fajhoz tartozik, nem más, mint az azonos fajhoz tartozás (*Dominancia*) valószínűségének additív inverze (Izsák 2001):

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

Ha minden befogott egyed különböző fajhoz tartozik, akkor az index értéke a legnagyobb, ha pedig csak egy fajunk van, akkor  $GS=0$ .

A Simpson-index a Dominancia-index komplementere, ami a 31. ábrán is látható. Vagyis a nyári időszakban magas, míg télen alacsony a diverzitási-index értéke. (Megjegyzem, ahol nem történt befogás, az index értéke itt is nulla!)



31. ábra. Az 1962-2006 között befogott lepkék krigeléssel készült Simpson-index időszora

## Buzas – Gibson-index

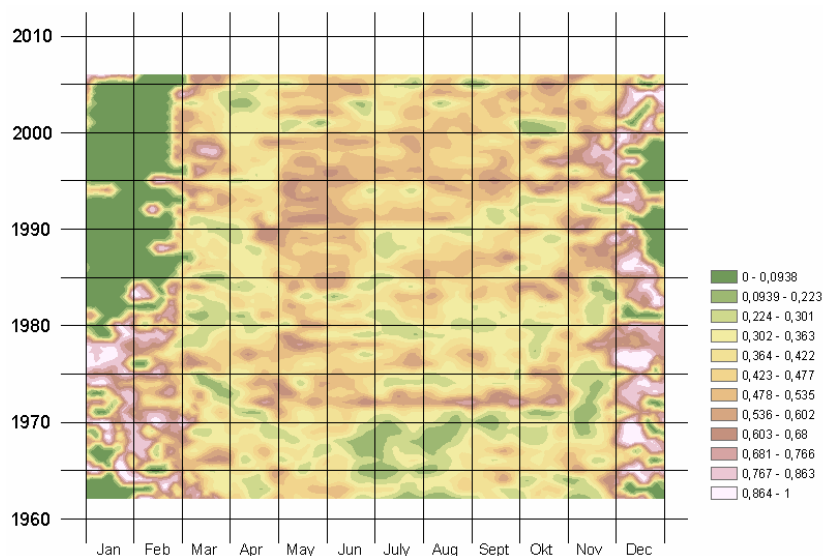
Feltéve, hogy minden faj azonos egyedszámmal fordul elő (legegyszerűsebb minta), a Shannon-index értéke:  $H = \ln S$ , vagyis  $S = e^H$  (Buzas et al. 2007). Ettől az ideális állapottól való eltérés arányát, mint diverzitási-indexet vezette be Buzas és Gibson (1969).

$$E = \frac{e^H}{S}, \text{ ahol } H \text{ a Shannon-index, } S \text{ a fajszám.}$$

Ha minden faj ugyanabban az arányban fordul elő, akkor  $E=1$ ; ha pedig csak egy fajunk van, akkor  $E=0$  (Pavey & Nano 2009, Peeters et al. 1999).

Az index érzéketlen a fajszám változásra (értéke csak kismértékben függ a fajok számától). Domináns fajok egyedszámának növekedésével nő, míg a ritka fajok növekedésével csökken az értéke (Lončarić et al. 2007).

A Buzas – Gibson-index időszora (32. ábra) viszonylag egyenletes képet mutat tavasz közepétől ős közepéig. Mivel az index kevésbé érzékeny a fajszám változásra, ezért az ábrából az a következtetés vonható le, hogy a többi indexnél tapasztalható jelentős nyári diverzitási-index változás elsősorban a fajszám növekedésének következménye.



32. ábra. Az 1962-2006 között befogott lepkék krigelésselkészült Buzas – Gibson-index időszora

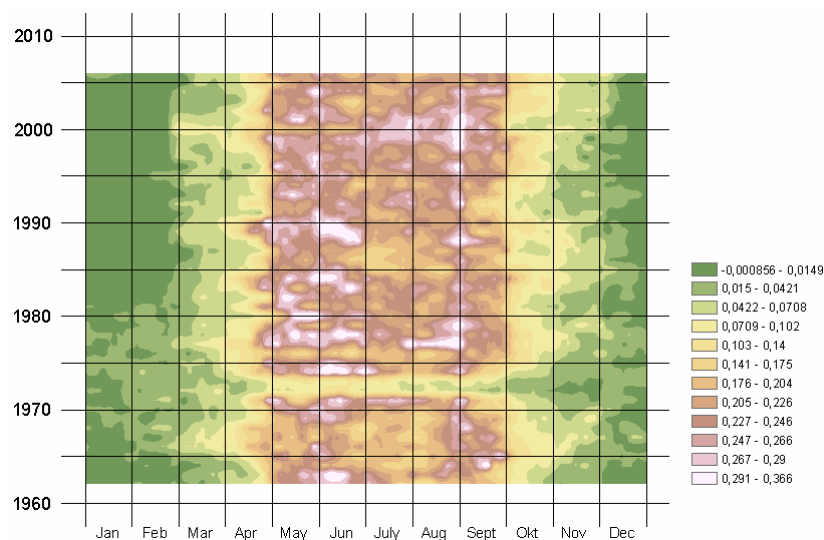
### *Menhinick's richness-index*

A fajbőség (richness) modellek az index kiszámításához a fajszámot (taxa) és az összes egyedszámot (individual) használják (Saldaña & Ibáñez 2004):

$$D = \frac{S}{\sqrt{N}}, \text{ ahol } S \text{ a fajszám, } N \text{ az egyedszám (Magurran 1988).}$$

Ezek a modellek figyelmen kívül hagyják a fajmegoszlást (Izsák 2001), és elsősorban a fajszámtól függenek. A fajszám növelésével az index nő, viszont az egyedszám növekedés – ugyan kisebb mértékben –, de csökkenti az értékét (Hill et al. 2003).

A Menhinick's richness-index idősorán (33. ábra) látható, hogy az index május és júniusban, valamint nyár végén magasabb értéket mutat, mint nyár közepén. Ebből arra lehet következtetni, hogy ebben az időszakban jelentősebb a fajszám növekedése, mint az egyedszámé.



33. ábra. Az 1962-2006 között befogott lepkék mrigeléssel készült Menhinick's richness-index idősora

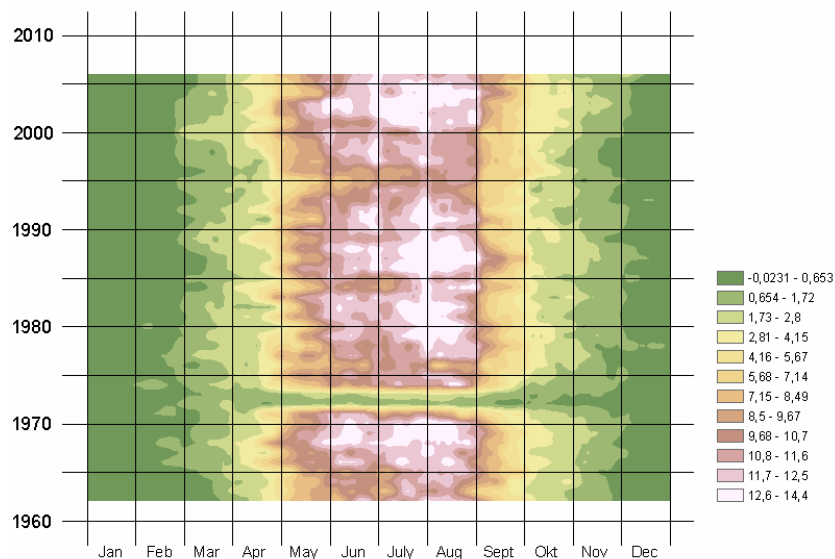
### *Margalef's richness-index*

Más néven fajgazdagság vagy sokféleség index (Margalef 1958, Margalef 1981, Magurran 1988), amely érzékeny a mintanagyságra és a domináns fajok változására (Gamito 2009).

$$M = \frac{S - 1}{\ln N}, \text{ ahol } S \text{ a fajszám, } N \text{ az egyedszám.}$$

Az index – a többi gazdagságindexhez hasonlóan – a fajszám növelésével növekszik, az egyedszám növekedése viszont csökkenti az értékét (Saldaña & Ibáñez 2004). Használatát Abay és munkatársai (2009) nagy területek és egyedszámok esetén javasolják.

A Margalef's richness-index idősorán (34. ábra) megfigyelhető, hogy június és augusztus közepén a diverzitási-indexeknek maximuma van. Az ábra hasonló jelleget mutat, mint a Shannon-index (45. ábra), viszont 1965 és 1980 között – a téli időszakban – nem mutat diverzitásemelkedést.



34. ábra. Az 1962-2006 között befogott lepkék krigeléssel készült Margalef's richness-index idősora

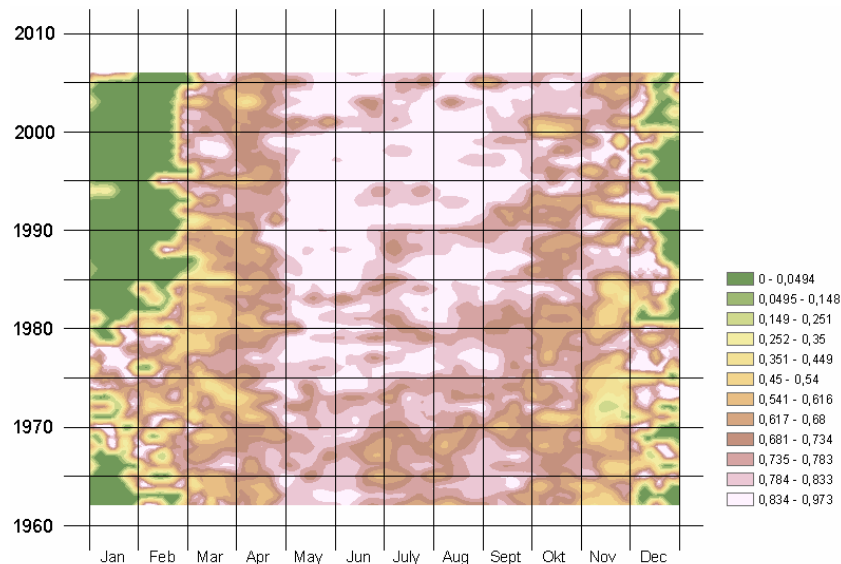
#### Egyenletesség-index (equitability- vagy evenness-index)

A „valódi” diverzitási-index (úgynevezett heterogeneity index) a diverzitás egyenletességi és fajbőségi komponensét egyaránt mutatja (Izsák 2001). Ennek megfelelően a fajok eloszlásának egyenletességét kifejező index:

$$E = \frac{H}{\ln S}, \text{ ahol } H \text{ a Shannon-index, } S \text{ a fajszám (Moss \& Hassall 2006, Whittaker 1975).}$$

Az indexet *Shannon Equitability-index*nek is szokás nevezni (Graham et al. 2009, Hill et al. 2003). Az index 0 és 1 között változhat. Egy faj esetén az értéke 0 (Peeters et al. 1999), a maximális értékét (1) akkor veszi fel, ha minden faj abundanciája azonos (Šamonil & Vrška 2008). Az index érzékeny a ritka fajok változására (Hill et al. 2003).

Az Equitability-index idősorán (35. ábra) látható, hogy május-júniusban és augusztusban a diverzitási-indexek magasak, júliusban pedig alacsonyabbak. 1965 és 1980 között a téli időszakban viszonylag magas diverzitásértékek figyelhetők meg.



35. ábra. Az 1962-2006 között befogott lepkék krigeléssel készült Equitability-index időszora

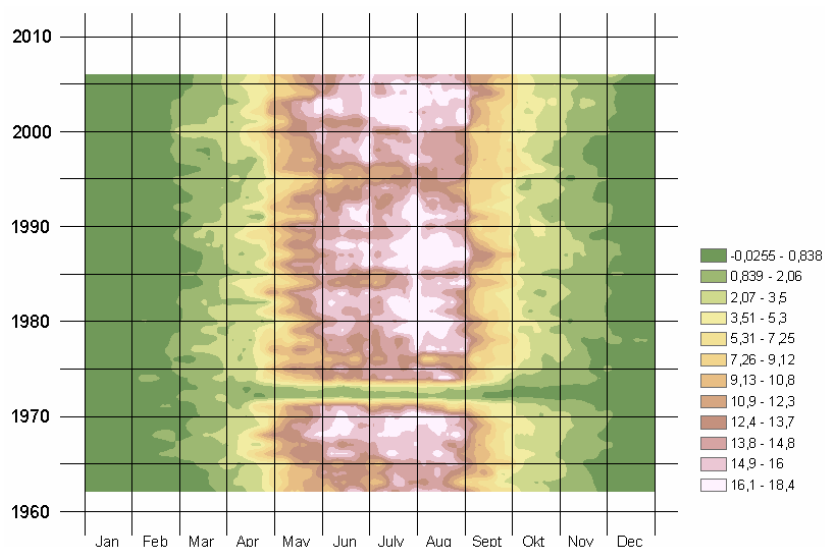
### Fisher's alpha-index

Fisher és munkatársai (1943) lepidoptera befogások alapján olyan modellt dolgoztak ki, ahol a fajszám az egyedszám logaritmusával arányosan növekszik (Currie et al. 2004, Izsák 2001). Ez a modell nagy fajszámú, heterogén közösségek statisztikai leírásával foglalkozik (Árnyas et al. 2004).

$$S = \alpha \ln \left( 1 + \frac{N}{\alpha} \right), \text{ ahol } S \text{ a fajszám, } N \text{ az egyedszám (Fisher et al. 1943).}$$

Az  $\alpha$  paramétert nevezik *Fisher-féle alfa diverzitási-indexnek* (Izsák & Szeidl 2009). Az index – több diverzitási-indexhez képest – kevésbé érzékeny a mintanagyságra (Balog et al. 2008, Macía 2008).

A Fisher's alpha-index idősor (36. ábra) érdekessége, hogy jelentős hasonlóságot mutat a *Fajszám* (43. ábra) és a *Margalef's richness-index* (34. ábra) idősorokkal.

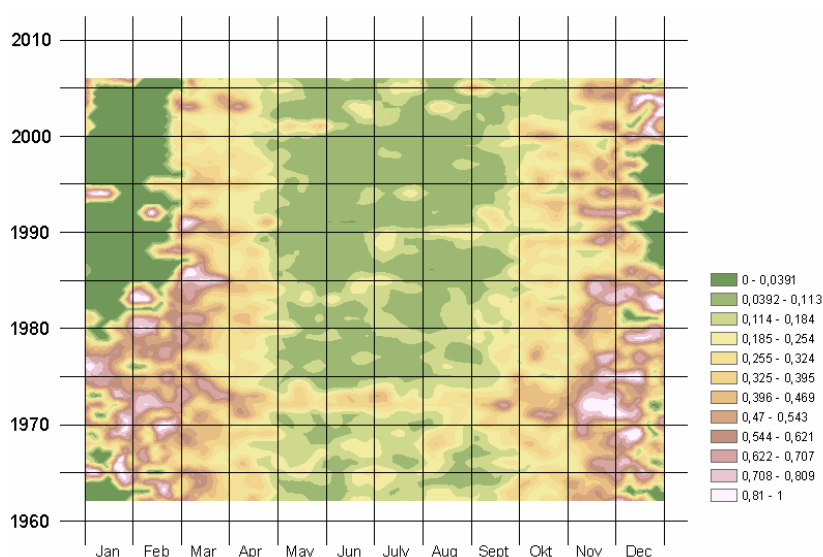


36. ábra. Az 1962-2006 között befogott lepkék krigeléssel készült Fisher's alpha-index időszora

### Berger – Parker-index

Berger – Parker-indexet ( $d$ ) széles körben használják igénytelenebb ökostatisztikai vizsgálatokra. Értékét elsősorban a legnagyobb abundanciájú (domináns) faj befolyásolja (Hill et al. 2003, Izsák 2001, Magurran 2003, Tóthmérész 2001). Az index nem más, mint a legnagyobb relatív gyakoriság:  $d = \frac{N_{\max}}{N}$ , ahol  $N_{\max}$  a legnagyobb abundanciájú faj egyedszáma,  $N$  az összes egyedszám (Berger & Parker 1970).

A Berger – Parker-index idősorán (37. ábra) megfigyelhető, hogy a téli időszakban – az erőforrások szűkössége miatt – a domináns fajok előtérbe kerülnek. Ebben az időszakban a diverzitási-index növekedése egyrészt abból adódik, hogy az index érzékeny a domináns fajokra (Hill et al. 2003), másrészt jelentősen csökken az egyedszám.



37. ábra. Az 1962-2006 között befogott lepkék krigeléssel készült Berger – Parker-index idősora

### 3.3.2. Fajabundancia-modellek

A fajabundancia-modellek abból a feltevésből indulnak ki, hogy ha egy faj (közösség) nagyobb forráshoz (tápanyag, élettér, stb.) jut, akkor nagyobb egyedszámban is jelenik meg (Izsák & Szeidl 2009).

Egyes, az ökológiával foglalkozó munkák három alapmodellt említenek: geometriai, lognormális és pálcatorési modelleket (Aoki 1995, Dunbar et al. 2002, Kobayashi 1985, Saldaña & Ibáñez 2004, Skalskia & Pośpiechb 2006).

Egy másik felosztás szerint megkülönböztetünk pálcatorési és rokon modelleket, valamint lognormális és gammaeloszlás modelleket (Izsák & Szeidl 2009).

A pálcatorési modelleknél a forrásmennyiséget egy egységnyi hosszúságú pálca jelképezi, amit különböző szabályok szerint tördelünk el. Ezután a pálcadarabokat (fajokat) méret szerint



csökkenősorba rendezve kapjuk meg a fajok tömegességi rangsorát. Minden egyes faj (pálcadarab) esetében meghatározzuk, hogy azok az összegyedszám (egységnyi hossz) hányad részét adják. Az így kapott értékeket logaritmikus skálán ábrázolva megkapjuk a fajok gyakorisági grafikonját (Ibáñez et al. 1995, Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors 2009, Whittaker 1965).

A fajabundancia modellalkotás területén jelentős lépés volt annak felismerése, hogy nagyobb taxonok esetében a fajabundancia lognormális eloszlású (Izsák & Szeidl 2009, Whittaker 1965). Preston (1948) szerint számos, sokfajú közösség esetében a lognormális abundanciamodellel jól közelíti a fajeloszlást. Ezzel szemben Fisher és munkatársai (1943) sokfajú mintára gammaeloszlási modellt alkalmaztak.

#### *Geometriai sorozat modell (Geometric series model)*

E modell esetében feltételezzük, hogy a legerősebb faj a források  $z$ -ed részét használja fel, a második legerősebb faj a maradék  $z$ -ed részét, és így tovább. Válasszuk le az egységnyi hosszúságú pálcát valamelyik végéről a hossz  $z$ -szeresét. (Esetünkben a pálcát 1 hosszú és  $z < 1$ .) Ez lesz az első töredék. A maradékról újra válasszuk le a maradékhossz  $z$ -szeresét. Ez lesz a második töredék, amely hossza  $z(1-z)$ . A folyamatot  $n$ -szer ismételve a végleges töredékek hosszának  $z, z(1-z), z(1-z)^2, \dots, z(1-z)^{n-1}$  sorozata monoton csökkenő geometriai sorozat (Izsák & Szeidl 2009, Silva et al. 2009).

E modell szerinti eloszlást gyakran tapasztalhatjuk a fejlődés (szukcesszió) korai stádiumaiban lévő, illetve a szélsőséges környezetben élő társulásoknál (Bartha et al. 2007), ahol néhány domináns faj rendelkezik a teljes forráskészlet nagy részével. Elmondható, hogy a dominancia sorrendben hátrébb elhelyezkedő fajt – a forrás felhasználásában – a felette álló faj korlátozza.

A modellel jellemezhető a kis egyedszámú (kis abundanciájú) fajok eloszlása is (Izsák & Szeidl 2009).

#### *Lognormális modell*

Preston (1948) befogási adatok alapján megfigyelte, hogy bizonyos esetekben a fajabundancia eloszlás lognormális. Hasonló eredményre jutott Dick (2004), Ibáñez és munkatársai (2005) és Tokita (2006) is.

Az  $\alpha$ ,  $\mu$  és  $\sigma$  paraméterű lognormális eloszlás sűrűségfüggvénye Korn & Korn (1975) alapján:

$$f(x) = \frac{1}{(x - \alpha)\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{\ln(x-\alpha)-\mu}{\sigma}\right)^2}, \text{ ha } x > \alpha,$$

$$f(x) = 0, \text{ ha } x \leq \alpha.$$

E modellel írhatók le a tömegességi viszonyok a fejlődés (szukcesszió) késői stádiumaiban lévő, fajban gazdag társulások. A tömegességi eloszlás egyenletesebb, mint a mértani sorozat modellnél. Ilyen eloszlást a források hierarchikus felosztása esetén kapunk, illetve akkor, ha a fajok tömegességét sok, egymástól független hatás alakította ki (Bartha et al. 2007).

### *Gammaeloszlási modell*

Hasonlóan a lognormális modellhez, e modell is a sokfajú abundancia eloszlás leírására alkalmas (Fisher et al. 1943).

Az  $\alpha$  és  $\beta$  paraméterű gammaeloszlás sűrűségfüggvénye Korn & Korn (1975) alapján:

$$f(x) = \frac{1}{\beta^\alpha \Gamma(\alpha)} x^{\alpha-1} e^{-\frac{x}{\beta}}, \text{ ha } x > 0,$$

$$f(x) = 0, \text{ ha } x \leq 0 \text{ és } (\alpha > 0, \beta > 0),$$

$\Gamma(\alpha)$  a gammafüggvény.

### *Bétaeloszlás modell*

Bár a publikációk néhány kivételtől eltekintve (Muneepeerakula et al. 2007, Fattorini 2005) alig említik, mi mégis használjuk, mivel – a későbbiekben látni fogjuk – bizonyos esetekben e modell közelíti meg a legjobban az abundancia eloszlást.

Izsák és Szeidl (2009) igazolták, hogy a bétaeloszlás bizonyos paraméterek esetén nagyon hasonló a lognormális eloszláshoz, valamint kedvező paraméterválasztással jól közelíti a pálcatorési modellt is. E megállapítást a későbbiekben gyakorlati példák segítségével is igazoljuk. Bemutatjuk, hogy a bétaeloszlási modell – megfelelő paraméter beállítással – jól közelíti a lognormális-, illetve a gammaeloszlási modellt, valamint a szimultán pálcatorési modellt is.

Az  $\alpha$  és  $\beta$  paraméterű bétaeloszlás sűrűségfüggvénye Korn & Korn (1975) alapján:

$$f(x) = \frac{\Gamma(\alpha + \beta)}{\Gamma(\alpha)\Gamma(\beta)} x^{\alpha-1} (1-x)^{\beta-1}, \text{ ha } 0 < x < 1,$$

$$f(x) = 0, \text{ ha } x \leq 0, x \geq 1 \text{ és } (\alpha > 0, \beta > 0),$$

$\Gamma(\alpha)$  a gammafüggvény.

### *Szimultán pálcatörési modell (Broken stick mode random version)*

MacArthur (1957) a madárfajok eloszlásának modellezésére több niche eloszlási modellt ismertetett. E modellek egyikét szokás általában pálcatörési modellnek, vagy MacArthur-féle törési modellnek nevezni (Izsák & Szeidl 2009).

A töredékek hosszának meghatározásához Izsák és Szeidl (2009) valamint Cohen (1968) által leírt módszert használtuk. Ez alapján  $n$  darab, hosszúság szerint növekvő sorrendbe rendezett töredék hosszúságok közül az  $r$ -edik (az  $r$ -edik legkisebb) elem várható értéke:

$$V_{r,n} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^r \frac{1}{n-j+1}$$

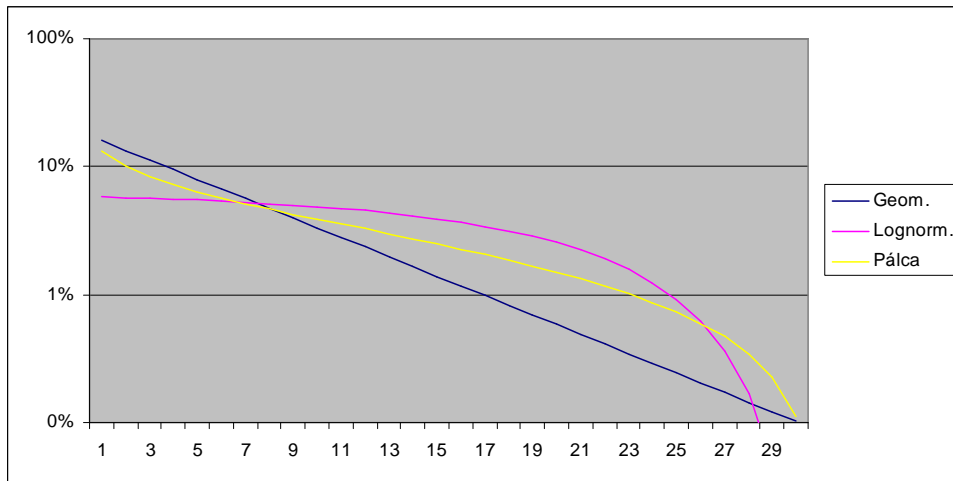
E modell sokkal kiegyenlítettebb erőviszonyokat feltételez, mint az előző kettő, vagyis a tömegességi eloszlás itt a legegyszerűsebb. A forráshoz való hozzáférésben nincs meghatározott sorrend, azt a fajok véletlenszerűen osztják fel maguk között.

A megfigyelések elsősorban állattársulások esetében igazolták e modell érvényességét (Bartha et al. 2007).

A már korábban felsoroltakon kívül a publikációk (Hill et al. 2003, Horváth & Castellanos 2006, Tokeshi 1990) többféle modellt is ismertetnek. Ezek egy része formai hasonlóságot mutat egymással, illetve bizonyos feltételek mellett jól közelíthetők béta-, gamma-, illetve lognormális eloszlás modellel (Izsák & Szeidl 2009).

A fent ismertetett modellezési eljárások segítségével elkészítettük egy  $S=30$  fajból álló közösség mindhárom modelljének grafikonját (38. ábra.). Annak érdekében, hogy a három különböző modellt egy grafikonon tudjuk ábrázolni, a geometriai modellben  $z = 0,16$ , a lognormális modellben  $x = 0,1 \cdot n$ ,  $n = 1, 2, \dots, N$ , valamint  $\sigma = D\{x\}$  (szórást) és  $\mu = E\{x\}$  (várható értéket) paramétereket használtuk.

Megjegyezzük, hogy a szimultán pálcatörési modell paraméter nélküli, ezért e görbe lefutása csak az egyedszámtól függ. A geometriai modellel készült grafikon meredeksége a  $z$  paraméter függvénye. A lognormális modellel előállított görbének mind az alakja (konvexitás), mind a meredeksége függ a paraméterektől.

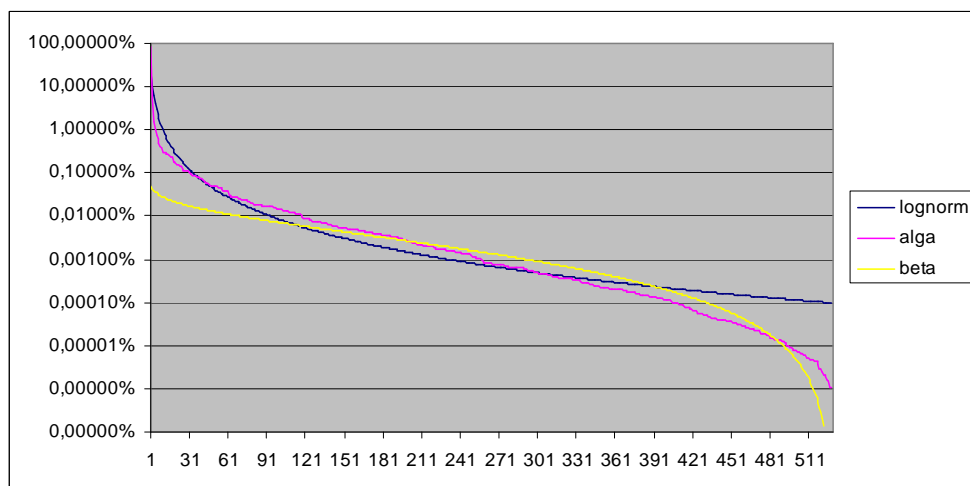


38. ábra. Elméleti fajabundancia modellek

A 39. ábrán 1979-2002 közötti összes fitoplankton befogás alapján készült abundancia eloszlás, a lognormális eloszlás modell és a bétaeloszlás modell grafikonja látható. Megfigyelhető, hogy a grafikon kezdetben (nagy egyedszámú fajok esetében) a lognormális modellre illeszkedik, míg a kisebb egyedszámú fajoknál a bétaeloszlást követi (Veraszto et al. 2010).

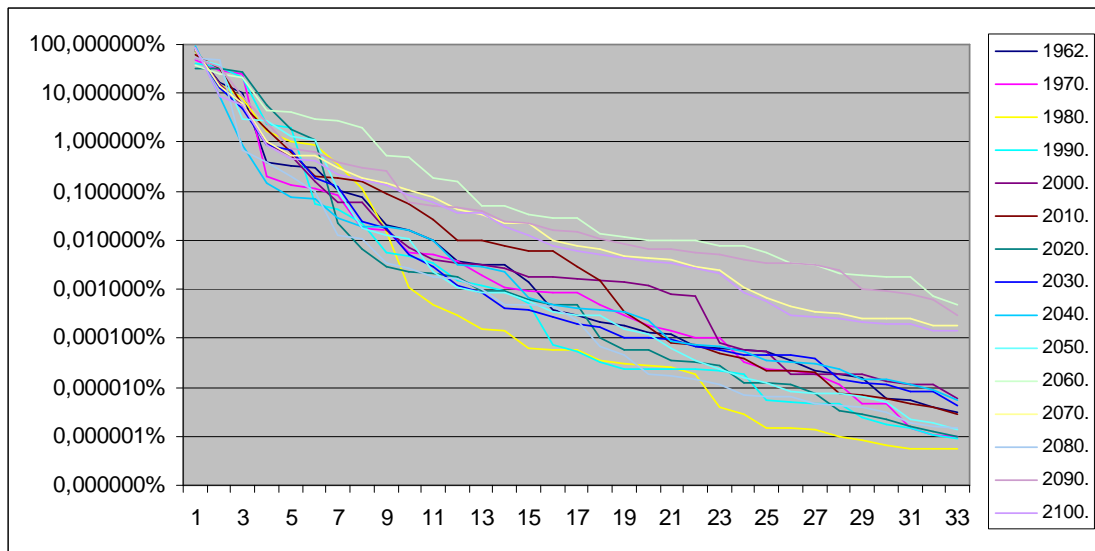
Ennek oka lehet, hogy a kisebb egyedszámú fajok már kevésbé vetélytársai egymásnak a maradék erőforrás felhasználásában, amelyet a nagyobb abundanciájú fajok meghagynak. A másik lehetséges ok, hogy a kisebb egyedszámú fajok időben (szezonálisan) egyenletesebben oszlanak el, míg a nagy egyedszámú fajok abundanciája erősebben szezonális függő.

A legjobb illeszkedést a legkisebb négyzetek módszerével határoztuk meg. Ennek megfelelően a bétaeloszlásnál az  $\alpha=2,3$  és a  $\beta=0,0001$ , a lognormális eloszlásnál a  $\sigma=1,8$  és a  $\mu=0,00001$ .



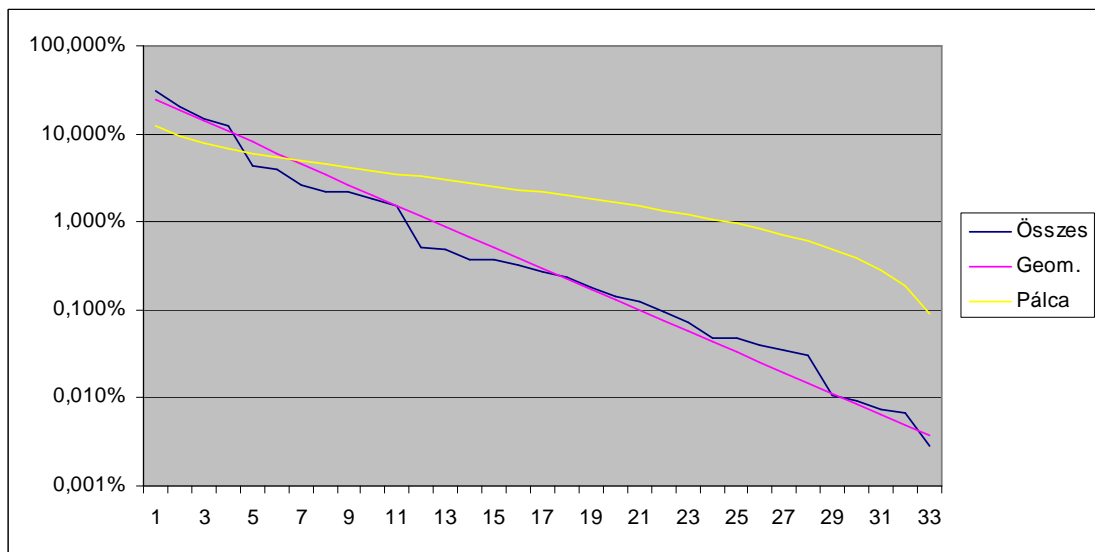
39. ábra. A fitoplanktonok rangsora és a lognormális illetve a bétaeloszlás modell összehasonlítása

Az elméleti modelldatok (Hufnagel et al. 2008) alapján készült (1962 és 2100 között, 10 évenként) a fajok rangsora, amit a 40. ábra szemléltet. A görbék lefutása jelentős szórást mutat, de abban tendencia nem figyelhető meg.



40. ábra. Elméleti fajok 10 évenkénti rangsora 1962 és 2100 között

A 41. ábrán az 1962-2100 között a 33 elméleti faj ( $S=33$ ) összes egyede alapján készült textúra látható. Az összehasonlítás érdekében az ábrára megszerkesztettük a geometriai modell ( $z=0,24$ ) és a szimultán pálcatorési modell képét is. Jól látható, hogy az elméleti modell textúrája jól illeszkedik a geometriai modellhez, ami abból is adódhat, hogy viszonylag kevés (33) faj alapján készült a számítás.



41. ábra. Elméleti fajok rangsora 1974 és 2006 között

### **3.3.3. Lineáris kvantilis regresszió**

A nagy szakirodalommal rendelkező fajdiverzitás vizsgálatok és fajabundancia modellek mellett használják a kvantilis regressziót is, amely hatékony eszköz a változások és azok arányának bemutatására (Cade et al. 2005, Chamaillé-Jammes et al. 2007, Helmus, et al. 2007).

A kvantilis regresszió esetén a mérési adatok adott hányadának (például: 10, 20, 30%-os) változásait szemlélítjük. Hasonló elemzéseket ismertet Austin (2007), Anderson (2008), Cade és Noon (2003), Koenker és Hallock (2001), valamint Kovács és munkatársai (2009) is.

Az elemzéshez a GRETL (GNU Regression, Econometric and Time-series Library) (Cottrell & Lucchetti 2009) és a Microsoft Excel programot használtuk.

## 4. A vizsgálatok eredményei

Az Országos Növényvédelmi és Erdészeti Fénycsapda-hálózat adatait az előző fejezetben ismertetett módszerek segítségével dolgoztuk fel.

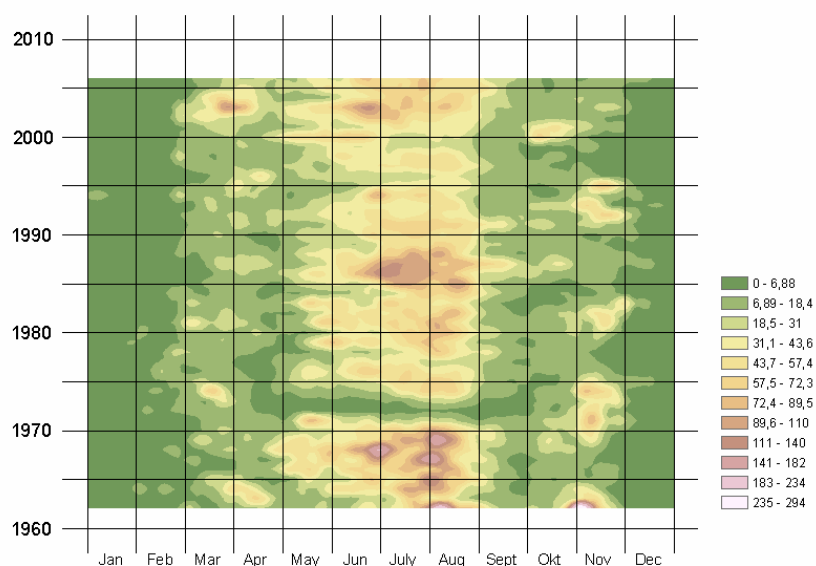
### 4.1. Diverzitási és fajabundancia eloszlási mintázatok

A biológiai diverzitás elsősorban a fajoknak egy adott területre és időszakra vonatkozó változatosságát jelenti. Mi a diverzitás és az abundancia jellemzésére az egyedszámot, a fajszámot és a Shannon diverzitási-indexet használtuk.

#### 4.1.1. Fajabundancia idősorok

##### *Egyedszám*

Az 1962 és 2006 között befogott lepkék számának idősorát a 42. ábra szemlélteti.



42. ábra. Az 1962 és 2006 között befogott lepkék krigeléssel készült egyedszám idősora

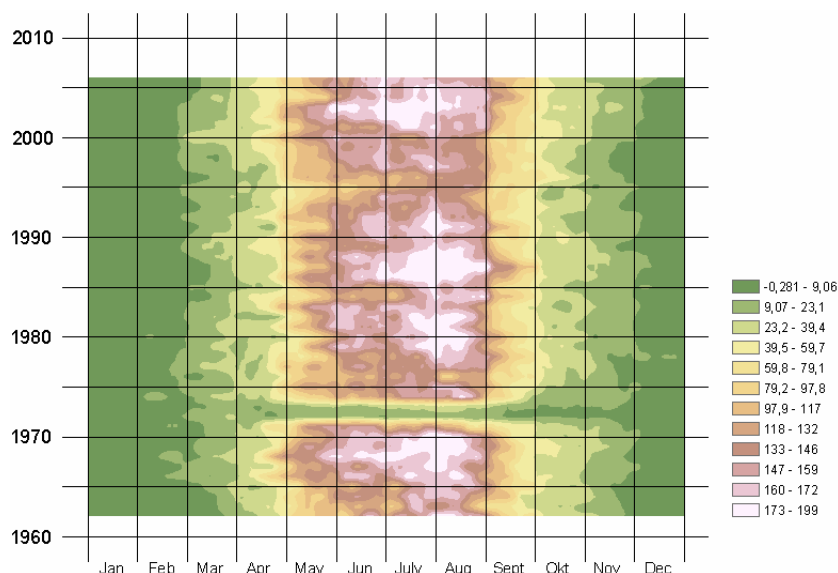
Az ábrából látható, hogy az egyedszám-maximum nyár közepén található, de kisebb kiemelkedés figyelhető meg március végén, április elején, illetve novemberben. A nyári időszakban megfigyelhető egy 15-20 évente jelentkező jelentősebb egyedszám növekedés.

A 42. ábrán, és a további idősor-ábrákon is, jelentős anomália figyelhető meg 1972-ben és 1973-ban. Az anyag feldolgozása ebben az időszakban akadozott, illetve pontatlanabban történt.

### Fajszaám (taxon)

A publikációk szerint az egyik legfontosabb diverzitásmutató a fajszaám, amelynek mértéke függ a befogott egyedszámtól, valamint a csapdák vonzáskörzetétől. Hátránya, hogy nem tesz különbséget a népes, illetve az egyetlen vagy kevés egyeddel képviselt fajok között, valamint területfüggő.

A 43. ábra a befogott fajszaám eloszlását mutatja. Az ábra interpolációval készült, ez az oka annak, hogy rajta törtszaámok is megjelentek.



43. ábra. Az 1962 és 2006 között befogott lepkék krigeléssel készült fajszaám idősora

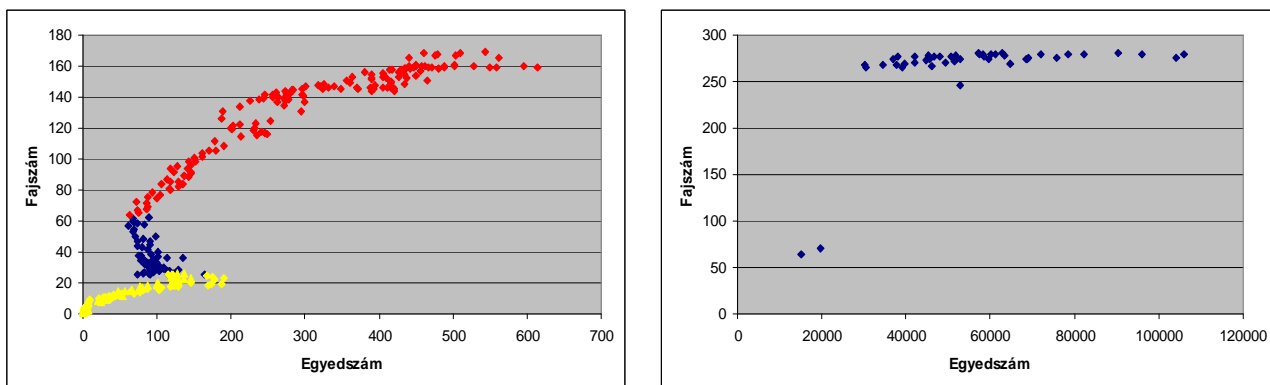
A fajszaám idősora egyenletesebb képet mutat, mint az egyedszámaé. Itt is megfigyelhető, hogy vannak időszakok (évek), amikor a fajszaám jelentősen kiemelkedik a környező évekhez képest, illetve a faj és egyedszáma maximumok azonos időszakra esnek.

### Fajszaám és egyedszáma kapcsolata

A fajszaám és az egyedszáma kapcsolatát a 44. ábra mutatja. A napi adatsor (bal oldali) ábrán három, jól elkülöníthető időszak látszik. A téli, kora tavaszi és késő őszi (1-96 és 305-365 napok) időszak (sárga pontsor), amikor a fajszaám és egyedszáma kapcsolata közel lineáris. Az április és október körüli (97-118 és 268-304 napok) időszak az (kék pontsor), ahol csökkenő egyedszáma mellett növekvő fajszaám figyelhető meg. A nyári (119-267 napok) időszakban a faj- és egyedszáma között egy telítődéses (logaritmikus) ábra látható (piros pontsor), vagyis a fajszaám (egy határ felett) már nem növekszik, annak ellenére, hogy az egyedszáma nő.

Az éves összes faj- és egyedszáma vizsgálatra (jobb oldali ábra) látható, hogy az évenként befogott fajszaám alig változik, annak ellenére, hogy az egyedszáma jelentős változást mutat. Ettől csak az 1972 és az 1973 év tér el a már említett ok miatt.



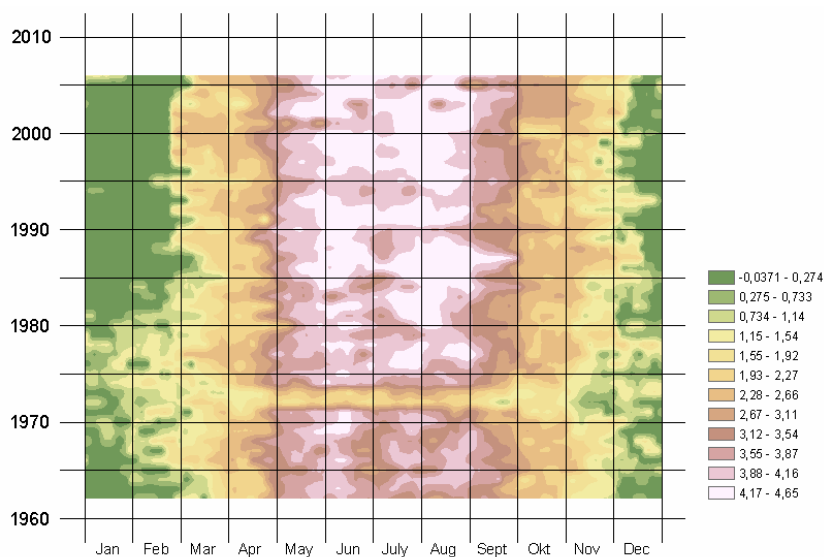


44. ábra. Az 1962 és 2006 között befogott lepkék faj és egyedszám grafikonja

### Diverzitási-index

A diverzitás jellemzésére a publikációk nagy része elsősorban a Shannon-indexet használja, ezért az adataink elemzéséhez mi is ezt fogjuk alkalmazni.

Az index a ritka fajok változására érzékeny, azaz a domináns fajok egyedszámának növekedésével csökken az értéke, viszont növekszik a fajszám növekedésével. A Shannon-index időszora a 45. ábrán látható.



45. ábra. Az 1962 és 2006 között befogott lepkék krigeléssel készült Shannon – Wiener diverzitási-index időszora

Az ábrán látható, hogy június és augusztus közepén a diverzitási-indexeknek maximuma van. Ennek megfelelően júliusban egy diverzitáscsökkenés figyelhető meg, ami a 63. ábrán is jól látható. 1965 és 1980 között a téli időszakban viszonylag magas diverzitásértékek figyelhetők meg annak ellenére, hogy sem az összes befogott egyedszám (42. ábra), sem az összes befogott fajszám (43. ábra) idősorokon ez nem látható. Mindhárom idősor-ábrán jól látható az értékek jelentős szezonális függése.

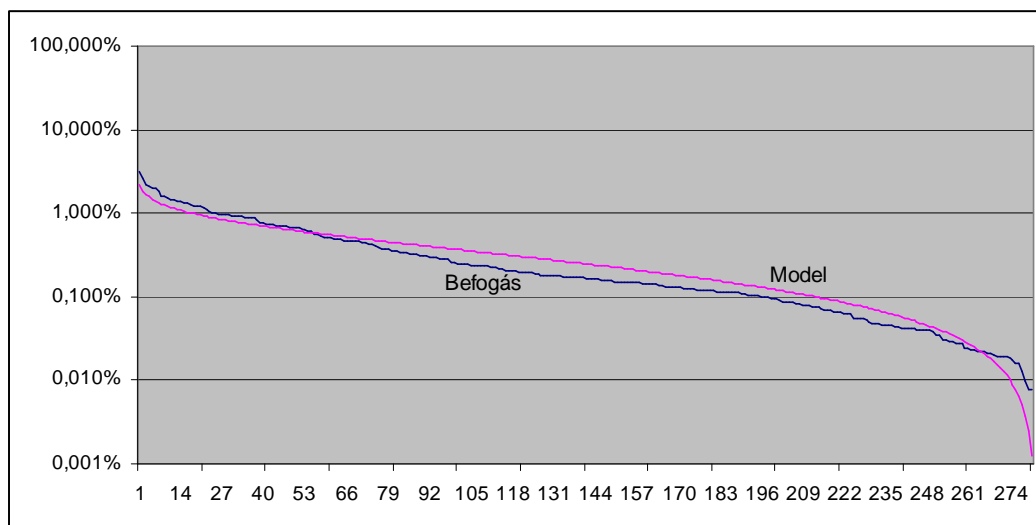
#### 4.1.2. Fajabundancia modellek

A fajdiverzitási-index vizsgálatok mellett elemeztük, hogy a fajok milyen egyedszámban vesznek részt az adott közösségben, vagyis milyen a fajok rangsora.

A következőkben ábrák segítségével kívánjuk bemutatni, hogy az egyes időszakokban megfigyelt fajabundancia-eloszlás melyik, az *Alkalmazott módszerek* fejezetben ismertetett modellhez illeszkedik a legjobban. A legjobb illeszkedés meghatározásához a legkisebb négyzetek módszerét használtuk.

Az ábrákból kitűnik, hogy a legkiegyenlítettebb erőviszonyok és a legbőségesebb fajok esetében a szimultán pálcatorési modell közelíti meg a legjobban az abundancia eloszlást. Az erőforrások, illetve a fajbőség csökkenésével sorban egymás után, a következő modelleket követik a rangsorok: bétaeloszlás, lognormális eloszlás és geometriai eloszlás.

A 46. ábrán 33 év (1974-2006) összes befogása alapján készült textúra látható. Az összehasonlítás érdekében az ábrára megszerkesztettük a szimultán pálcatorési modell képét is. Jól látható, hogy a lepkék textúrája jól illeszkedik ehhez a modellhez, ami a különböző modellek felső korlátját is jelenti (Ibáñez et al. 1995). (A görbék korrelációja = 0,98431.)

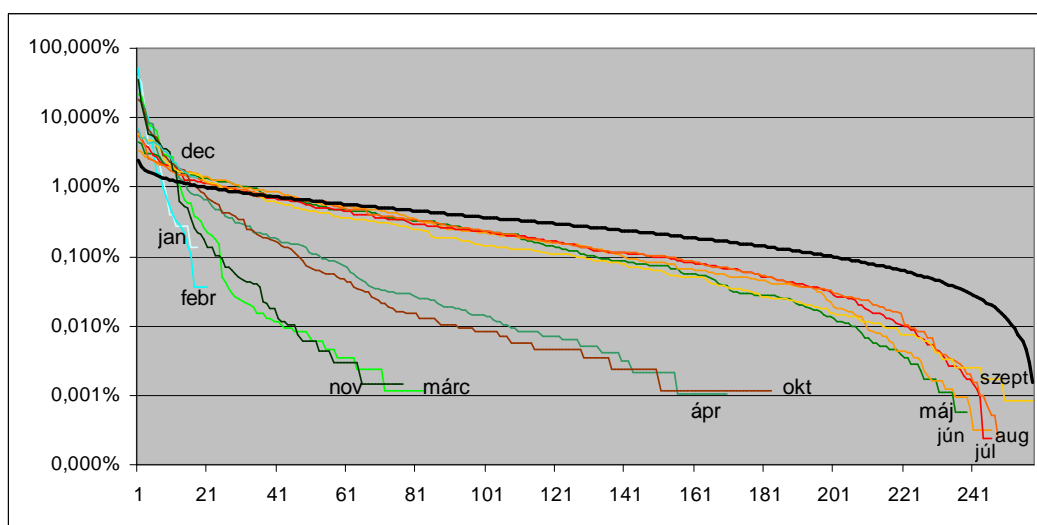


46. ábra. Elméleti görbe és a lepkék rangsora 1974 és 2006 közötti összes befogás alapján

A 47. ábrán 1974-2006 közötti összes befogás alapján készült havi abundancia eloszlás és a szimultán pálcatorési modell grafikonja látható. Az ábrán négy, jól elkülöníthető görbelefutás látható: téli (december, január, február), kora tavaszi és késő őszi (március, november), közép tavaszi és közép őszi (április, október), valamint nyári (május, június, július, augusztus, szeptember) időszak. Ez jól mutatja a lepkebefogások szezonális függését.

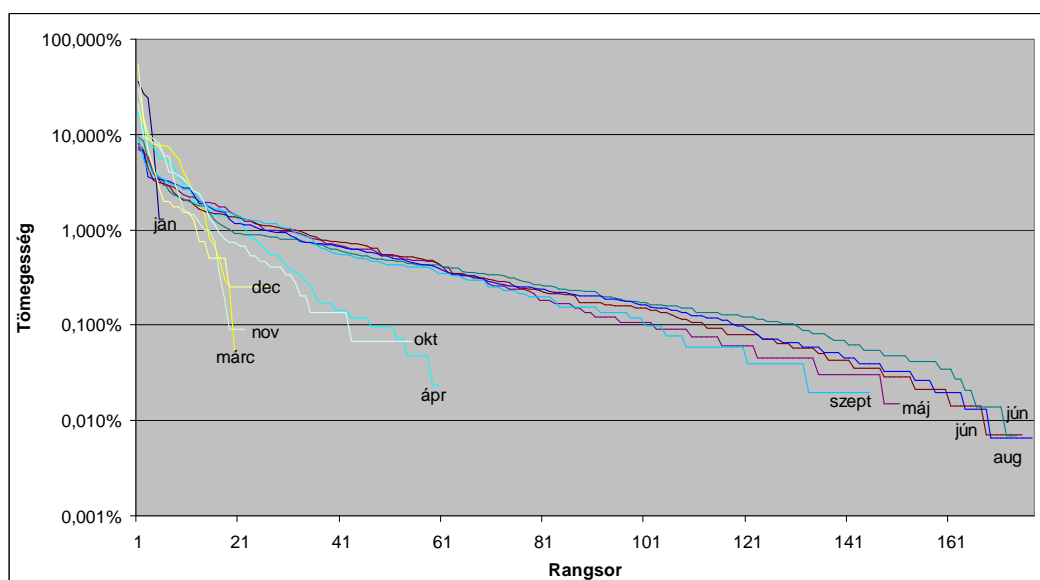
Összehasonlítva az összes befogással (46. ábra), látható, hogy míg havi bontásban mindegyik grafikon a szimultán pálcatorési modell alatt helyezkedik el, addig az összes befogás rangsora jól illeszkedik a pálcatorési modellre. Ennek alapján felmerül a modellillesztések bizonytalansága.

Az, hogy egy rangsor melyik modellhez illeszkedik, nemcsak a fajok rangjától, hanem a fajbőségtől is függ, az pedig függ a vizsgált időintervallumtól.



47. ábra. Az 1974 és 2006 között befogott lepkék havonkénti rangsora és a szimultán pálcatorési modell

A 48. ábrán a 2006. évi rangsor látható havi bontásban. Az ábrán jól látható, hogy kevés faj, illetve szűkös források esetén (téli, kora tavaszi és késő őszi időszakban) a grafikon a mértani sorozat modellt követi, míg faj és forrásbőség esetén közelít a szimultán pálcatorési modellhez. A görbék laposabbak, mint a 47. ábrán, ami a már említett okokra vezethető vissza, ugyanis a 48. ábránál egy évet, míg a 47. ábránál 33 éves befogást vizsgáltunk.



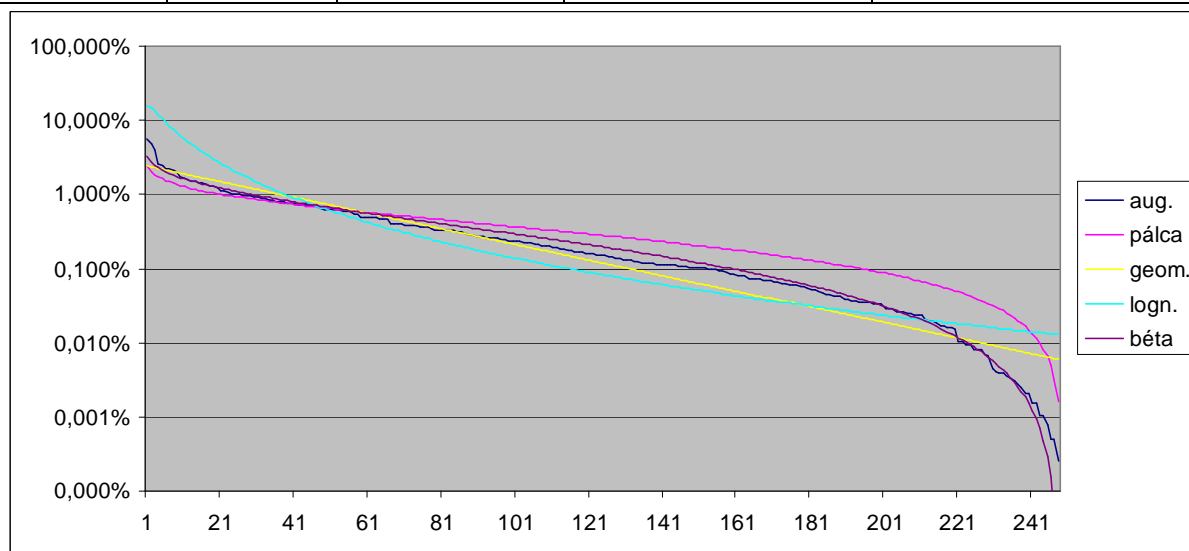
48. ábra. Lepkék rangsora 2006-ban, havonként

A következőkben a 47. ábrán bemutatott havi rangsorok közül négy jellegzetes hónapot kiválasztottunk, és ezekhez elvégeztük a modellek illesztését. Az elméleti függvény és a mért értékek alapján megrajzolt görbék illeszkedési jóságát az értékek különbségének négyzetösszege alapján

határoztuk meg. Vagyis, a minta és a modell segítségével kiszámított értékek azonos abszcisszájú pontjai közötti különbségek négyzetösszegét minimalizáltuk. Mivel a négyzetösszeg nemcsak a két görbe eltérésétől, hanem a fajszámtól is függ, ezért elvégeztük a fajszámmal történő normalizálást (a négyzetösszeget elosztottuk a fajszámmal). A normalizálást követően a különböző időszak grafikonjai is összehasonlíthatóvá váltak.

A 49. ábrán az összes augusztusi lepkebefogás látható a különböző modellek grafikonjaival. Az illeszkedés paraméterei:

Modell	Korreláció	Négyzetösszeg	Négyzetösszeg/fajsza	Paraméterek
pálca	0,941	36,197	0,146	
geometriai	0,903	13,826	0,056	$z = 0,024$
lognormál	0,957	32,528	0,131	$\alpha = 1; \sigma = 1,29; \mu = 0,66$
béta	0,961	3,053	0,012	$\alpha=1,64, \beta=0,00001$



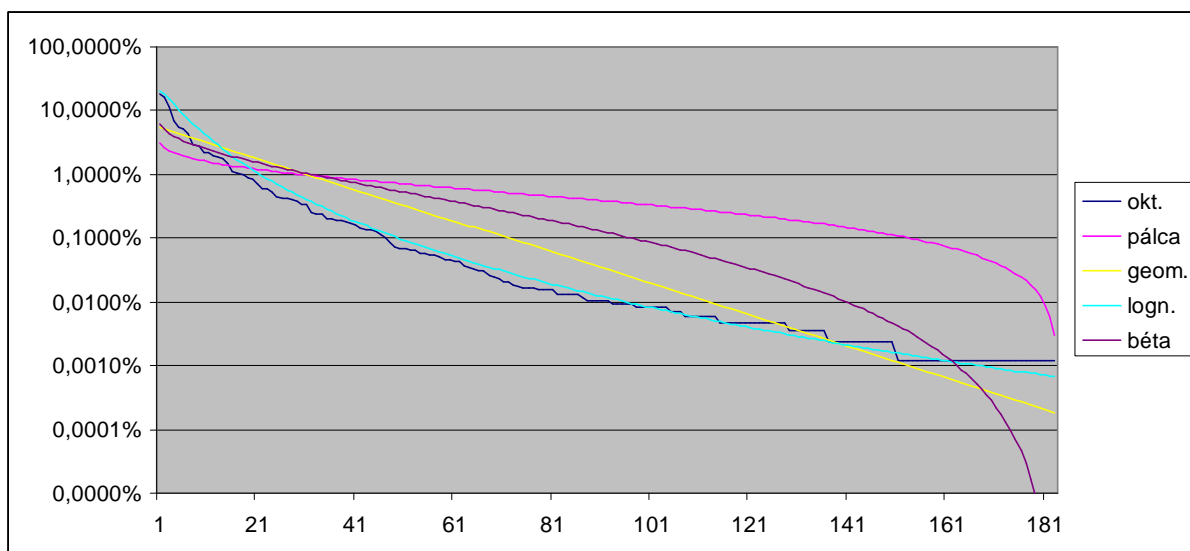
49. ábra. Összes augusztusi lepkebefogás és a modellek összehasonlítása

A táblázatból és az ábrából látható, hogy a legjobb illeszkedést a bétaeloszlás mutatja.

Az 50. ábrán az összes októberi lepkebefogás látható a különböző modellek grafikonjaival.

Az illeszkedés paraméterei:

Modell	Korreláció	Négyzetösszeg	Négyzetösszeg/fajsza	Paraméterek
pálca	0,806	341,051	1,854	
geometriai	0,974	38,286	0,208	$z = 0,055$
lognormál	0,862	2,844	0,016	$\alpha = 1; \sigma = 1,004; \mu = 0,66$
béta	0,749	148,283	0,806	$\alpha=2,9, \beta=0,0001$



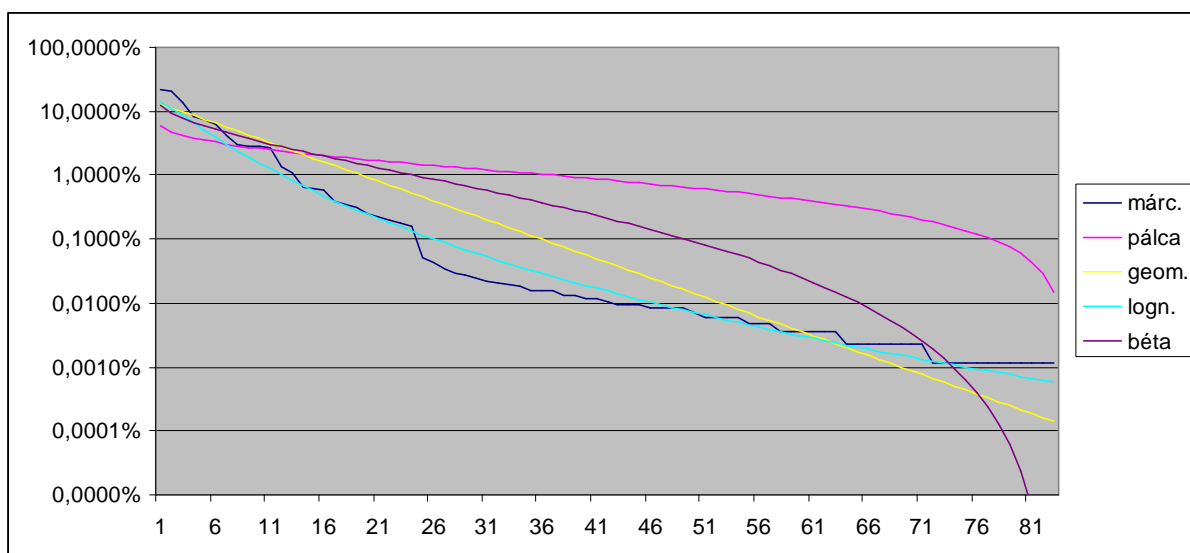
50. ábra. Összes októberi lepkebefogás és a modellek összehasonlítása

A táblázatból és az ábrából látható, hogy a legjobb illeszkedést a lognormális eloszlás mutatja.

Az 51. ábrán az összes márciusi lepkebefogás látható a különböző modellek grafikonjaival.

Az illeszkedés paraméterei:

Modell	Korreláció	Négyzetösszeg	Négyzetösszeg/fajszám	Paraméterek
pálca	0,831	221,936	2,674	
geometriai	0,946	24,215	0,292	$z = 0,13$
lognormál	0,994	3,0572	0,037	$\alpha = 2; \sigma = 1,83; \mu = 0,69$
béta	0,942	86,069	1,037	$\alpha=3,3, \beta=0,00001$



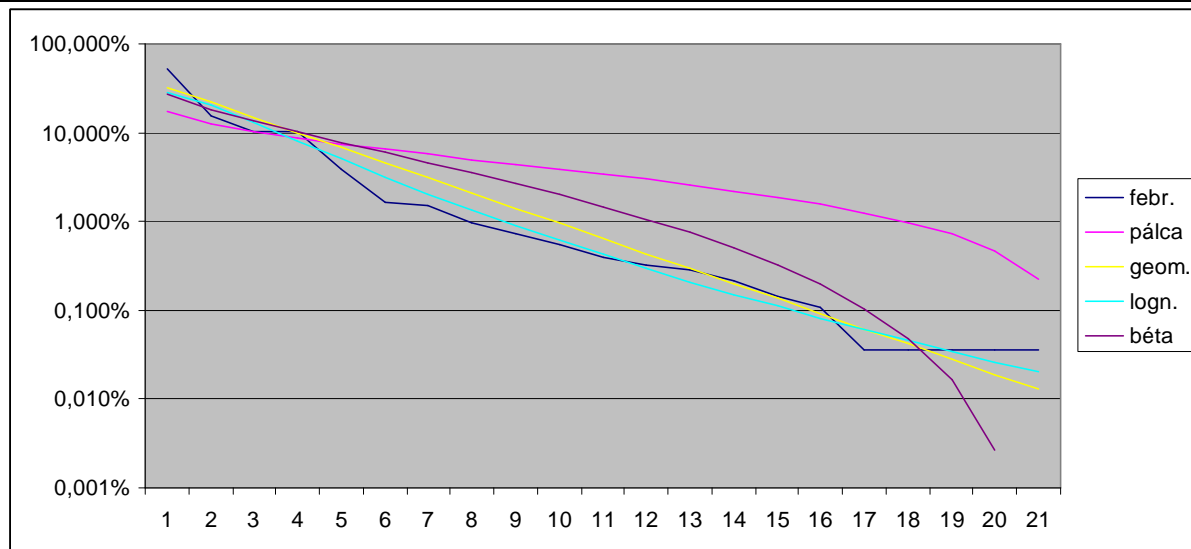
51. ábra. Összes márciusi lepkebefogás és a modellek összehasonlítása

A táblázatból és az ábrából látható, hogy a legjobb illeszkedést a lognormális eloszlás mutatja.

Az 52. ábrán az összes februári lepkebefogás látható a különböző modellek grafikonjaival.

Az illeszkedés paramétereit:

Modell	Korreláció	Négyzetösszeg	Négyzetösszeg/fajsza	Paraméterek
pálca	0,851	17,266	0,863	
geometriai	0,928	1,126	0,056	$z = 0,324$
lognormál	0,923	0,475	0,024	$\alpha = 1; \sigma = 0,67; \mu = 0,53$
béta	0,911	4,431	0,222	$\alpha=2,58, \beta=0,06$



52. ábra. Összes februári lepkebefogás és a modellek összehasonlítása

A táblázatból és az ábrából látható, hogy a legjobb illeszkedést itt is a lognormális eloszlás mutatja. A rangsor ebben az időszakban közelíti meg legjobban a geometriai eloszlást.

Láthatjuk, hogy a geometriai sorozat modellhez (egyeneshez) legjobban közelítő, februári (téli) időszakra jellemző a szűkös erőforrások és a szélsőséges környezet. Ahogy a környezet feltételek javulnak, az erőforrások növekednek, úgy haladunk a lognormális modell (március, október), majd a bétaelozslás modell (augusztus) felé, ahol az erőforrások megfelelően bőségesek ahhoz, hogy a forráshoz való hozzáférésben a fajok ne akadályozzák egymást. A normalizált négyzetösszegekből látható, hogy a pálcatorési modellhez az augusztusi adatsor van a legközelebb, majd az októberi és a márciusi következik. A februári alacsony érték valószínűleg a kevés adatból (fajszaából) adódik.

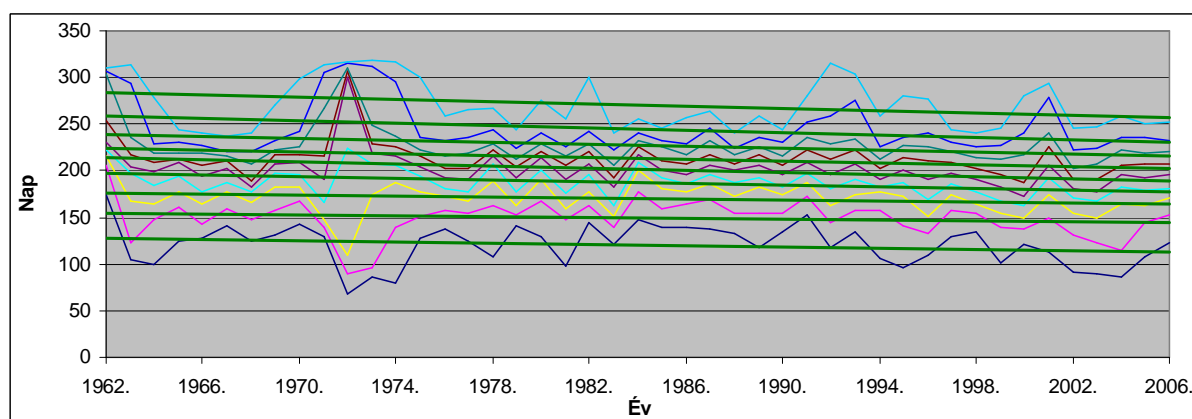
## 4.2. Sokéves tendenciák közösségi szinten

A közösségek változásának egy másik vizsgálati módszere a lineáris kvantilis regresszió számítása, ahol a mérési adatok adott hányadának (10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90%-os) változásait lineáris kvantilis regresszióval jellemeztük.

### *Befogott egyedszám vizsgálata*

Vizsgáltuk, hogy a befogott egyedszám melyik napon éri el az éves összes befogás 10, 20,...90 százalékát.

Mivel az 1972 és 1973 években a befogás illetve az adatbázis feltöltése bizonytalan volt, így külön vizsgáltuk meg az 1962 és 2006 (53. ábra), illetve 1974 és 2006 (54. ábra) közötti időszakot.



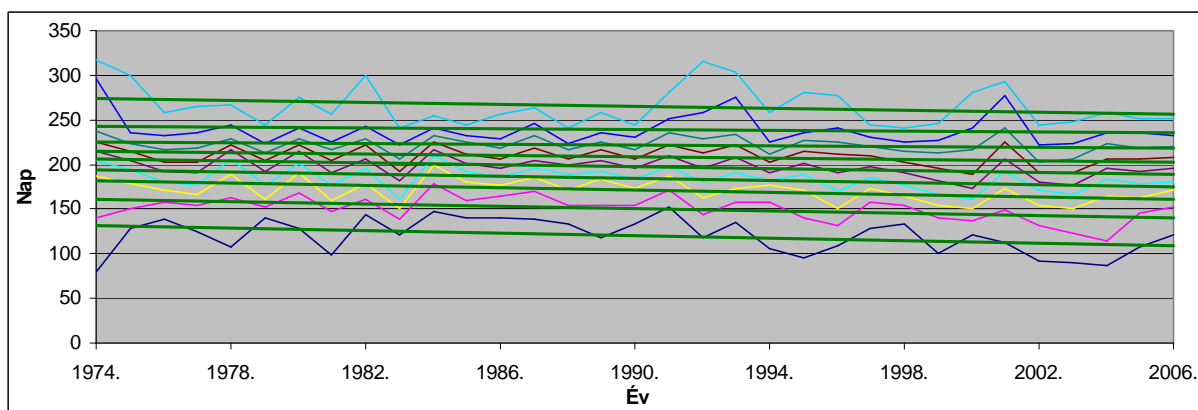
53. ábra. A befogott egyedszám lineáris kvantilis regressziós grafikonja. A görbék mutatják, hogy a befogás mely napon éri el az éves összes egyedszám 10, 20,...90 százalékát, 1962 és 2006 között.

A regressziós egyenesek paraméterei:

Hányados	Merekség	Standard hiba
10%	-0,349	0,245
20%	-0,215	0,227
30%	-0,268	0,190
40%	-0,476	0,150
50%	-0,557	0,208
60%	-0,486	0,206
70%	-0,544	0,229
80%	-0,622	0,298
90%	-0,594	0,296

Mindegyik regressziós egyenes meredeksége negatív, ami azt jelenti, hogy a befogások egyre korábbra tolódnak.

Az éves összes befogott egyedszám 10%-át 15 nappal korábban éri el 2006-ban, mint 1962-ben, a 90%-át viszont 26 nappal korábban. Átlagosan 20 nappal korábbra tolódnak az arányok.



54. ábra. A befogott egyedszám lineáris kvantilis regressziós grafikonja. A görbék mutatják, hogy a befogás mely napon éri el az éves összes egyedszám 10, 20, ... 90 százalékát, 1974 és 2006 között.

A regressziós egyenesek paramétereit:

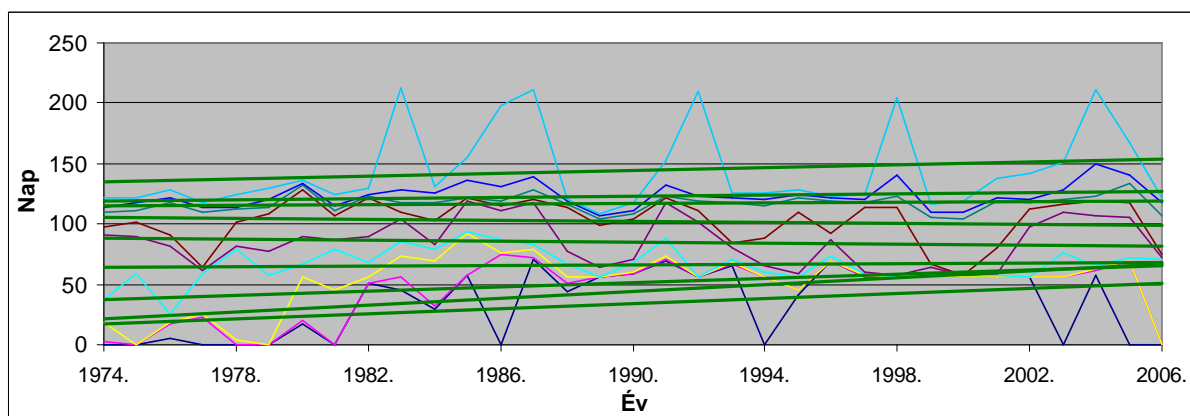
Hányados	Merekség	Standard hiba
10%	-0,658	0,337
20%	-0,691	0,227
30%	-0,627	0,213
40%	-0,580	0,206
50%	-0,516	0,187
60%	-0,391	0,186
70%	-0,194	0,170
80%	-0,223	0,310
90%	-0,540	0,407

Hasonlóan az előző ábrához, itt is negatív a regressziós egyenesek mereksége.

Az éves összes befogott egyedszám 10%-át 21 nappal korábban éri el 2006-ban, mint 1974-ben, a 90%-át viszont 18 nappal korábban. Átlagosan 16 nappal korábbra tolódnak az arányok.

#### Diverzitási-index vizsgálata

Vizsgáltuk, hogy a diverzitási-index melyik napon éri el az adott évben (1974 és 2006 között) a maximális érték 10, 20, ... 90 százalékát (55. ábra).



55. ábra. A diverzitási-index lineáris kvantilis regressziós grafikonja. A görbék mutatják, hogy a diverzitási-index mely napon éri el 1974 és 2006 között a maximális érték 10, 20, ... 90 százalékát.



A regressziós egyenesek paraméterei:

Hányados	Merekség	Standard hiba
10%	1,068	0,481
20%	1,447	0,384
30%	0,884	0,421
40%	0,110	0,266
50%	-0,233	0,361
60%	-0,227	0,333
70%	0,090	0,137
80%	0,240	0,184
90%	0,594	0,605

A diverzitási-index alacsonyabb kvantilis esetén emelkedik, majd csökkenést mutat. A legnagyobb negatív merekség 50 és 60% között található, utána ismét emelkedő tendencia figyelhető meg, vagyis későbbi napokra tolódik a diverzitási-index növekedése.

### 4.3. Szezonális tendenciák

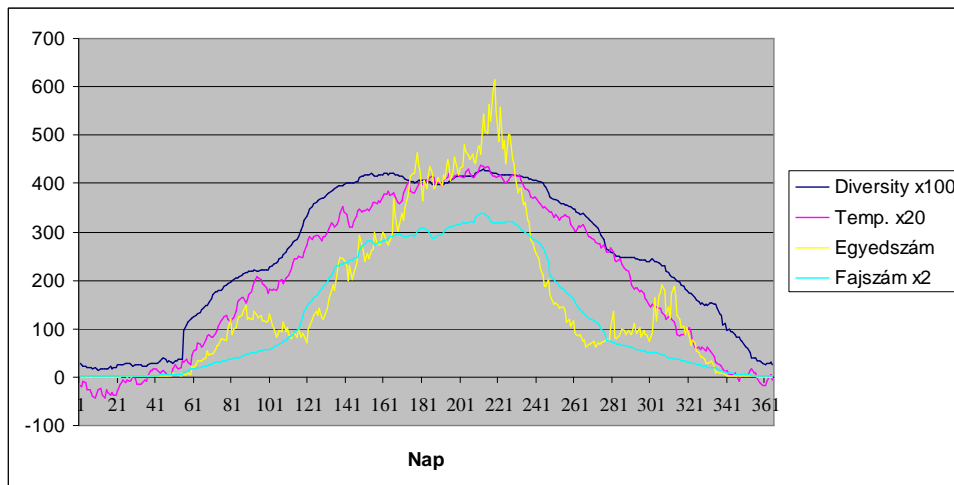
A már bemutatott idősor-ábrákon jól látható a faj, egyedszám és a diverzitási-index szezonális függése. Ennek bemutatására további vizsgálatokat is végeztünk.

A napi átlaghőmérséklet, a diverzitási-index, az egyedszám és a fajszám napokra számított éves átlaga az 56. ábrán látható, ahol megfigyelhető, hogy a különböző értékek hogyan változnak az év napjainak függvényében. (A jobb megjelenítés érdekében a különböző értékeket más és más súllyal vettük figyelembe.)

Az ábrából látható, hogy a diverzitási-index a téli időszakban alacsony és alig változik, majd egyenletes növekedésnek indul. Február végéig a hőmérséklet ugyan emelkedik, de a diverzitási-index alig változik. Ezt követően viszont jelentősen megemelkedik. A nyári időszakban a diverzitási-index kis mértékben változik, sőt a nyár közepén visszaesés figyelhető meg. A szeptember utáni időszakban csökkenő tendenciát mutat.

Az ábrán látható, hogy az egyedszámban van egy kora tavaszi és egy késő őszi egyedszám-növekedés, ez megfigyelhető az egyedszám-idősor ábrán is (42. ábra). E kiemelkedéseket a csak ebben az időszakban megjelenő fajok okozzák. Az egyedszám a maximumot akkor éri el, amikor a hőmérséklet már elkezd csökkeni.

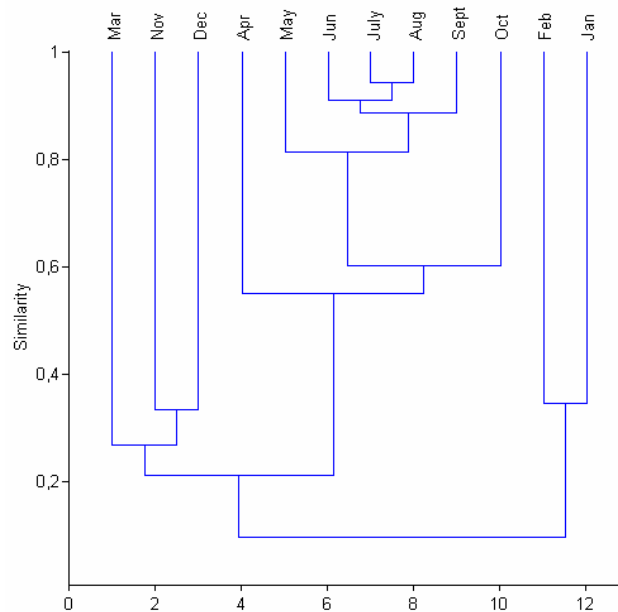
A fajszám grafikonja a tavasz vége felé hirtelen emelkedést mutat, majd egy kisebb mértékű emelkedés után július közepén-végén éri el a maximumot, ahonnan pedig hirtelen csökken. A fajszám maximum és a hőmérsékletmaximum megközelítően egybeesik.



56. ábra. Hőmérséklet és diverzitási-index átlaga

### A diverzitás eloszlás

Osztályozási módszerek (Gulyás 1986) segítségével elkészítettük a havi befogások dendrogramját (clusterét) (57. ábra) és a nem-metrikus többdimenziós skálázást (NMDS) (58. ábra) is. (A hasonlóság mértékét – Hammer és munkatársai (2001) által publikált – Jaccard indexszel számítottuk ki.)

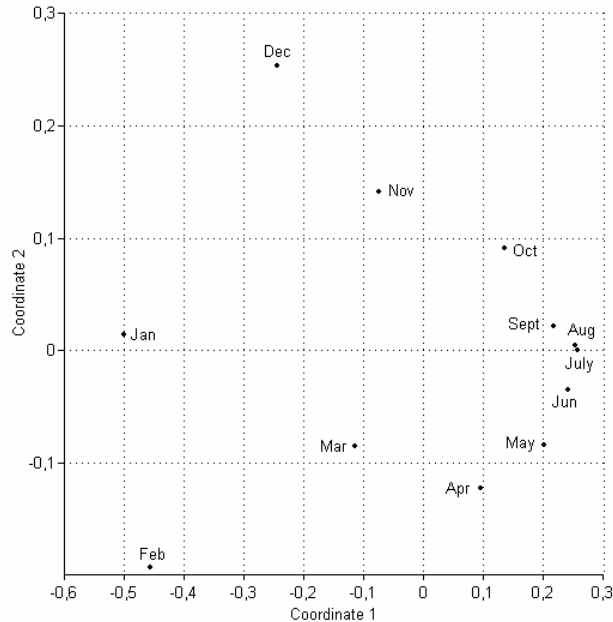


57. ábra. Az 1974 és 2006 közötti évek összes befogásának havi klasztere

Az 57. ábrából látható, hogy a nyári hónapok (május, június, július, augusztus és szeptember) nagyon hasonlóak, valamint az 58. ábrán közel vannak egymáshoz, és az origótól mért távolságuk közel azonos. Az október és április hónap hasonlósága a 0,6-nál jelentkezik (57. ábra), távolságuk az origótól közel azonos (58. ábra). Március, november, december hónapok hasonlósága 0,3-nál jelentkezik (57. ábra). Az origótól mért távolságot vizsgálva (58. ábra) a december jelentősen távo-

labbb helyezkedik el, mint a másik két hónap. Ennek oka valószínűleg a decemberi kevés adat. A januári és februári hónap 0,4-nél mutat hasonlóságot (57. ábra). Az origótól mért távolságuk közel azonos (58. ábra).

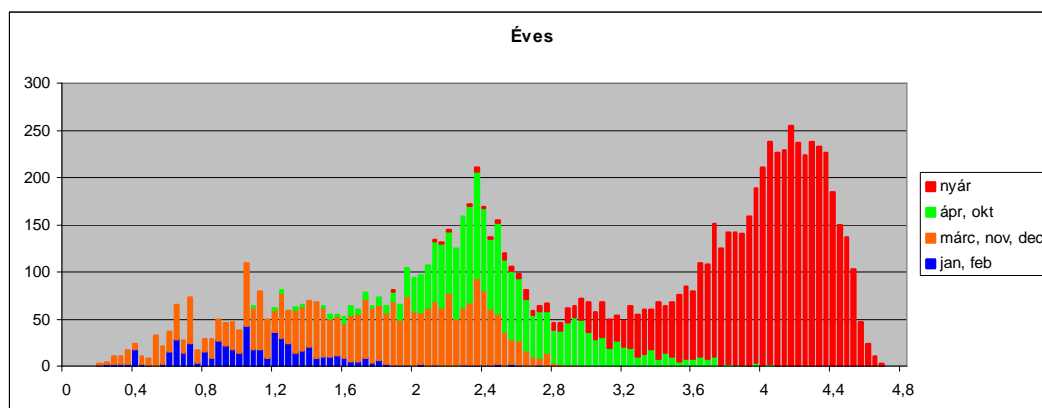
A különböző időszakok közötti hasonlóság megfigyelhető a korábbi 47. rangsor-ábrán is.



58. ábra. Az 1974 és 2006 közötti évek összes befogásának havi vizsgálata NMDS módszerrel

A 47., 57. és 58. ábrákon látható, egy éven belül található négy olyan időszak, amikor a fajok tömegességi rangsora szignifikánsan eltér egymástól. Ezt figyelembe véve készítettük el és színeztük ki a diverzitási-index szezonális gyakorisági ábráit (59., 60. ábra).

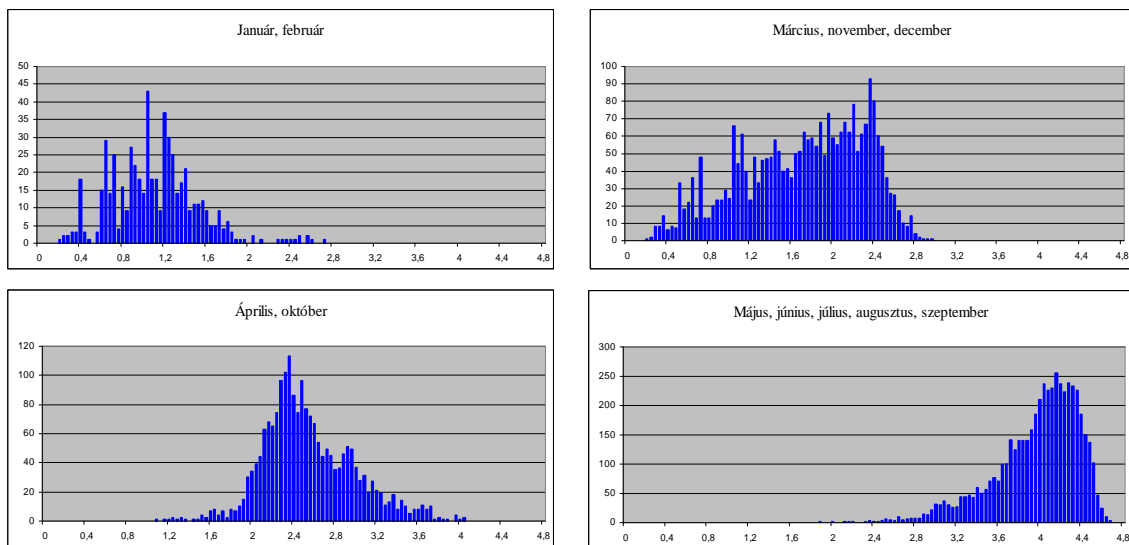
Az 59. ábrán a befogások alapján elkészített Shannon-index eloszlása látható. A szemléletesebb ábrázolás érdekében a nulla diverzitásértékeket elhagytuk. Ezt megtehetjük, mivel ezeken a napokon nincs befogás.



59. ábra. Az 1974 és 2006 közötti évekre kiszámított Shannon-index eloszlása

Az ábra érdekessége, hogy nem normál, hanem kevert eloszlást kapunk. Ennek tisztázása érdekében megvizsgáltuk különböző időszakokra a diverzitási-index alakulását.

Az 59. ábrán látható Shannon-index eloszlását négy időszakra bontva mutatja a 60. ábra, a jobb láthatóság érdekében különböző léptékekben ábrázolva.



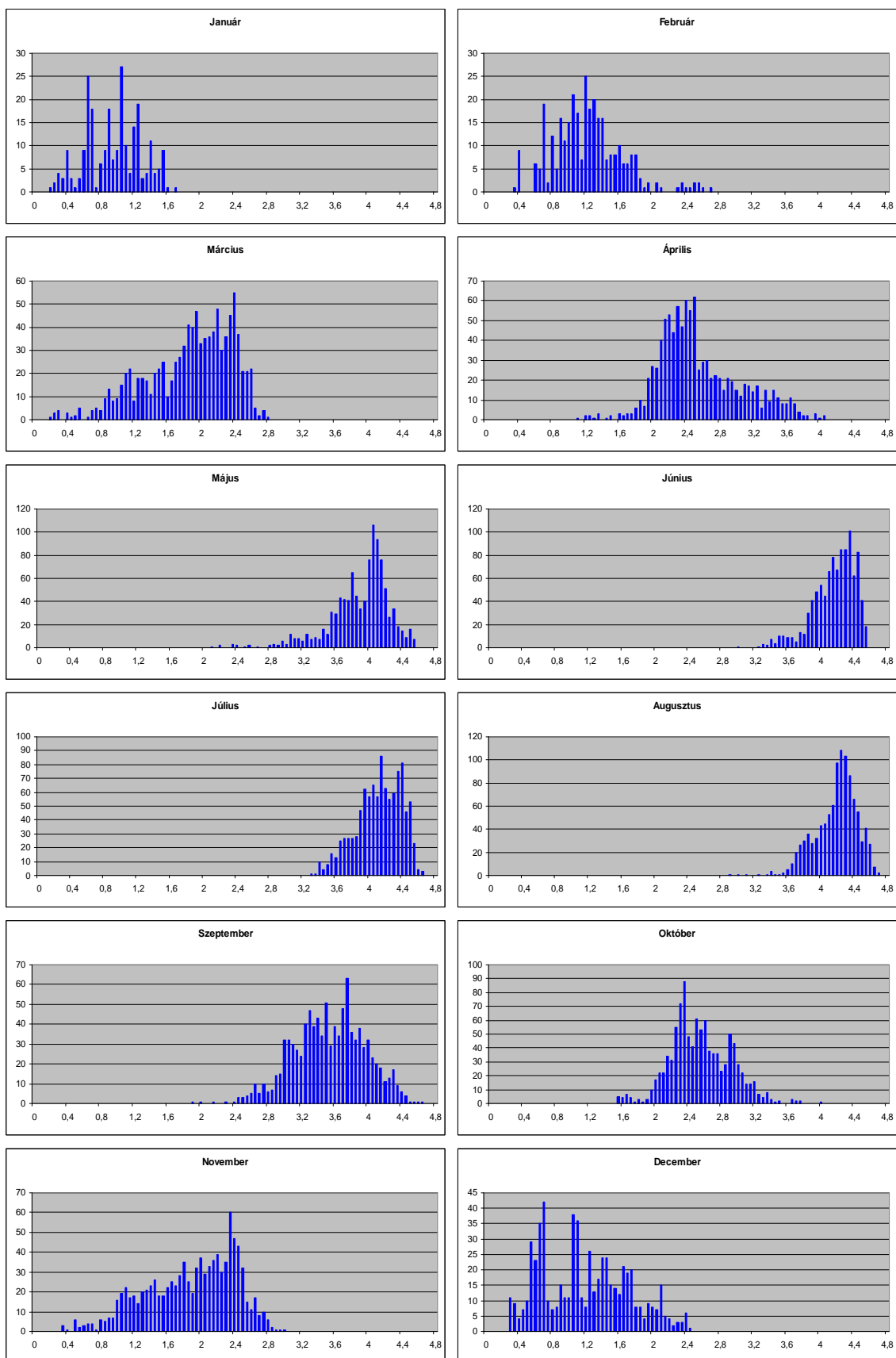
60. ábra. Shannon-index eloszlása négy különböző időszakban

Az ábrából látható, hogy a diverzitás-értékek eloszlása függ a vizsgált időszaktól, vagyis:

- A nyári időszakban a diverzitás 1,87 és 6,66 közötti értékeket vesz fel, a várhatóérték: 3,956, szórásnégyzet: 0,1645.
- Az áprilisi és októberi időszakban a diverzitás 1,0 és 4,1 közötti értékeket vesz fel, a várhatóérték: 2,525, szórásnégyzet: 0,1895.
- A márciusi, novemberi és decemberi időszakban a diverzitás 0,1 és 3,0 közötti értékeket vesz fel, a várhatóérték: 1,688, szórásnégyzet: 0,3581.
- A téli időszakban a diverzitás 0,1 és 2,7 közötti értékeket vesz fel, a várhatóérték: 1,085, szórásnégyzet: 0,1661.

A további hasonlóságvizsgálat érdekében elkészítettük a diverzitási-indexek gyakoriságának havonkénti ábráit (61. ábra), amelyeken jól látszik a különböző (már leírt) időszakra eső hónapok hasonlósága. A bemutatott eredmények jól mutatják a befogások szezonális függését. Az éves adatok négy, jól elkülöníthető időszakra bonthatók: téli (január, február), kora tavaszi, késő őszi, tél eleji (március, november, december), közép tavaszi és közép őszi (április, október) valamint nyári (május, június, július, augusztus, szeptember) időszak.

A 49-52. ábrákon is jól megfigyelhető a szezonális függés, ahol a különböző hónapokhoz készült grafikonokhoz más és más rangsor-abundancia modell illeszkedik. A sor a geometriai sorozat modellhez legjobban közelítő februárral kezdődik, majd a lognormális modellel (március, október) és végül a pálcatorési modellhez legjobban közelítő bétaeloszlás modellel (augusztus) zárul.

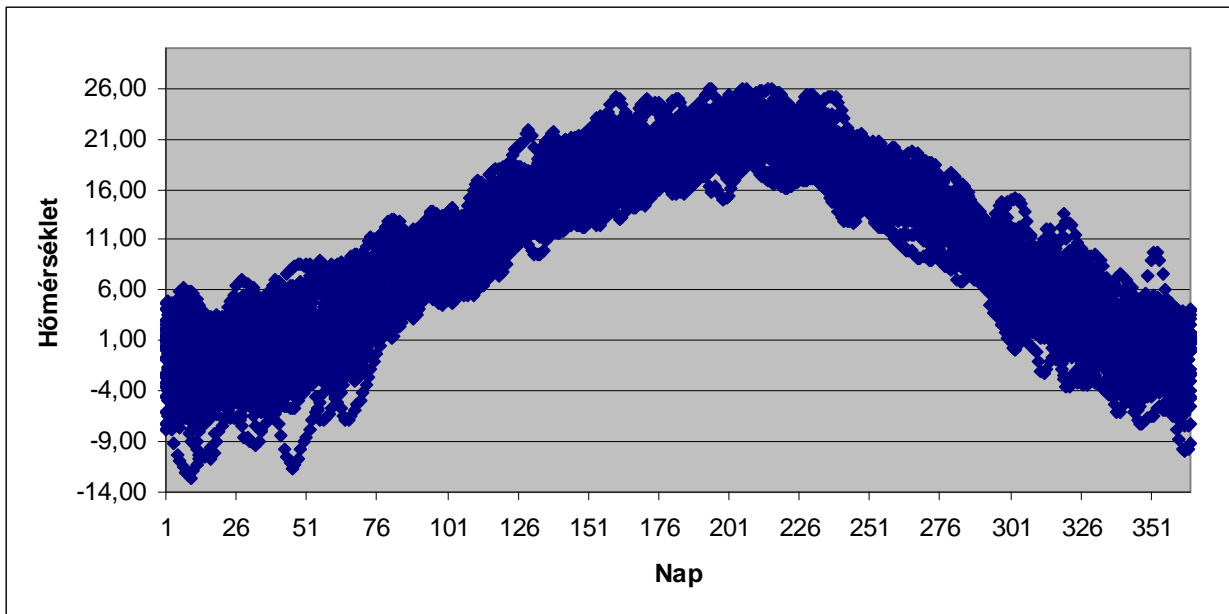


61. ábra. Shannon-index eloszlása havi bontásban

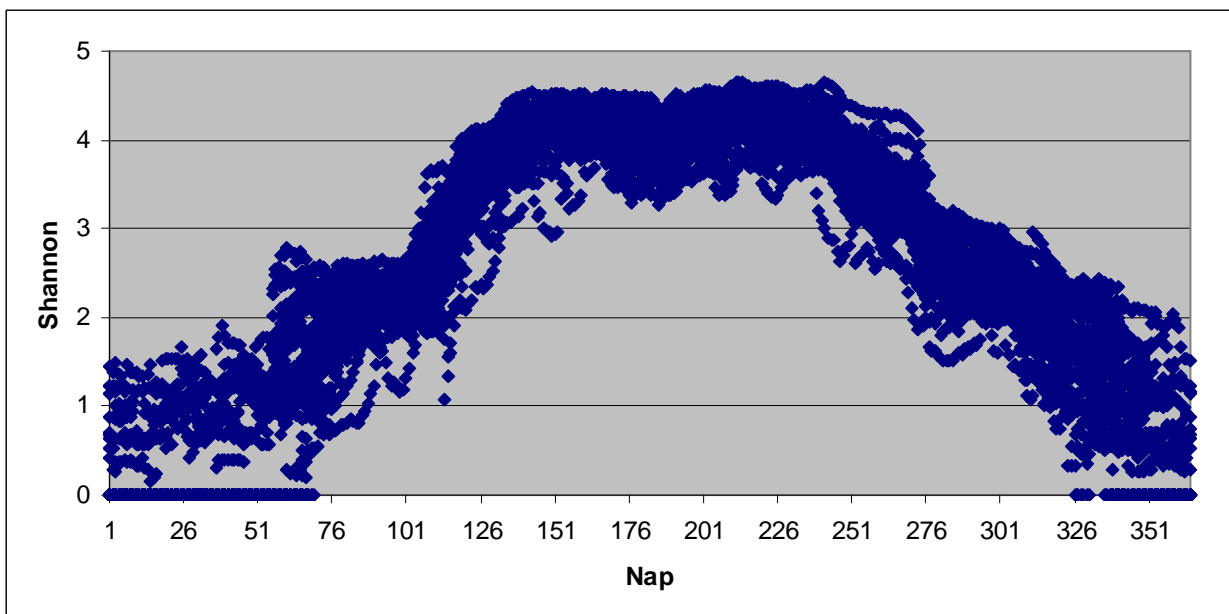
## 4.4. A lepkeadatok és a hőmérséklet kapcsolata

### 4.4.1. Diverzitás és a befogás, valamint a napi átlaghőmérséklet kapcsolata

A napi átlaghőmérséklet és a diverzitási-index éves átlaga (1974 és 2006 között) az 56. ábrán látható. A 62. ábra a 33 év napi átlaghőmérséklet értékeit mutatja a napok függvényében, a 63. ábra pedig a diverzitás értékeit hasonló módon.



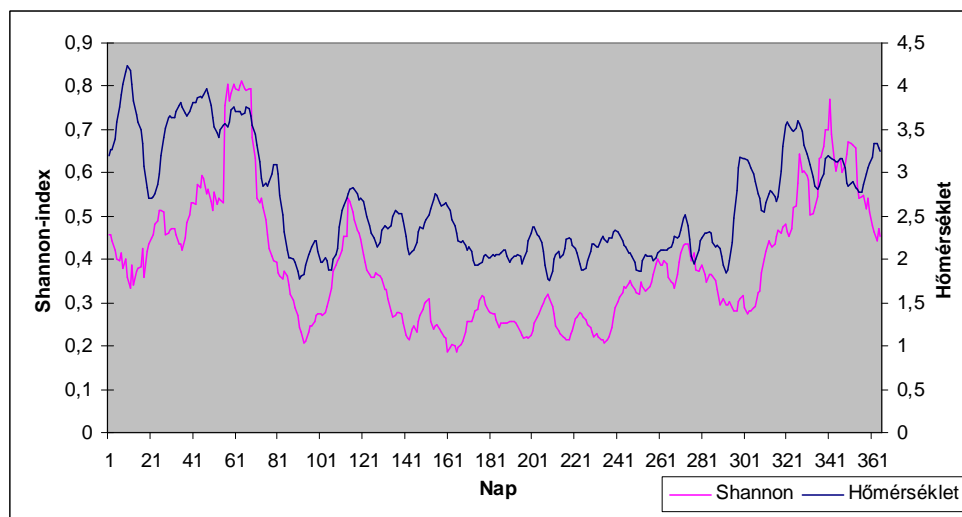
62. ábra. Az átlaghőmérséklet napi értékei 1974 és 2006 között



63. ábra. Diverzitási-index napi értékei 1974 és 2006 között

A két ábrából látszik, hogy ahol nagyobb a hőmérséklet szórása (télen és tavasz elején, illetve ősz végén), ott jelentősebb a diverzitási-index szórása is. Ez látható a 64. ábrán is, ahol a hőmérséklet, illetve a diverzitási-index szórása figyelhető meg.

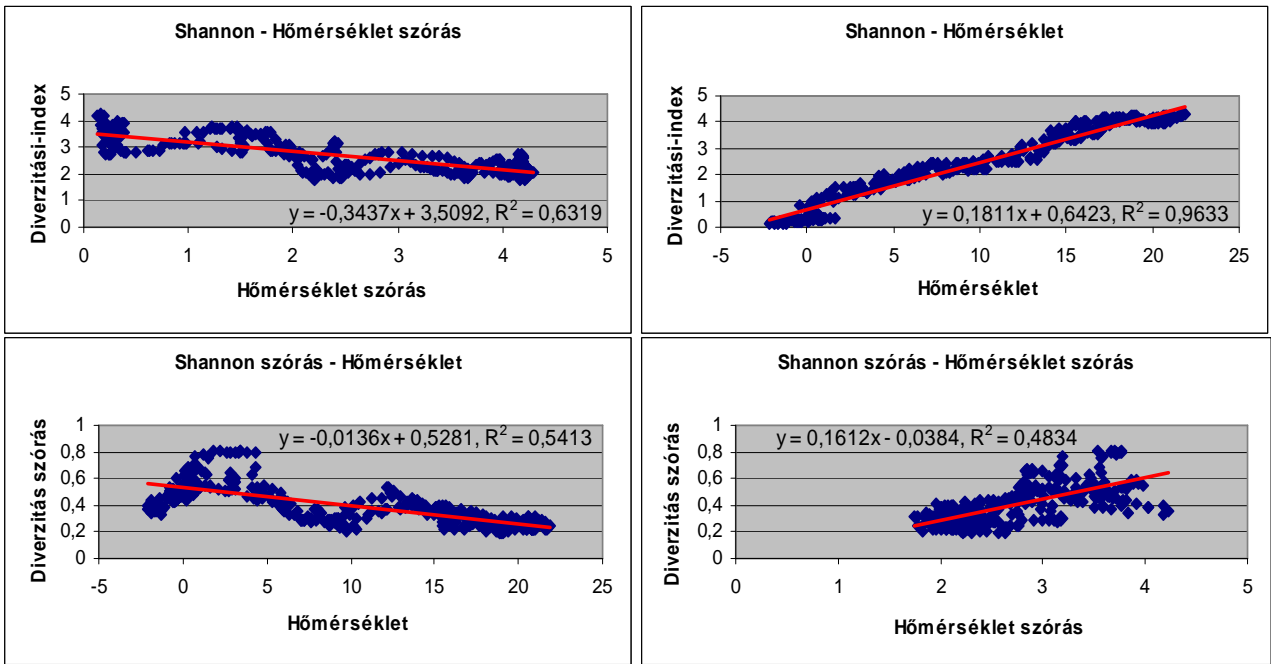
Az 63. ábrán látható, hogy január, február és december hónapban vannak olyan napok, amikor a diverzitási-index nulla. Az év többi napján ez nem tapasztalható. Megfigyelhető, hogy az alacsonyabb hőmérséklet esetén kisebb, míg magasabb hőmérsékletnél nagyobb a diverzitási-index értéke, továbbá az is, hogy a hőmérséklet növekedésével – egy adott hőmérséklet elérése után – már nem nő a diverzitás, sőt, július elején visszaesés tapasztalható.



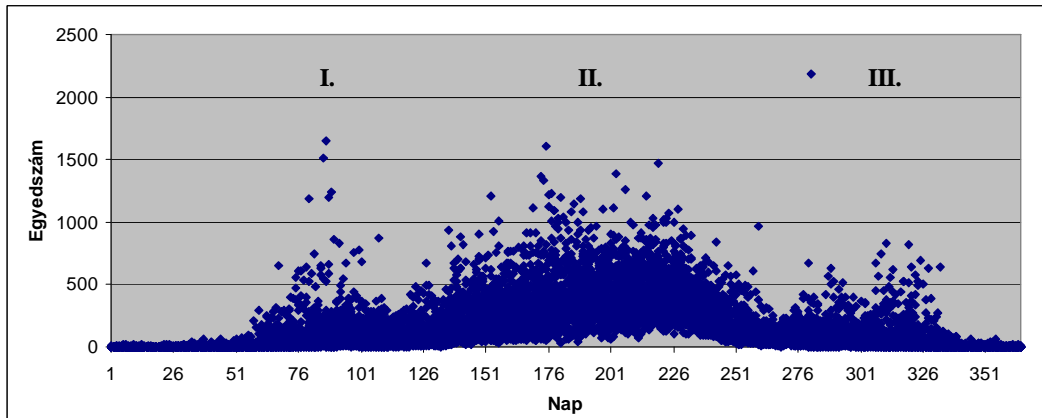
64. ábra. Hőmérséklet és a diverzitási-index szórása 1974 és 2006 között

A 65. ábrán a hőmérséklet és a diverzitási-index, illetve azok szórása közötti kapcsolatok láthatók. Megfigyelhető, hogy a diverzitási-index és a hőmérséklet szórása között (első grafikon) egy jelentős negatív (-0,7949-es) korreláció van. A diverzitási-index és a hőmérséklet (második grafikon) szoros (0,9815-ös) korrelációt mutat. A diverzitási-index szórása és a hőmérséklet közötti kapcsolatot vizsgálva (harmadik grafikon) megállapíthatjuk, hogy alacsonyabb hőmérsékleten nagyobb a diverzitási-index szórása. A két értéknek negatív (-0,7357-es) korrelációja van. A diverzitási-index szórása és a hőmérséklet szórása (negyedik grafikon) enyhén (0,6953-as értékkel) korrelálnak.

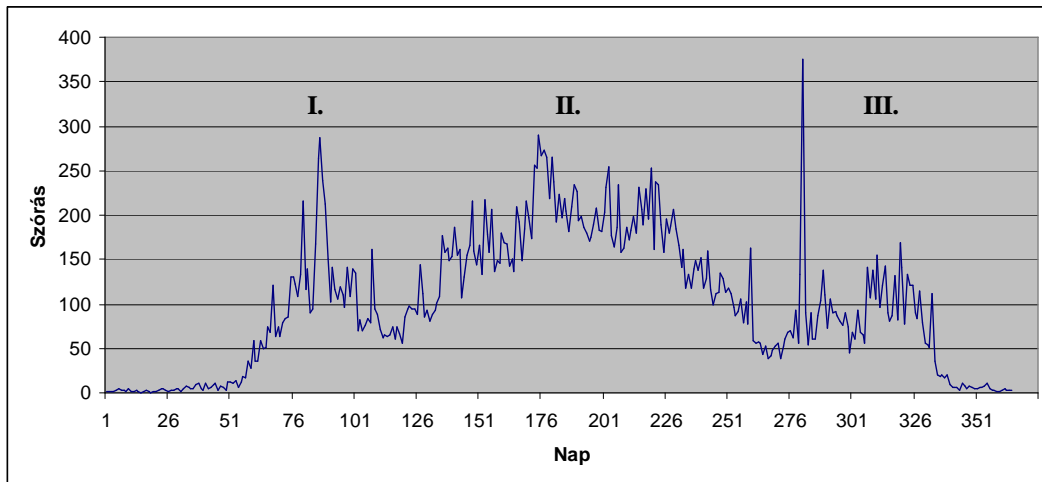
A 66. ábra a 33 év napi befogott egyedszámát, a 67. ábra annak szórását mutatja a napok függvényében.



65. ábra. Hőmérséklet, a diverzitási-index és azok szórása közötti kapcsolat 1974 és 2006 közötti évek átlagával számolva



66. ábra. 33 év naponta befogott egyedszáma



67. ábra. 33 év naponta befogott egyedszám szórása



Az ábrákon jól elkülönülő három szakasz látható: tavasz eleji (I.), nyári (II.) és késő őszi (III.).

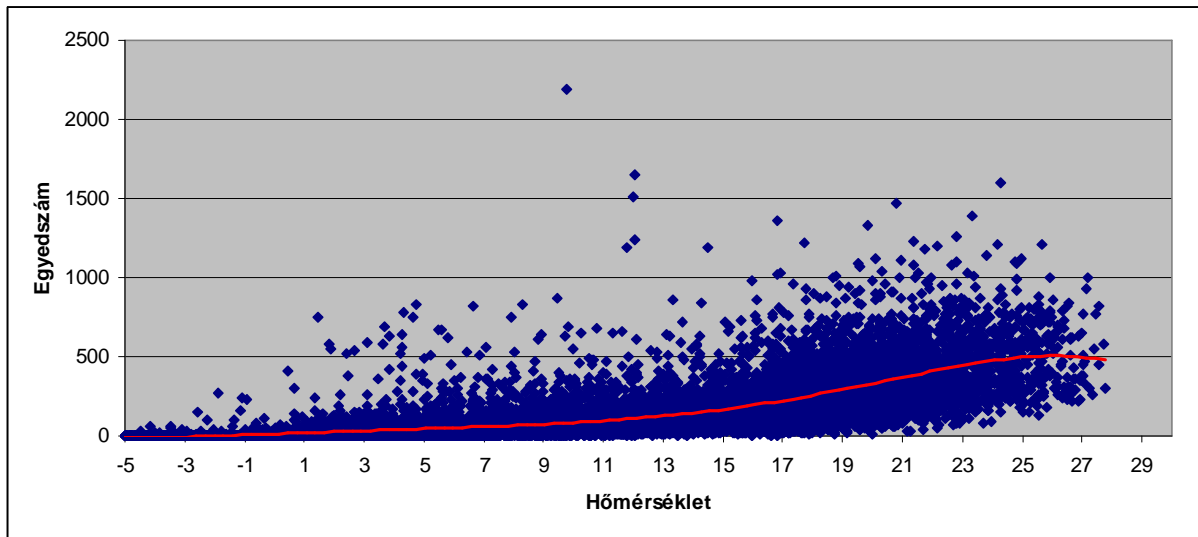
Az egyedszám emelkedéseket azok a domináns fajok okozzák, amelyek az adott időszakban rajzanak. Ennek igazolására elkészítettük a három időszak domináns fajainak listáját:

Időszak	Fajkód	Fajnév	Arány
Tavasz	40	<i>Orthosia gothica</i> (Linnaeus, 1758)	7,5 %
	41	<i>Orthosia cruda</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	15,6 %
	42	<i>Eupsilia transversa</i> (Hufnagel, 1766)	9,0 %
	43	<i>Conistra vaccinii</i> (Linnaeus, 1761)	25,2 %
	51	<i>Alsophila aescularia</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	16,3 %
	449	<i>Orthosia incerta</i> (Hufnagel, 1766)	5,0 %
Nyár	172	<i>Ectropis bistortata</i> (Goeze, 1781)	2,8 %
	240	<i>Eilema complana</i> (Linnaeus, 1758)	4,3 %
	398	<i>Athetis furvula</i> (Hübner, 1808)	2,7 %
	411	<i>Paracolax glaucinalis</i> (Denis & Schiffermüller, 1775)	5,2 %
	515	<i>Zanclognatha lunalis</i> (Scopoli, 1763)	4,1 %
	519	<i>Eilema lurideola</i> (Zincken, 1817)	3,7 %
Ősz	43	<i>Conistra vaccinii</i> (Linnaeus, 1761)	3,5 %
	52	<i>Alsophila quadripunctaria</i> (Esper, 1800)	5,8 %
	54	<i>Operophtera brumata</i> (Linnaeus, 1758)	45,7 %
	63	<i>Erannis aurantiaria</i> (Hübner, 1799)	4,0 %
	65	<i>Erannis defoliaria</i> (Clerck, 1759)	16,8 %
	656	<i>Ptilophora plumigera</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	8,7 %

A tavaszi és őszi időszakban a domináns fajok nagyobb arányban jelennek meg. Ez abból adódik, hogy ekkor jóval kevesebb a jelenlévő faj.

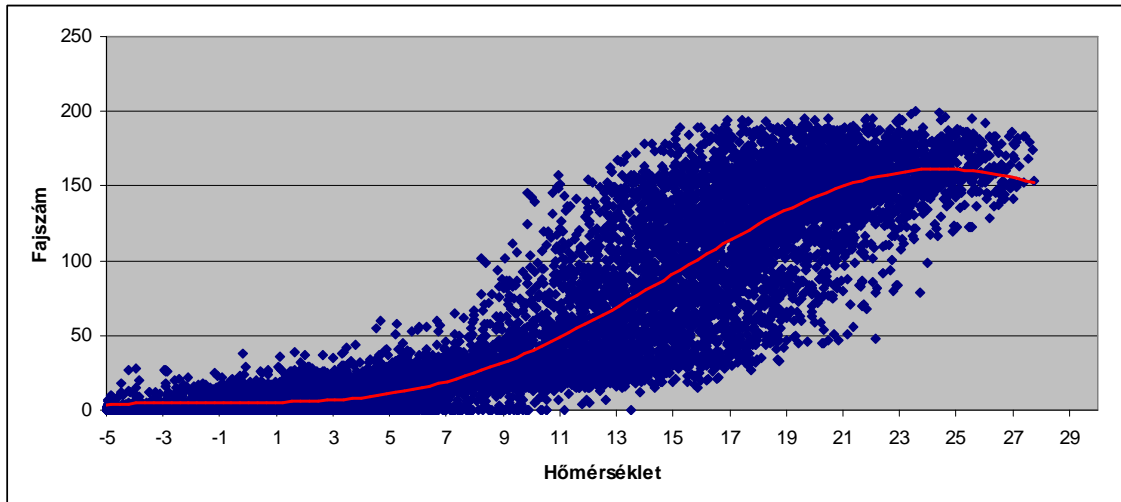
A 42-es és 43-as fajok kétciklusúak, a 43-as az őszi időszakban is domináns, ami a táblázatból is látható. A 172-es fajnak is két rajzása van, de mindkettő a nyári időszakra esik.

Vizsgáltuk a 33 év alatt befogott egyedszám hőmérsékletfüggését (68. ábra). A hatodfokú trendvonalon látható, hogy 23 °C körül csökken a befogott egyedek számának növekedése, 25 °C környékén megáll, majd egy enyhe csökkenés figyelhető meg.



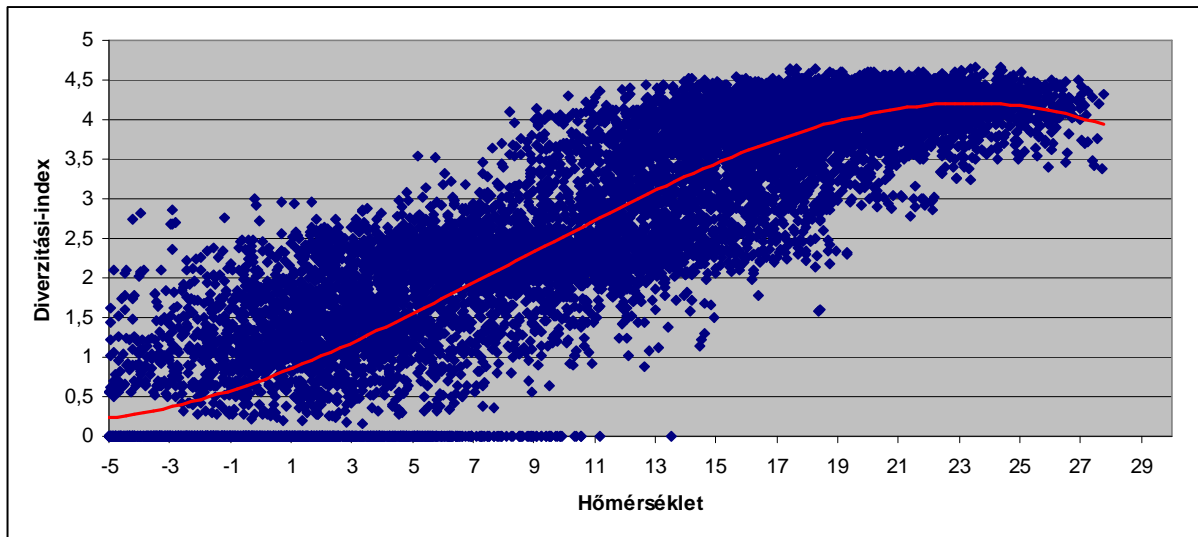
68. ábra. A befogott egyedszám hőmérsékletfüggése, hatodfokú trend

A fajszám hőmérséklet függése a 69. ábrán látható. A hatodfokú trend változása itt is hasonló az előző ábrához, de a telítődés már néhány fokkal alacsonyabb hőmérsékletnél megtörténik.



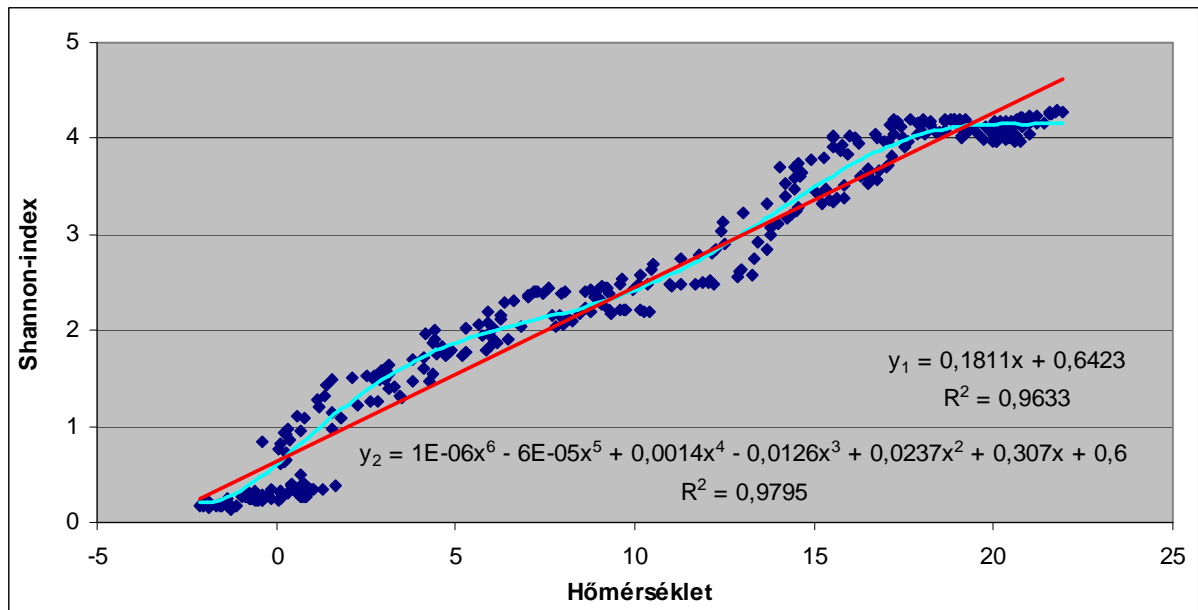
69. ábra. A befogott fajszám hőmérsékletfüggése, hatodfokú trend

A 70. ábra a diverzitási-index hőmérsékletfüggését mutatja. Az előző két ábrához hasonló a görbe, azonban itt már a harmadfokú trendnél megfigyelhető a diverzitáscsökkenés. Az is látható, hogy 14 °C felett nincs nulla diverzitási-index.



70. ábra. Shannon diverzitási-index hőmérsékletfüggése, harmadfokú trend

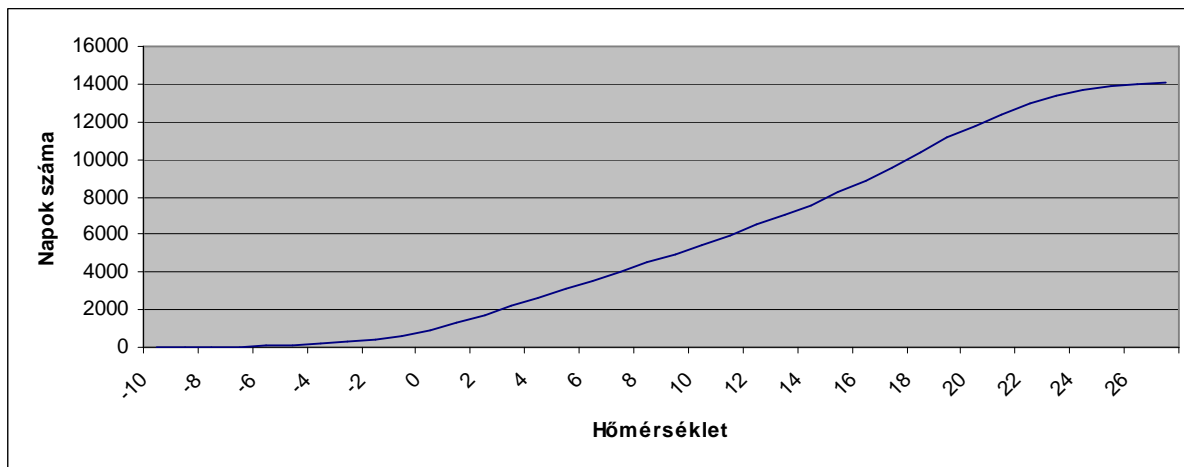
Elkészítettük a diverzitási-index és a hőmérséklet 33 éves napi átlagának grafikonját is (71. ábra). Az ábrán megrajzolt lineáris trend ( $y_1$ ) alapján azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a hőmérséklet növekedésével a diverzitási-index is nő. (Ezt mutatja a 65. ábra is.) De a hatodfokú trenden ( $y_2$ ) jól látható, hogy a hőmérséklet növekedésével a diverzitási-index változása nem egyenletes, továbbá magas hőmérséklet esetén telítődés figyelhető meg, ahogy a 68., 69. és 70. ábrákon is.



71. ábra. A diverzitási-index változása a hőmérséklet függvényében, első ( $y_1$ ) és hatodfokú ( $y_2$ ) trend

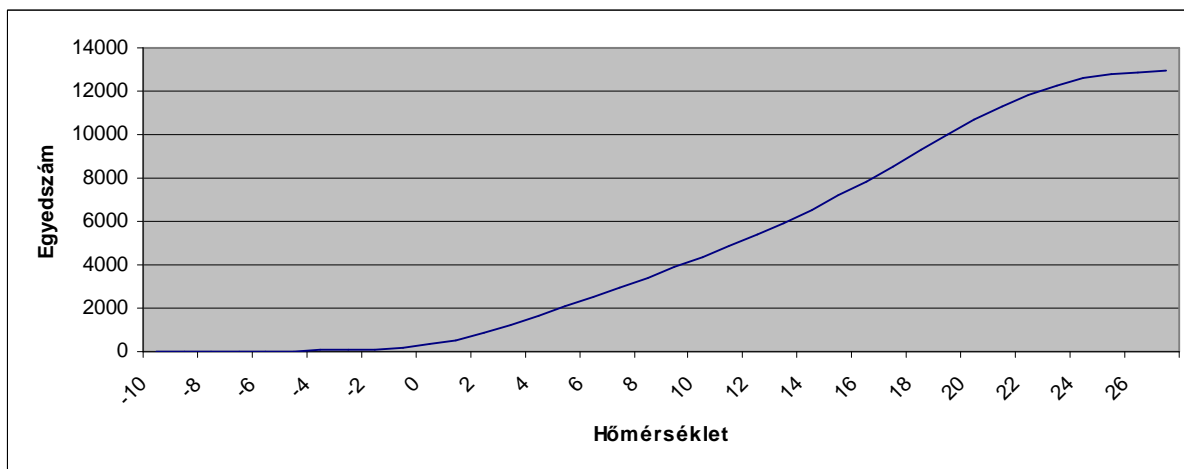
A 68. - 71. ábrákon megfigyelhető, hogy a hőmérséklet növekedésével kezdetben az értékek is nőnek, majd egy adott hőmérséklet elérése után a növekedési sebesség lelassul, megáll, majd csökken. E hipotézis igazolására elkészítettük a következő (72 - 73) ábrákat, amelyek azt mutatják, hogy adott hőmérsékleten hány olyan nap van, amikor a diverzitási-index, vagy a befogott egyed-szám nem nulla.

A 72. ábrán látható, hogy közel 0 °C-ig minimális azon napok száma, amikor a diverzitási-index nem nulla. Körülbelül 21-22 °C-ig exponenciális a növekedés, majd megfordul a növekedés üteme. 24 °C után minimális a változás.



72. ábra. Napok száma, amikor a diverzitási-index nem nulla

A 73. ábrán a befogott egyedszám változása látható. Itt is körülbelül 0 °C-ig minimális azon napok száma, amikor a befogás nem nulla. Körülbelül 21-22 °C-ig exponenciális a növekedés, majd 26 °C után minimális a változás.

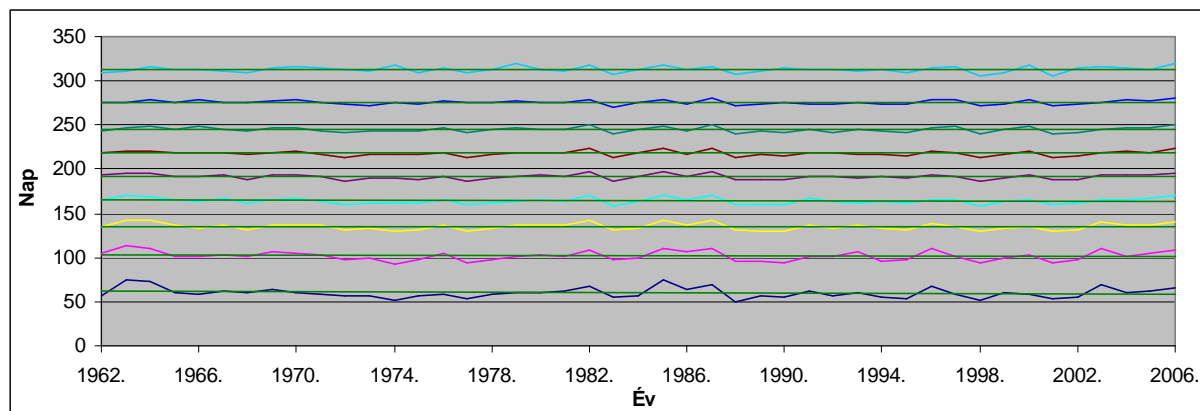


73. ábra. Napok száma, amikor a befogott egyedszám nem nulla

A 72. és a 73. ábrából is látható, hogy egy adott hőmérséklet elérésével csökken a befogások számának növekedése, ami a rovarok repülési kedvének csökkenésével is magyarázható (Nowinszky et al. 2003). Ez viszont kihathat a párzásra és így a jövő generációira is.

#### 4.4.2. A hősszeg vizsgálata lineáris kvantilis regresszióval

A hősszeget mint fenológiai indikátort vizsgáltuk. Elemeztük, hogy a hősszeg melyik napon éri el az éves összes hősszeg 10, 20,...90 százalékát. Mivel a minimális hőmérséklet (a vizsgált időszakban)  $-12,6\text{ °C}$  volt, ezért normalizálást végeztünk. A hősszeg számításánál minden hőmérséklet értékhez  $13\text{ °C}$ -ot hozzáadtunk. Az így kapott kvantilis regressziós egyeneseket a 74. ábra mutatja.



74. ábra. 1962 és 2006 között a hősszeg melyik napon éri el az éves összes hősszeg 10, 20,...90 százalékát

A regressziós egyenesek paraméterei:

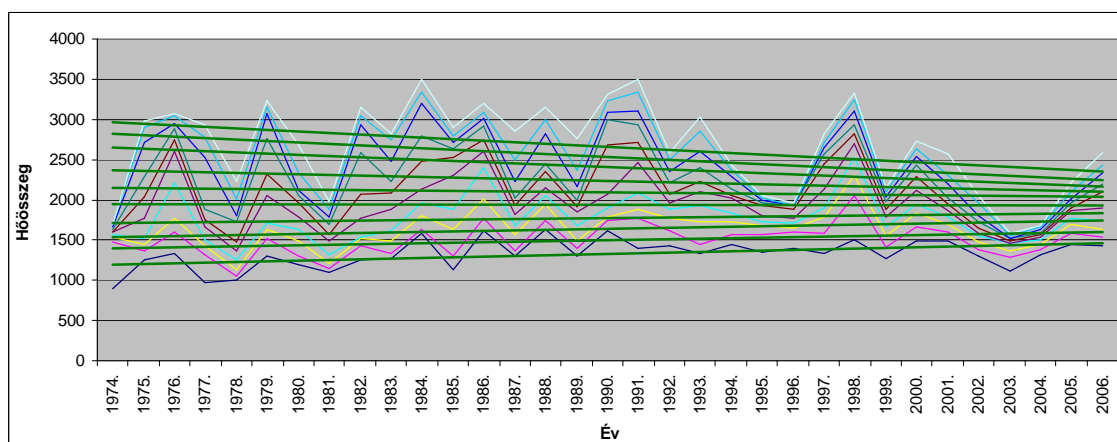
Hányados	Meredekség	Standard hiba
10%	-0,059	0,068
20%	-0,046	0,060
30%	-0,031	0,045
40%	-0,024	0,039
50%	-0,013	0,033
60%	0,002	0,030
70%	-0,014	0,033
80%	-0,006	0,031
90%	0,009	0,039

A hősszeg alacsonyabb százalékánál negatív meredekség figyelhető meg, ami azt jelenti, hogy korábban kezd melegedni. A magasabb százalékok esetében viszont nulla környéki (hol pozitív, hol negatív) a meredekség. A regressziós egyenesek eltérő tendenciája a melegebb időszak szélesedését és a hidegebb (téli) időszak rövidülését jelenti.

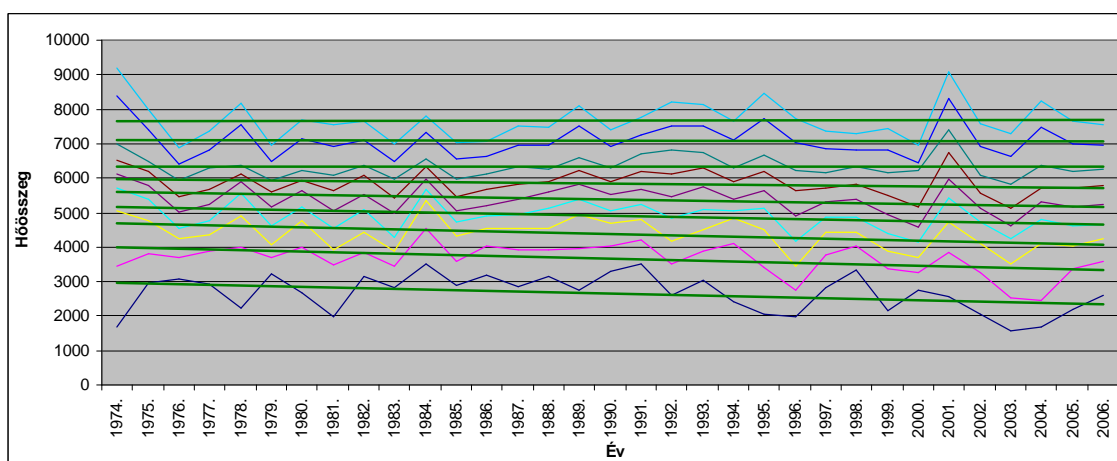
Az éves hősszeg 10%-át 2,5 nappal korábban éri el 2006-ban, mint 1962-ben, a 90%-át viszont ugyanaznap.

## A hőösszeg és a befogott egyedszám kapcsolata

Vizsgáltuk, hogy mekkora hőösszeznél éri el a befogott egyedszám az összes befogás 1, 2, ... 10%-át (75. ábra), valamint 10, 20,...90%-át (76. ábra).



75. ábra. Hőösszeg – befogott egyedszám, 1, 2, ... 10% kvantilisek



76. ábra. Hőösszeg – befogott egyedszám, 10, 20, ... 90% kvantilisek

A regressziós egyenesek paraméterei:

Hányados	Merekség	Standard hiba	Hányados	Merekség	Standard hiba
1%	8,272	3,054	10%	-18,875	9,538
2%	6,440	3,521	20%	-20,878	7,588
3%	6,147	4,085	30%	-18,993	7,477
4%	4,286	5,099	40%	-16,287	7,180
5%	-0,552	6,162	50%	-13,623	6,653
6%	-3,372	7,239	60%	-8,013	6,686
7%	-8,401	8,072	70%	0,497	6,143
8%	-14,992	8,848	80%	-0,993	8,934
9%	-17,744	9,195	90%	2,193	10,329

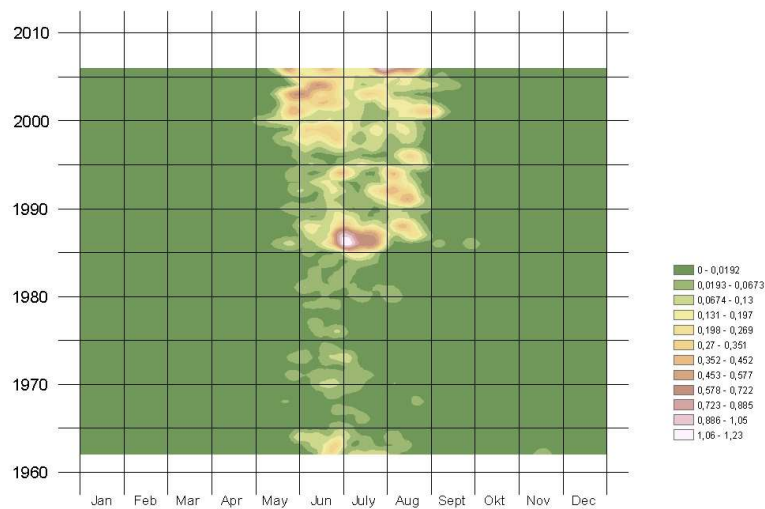
A 20%-os kvantilisig folyamatosan csökken a merekség, felette viszont növekedés figyelhető meg, az összes egyedszám esetében enyhe emelkedést mutat. Látható, hogy a lepkék megjelenéséhez (4% alatti kvantilishez) egyre nagyobb hőösszegre van szükség. A további befogásokhoz viszont egyre kevesebb hőösszeg is elegendő.

## 4.5. Fajenkénti mintázatok

A környezeti hatások eltérő mértékben hatnak a fajokra. Ennek vizsgálatához elkészítettük a fajenkénti befogások összes egyedszámának idősor ábráit. Helyhiány miatt itt csak néhány jellegzetes minta ábráját közöljük. (Az értekezés DVD mellékletén megtalálható mind a 281 faj idősor-ábrája.)

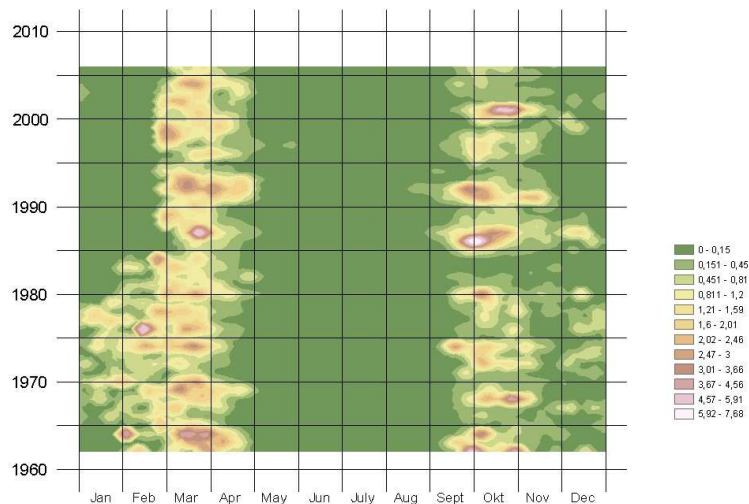
A mintázatokból jól követhető az egyes fajok megjelenésének szezonális függése és az éves változása is.

A *Dendrolimus pini* faj esetében jól látható az egyedszám gyarapodás (77. ábra).



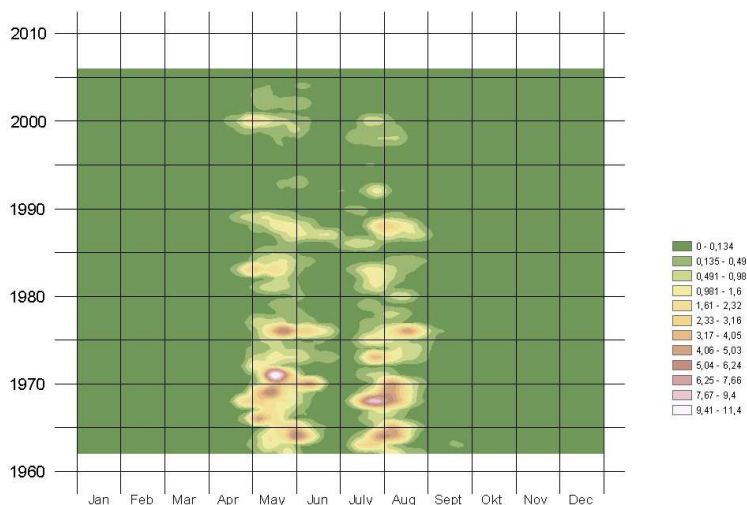
77. ábra. *Dendrolimus pini* faj, a lepkeadatbázis alapján krigeléssel készült idősor

Az *Eupsilia transversa* két, jól elkülöníthető rajzása látható a 78. ábrán.



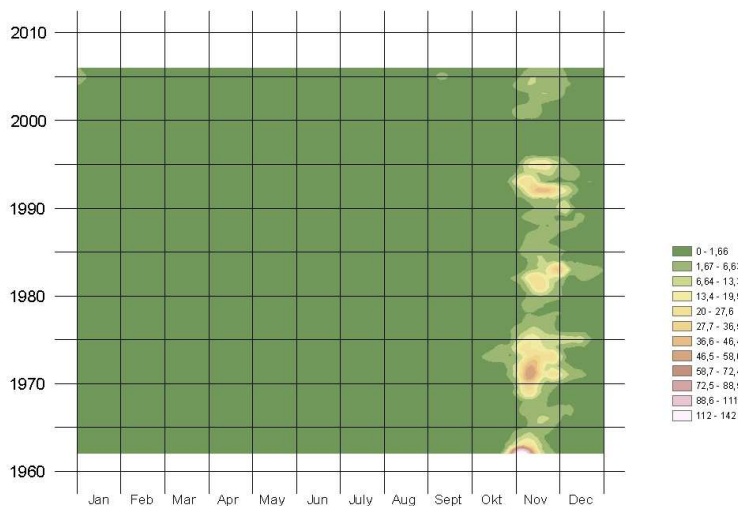
78. ábra. *Eupsilia transversa* faj, a lepkeadatbázis alapján krigeléssel készült idősor

A *Hyphantria cunea* faj két rajzási időszak mellett, időben csökkenő egyedszám befogást mutat (79. ábra).



79. ábra. *Hyphantria cunea* faj, a lepkeadatbázis alapján krigeléssel készült idősor

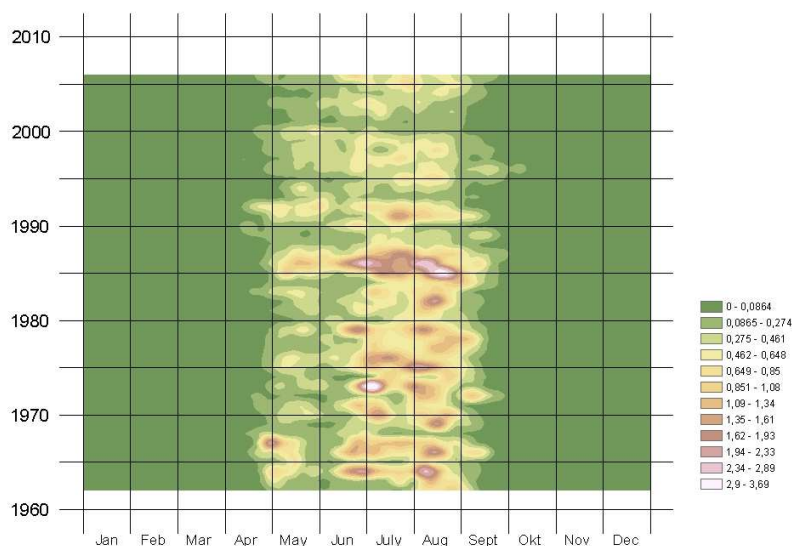
Kúti és munkatársai (2010) felvetették, hogy a Kis téli araszoló (*Operophtera brumata*) populációdinamikájára hatással van a napfolttevékenység. Ennek szemléltetésére bemutatjuk e faj idősor-ábráját (80. ábra). Az ábrán jól látható, hogy a faj kizárólag késő ősszel és tél elején jelenik meg, valamint az is, hogy körülbelül 11 évenként jelentősen megnő az egyedszám.



80. ábra. *Operophtera brumata* faj, a lepkeadatbázis alapján krigeléssel készült idősor

Európában, Észak-Afrikában és Ázsiában egyaránt megtalálható, lucernakártevőként ismert (Jermy & Balázs 1993) *Chiasmia clathrata* (Rácsos rétiaraszoló) idősora látható a 81. ábrán. Látható, hogy a faj rajzási ideje április közepétől szeptember végéig tart. 1985-ben és 1986-ban jelentősen megnőtt a befogott egyedek száma, azóta viszont fokozatosan csökken. Megfigyelhető az évente 3, esetleg 4 nemzedék.

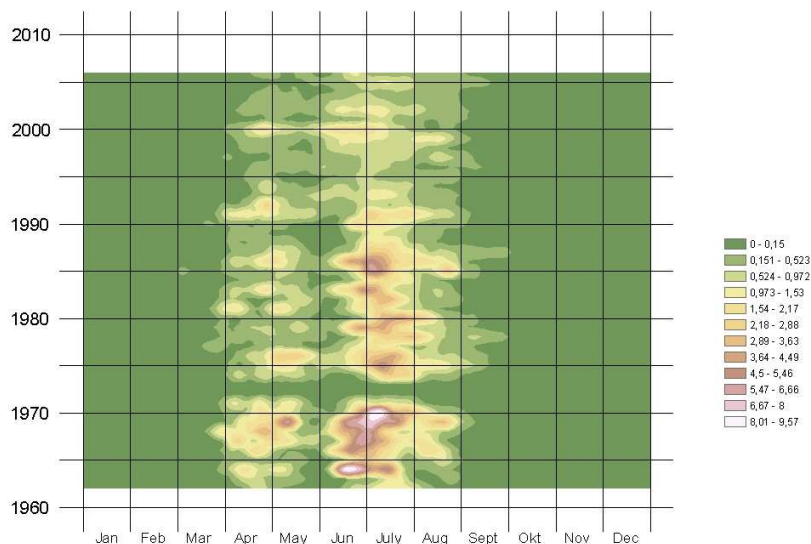




81. ábra. *Chiasmia clathrata* faj, a lepkeadatbázis alapján, krigeléssel készült időszora

Európában, Ázsia nagy részén és Észak-Afrikában előforduló, Magyarországon általánosan elterjedt az *Ectropis bistortata* (Szürke faaraszoló) faj.

Az 1962 és 2006 között befogott egyedek számának időszora látható a 82. ábrán. A lepkék már március végén megjelennek, az első nemzedék zöme azonban április-májusban rajzik. A második nemzedék rajzása elsősorban júniusra és júliusra tehető. Látható, hogy idővel folyamatosan csökken a számuk, és szűkül a rajzási idejük is. A faj egyre inkább egynemzedékessé válik.

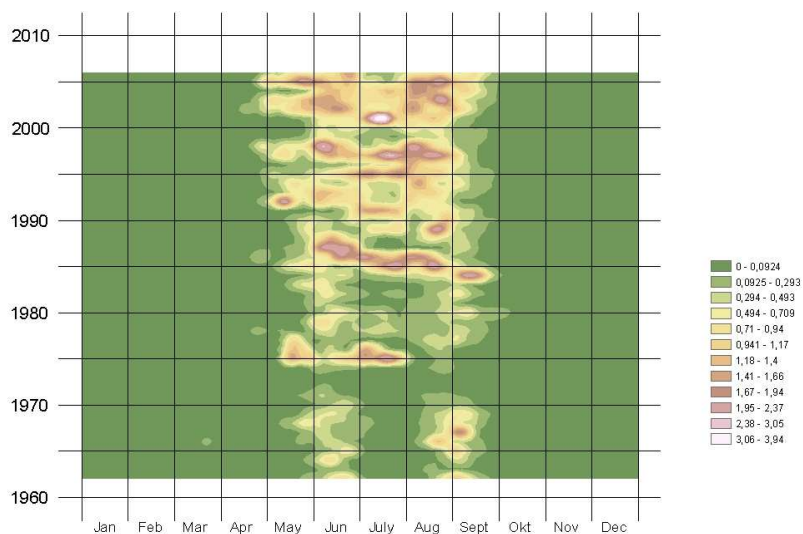


82. ábra. *Ectropis bistortata* faj, a lepkeadatbázis alapján krigeléssel készült időszor

Mivel nem kötődik egy adott tápnövényhez, így jó indikátorfajnak tekinthető az Európában és Közép-Ázsiában megtalálható *Peribatodes gemmaria* (Ékköves faaraszoló) faj.

Az 1962 és 2006 között befogott egyedek számának időszora látható a 83. ábrán. Megfigyelhető, hogy a korábbi években kétnemzedékes faj mára már 2-3 nemzedékessé vált. Korábban a faj

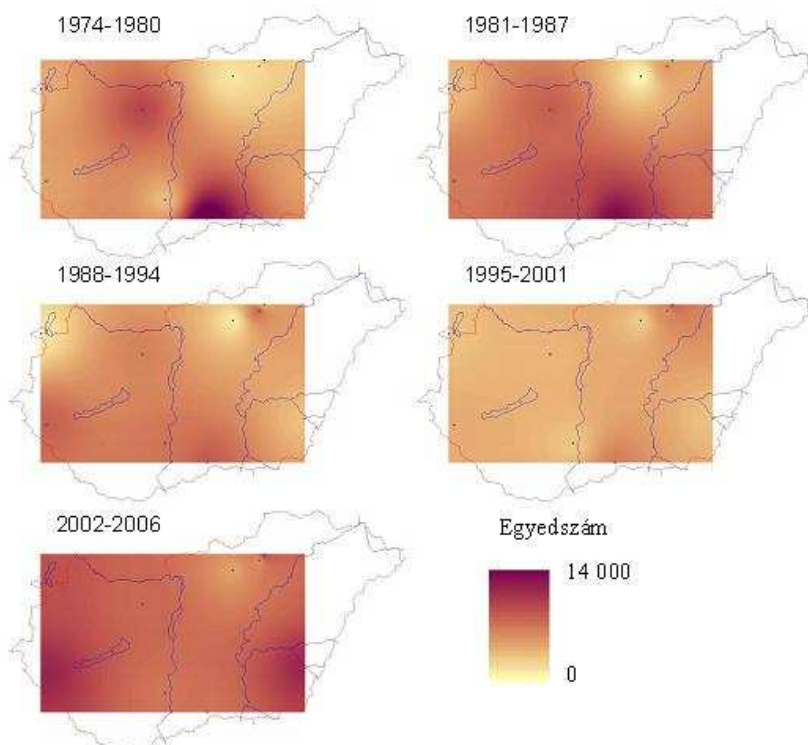
rajzási ideje május közepétől szeptember végéig tartott, és a rajzási idejük május-június, illetve augusztus, szeptember volt. Azonban az utóbbi időkben a tavaszi rajzás korábbra tolódott, így a hosszabb időintervallum lehetővé teszi a többszöri rajzást is.



83. ábra. *Peribatodes gemmaria* faj, a lepkeadatbázis alapján krigeléssel készült idősor

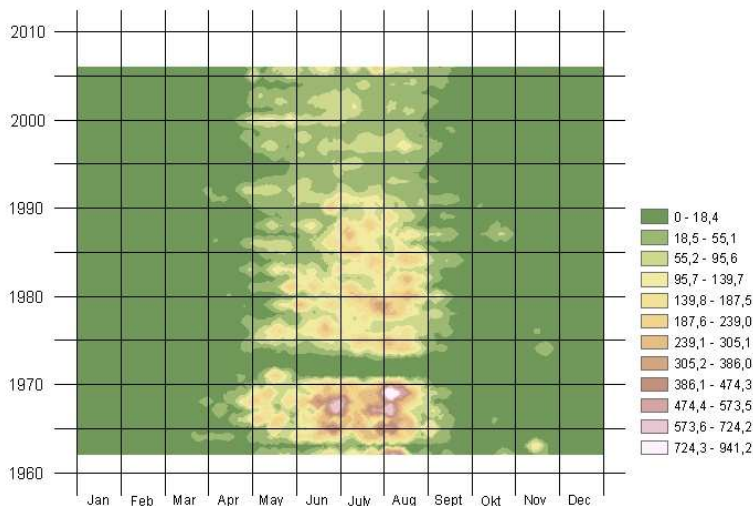
## 4.6. Területi eloszlás

Több szerzővel egyetemben Virtanen és Neuvonen (1999), illetve Parmesan és Yohe (2003) is foglalkozik a fajok klímaváltozás miatti terjeszkedésével, így mi is megvizsgáltuk a lepkeközösség földrajzi (területi) eloszlásának változását.



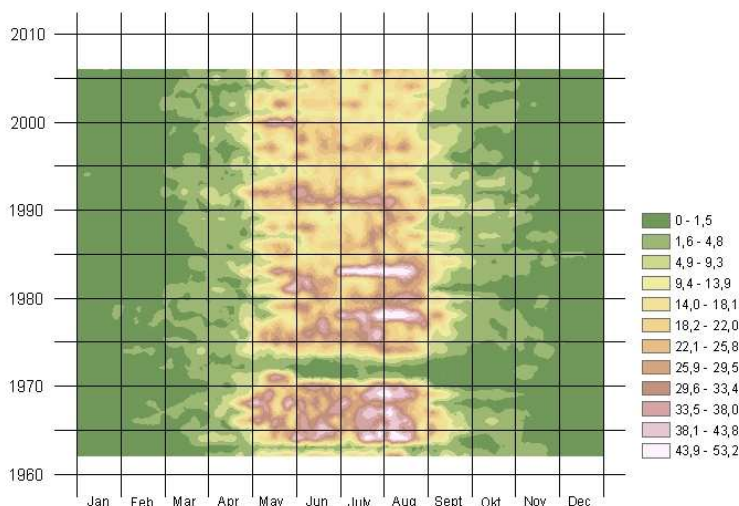
84. ábra. Befogott egyedszám változása – csapdánként – 1974 és 2006 között

A csapdánként befogott összes egyedszámról készült a 84. ábra, ahol jól látható 1974 és 2001 között egy északi irányú eltolódás. 2001-től viszont egy jelentős fajszám-növekedés figyelhető meg. Az ábrában szembeűnő a legdélebbi (tompai) csapda befogásának csökkenése, ezért ezzel a csapdával befogott összegyedszámról egy idősor-ábrát is elkészítettünk (85. ábra).



85. ábra. A tompai (14-es) csapda összes befogásának a lepkeadatbázis alapján, krigeléssel készült idősora

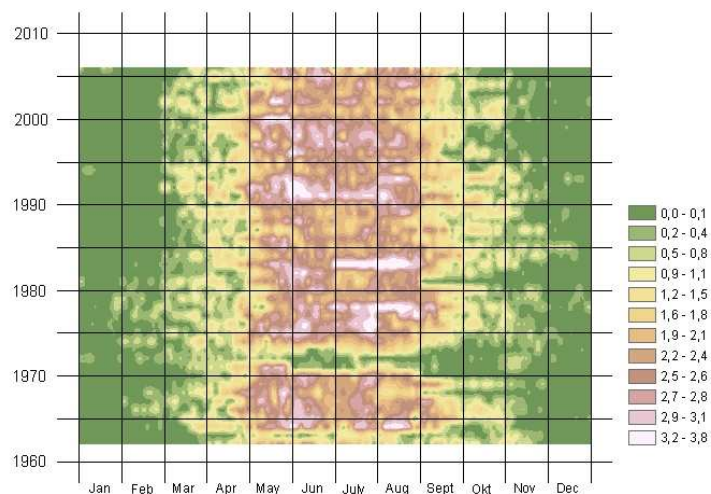
Az ábrából is látható, hogy a befogott összes egyedszám jelentősen csökkent. Az okok meghatározása érdekében újabb elemzéseket végeztünk, amely során elkészítettük e csapda fajszám idősorát (86. ábra), ahol látható, hogy a fajszám is csökkenő tendenciát mutat.



86. ábra. A tompai (14-es) csapda összes befogott fajszámának a lepkeadatbázis alapján, krigeléssel készült idősora

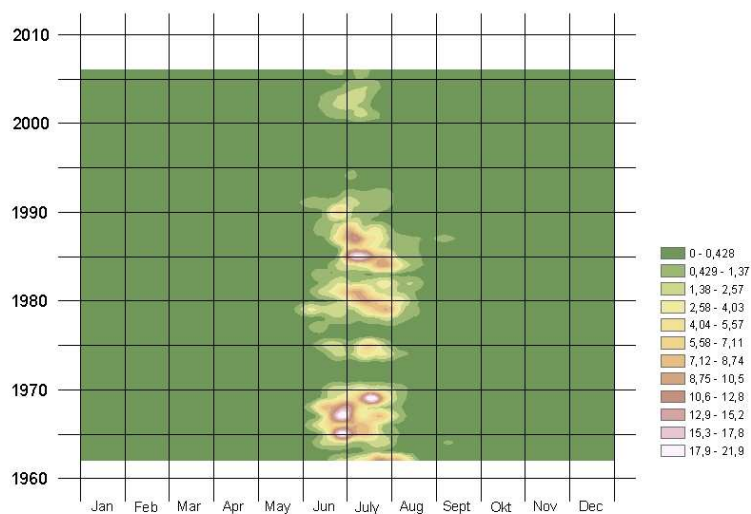
A diverzitási-index szintén csökken (87. ábra), de a kisebb mérték magyarázható azzal, hogy a domináns fajok egyedszáma gyorsabban csökken, mint a kisebb fajoké. Az egyébként országos tendencia, hogy egyes domináns fajok egyedszáma jelentősen csökkent. Ennek igazolására meg-

vizsgáltuk a legnagyobb egyedszámú, 33 domináns faj változását. Azt tapasztaltuk, hogy 21 faj csökkenő, míg 12 faj növekvő tendenciát mutat.



87. ábra. A tompai (14-es) csapda Shannon diverzitási-indexének a lepkeadatbázis alapján, krigeléssel készült időszora

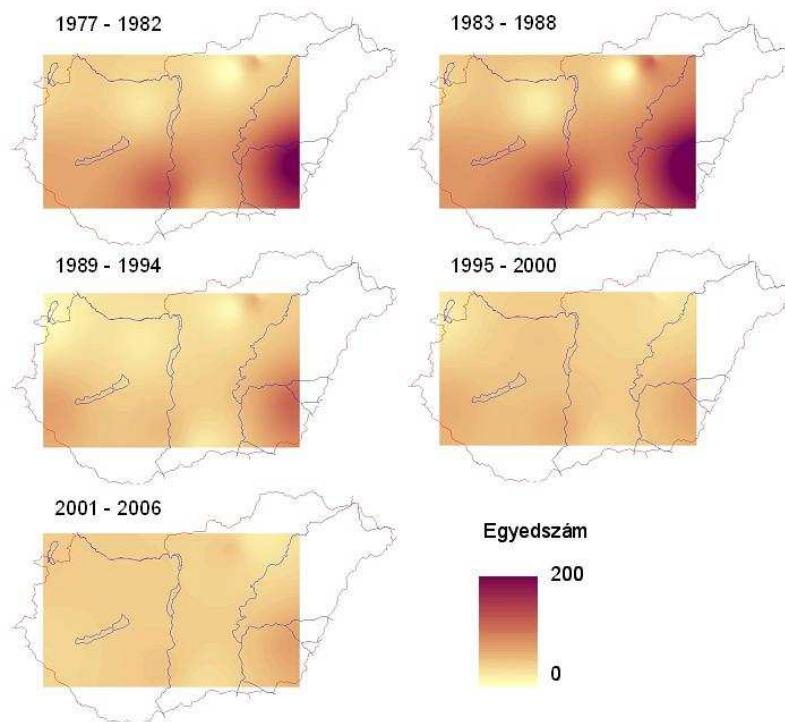
Egy kiválasztott domináns faj csökkenésére példa a 88. ábra, ahol a *Zanclognatha lunaris* faj országos időszora látható.



88. ábra. A *Zanclognatha lunaris* faj befogott összes egyedszám, a lepkeadatbázis alapján krigeléssel készült időszor

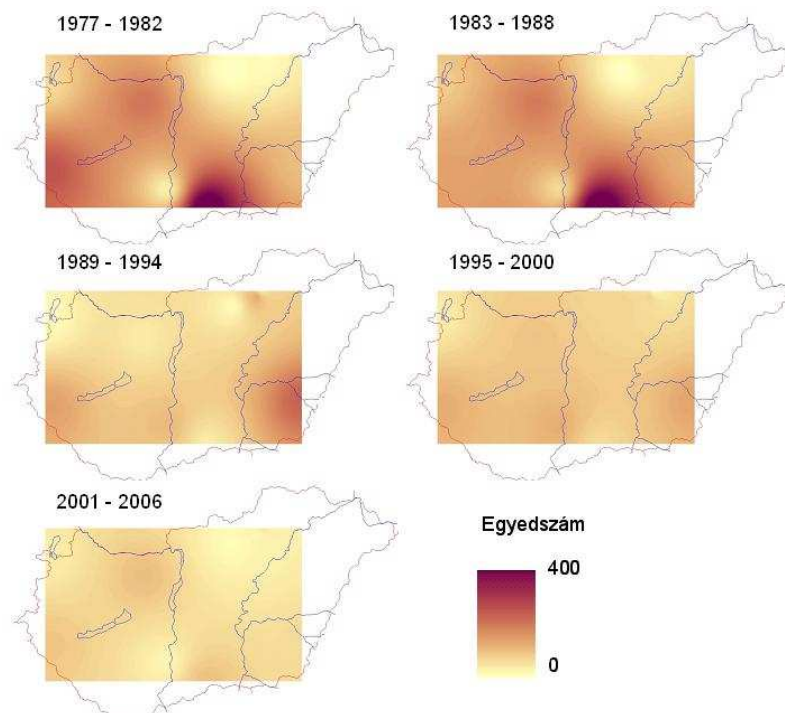
Az előző részben bemutatott *Ectropis bistortata* és *Peribatodes gemmaria* fajoknál megvizsgáltuk azok országos elterjedésének változását.

A 89. ábrán a *Chiasmia clathrata* országos elterjedése látható 1977 és 2006 között. Megfigyelhető, hogy 1983 és 1988 között volt a legnagyobb befogás, elsősorban Magyarország keleti (Gerla) és középső-déli (Tolna) részén. A további években jelentős csökkenés tapasztalható, valamint egy kiegyenlítődé is, vagyis a korábban kevés egyedet befogó csapdák jobban teljesítettek.



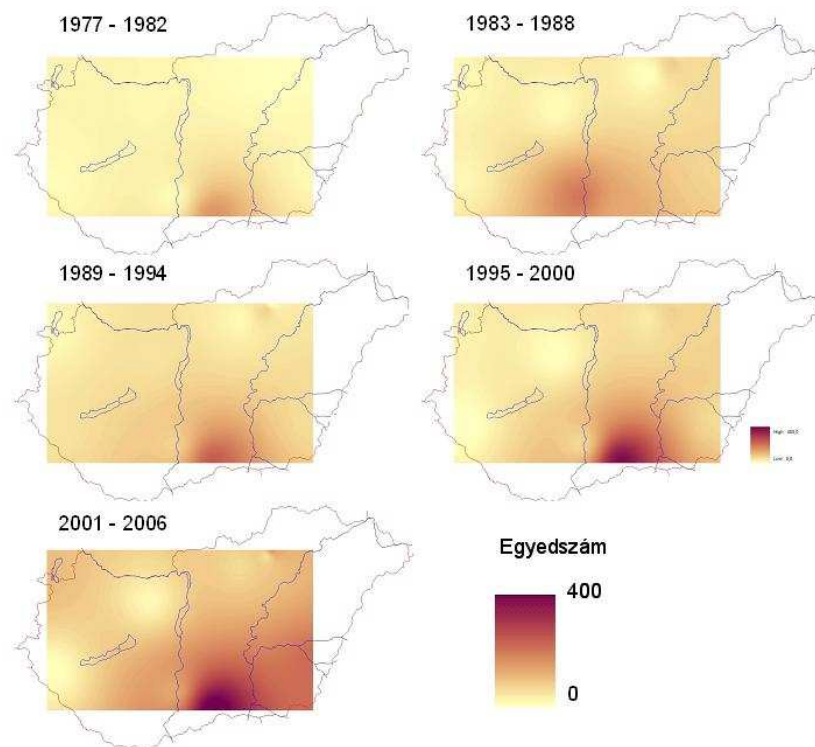
89. ábra. A *Chiasmia clathrata* faj országos elterjedése 1977 és 2006 között

A 90. ábrán az *Ectropis bistortata* országos elterjedése látható 1977 és 2006 között. Ez a faj a hetvenes évek második felében országsszerte nagy mennyiségben rajzott, a legnagyobb befogás az ország déli részén (Tompá) volt. Jól megfigyelhető a faj országos csökkenése, ami a 82. ábrán is látható.



90. ábra. Az *Ectropis bistortata* faj országos populációdinamikája 1977 és 2006 között

A 91. ábrán a *Peribatodes gemmaria* országos elterjedése látható 1977 és 2006 között. Minden évben megfigyelhető, hogy az ország déli részén (Tomba) legbőségesebb a befogás. A fajszám az évek során folyamatosan növekszik, és fokozatosan kiterjed az egész ország területére



91. ábra. A *Peribatodes gemmaria* faj országos populációdinamikája 1977 és 2006 között

## 5. Diszkusszió

Adatbányászati és térinformatikai módszerek segítségével dolgoztuk fel, illetve elemeztük a magyarországi meteorológiai állomások, illetve az Országos Növényvédelmi és Erdészeti fénycsapda-hálózat adatait.

A fénycsapdák adatait dBase formában kaptuk meg. Feladatunk volt, hogy az ebben a formában nehezen feldolgozható adatokból egy olyan adattárházhoz hozzunk létre, amely lehetővé teszi az egyszerű, általános formátumú adatelérést, ami a további kutatásokhoz is felhasználható.

A fénycsapda-adatok alapján általunk összeállított adatbázis alkalmas Szentkirályi (2002) által összefoglalt hazai fénycsapdázás fontosabb kutatási területein történő felhasználásra, úgymint: faunisztikai, állatföldrajzi, taxonómiai, cönológiai, etológiai, fenológiai, ökológiai, stb. vizsgálatokra (Nowinszky 2003d).

Nowinszky (2003c) szerint a populációdinamikai vizsgálatok céljára azok a fénycsapdák a legalkalmasabbak, amelyek hosszú ideje üzemelnek megszakítás nélkül, azonos helyen. Így mi is a lehető leghosszabb idősorok összeállítására törekedtünk. Ennek figyelembevételével választottuk ki azokat a csapdákat, amelyek egész évben működtek, és napi adatsort szolgáltatottak (Nowinszky, 2003a). Továbbá fontos volt, hogy minél nagyobb földrajzi területet fedjenek le, valamint az, hogy az adatgyűjtés mindenhol azonos módszerrel történjen (Hufnagel et al. 2008).

A lepke-adattárház létrehozásához, az adatszűréshez és a további adatfeldolgozáshoz Visual Basic nyelvű programokat készítettünk. Az összeállított adatbázisokban (adattárházban) képesek vagyunk idő, csapda és faj adatok alapján keresni és szelektálni.

Ahhoz, hogy az időjárás hatását pontosan tudjuk vizsgálni, olyan meteorológiai adatokra lenne szükségünk, amelyeket közvetlenül a csapda helyén mértek. Sajnos, ilyenek nem álltak rendelkezésre. Emiatt meteorológiai adatforrásként Ferenczy (2008) által közzétett „Kutdiak”, Szenteleki (2007) és Szenteleki et al. (2007) által publikált „KKT”, valamint az Országos Meteorológiai Szolgálat (2008) honlapján közzétett adatbázisokból használtuk fel azokat az adatokat, amelyek földrajzilag a legközelebb vannak a csapdákhöz.

Mivel a meteorológiai adatok közül a legkevésbé lokális jellegű a hőmérséklet, valamint a legteljesebb a hőmérséklet adatsorunk, így a munkánkhoz – a klímahatások vizsgálatához – csak a hőmérsékletfüggést vizsgáltuk. E döntésünket alátámasztja az, hogy Nowinszky és munkatársai (2003) több szerző műve alapján arra a következtetésre jutottak, hogy a repülési aktivitás szempontjából alapvető szerepe a hőmérsékletnek van. A csapadék, a szél és más környezeti hatások – fajoként ugyan eltérő mértékben – csak kismértékben és csak lokálisan befolyásolják az aktivitást. Ezt a

feltételezést igazolja több hazai és külföldi szerző is (Kádár & Erdélyi 1991, Nowinszky et al. 2003, Tobin et al. 2008, Schmera 2002, Virtanan & Neuvonen 1999).

A rajzásfenológiai vizsgálatok esetén a fajok egyedeinek számát naponta ábrázolva megállapítható a nemzedékek száma (Nowinszky 2003c), valamint a szezonális változás. E módszer mind hazai, mind külföldi publikációkban elterjedt (Ábrahám & Tóth 1989, Caldas 1992, Kimura et al. 2008, Mészáros 1993, Szentkirályi 1984).

A populációdinamikai vizsgálatok arra szolgálnak, hogy az egymást követő évek adataiból következtetni lehessen a változás tendenciájára (Nowinszky 2003c). E módszert több publikáció is használja (Conrad et al. 2006, Leskó et al. 1997, Szentkirályi et al. 1995, Szontagh 2001, Wolda et al. 1998).

Ezek a publikációk az éven belüli és az éves változásokat külön-külön ábrázolják. Mi egy olyan háromdimenziós módszert dolgoztunk ki, amely azokat egyesítve, egy ábrán jeleníti meg a szezonális és a hosszú távú (éves) változást. E módszerrel a különböző idősorok sokkal szemléletesebben ábrázolhatók (Gimesi 2008, 2009). Hasonló megjelenítést használ Marchiori & Romanowski (2006) a rovarbefogási órás idősorok, illetve Mulligan (1998) a lombkoronák szezonális változásának szemléltetésére.

E háromdimenziós felületmodellt használjuk a dolgozatban ismertett hosszú idősorok ábrázolására. Az ábrák szemléletesebb megjelenítéséhez szükséges simításhoz a legkisebb négyzetek módszerét, a mesterséges neurális hálózatot (ANN-t), a krigelést, az inverz távolság, illetve a mozgóátlag módszert használtuk.

Az adattárház összeállítása és a háromdimenziós felületmodell kidolgozása, elkészítése után vált lehetővé, hogy adatainkat különböző szempontok szerint kiértékeljük, és az eredményeinket megjelenítsük.

Az adatok elemzéséhez három módszert használtunk: a diverzitási-indexet, fajabundancia modelleket és a lineáris kvantilis regressziót.

A biológiai sokféleség egyik mérőszáma a diverzitás. Az értekezésben bemutattunk és összehasonlítottunk többféle diverzitási-indexet, amihez különböző idősorokat (lepke, fitoplankton és elméleti adatsorokat) használtunk.

A szakirodalmak elsősorban a Shannon-féle diverzitási-indexszel dolgoznak (például: Arnan és munkatársai 2009, Balog és munkatársai 2008, Chefaoui & Lobo 2008, Kevan 1999, Skalskia & Pośpiech 2006). Bakalem és munkatársai (2009) nagyszámú egyed esetén a Shannon indexet tartja a legjobbnak, mivel viszonylag független a mintavétel területétől, így mi is ezt az indexet alkalmaztuk a populációk vizsgálatához.



A diverzitási-index mellett fontosnak tartjuk, hogy a faj és egyedszámot is mindig vizsgáljuk, ugyanis – ahogy az 56. ábrán is látszik –, az egyedszám jelentős változása mellett a diverzitási-index alig változik.

A fajabundancia modellek azt vizsgálják, hogy a fajok milyen egyedszámban (tömegességben) vesznek részt a közösségben (Bartha et al. 2007, Magurran 1988). Arra keressük a választ, hogy mennyire egyenletes a mennyiségi eloszlás a fajok között (Bartha et al. 2007), vagyis a rangsor változása jelzést ad az adott közösség változásáról.

A rangsormodellek szekvenciális sorrendje a geometriai modellel kezdődik, ahol néhány domináns faj uralja a közösséget, a többi faj pedig nagyon ritka. A sort a szimultán pálcatorési modell zárja, ahol a legigazságosabb az erőforrások elosztása (Ibáñez et al. 1995, Magurran 1988). Ezt a megállapítást igazoltuk az értekezésben is. A kevés faj és a szűkös erőforrások esetén (például téli időszak) a lepkék rangsora a geometriai modellt közelíti (52. ábra), majd a környezeti feltételek javulásával és a fajszám növekedésével fokozatosan eljutunk a béta eloszlási modellhez (49. ábra). Az összes befogást vizsgálva (itt minden faj szerepel), a rangsor jól illeszkedik a pálcatorési modellhez (46. ábra).

Az ökológiával foglalkozó munkák elsősorban három alapmodellt említenek: geometriai, lognormális és pálcatorési modelleket (Aoki 1995, Bartha et al. 2007, Dunbar et al. 2002, Kobayashi 1985, Saldaña & Ibáñez 2004, Skalskia & Pośpiechb 2006). Preston (1948) szerint számos, sokfajú közösség esetében a lognormális abundanciamodell jól közelíti a fajeloszlást. Ezzel szemben mi azt tapasztaltuk, hogy a lognormális modell nem biztosítja a teljes átmenetet a pálcatorési és a geometriai modell között. Ezt Fisher és munkatársai (1943) is észrevették, ezért sokfajú mintára gammaeloszlási modellt alkalmaztak.

Az értekezésben bemutatott példák alapján úgy láttuk, Muneeppeerakula és munkatársai (2007) és Fattorini (2005) publikációkkal egyetértésben, hogy a bétaeloszlás az a modell, amelyik a legjobban megfelel az átmenet biztosítására. E megállapításunk elméleti helyességét alátámasztja Izsák és Szeidl (2009) munkája. Ennek megfelelően a rangsormodellek sorrendje a következő: geometriai-, lognormális-, bétaeloszlás- és szimultán pálcatorési-modell.

Bartha és munkatársai (2007) szerint a geometriai modell a szélsőséges környezetben élő társulásokra, illetve Izsák és Szeidl (2009) szerint a kis egyedszámú (kis abundanciájú) fajok eloszlására jellemző. Ezt vizsgálataink is igazolják, mivel e modellhez a legjobb illeszkedést a téli időszakban tapasztaltuk (52. ábra).

A környezeti feltételek javulásával az erőforrások növekednek, nő a közösség egyed- és fajszáma. E közösségek fajeloszlása a lognormális abundanciamodellt közelíti meg a legjobban (Izsák

& Szeidl 2009, Preston 1948, Whittaker 1965). Ez az általunk vizsgált adatsorban a márciusi és az októberi eloszlásnak felel meg (50., 51. ábra). A legbőségebb közösség augusztusban figyelhető meg, amely a bétaeloszlás modellel közelíthető a legjobban. Schmera (2002) is hasonló megállapításra jutott, vagyis a kevés faj és szűkös források esetén (téli, kora tavaszi és késő őszi időszakban) a grafikon a mértani sorozat modellhez, míg faj és forrásbőség esetén – szerinte – a szimultán pálcatorési modellhez közelít.

A bemutatott ábrák segítségével igazoltuk Ibáñez és munkatársai (1995), valamint Magurran (1988) állítását, miszerint a legkiegyenlítettebb erőviszonyok és a legbőségebb fajok esetében a szimultán pálcatorési modell közelíti meg legjobban az abundancia eloszlást. Az erőforrások, illetve a fajbőség csökkenésével sorban a következő modelleket követik a rangsorok: bétaeloszlás, lognormális eloszlás és geometriai eloszlás. Továbbá igazoltuk, hogy Muneeppeerakula és munkatársai (2007), valamint Fattorini (2005) által javasolt bétaeloszlásnak is helye van a rangsorok között.

A modellek (függvények) és a mért adatok legjobb illeszkedésének meghatározásához Cornelissen és Stiling (2008) több más szerzővel együtt  $\chi^2$  statisztikát használtak. Mi ezt a módszert nem tartottuk elég pontosnak, ezért az illesztéseket a legkisebb négyzetek módszerével végeztük, ahol a statisztikai függvények paramétereit úgy változtatjuk meg, hogy az összegzett négyzetes hiba minimális legyen (Korn & Korn 1975).

A lineáris kvantilis regresszió számítása a populációdinamika egyik vizsgálati módszere (Kovács et al. 2009). Chamaillé-Jammes és munkatársai (2007), valamint Cade és munkatársai (2005) és Helmus és munkatársai (2007) szerint a kvantilis regresszió megfelelő eszköz a változások szemléltetésére, és olyan összefüggések is felfedezhetők a segítségével, amelyek a tradicionális statisztikai módszerekkel nem.

E módszerrel vizsgálva az egyedszám-változást megállapítottuk, hogy 2-3 héttel korábbra tehető a fajok megjelenése, mint 30 évvel ezelőtt. Hasonló változást figyeltek meg Kovács és munkatársai (2009) is. Madarak vonulásait vizsgálva, 24 év alatt közel egyhetes korábbra tolódást tapasztaltak.

A diverzitási-index vizsgálatánál viszont azt tapasztaltuk, hogy későbbi napokra tolódik a diverzitási-index növekedése.

A közösségdinamika szezonális függésével minden szerző egyetért függetlenül attól, hogy milyen éghajlati (mérsékelt vagy trópusi) területen végezte el a vizsgálatot. Szabó és munkatársai (2007) a faj és egyedszámot használták a szezonális változás bemutatására, de Fisher és munkatársai (1943), vagy Schmera (2002) diverzitási-indexet alkalmaztak.

Mi mindhárom adattal elkészítettük a lepkebefogások idősor-ábráját (42., 43. és 45. ábra), amelyek jól mutatják a szezonálisitását. A publikációkban a szemléltetésre használt kétdimenziós

grafikonok helyett háromdimenziós ábrákat használtunk, így az éves dinamika is megfigyelhető azokon.

A szezonális dinamika vizsgálatára a fajabundancia modellek is alkalmasak, amelyek segítségével jól elkülöníthetők a különböző időszakok. E módszert használja Schmera (2002) is, aki megállapítja, hogy szignifikáns különbség van a nyári és a többi hónap között. Ennél mi továbbmentünk, és egész évre vizsgáltuk a szezonális változást (47. és 48. ábra). Valóban látható, hogy a nyári hónapok csak kismértékben térnek el egymástól, és az is, hogy négy jól elkülöníthető időszak figyelhető meg a lepkék fejlődésében.

Természetesen a szezonális változást hagyományos módszerekkel is bemutattuk: kétdimenziós idősor (56. ábra), klaszteranalízis (57. ábra) és NMDS (58. ábra) segítségével.

Southwood (1984) eloszlásgörbéket használt a forrásbőség vizsgálatára, így mi is elkészítettük a diverzitási-index eloszlásábráját (59. ábra). A 60. ábrán jól látható, hogy az eloszlások alakja a különböző időszakokban más és más.

Bármelyik módszerrel is dolgozunk, a szezonális függés egyértelműen megállapítható. Igazoltuk, hogy a magyarországi éghajlati viszonyok mellett négy, jól elkülöníthető időszak figyelhető meg a Lepidoptera rend fejlődésében.

Egyes szerzők a befogások számának növekedését (Bazzaz 1975), míg mások a csökkenését (Nowinszky et al. 2003) írják le a hőmérséklet függvényében. Taylor (1963) igazolta, hogy a repülésnek, ennek következtében a befogásnak a hőmérséklet függvényében alsó és felső küszöbértéke van. E megállapítást a mi kutatásaink is megerősítik (68-73. ábrák). Ennek alapján arra a következtetésre jutottunk, hogy a klímaváltozás következtében növekvő globális felmelegedés hatására csökkenni fog a lepkék száma, így a diverzitásuk is. Ezt támasztja alá Drégelyi-Kiss és munkatársai (2010), valamint Hufnagel és munkatársai (2008) által bemutatott hosszú távú modell is.

Ferenczy és munkatársai (2010a, 2010b) leírták, hogy a hőösszeg jelentős korrelációt mutat az egyedszámmal. Mivel a 74. ábrán is látható, hogy a hőösszeg kvantilisei korábbra tolódnak, így következik, hogy a lepkék is korábban jelennek meg, ami látható az 53. ábrán. A további vizsgálatok viszont azt mutatják (76. ábra), hogy a lepkék döntő többségének megjelenéséhez egyre kisebb hőösszeg is elegendő.

A megváltozott klimatikus körülményekre a fajok különbözőképpen reagálnak (Dukes & Mooney 1999, Parmesan & Yohe, 2003, Steffen et al. 2004, Thomas et al. 2004). Ennek igazolására néhány faj idősorát bemutattuk (77-83. ábrák). Látható, hogy vannak fajok, amelyek száma jelentősen csökken, és vannak, amelyek számában növekedés tapasztalható.

A *Chiasmia clathrata* faj esetében 1985 és 1986-ban jelentősen megnőtt a befogott egyedek száma, azóta viszont fokozatosan csökken (81. ábra). Megfigyelhető, hogy a faj rajzási ideje április közepétől szeptember végéig tart, ami megegyezik Mészáros (1972) megfigyelésével.

Mészáros (1972) és Szarukán (1973) szerint a hazai fénycsapda-adatok és tapasztalatok alapján évente 3, esetleg 4 nemzedék is megjelenhet. E megfigyelést igazolja a 81. ábra is.

Jermy és Balázs (1993) e faj korábbi időszakban vizsgált országos eloszlását ismertetik, ahol a legjelentősebb befogások az ország középső részén, valamivel gyengébb befogások a keleti határnál figyelhetők meg. A 89. ábrán látható a lepkék országos elterjedése 1977 és 2006 között. Látható, hogy 1983 és 1988 között volt a legnagyobb befogás, elsősorban Magyarország keleti (Gerla) és középső-déli (Tolna) részén. A további években itt is megfigyelhető a jelentős csökkenés, viszont kiegyenlítődés is tapasztalható, vagyis a korábban kevés egyedet befogott csapdák jobban teljesítettek.

Az *Ectropis bistortata* faj idősora (82. ábra) azt mutatja, hogy a lepkék már március végén megjelennek, az első nemzedék zöme azonban április-májusban rajzik. Ez megfelel Jermy és Balázs (1993) megfigyelésének, azonban ők a második nemzedék rajzását szeptember-októberre teszik. Az ábrán viszont látható, hogy a második nemzedék zöme június és augusztus között repült.

Megfigyelhető, hogy idővel folyamatosan csökken az egyedszám, és szűkül a rajzási idejük is. Az utóbbi időre inkább egynemzedékesé vált ez a faj.

Jermy és Balázs (1993) szerint ez a faj a hetvenes évek második felében országsszerte nagy mennyiségben rajzott, ami a 90. ábrán is látható. A legnagyobb befogás azonban az ország déli részén (Tompá) volt. Jól megfigyelhető a faj országos csökkenése, ami nem indokolható a hőmérséklet emelkedésével, ugyanis Bergmann (1955) megállapítja, hogy a faj második nemzedéke (Németországban) csak meleg helyeken jelenik meg. A hegyvidéken csak egy nemzedéke él, így a faj csökkenése háttérben más hatás lehet, például az, ha a faj nem tud alkalmazkodni a túl magas hőmérséklethez.

A *Peribatodes gemmaria* fajt a régebbi hazai munkák (pl. Abafi-Aigner 1907) kétnemzedékesnek tartják. A későbbi megfigyelések már 2-3 nemzedékről írnak (Gyulai & Nagy 1976). Ez a tendencia jól megfigyelhető a 83. ábrán is. Látható, hogy korábban a faj rajzási ideje május-június, illetve augusztus-szeptember, ami megegyezik Vojnits (1980) megfigyelésével. Azonban az utóbbi időkből a tavaszi rajzás korábbra tolódik, így a hosszabb időintervallum lehetővé teszi a többszöri rajzást is, ami az ábrán is jól látszik.

A német szakirodalom szerint Németországban, ahol hűvösebb az időjárás, ez a faj egynemzedékes (Jermy és Balázs 1993). Ezzel szemben nálunk kezdetben kétnemzedékes, majd három-

nemzedékes lett. Ezért ez a faj alkalmas lehet a hőmérsékletváltozás indikátoraként. Alátámasztja ezt Vojnits (1980) is, miszerint hazánk melegebb területein három nemzedék is kifejlődik.

A 91. ábrán a lepkék országos elterjedése látható. Minden évben megfigyelhető, hogy az ország déli részén (Tomba) legbőségebb a befogás. A fajszám az évek során folyamatosan növekszik, és fokozatosan kiterjed az egész ország területére.

Parmesan és Yohe (2003) meghatározta, hogy a szárazföldi fajok 10 évenként, átlagosan 6,1 km-rel tolódnak a sarkok felé, illetve 6 m-rel feljebb a hegyekben. Az északi irányú eltolódást igazolja Virtanen és Neuvonen (1999) is.

Az országos elterjedés bemutatására készített ábrákon (89-91. ábrák) jól látható a különböző fajok időbeni eloszlásának változása, például a 91. ábrán az északi irányú eltolódás.

## **Kitekintés**

A dolgozatban elsősorban fénycsapdával befogott *Lepidoptera* adatokkal dolgoztunk, de bemutattunk néhány más alkalmazási területet is, ahol a leírt módszerek használhatók. Ilyenek például a meteorológiai, vízi ökológiai és elméleti adatsorok.

A dolgozat elkészítéséhez a meteorológiai adatok közül csak a hőmérsékletet függést vizsgáltuk. További kutatási téma lehet más klímaadatok hatásának elemzése.

Többek között Kúti és munkatársai (2010), Nowinszky és Puskás (2003a), Wolda és munkatársai (1998) felvetik a különböző csillagászati események (naptevékenység, holdfázis, stb.) hatásait a populációdinamikára. E kutatásokhoz is felhasználhatók az általunk összeállított adatbázis és a bemutatott módszerek. Annak ellenére, hogy mi ilyen jellegű vizsgálatokat nem végeztünk, egy példát mégis bemutattunk Kúti és munkatársai (2010) által feltételezett napfolttevékenység hatásáról (80. ábra).

A klímaváltozás egyik kutatási területe az analóg területek keresése (Horváth 2008), amire szintén felhasználhatók az adatbázisban tárolt adatok. Igaz, az ökológiai vizsgálatok esetében ez nehezebb mint a klímaadatoknál, hiszen egy közösség összetétele, dinamikája nagyon sok környezeti hatástól függ.

A dolgozat folytatásaként tervezzük egy album kiadását, amelyben az egyes fajok változásának idősorát kívánjuk bemutatni. Az ehhez kapcsolódó képanyag megtalálható a DVD mellékleten.

További kutatásokat igényel annak kiderítése, hogy egyes csapdák esetén jelentkező befogási anomáliákat illetve jelentős változásokat milyen környezeti hatások okozhatták.

A fajok területi változásának (vándorlásának) vizsgálatát teljesebbé tenné, ha a környező országokból is rendelkezésre állnának hasonló adatsorok.

## 6. Összefoglalás

Az értekezésben adatbányászati és térinformatikai eszközök felhasználásával meteorológiai és biológiai hosszú idősorokat vizsgáltunk, olyan módszertani, informatikai rendszert dolgoztunk ki és mutatunk be, amely segítségével az ökológiai folyamatok vizsgálhatók és megjeleníthetők.

Adatforrásként Magyarország különböző helyeiről gyűjtött, különböző formában rendelkezésre álló meteorológiai és rovaradatokat használtunk. Az adatokat adatbányászati módszerekkel dolgoztuk fel, és egy adattárházat hoztunk létre, amely segítségével lehetővé vált az adatok különböző szempontok szerinti elemzése. Az adattárház összeállításánál törekedtünk arra, hogy biztosítsuk a lehető legegyszerűbb, és a lehető legszélesebb körű felhasználhatóságot.

A számítási eredmények szemléletes megjelenítése érdekében egy háromdimenziós vizualizációs módszert dolgoztunk ki. E módszer segítségével az eredményeket olyan idősor-ábrán tudjuk bemutatni, ahol együtt vizsgálható a hosszú távú és a szezonális változás.

Az adatbázis létrehozása és a megjelenítő módszer kidolgozása után vált lehetővé, hogy adatainkat különböző statisztikai módszerrel elemezzük, és az eredményeinket könnyen értelmezhető formában megjelenítsük.

Az adatelemzéssel elsődleges célunk volt a közösségszinten megmutatkozó sokéves tendenciák, a szezonális közösségdinamikai mintázatok, valamint ezek hőmérsékletfüggésének elemzése, továbbá a szakirodalmakban fellelhető fajabundancia modellek lepkékre való alkalmazhatóságának igazolása, illetve a klímaváltozás hatásainak bemutatása a populáció viselkedésére.

Az értekezésben vizsgáltuk a fajszám-, az egyedszámadatokat és a diverzitási-indexek időbeli változását. A diverzitási viszonyok feltárása érdekében fajabundancia-eloszlási modelleket használtunk. Megállapítottuk, hogy az éves adatokban négy, jól elkülönülő időszak figyelhető meg. A különböző időszakokban az erőviszonyok más és más modellt követnek. Ezt különböző statisztikai módszerekkel is igazoltuk.

A közösségszinten megmutatkozó sokéves tendenciák elemzésére lineáris kvantilis regresszió vizsgálatot végeztünk. Megállapítottuk, hogy a vizsgált időszakban a lepkék egyre korábban jelennek meg.

A lepkébefogási adatok és a napi középhőmérséklet összefüggéseit vizsgálva megállapítottuk, hogy a befogásoknak alsó és felső határértéke van a hőmérséklet függvényében, továbbá, hogy a napi hőmérséklet és diverzitás értékei szorosan korrelálnak egymással, illetve a hőmérséklet szórása és a diverzitás egy negatív korrelációt mutat.

A lepkébefogási adatok szezonális függését több módszer segítségével is igazoltuk.

Annak igazolására, hogy a megváltozott klimatikus körülményekre a fajok különbözőképpen reagálnak, néhány faj egyedszám-idősorát és területi elterjedésüket is bemutattuk.

Az értekezésben kidolgozott témával jelentős hazai és nemzetközi tudományos iskolák foglalkoznak, és produkálnak újabb és újabb eredményeket. Egy interdiszciplináris (informatika, statisztika, biológia) tudományról van szó, ezért a felvetett problémák igen bonyolultak, a megoldásukhoz szükséges tudás szerteágazó, és sok nézőpontot igényel. Ezért az értekezésben kitűzött célunkat a korszerű informatikai eszközök nélkül nem tudtuk volna megvalósítani.

# Új tudományos eredmények

## I. Téziscsoport: Adatbázis (adattárház) létrehozása, a vizsgálathoz kidolgozott adatbányászati eljárások és informatikai eszközök

- I.1. Magyarország különböző helyeiről gyűjtött, különböző formában rendelkezésre álló rovar- és meteorológiai adatokból adattárházat hoztam létre, amely biztosítja a legelterjedtebb adatkezelő programok (Excel, Access, SQL) számára az adatelérést. Az adatok egyesítéséhez, szűréséhez Visual Basic nyelvű programokat fejlesztettem ki, melyek lehetőséget nyújtanak közvetlen szöveges, Excel és Access állományok megfelelő mélységű elérésére. Kidolgoztam egy egyesítési módszert, amely a különböző helyeken mért adatokat egységes, országos adatsorrá konvertálja.
- I.2. A hosszú idősorok ábrázolására, az éven belüli és a hosszú távú tendenciák vizsgálatára háromdimenziós vizualizációs módszert dolgoztam ki. A felület simításához különböző interpolációs eljárásokat, valamint neurális hálózatot használtam. Saját eljárást és Visual Basic programot dolgoztam ki a legkisebb négyzetek módszerével történő közelítésre. A programmal kapott numerikus adatok megjelenítésére az AutoCAD (Autodesk Inc.) és az ArcGIS (GIS by ESRI) programokat is felhasználtam. A háromdimenziós megjelenítéshez AutoCAD – LISP nyelvű programot fejlesztettem. A módszer és a kifejlesztett eszközök alkalmazásaként Magyarországon egyedülként, 281 lepkefaj 3D-s idősor-ábráját készítettem el.
- I.3. A diverzitási indexek vizsgálatához a PAST programot használtam. Az adatok leválogatásához Access és Excel makrókat készítettem. A programokat különböző diverzitási-indexekre futtattam, és a kapott eredményeket az általam kidolgozott eljárással vizualizáltam, amelynek alapján a rejtett változási tendenciák kimutathatóvá váltak.
- I.4. A fajabundancia modellek és a tényadatok elemzéséhez, összehasonlításához Excel makrót készítettem. A függvények összehasonlítását a legkisebb négyzetek módszerével vizsgáltam. A hagyományos statisztikai elemzésekhez és a grafikonok megrajzolásához az Excel adat-elemző modulját használtam. A lineáris kvantilis regresszió számításához Excel makrót készítettem, a megjelenítés az Excel grafikonrajzolójával történt. A fajok területi eloszlásának bemutatásához szintén az AutoCAD és az ArcGIS programokat használtam.



## **II. Téziscsoport: Magyarországi rovar- és meteorológiai adatok együttes vizsgálata a létrehozott adattárház, adatbányászati és informatikai eszközök felhasználásával**

**II.1. Diverzitási idősorok.** Az egyes diverzitási-indexeket összehasonlítva megállapítottam, hogy a különböző modelleket használva hasonló eredményt kapunk. Mindegyik modell alkalmas a közösségek szezonális és hosszú távú dinamikájának bemutatására.

A diverzitási-indexek időbeli mintázatait vizsgálva megállapítottam, hogy a vizsgált időszakban jelentős diverzitás-szerkezeti változások történtek a viszonylag stabil egyedszám és fajszám-viszonyok ellenére. A Shannon indexben és más diverzitási mutatókban is határozottan kimutatható a nyári diverzitásemelkedés, valamint egy téli, enyhe diverzitáscsökkenés 1962 és 2006 között.

**II.2. Fajabundancia modellek.** A szakirodalomban publikált fajabundancia modellek általában jól illeszkednek a valóságos adatokhoz, amit több példa segítségével is bemutattam. A dolgozatban példák alapján igazoltam, hogy a publikációk többségében ismertetett modellek nem biztosítják a teljes átmenetet a geometriai és a pálcatorési modell között. Ezért javasoltam a bétaeloszlás-modell használatát is, amely jobban megfelel az átmenet biztosítására.

Megállapítottam, hogy nemcsak az erőviszonyoktól, hanem a közösség egyedszámától is függ az, hogy a rangsort melyik fajabundancia modell írja le a legjobban.

Igazoltam, hogy a Magyarországi éghajlati körülmények között a lepkék fejlődésében négy jól elkülöníthető időszak figyelhető meg. Ezt a megállapítást több statisztikai modellel is alátámasztottam.

**II.3. Sokéves tendenciák közösségi szinten.** A közösségi szinten megmutatkozó sokéves tendenciák elemzésére készített lineáris kvantilis regressziók alapján megállapítottam, hogy az 1962 és 2006 közötti időszakban az adatok az éves összes befogott egyedszám 10, 20, ...90%-át egyre hamarabb érték el, ami a szezon 15-25 napos előretolódását jelenti. Az 1974 és 2006 évek közötti homogénebb szakaszra külön is elvégezve az elemzést, azonos eredményt kaptam.

A Shannon-diverzitás maximumának 10, 20, valamint 80, 90%-át egyre később, az 50, 60%-át viszont egyre korábban éri el az adatok az 1962 és 2006 közötti időszakban, ami a téli fajok diverzitáscsökkenését támasztja alá.

**II.4. Szezonális tendenciák.** A szezonális közösségdinamikai mintázatok elemzése során azt az eredményt kaptam, hogy a teljes időszakot figyelembe véve négy lokális diverzitásmaximum állapítható meg, ami négy jól elkülönülő időszakot határoz meg. A tavaszi és nyári aspektus határa áprilisban, a nyári és őszi határa pedig szeptemberben található. Az egyedszám és fajszám adatok lefutási mintázata ezt a jelenséget önmagában nem mutatja, az inkább a hőmérséklet lefutását követi.

Megállapítottam, hogy a különböző hónapokban a napi diverzitási értékek gyakorisági eloszlásainak az alakja is jellegzetesen eltér egymástól.

**II.5. Az adatok és a hőmérséklet kapcsolata.** Bizonyítottam, hogy a lepkék repülési aktivitásának és ennek következtében a befogásnak alsó és felső küszöbértéke van a hőmérséklet függvényében. Több módszerrel is igazoltam, hogy a hőmérséklet növekedésével (egy határ felett) csökken a lepkék száma és a diverzitásuk is.

Az éves hőösszeg lineáris kvantilis regressziós vizsgálatával megállapítható, hogy az alacsonyabb százalékok átlépési napjai negatív tendenciát, a magasabb százalékok átlépési napjai pedig pozitívat mutatnak, ami együttesen a vegetációs időszak hosszának növekedésére utal. Ez összhangban van a lepkék egyedszám változásában kimutatott szezon előbbre tolódásával.

A lepkebefogási adatok és a napi középhőmérséklet összefüggéseit vizsgálva megállapítottam, hogy a napi középhőmérséklet értékei és a napi diverzitás értékei szorosan korrelálnak egymással, továbbá a hőmérséklet szórása és a diverzitás negatív korrelációt mutat.

# Köszönetnyilvánítás

Köszönöm Prof. Galántai Aurél és Prof. Szeidl László témavezetőimnek, hogy szakmai segítségükkel és támogatásukkal sikerült elkészítenem a dolgozatot.

Köszönöm Hufnagel Leventének, szakmai konzulensemnek, hogy a számomra kevésbé ismert biológiai tudományok és biológiai módszerek alkalmazásában segítségemre volt.

Köszönöm néhai Prof. Harnos Zsolt akadémikus úrnak, hogy támogatta a témaválasztást és lehetővé tette, hogy a kutatócsoport munkájában részt vegyek.

Köszönettel tartozom Prof. Mészáros Zoltánnak és Prof. Borhidi Attilának szakmai segítségükért és építő bírálataikért.

Továbbá köszönöm Prof. Schipp Ferencnek a lineáris egyenletrendszer felállításához nyújtott segítségét.

Köszönetem fejezem ki mindazoknak, akik a dolgozat elkészítésében és a kutatómunkában segítségemre voltak.

Köszönöm az Erdészeti Tudományos Intézetnek (ERTI) és munkatársainak, hogy a dolgozat elkészítéséhez szükséges lepkedatákat a rendelkezésemre bocsátották.

Külön köszönet a Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar és az MTA TKI Alkalmazkodás a klímaváltozáshoz Kutatócsoport munkatársainak, akik a dolgozat elkészítését támogatták és megírásához segítséget nyújtottak.

Nem utolsó sorban szeretném megköszönni családomnak a támogatást és a türelmet, akik nélkül ez a dolgozat nem készülhetett volna el.

## Irodalomjegyzék

- [1] Abafi-Aigner, L. (1907): Magyarország lepkéi, tekintettel Európa többi országainak lepkefaunájára. Természettudományi társulat, Athenaeum, Budapest.
- [2] Abay, F., Bjørnstad A., Smale, M. (2009): Measuring on Farm Diversity and Determinants of Barley Diversity in Tigray, Northern Ethiopia. *Mekelle University (CNCS)*, 2: 44-66.
- [3] Ábrahám, G., Tóth, M. (1989): A káposzta-bagolylepke (*Mamestra brassicae* L.) rajzásdinamikai vizsgálata szexferomon-, illat- és fénycsapdával. *Növényvédelem*, 23 (3): 119-122.
- [4] Adriaans, P., Zantinge, D. (2002): *Adatbányászat*. Panem Könyvkiadó, Budapest.
- [5] Acara, C., Acarb, H., Eroglu, E. (2007): Evaluation of ornamental plant resources to urban biodiversity and cultural changing: A case study of residential landscapes in Trabzon city (Turkey). *Building and Environment*, 42: 218-229.
- [6] Altrichter, M., Horváth, G., Pataki, B., Strausz Gy., Takács, G., Valyon, J. (2006): *Neurális hálózatok*. Panem Könyvkiadó, Budapest: 6-79.
- [7] Ampe, F., Miamb, E. (2000): Cluster analysis, richness and biodiversity indexes derived from denaturing gradient gel electrophoresis fingerprints of bacterial communities demonstrate that traditional maize fermentations are driven by the transformation process. *International Journal of Food Microbiology*, 60: 91-97.
- [8] Anderson, M. J. (2008): Animal-sediment relationships re-visited: Characterising species' distributions along an environmental gradient using canonical analysis and quantile regression splines. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366: 16-27.
- [9] AntoniĆ, O., Križan, J., Marki A., Bukovec D. (2001): Spatio-temporal interpolation of climatic variables over large region of complex terrain using neural networks. *Ecological Modelling*, 138: 255-263.
- [10] Aoki, I. (1995): Diversity and rank-abundance relationship concerning biotic compartments. *Ecological Modelling*, 82: 21-26.
- [11] 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.

- [12] Árnas, E., Szabó, S., Tóthmérész, B., Varga, Z. (2004): Lepkefaunisztikai vizsgálatok fénycsapdás gyűjtéssel az Aggteleki Nemzeti Parkban. Természetvédelmi Közlemények 11: 319-328.
- [13] Austin, M. (2007): Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *ecological modelling*, 200: 1-19.
- [14] Bakalem, A., Ruellet, T., Dauvin, J. C. (2009): Benthic indices and ecological quality of shallow Algeria fine sand community. *Ecological Indicators*, 9: 395-408.
- [15] Balog, A., Marko, V., Adam, L. (2008): Rove beetles (Coleoptera: Staphylinidae) collected during the long term ecological research in a Hungarian oak forest. *Journal of Environmental Biology*, 29: 263-266.
- [16] Bartha, S. (2004): Paradigmaváltás és módszertani forradalom a vegetáció vizsgálatában. *Magyar Tudomány*, MTA XLIX. 1.
- [17] Bartha, S., Virágh, K., Botta-Dukát, Z., Kertész, M., Oborny, B. (2007): A fajösszetétel: textúra és kotextúra, in Pásztor, E., Oborny B. *Ökológia*, Nemzeti tankönyvkiadó Zrt. Budapest.
- [18] Bazzaz, F. A. (1975): Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology*, 65: 485-488.
- [19] Báldi, A., Jordán, F. (2004): Közösségi ökológia: Évszázados nehézségek és új utak. *Magyar Tudomány*, MTA XLIX. 1.
- [20] Behnke, J. M., Barnard, C. J., Bajer, A., Bray, D., Dinmore, J., Frake, K., Osmond, J., Race, T., Sinski, E. (2001): Variation in the helminth community structure in bank voles (*Clethrionomys glareolus*) from three comparable localities in the Mazury Lake District region of Poland. *Parasitology*, 123: 401-414.
- [21] Berger, W. H., Parker F. L. (1970): Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. *Science*, 168: 1345-1347.
- [22] Bergmann, A. (1955): *Die Großschmetterlinge Mitteldeutschlands* 5. Spanner. Urania, Jena, Germany.
- [23] Bíró, P., Oertel, N. (2004): A hidrológia főbb irányvonalai és feladatai. *Magyar Tudomány*, MTA XLIX. 1.

- [24] Bogdán O., Márkus B. (2004): A döntéstámogatás térinformatikai eszközei. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron.
- [25] Bogdanova, G., Georgieva, T. (2008): Using error-correcting dependencies for collaborative filtering. *Data & Knowledge Engineering*, 66: 402-413.
- [26] Böhlen, M. (2003): 3D visual data mining—goals and experiences. *Computational Statistics & Data Analysis*, 43: 445-469.
- [27] Böhlen, M., Bukauskas, L., Eriksen, P. S., Lauritzen, S. L., Mažeika, A., Musaeus, P., Mylov, P. (2003): 3D visual data mining – goals and experiences. *Computational Statistics & Data Analysis*, 43: 445-469:
- [28] Buzas, M. A., Gibson, T. G. (1969): Species diversity: benthonic foraminifera in the western North Atlantic. *Sciences*, 163: 72-75.
- [29] Buzas, M. A., Hayek, L. C., Culver, S. J. (2007): Community structure of benthic foraminifera in the Gulf of Mexico. *Marine Micropaleontology*, 65: 43-53.
- [30] Cade, B. S., Noon, B. R. (2003): A gentle introduction to quantile regression for ecologists. *Frontiers. Ecology and the Environment*, 1: 412-420.
- [31] Cade, B. S., Noon, B. R. Flather, C. H. (2005): Quantile regression reveals hidden bias and uncertainty in habitat models. *Ecology*, 86: 786-800.
- [32] Caldas, A. (1992): Mortality of *Anaea ryphea* (Lepidoptera: Nymphalidae) Immatures in Panama. *Journal of Research on the Lepidoptera*, 31(3-4): 195-204.
- [33] Chamailé-Jammes, S., Fritza, H., Murindagomoc, F. (2007): Detecting climate changes of concern in highly variable environments: Quantile regressions reveal that droughts worsen in Hwange National Park, Zimbabwe. *Journal of Arid Environments*, 71: 321-326.
- [34] Chefaoui, R. M., Lobo, J. M. (2008): Assessing the effects of pseudo-absences on predictive distribution model performance. *Ecological Modelling*, 210: 478-486.
- [35] Clarke, K. C. (2001): Getting started with geographic information systems. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice-Hall.
- [36] Cohen, J. E. (1968): Alternate derivations of a species – abundance relation. *The American Naturalist*, 102: 165-172.

- [37] Compieta, P., Di Martinoc, S., Bertolottoa, M., Ferruccic, F., Kechadia, T. (2007): Exploratory spatio-temporal data mining and visualization. *Journal of Visual Languages and Computing*, 18: 255-279.
- [38] Conrad, K. F., Warren, M. S., Fox, R., Parsons, M. S., Woiwod, I. P. (2006): Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological Conservation*, 132: 279-291.
- [39] Cornelissen, T., Stiling, P. (2008): Clumped distribution of oak leaf miners between and within plants. *Basic and Applied Ecology*, 9: 67-77.
- [40] Currie, D. J., Mittelbach, G. G., Cornell, H. V., Field, R., Guégan, J., Hawkins, B. A., Kaufman, D. M., Kerr, J. T., Oberdorff, T., O'Brien, E., Turner, J. R. G. (2004): Predictions and tests of climate-based hypotheses of broad-scale variation in taxonomic richness. *Ecology Letters*, 7: 1121-1134.
- [41] Csiszár, I., Fritz J. (1991): *Információelmélet*. Tankönyvkiadó, Budapest.
- [42] Demšar, U. (2007): Investigating visual exploration of geospatial data: An exploratory usability experiment for visual data mining. *Computers, Environment and Urban Systems*, 31: 551-571.
- [43] Detrekői, Á., Szabó, Gy. (1995): *Bevezetés a térinformatikába*. Nemzeti tankönyvkiadó, Budapest.
- [44] Detrekői, Á., Szabó, Gy. (2002): *Térinformatika*. Nemzeti tankönyvkiadó, Budapest.
- [45] Dewar, R. C., Porté, A. (2008): Statistical mechanics unifies different ecological patterns. *Journal of Theoretical Biology*, 251: 389-403.
- [46] Dibike, Y.B., Coulibaly, P. (2006): Temporal neural networks for downscaling climate variability and extremes. *Neural Networks*, 19: 135-144.
- [47] Dick E. J. (2004): Beyond 'lognormal versus gamma': discrimination among error distributions for generalized linear models. *Fisheries Research*, 70: 351-366.
- [48] Dlamini, W. M. (2011): A data mining approach to predictive vegetation mapping using probabilistic graphical models. *Ecological Informatics*, 6: 111-124.

- [49] Drégelyi-Kiss, Á., Gimesi, L., Hufnagel, L. (2010): Examination the interaction between the composition of a theoretical ecosystem and the increase in the atmospheric CO<sub>2</sub> level. *Hungarian Journal of Industrial Chemistry*, 38(2): 201-206
- [50] Dobi, I., Mika, J., Szeidl, L. (2000): Modelling wet and dry spells with mixture distribution. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 73: 245-256.
- [51] Dukes, J. S., Mooney, H. A. (1999): Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 135-139.
- [52] Dunbar, J., , S. M., Ticknor, L. O., Kuske, C. R. (2002): Empirical and Theoretical Bacterial Diversity in Four Arizona Soils. *Applied and Environmental Microbiology*, 68: 3035-3045.
- [53] Elek, I. (2005): Az adatbányászat osztályozási eljárásainak alkalmazása a vektoros térinformatikában. *Geodézia és Kartográfia*, 11.
- [54] Euler, T. (2005): Publishing Operational Models of Data Mining Case Studies. *IEEE International Conference on Data Mining*.
- [55] Fajszi, B., Cser, L. (2004): Üzleti haszon az adatok mélyén: Adatbányászat alkalmazói szemmel. *Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem*.
- [56] Fajszi, B., Cser, L., Fehér, T. (2010): Üzleti haszon az adatok mélyén: Adatbányászat mindennapjai. *Alinea Kiadó*.
- [57] Fan, B. (2009): A hybrid spatial data clustering method for site selection: The data driven approach of GIS mining. *Expert Systems with Applications*, 36: 3923-3936.
- [58] Fattorini, S. (2005): A simple method to fit geometric series and broken stick models in community ecology and island biogeography. *Acta Oecologica*, 28: 199-205.
- [59] Ferenczy, A., Varga, R. D., Bíró, I., Kovács, A., Petrányi, G., Hirka, A., Szabóky, Cs., Isépy, I., Priszter, Sz., Türei, D., Gimesi, L., Hufnagel, L. (2010a): Fenológiai jelenségek és meteorológiai indikátorok kapcsolatának összehasonlító elemzése rovar és növény adatsorok alapján. **LII. Georgikon napok, Nemzetközi tudományos konferencia, Keszthely.**



- [60] Ferenczy, A., Eppich, B., Varga, R.D., Bíró, I., Kovács, A., Petrányi, G., Hirka, A., Szabóki, Cs., Isépy, I., Priszter, Sz., Türe, D., Gimesi, L., Garamvölgyi Á., Homoródi, R., Hufnagel, L. (2010b): Comparative analysis of the relationship between phenological phenomena and meteorological indicators based on insect and plant monitoring. *Applied Ecology and Environmental Research*, 8(4): 367-376.
- [61] Fisher, A. G. (1960): Latitudinal Variation in Organic Diversity. *Evolution*, 14: 64-81.
- [62] Fisher, R. A., Corbet, A.S., Williams, C.B. (1943): The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of animal population. *Journal of Animal Ecology*, 12: 42-58.
- [63] Froehlich, C. G. (2000): Biological observations on *tupiperla* (Plecoptera: gripopterygidae). *Revista Brasileira de Biologia*, 60 (3): 447-450.
- [64] Gamito, S. (2009): Caution is needed when applying Margalef diversity index. *Ecological Indicators*, 10: 550-551.
- [65] Gimesi, L. (1986): **Konstruktív ábrák perspektívikus megjelenítő rendszere, Egyetemi doktori értekezés. Budapesti Műszaki Egyetem.**
- [66] Gimesi, L. (2004a): **Neurális hálózatok és térinformatikai alkalmazásuk. Térinformatika, 7: 13-15.**
- [67] Gimesi, L. (2004b). **Mesterséges intelligencia alkalmazása a rekultivációban. Acta Agraria Kaposváriensis, 8 (3): 1-9.**
- [68] Gimesi, L. (2006a): **A talajvíz ionkoncentrációjának vizsgálata. Acta Agraria Kaposváriensis, Kaposvári Egyetem, 10 (1): 53-63.**
- [69] Gimesi, L. (2006b). **A csapadékváltozás tendenciái Magyarországon. Acta Agraria Kaposváriensis, Kaposvári Egyetem, 10 (3): 1-10.**
- [70] Gimesi, L. (2008): **The use of 3-dimensional graphic display method for presenting the changes in weather. Applied Ecology And Environmental Research, 6 (1): 165-176.**
- [71] Gimesi, L. (2009): **Development of a visualization method suitable to present the tendencies of the changes in precipitation. Journal of Hydrology, 377: 185-190.**

- [72] **Gimesi, L., Béres, Cs. Z., Bérczi, Sz., Hegyi, S., Cech, V. (2004): Teaching planetary GIS by constructing its model for the test terrain of the Hunveyor and Hussar. 35th Lunar and Planetary Science Conference. Houston: 1140.**
- [73] **Gimesi, L., Hufnagel, L (2010): The possibilities of biodiversity monitoring based on Hungarian light trap networks. Applied Ecology And Environmental Research, 8(3): 223-239.**
- [74] Gong, D. Y., Shi, P. J., Wang, J. A. (2004): Daily precipitation changes in the semi-arid region over northern China. *Journal of Arid Environments*, 59: 771-784.
- [75] Graham, J. H., Krzysik, A. J., Kovacic, D. A., Duda, J. J., Freeman, D. C., Emlen, J. M., Zak, J. C., Long, W. R., Wallace, M. P., Chamberlin-Graham, C., Nutter, J. P., Balbach, H. E. (2009): Species richness, equitability, and abundance of ants in disturbed landscapes. *Ecological Indicators*, 9: 866-877.
- [76] Gray, J., Chaudhuri, S., Bosworth, A., Layman, A., Reichart, D., Venkatrao, M., Pellow, F., Pirahesh, H. (1997): Data Cube: A Relational Aggregation Operator Generalizing Group-By, Cross-Tab, and Sub-Totals. Microsoft Corporation, *Data Mining and Knowledge Discovery*, 1: 29-54.
- [77] Gulyás, O. (1986): Osztályozási módszerek. In: Móri, F. T., Székely, J. G. (ed.): *Többváltozós statisztikai analízis*. Műszaki Könyvkiadó, Budapest: 173-190.
- [78] Györffi, Gy. (2001): Természetvédelmi célú kezelések hatása rovarközösségekre izolált helyzetű gyepekben. *Ökológia az ezredfordulón II*. Magyar Tudományos Akadémia.
- [79] Gyulai, P., Nagy, B. (1976): Egy kevésbé ismert szőlőkártevő a *Boarmia rhomboidaria* fellépése Borsod-Abaúj-Zemplén megyében. *Növényvédelem*, 12: 201-204.
- [80] Hammer, Ř., Harper, D. A. T., Ryan, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package For Education And Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* (<http://palaeo-electronica.org>), 4: 1-9.
- [81] Han, J., Kamber, M. (2004): *Adatbányászat – Konceptiók és technikák*. Panem, Budapest.

- [82] Harris, C., Arenson, L. U., Christiansen, H. H., Etzelmüller, B., Frauenfelder, R., Gruber, S., Haeblerli, W., Hauck, C., Hölzle, M., Humlum, O., Isaksen, K., Kääb, A., Kern-Lütschg, M. A., Lehning, M., Matsuoka, N., Murton, J. B., Nötzli, J., Phillips, M., Ross, N., Seppälä, M., Springman, S. M., Mühll, D. V. (2009): Permafrost and climate in Europe: Monitoring and modelling thermal, geomorphological and geotechnical responses. *Earth-Science Reviews*, 92: 117-171.
- [83] Hartley, R. V. L. (1928): Transmission of Information. *Bell System Technical J.*: 535-563.
- [84] Helmus, M. R., Bland, T. J., Williams, C. K., Ives, A. R. (2007): Phylogenetic Measures of Biodiversity. *The American Naturalist* march, 169 (3): 68-83.
- [85] Hengl, T., Evans, I. S. (2009): Mathematical and Digital Models of the Land Surface. *Review Article Developments in Soil Science*, 33: 31-63.
- [86] Heuvelink, G. B. M., Webster, R. (2001): Modelling soil variation: past, present, and future. *Geoderma*, 100: 269-301.
- [87] Hill, T. C. J., Walsh, K. A., Harris, J. A., Moffett, B. F. (2003): Using ecological diversity measures with bacterial communities. *FEMS Microbiology Ecology*, 43: 1-11.
- [88] Hjort, J., Luoto M. (2010): Geodiversity of high-latitude landscapes in northern Finland. *Geomorphology*, 115: 109-116.
- [89] Holmberg, M., Forsius, M., Starr, M., Huttunen, M. (2006): An application of artificial neural networks to carbon, nitrogen and phosphorus concentrations in three boreal streams and impacts of climate change. *Ecological Modelling*, 195: 51-60.
- [90] Hoppe H., Kiely G. (1999): Precipitation Over Ireland – Observed Change Since 1940. *Phys. Chem. Earth*, 24: 91-96.
- [91] Horváth, A., Castellanos, R. M. (2006): Élőhely-értékelés állatközösségek diverzitása alapján a dél-mexikói Montebello-i Tavak Nemzeti Parkban. *Állattani Közlemények*, 91: 95-116.
- [92] Horváth, L. (2008): Földrajzi analógia alkalmazása a klímaszcenáriók vizsgálatában. In: Harnos, Zs., Csete, L. (ed.): *Klímaváltozás: környezet – kockázat – társadalom*. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest: 229-266.

- [93] Hufnagel, L., Sipkay, Cs., Drégely-Kis, Á., Farkas, E., Türei, D., Gergócs, V., Petrányi, G., Baksa, A., Gimesi, L., Eppich, B., Dede, L., Horváth, L. (2008): Klímaváltozás, biodiverzitás és közösségökológiai folyamatok kölcsönhatásai. In: Harnos, Zs., Csete, L. (ed.): Klímaváltozás: környezet – kockázat – társadalom. Szaktudás Kiadó Ház, Budapest: 229-266.
- [94] Ibáñez, J. J., De-Alba, S., Bermúdez, F. F., García-Álvarez, A. (1995): Pedodiversity: concepts and measures. *Catena*, 24: 215-232.
- [95] Ibáñez, J. J., Caniego, J., San José, F., Carrera, C. (2005): Pedodiversity-area relationships for islands, *Ecological Modelling*, 182: 257-269.
- [96] Iványi, A. (2004): Informatikai algoritmusok I. ELTE Eötvös kiadó, Budapest.
- [97] Izsák, J. (1994): Applying the jackknife method to significance tests of diagnostic diversity. *Methods of Information in Medicine*, 33: 214-219.
- [98] Izsák, J. (2001): Bevezetés a biológiai diverzitás mérésének módszertanába. Scientia, Budapest.
- [99] Izsák, J. (2005): Populációdinamikai modellezés és fajközösségi mérőszámok. *Magyar Tudomány*, 4: 400.
- [100] Izsák, J., Papp, L. (1995): Application of the quadratic entropy indices for diversity studies of drosophilid assemblage. *Environmental and Ecological Statistics*, 2: 213-224.
- [101] Izsák, J., Papp, L. (2000): A link between ecological diversity indices and measures of biodiversity. *Ecological Modelling*, 130: 151-156.
- [102] Izsák, J., Juhász-Nagy, P. (1984): Studies of diversity indices on mortality statistics. *Annales Univ. Sci. Budapestiensis, Sectio Biologica*, 24-26: 11-27.
- [103] Izsák, J., Szeidl, L. (2009): Fajabundancia-eloszlási modellek, Pars Kft. Nagykovácsi.
- [104] Jermy, T. (1961): Kártevő rovarok rajzásának vizsgálata fénycsapdával. *A Növényvédelem Időszerű Kérdései*, 2: 53-61.
- [105] Jermy, T., Balázs, K. (1993): A növényvédelmi állattan kézikönyve 4/B. Akadémiai kiadó, Budapest.
- [106] Juhász-Nagy, P. (1993): Az eltűnő sokféleség. Scientia, Budapest.

- [107] Kádár, F., Erdélyi, Cs. (1991): Relationships between the air temperatures and the catches of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in a light trap. Proceedings of the ECE/XIII. SIEEC. Gödöllő: 296-503.
- [108] Keim, D. A. (2004): Pixel based visual data mining of geo-spatial data. Computers & Graphics, 28: 327-344.
- [109] Keima, D. A., Pansea, C., Sipsa, M., North, S. C. (2004): Pixel based visual data mining of geo-spatial data. Computers & Graphics, 28: 327-344.
- [110] Kennedy, R. L., Kee, Y., Van Roy, B., Reed, C. D., Lippman, R. P. (1998): Solving Data Mining Problems Through Pattern Recognition. Upper Saddle River, Prentice Hall.
- [111] Kevan, P. G. (1999): Pollinators as bioindicators of the state of the environment: species, activity and diversity. Agriculture, Ecosystems and Environment, 74: 373-393.
- [112] Kimura, G., Inoue, E., Hirabayashi, K (2008): Seasonal abundance of adult caddisfly (Trichoptera) in the middle reaches of the Shinano River in Central Japan. 6th International Conference on Urban Pests, Budapest.
- [113] Kobayashi, S. (1985): Species diversity preserved in different numbers of nature reserves of the same total area. Researches on Population Ecology, 27: 137-143.
- [114] Koenker, R., Hallock, K. (2001): Quantile regression. Journal of Economic Perspectives, 15: 143-156.
- [115] Kopanakis, I., Theodoulidis, B. (2003): Visual data mining modeling techniques for the visualization of mining outcomes. Journal of Visual Languages and Computing, 14: 543-589.
- [116] Korn, G.A., Korn T. M. (1975): Matematikai kézikönyv műszakiaknak, Műszaki könyvkiadó, Budapest.
- [117] Kovács, Sz., Csörgő, T., Harnos, A., Nagy, K. (2009): A kerti poszáta (Sylvia borin) vonulási fenológiájának változása Ócsán az elmúlt 24 év során. Természetvédelmi Közlemények (közlésre elfogadva).
- [118] Kúti, Zs., Puskás, J. (2002): A szél erősség hatása a Lepidopterákra. 7. Tiszántúli Növényvédelmi fórum. Debrecen. Előadások: 253-258.

- [119] Kúti, Zs., Hirka, A., Petrányi, G., Szabóky, Cs., Gimesi, L., Hufnagel, L., Ladányi M. (2010): A kis téliaraszoló (*Operophtera brumata* L.) aktivitásának modellezése abiotikus paraméterekkel. *Agrárinformatika / Agricultural Informatics*, 1 (1): 40-46.
- [120] Leskó, K., Szentkirályi, F., Kádár, F. (1997): A gyűrűsszövő (*Malacosoma neustria* L.) hosszútávú (1962-1996) populációingadozásai Magyarországon. *Erdészeti Kutatások*, 86-87: 207-220.
- [121] Lomeli-Flores, J. R., Barrera, J. F., Bernal, S. S. (2010): Impacts of weather, shade cover and elevation on coffee leafminer *Leucoptera coffeella* (Lepidoptera: Lyonetiidae) population dynamics and natural enemies. *Crop Protection*, 29: 1039-1048.
- [122] Lončarić, N., Iperen, J., Kroon, D., Brummer, G. A. (2007): Seasonal export and sediment preservation of diatomaceous, foraminiferal and organic matter mass fluxes in a trophic gradient across the SE Atlantic. *Progress in Oceanography*, 73: 27-59.
- [123] MacArthur, R. (1957): On the relative abundance of bird species, *Proc. Nat. Acad. Sci, USA*, 43: 293-295.
- [124] MacArthur, R. H. (1965): Patterns of species diversity. *Biology Review*, 40: 510-533.
- [125] Macía, M. J. (2008): Woody plants diversity, floristic composition and land use history in the Amazonian rain forests of Madidi National Park. *Bolivia Biodivers Conserv*, 17: 2671-2690.
- [126] Maguire, D. J. (1991): An Overview and Definition of GIS, in: Maguire, D. J., Goodchild, M. F., Rhind, D. W. (ed.): *Geographical Information Systems: Principles and Applications*, Longman, Harlow, 1: 9-20.
- [127] Magurran, A. E. (1988): *Ecological Diversity and its Measurement*, Chapman and Hall, London.
- [128] Magurran, A. E. (2003): *Measuring biological diversity*. Blackwell Science Pub., Oxford.
- [129] Marchiori, M. O., Romanowski, H. P. (2006): Species composition and diel variation of a butterfly taxocene (Lepidoptera, Papilionoidea and Hesperioidea) in a restinga forest at Itapuã State Park, Rio Grande do Sul, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23 (2): 443-454 .
- [130] Margalef, R. (1958): Information theory in ecology. *General Systems*, 3: 36-71.
- [131] Margalef, R. (1981): Stress in ecosystems: a future approach. In: Barrett, G. W., Rosenberg, R. (ed.): *Stress Effects on Natural Ecosystems*. John Wiley and Sons, New York, 281-289.

- [132] Magura, T., Tóthmérész, B., Hornung, E. (2006): Az urbanizáció hatása a talajfelszíni ízeltlábúakra. *Magyar Tudomány* 6: 205-708.
- [133] May, R. M. (1975): Patterns of species abundance and diversity. In: Cody, M. L., Diamond, J. M.: *Ecology and evolution of communities*. Harvard University, Cambridge, 81-120.
- [134] Menhinick, E. F. (1962): Comparison of invertebrate populations of soil and litter of mowed grasslands in areas treated und untreated with pesticides. *Ecology*, 43: 556-561.
- [135] Menzel, L., Bürger, G. (2002): Climate change scenarios and runoff response in the Mulde catchment (Southern Elbe, German). *Journal of Hydrology*, 267: 53-64.
- [136] Mészáros, Z. (1972): Adatok a magyarországi lepkehernyók természetes tápnövényeihez II. *Entomologica Hungarica*, 25: 473-480.
- [137] Mészáros, Z. (1993): Bagolylepkék – Noctuidae. In: Jermy, T., Balázs, K.: *A növényvédelmi állattan kézikönyve 4/B*, 453-831.
- [138] Mishra, A. K., Özger, M., Singh, V. P. (2009): An entropy-based investigation into the variability of precipitation. *Journal of Hydrology*, 370: 139-154.
- [139] Mitchell, T. D., Hulme M., New, Mark (2001): *Vlimate data for political areas*. Tyndall Centre for Climate Change Research. School of Environmental Sciences, Univ. of East Anglia.
- [140] Moktan, M. R., Gratzner, G., Richards, W. H., Rai, T. B., Dukpa, D. (2009): Regeneration and structure of mixed conifer forests under single-tree harvest management in the western Bhutan Himalayas. *Forest Ecology and Management*, 258: 243-255.
- [141] Moon, Y., Kim, J. (2007): Efficient moving average transform-based subsequence matching algorithms in time-series databases. *Information Sciences*, 177: 5415-5431.
- [142] Móricz, F. (1997): *Numerikus analízis II*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- [143] Moss, A., Hassall, M. (2006): Effects of disturbance on the biodiversity and abundance of isopods in temperate grasslands. *European Journal of Soil Biology*, 42: 254-268.
- [144] Mulligan, M. (1998): Modelling the geomorphological impact of climatic variability and extreme events in a semi-arid environment. *Geomorphology*, 24: 59-78.
- [145] Muneeppeerakula, R., Weitzb, J. S., Levinb, S. A., Rinaldoc, A., Iturbea, I. R. (2007): A neutral metapopulation model of biodiversity in river networks. *Journal of Theoretical Biology*, 245: 351-363.

- [146] Nagendra, H. (2002): Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied Geography*, 22: 175-186.
- [147] Nagy, I., Bíró, T., Tamás, J. (2007): Lefolyási viszonyok vizsgálata Digitális Magassági Modell felhasználásával. *Acta Agraria Debreceniensis* 26: 124-129.
- [148] New, M., Hulme, M., Jones P. (1999): Representing Twentieth-Century Space-Time Climate Variability. Part II: Development of 1901-96 Monthly Grids of Terrestrial Surface Climate. *Journal of Climate*, 13: 2217-2238.
- [149] Newman W. M., Sproull R. F. (1985): Interaktív számítógépes grafika. Műszaki könyvkiadó, Budapest.
- [150] Nowinszky, L. (1977): Időjárási tényezők rovarokra gyakorolt hatásának elemzése hidrotermikus számok alkalmazásával. *Növényvédelem*, 13 (12): 538-543.
- [151] Nowinszky, L. (2003a): A fénycsapdázás kezdete és jelenlegi helyzete, in: Nowinszky, L. (ed.): A fénycsapdázás Kézikönyve. Savaria University Press, Szombathely.
- [152] Nowinszky, L. (2003b): A fénycsapda, mint gyűjtőeszköz, in: Nowinszky, L. (ed.): A fénycsapdázás Kézikönyve. Savaria University Press, Szombathely, 7-14.
- [153] Nowinszky, L. (2003c): A fénycsapdás gyűjtési adatok hasznosítása, in: Nowinszky, L. (ed.): A fénycsapdázás Kézikönyve. Savaria University Press, Szombathely: 33-46.
- [154] Nowinszky, L. (2003d): A fénycsapdás gyűjtési adatok feldolgozási módszerei, in: Nowinszky, L. (ed.): A fénycsapdázás Kézikönyve. Savaria Univ. Press, Szombathely: 49-56.
- [155] Nowinszky, L. (2003e): A fénycsapdázás, mint eltávolításos gyűjtési mód hatása a fogásra, in: Nowinszky, L. (ed.): A fénycsapdázás Kézikönyve. Savaria Univ. Press, Szombathely: 65-66.
- [156] Nowinszky, L. (2003f): A fényszennyezés, in: Nowinszky, L. (ed.): A fénycsapdázás Kézikönyve. Savaria University Press, Szombathely: 105-107.
- [157] Nowinszky, L. (2003g): A környezeti tényezők együttes hatása, in: Nowinszky, L. (ed.): A fénycsapdázás Kézikönyve. Savaria University Press, Szombathely: 201-214.
- [158] Nowinszky, L. (2003h): A hold, in: Nowinszky, L. (ed.): A fénycsapdázás Kézikönyve. Savaria University Press, Szombathely: 108-123.
- [159] Nowinszky, L., Puskás J. (2003a): A naptevékenység, in: Nowinszky, L. (ed.): A fénycsapdázás Kézikönyve. Savaria University Press, Szombathely: 71-74.



- [160] Nowinszky, L., Puskás J. (2003b): A földmágneses térerő, in: Nowinszky, L. (ed.): A fénycsapdázás Kézikönyve. Savaria University Press, Szombathely: 89-94.
- [161] Nowinszky, L., Ekk, I., Puskás J. (2003): Időjárási elemek, in: Nowinszky, L. (ed.): A fénycsapdázás Kézikönyve. Savaria University Press, Szombathely: 159-165.
- [162] Nowinszky, L., Tóth, Gy. (1992): A kozmikus sugárzás intenzitásának befolyása a vetési bagolylepke (*Scotia segrtum* Schiff.) fénycsapdás gyűjtésére. *Növényvédelem*, 28 (12): 489-490.
- [163] Ortega-Álvarez, R., MacGregor-Fors, I. (2009): Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition, *Landscape and Urban Planning*, 90: 189-195.
- [164] Oxley, T., McIntosh, B.S., Winder, N., Mulligan, M., Engelen, G. (2004): Integrated modelling and decision-support tools: a Mediterranean Example. *Environmental Modelling & Software*, 19: 999-1010.
- [165] Öztopal, A. (2006): Artificial neural network approach to spatial estimation of wind velocity data. *Energy Conversion and Management*, 47: 395-406.
- [166] Parmesan, C., Yohe, G. (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421: 37-42.
- [167] Pavey, C. R., Nano, C. E. M. (2009): Bird assemblages of arid Australia: Vegetation patterns have a greater effect than disturbance and resource pulses. *Journal of Arid Environments*, 73: 634-642.
- [168] Peeters, F., Ivanova, E., Conan, S., Brummer, G., Ganssen, G., Troelstra, S., Hintea, J. (1999): A size analysis of planktic foraminifera from the Arabian Sea. *Marine Micropaleontology*, 36: 31-63.
- [169] Persson, B. (1976): Influence of weather and nocturnal illumination on the activity and abundance of population of Noctuids (Lepidoptera) in south coastal Queensland. *Bulletin of Entomological Research*, 66: 33-63.
- [170] Peuquet, D. J. (1999): Time in GIS and geographical databases, in: Longley, P. A., Goodchild, M. F., Maguire, D. J., Rhind, D. W. (ed.): *Geographical Information Systems - Principles and Technical Issues*. New York, John Wiley, 1: 91-103.

- [171] Pozo, C., Luis-Martínez, A., Llorente-Bousquets, J., Salas-Suárez, N., Maya –Martínez A., Vargas-Fernández, I., Warren, A. D. (2008): Seasonality and phenology of the butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea) of Mexico's Calakmul Region. *Florida Entomologist*, 91 (3): 407-422.
- [172] Preston, F.W. (1948): The commonness and rarity of species, *Ecology*, 29: 254-283.
- [173] Pyle, D. (1999): *Data Preparation for Data Mining*. Morgan Kaufmann, San Francisco.
- [174] Rácz, V., Bernáth, I. (1993): Dominance conditions and population dynamics of *Lygus* (Het., Miridae) species in Hungarian maize stands (1976-1985), as functions of climatic conditions. *Journal of Applied Entomology*, 115: 511-518.
- [175] Reynolds, C. S., Irish, A. E., Elliott, J. A. (2001): The ecological basis for simulating phytoplankton responses to environmental change (PROTECH). *Ecological Modelling*, 140: 271-291.
- [176] Relini, L. O., Mannini, A., Fiorentino, F., Palandri, G., Relini G. (2006): Biology and fishery of *Eledone cirrhosa* in the Ligurian Sea. *Fisheries Research*, 78: 72-88.
- [177] Ricotta, C., Avena, G. (2003): On the relationship between Pielou's evenness and landscape dominance within the context of Hill's diversity profiles. *Ecological Indicators*, 2: 361-365.
- [178] Roughgarden, J. (1974): Niche width; biogeographic patterns among *Anolis* lizard populations. *American Naturalist*, 108: 429-441.
- [179] Saldaña, A., Ibáñez, J. J. (2004): Pedodiversity analysis at large scales: an example of three fluvial terraces of the Henares River (central Spain). *Geomorphology*, 62: 123-138.
- [180] Šamonil, P., Vrška, T. (2008): Long-term vegetation dynamics in the Šumava Mts. natural spruce-fir-beech forests. *Plant Ecology*, 196: 197-214.
- [181] Schmera, D. (2002): Seasonal change of light trap-collected caddisfly (Insecta: Trichoptera) assemblages in the Börzsöny Mountains, northern Hungary. *Proceedings of the 10th International Symposium on Trichoptera / Nova Supplementa Entomologica*, 15: 559-564.
- [182] Shannon, C. E. (1948): A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27: 379-423.
- [183] Shannon, C. E., Weaver, W. (1963): *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana.

- [184] Silva, D. P., Marcob, P., Resende, D. C. (2009): Adult odonate abundance and community assemblage measures as indicators of stream ecological integrity: A case study, *Ecological Indicators*, (in press).
- [185] Simpson, E. H. (1949): Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- [186] Sipkay, Cs., Hufnagel, L., Gaál, M. (2005): Zoocoenological state of microhabitats and its seasonal dynamics in an aquatic macroinvertebrate assembly (hydrobiological case studies on Lake Balaton, №. 1). *Applied Ecology and Environmental Research*, 3 (2): 107-137.
- [187] Skalskia, T., Pośpiech N. (2006): Beetles community structures under different reclamation practices. *European Journal of Soil Biology*, 42: 316-320.
- [188] SNNS (1998): Stuttgart Neural Network Simulator User Manual (Version 4.2). University of Stuttgart.
- [189] Southwood, T. R. E. (1984): *Ökológiai módszerek*. Mezőgazdasági kiadó, Budapest.
- [190] Spark, R. N., Williams, P. F. (1996): Digital Terrain Models and the Visualization of Structural Geology. Original Research Article, *Computer Methods in the Geosciences*, 15: 421-446.
- [191] Steffen, W., Sanderson, A., Tyson, P. D., Jager, J., Matson, P. A., Moore III, B., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, J. H., Turner II, B. L., Wasson, R. J. (2004): *Global change and the Earth system: A planet under pressure*. Springer Verlag Berlin.
- [192] Steiner, F. (1990): *A geostatisztika alapjai*. Tankönyvkiadó, Budapest.
- [193] Suzuki, W., Osumi, K., Masaki T., Takahashi, K., Daimaru H., Hoshizaki, K. (2002): Disturbance regimes and community structures of a riparian and an adjacent terrace stand in the Kanumazawa Riparian Research Forest, northern Japan. *Forest Ecology and Management*, 157: 285-301.
- [194] Szabó, S., Árnay, E., Tóthmérész, B., Varga, Z. (2007): Long-term light trap study on the macro-moth (Lepidoptera: Macroheterocera) fauna of the Aggtelek National Park. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 53 (3): 257-269.
- [195] Szarukán, I. (1973): Lucernán károsító araszoló lepkék rajzásvizsgálata fénycsapda segítségével. *Növényvédelem*, 9 (7): 302-308.

- [196] Székely, V., Benkő T.-né (1975): Karakterisztikák – diagramok – nomogramok, Műszaki Könyvkiadó.
- [197] Szenteleki, K. (2007): A Környezet – Kockázat – Társadalom (KLIMAKKT) Klímakutatás adatbázis kezelő rendszerei. Klíma-21 Füzetek, 51: 89-115.
- [198] Szenteleki, K., Ladányi, M., Szabó, E., Horváth, L., Hufnagel, L., Révész, A. (2007): The climate research database management software. EFITA Conference, Caledonian University Glasgow.
- [199] Szentkirályi, F. (1984): Analysis of light trap catches of green and brown lacewings (Nouropteroidea: Planipennia, Chrysopidae, Hemerobiidae) in Hungary. SIEEC X. Budapest 177-180.
- [200] Szentkirályi, F. (2002): Fifty-year-long insect survey in Hungary: T. Jermy's contributions to light-trapping. Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae, 48 (1): 85-105.
- [201] Szentkirályi, F., Szalay, K., Kádár, F. (1995): Jeleznek-e klímaváltozást a fénycsapdás rovargyűjtések? Erdő és Klíma Konferencia, Noszvaj, 1994: 171-177.
- [202] Szontagh, P. (1975): A fénycsapda hálózat szerepe az erdészeti kártevők prognózisában. Növényvédelem, 11: 54-57.
- [203] Szontagh, P. (2001): Rovarok okozta problémák és kihívások erdeinkben. Erdészeti Tudományos Intézet Kiadványai, 15: 35-37
- [204] Taylor, L. R. (1963): Analysis of the effect of temperature on insects in flight. Journal of Animal Ecology, 32: 99-117
- [205] Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E. (2004): Extinction risk from climate change. Nature, 427: 145-148
- [206] Tobin, P. C., Nagarkatt I, S., Loeb, G., Saunders, M. C. (2008): Historical and projected interactions between climate change and insect voltinism in a multivoltine species. Global Change Biology, 14: 951-957.
- [207] Tokeshi, M. (1990): Niche apportionment or random assortment: species abundance patterns revisited. Journal of Animal Ecology, 59: 1129-1146.
- [208] Tokita, K. (2006): Statistical mechanics of relative species abundance, Ecological Informatics, 1: 315-324.
- [209] Tóthmérész, B. (1997): Diverzitási rendezések. Scientia, Budapest.

- [210] Tóthmérész, B. (2001): Kvantitatív ökológiai kutatások különös tekintettel a skálázási és mintázati problémákra, In: Borhidi, A.: Ökológia az ezredfordulón. Akadémiai Kiadó 15-25.
- [211] Tóthmérész, B. (2002): A diverzitás jellemzésére szolgáló módszerek evolúciója, in Salamon-Albert É.: Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón.
- [212] Tózsza, I. (2001): A térinformatika alkalmazása a természeti és humán erőforrás-gazdálkodásban. Aula Kiadó, Budapest.
- [213] Vanpeteghem, D., Zemb O., Haegeman B. (2008): Dynamics of neutral biodiversity. *Mathematical Biosciences*, 212: 88-98.
- [214] Varga, G. (2007): A térinformatika alapjai, in: Nagyvárad, L., Varga, G. (ed.): Térinformatika és alkalmazása. Pécsi Tudományegyetem.
- [215] Veraszto, Cs., Kiss, K. T., Sipkai, Cs., Gimesi, L., Vadadi-Fülöp, Cs., Turei, D., Hufnagel, L. (2010): **Long-term dynamic patterns and diversity of phytoplankton communities in a large eutrophic river (the case of river Danube, Hungary). *Applied Ecology And Environmental Research*, 8(4): 329-349.**
- [216] Virtanen, T., Neuvonen, S. (1999): Climate change and macrolepidopteran biodiversity in Finland. *Chemosphere: Global Change Science*, 1: 439-448.
- [217] Vojnits, A. (1980): Araszolólepkék I. – Geometridae I. (Magyarország Állatvilága), Akadémiai Kiadó, Budapest.
- [218] Wang, Q., Zhuang, Z., Deng, J., Ye, Y. (2006): Stock enhancement and translocation of the shrimp *Penaeus chinensis* in China. *Fisheries Research*, 80: 67-79.
- [219] Welsh, H. H., Pope, K. L., Wheeler, C. A. (2008): Using multiple metrics to assess the effects of forest succession on population status: A comparative study of two terrestrial salamanders in the US Pacific Northwest. *Biological Conservation*, 141: 1149-1160.
- [220] Whittaker, R. H. (1965): Dominance and diversity in land plant communities, *Science*, 147: 250-260.
- [221] Whittaker, R. H. (1972): Evolution and measurement of species diversity, *Taxon*, 21: 213-251.
- [222] Whittaker, R. H. (1975): *Communities and ecosystems*. Second edition. MacMillan, New York, 352.

- [223] Wilcox, J. M., Sherrer, P. H., Savalgaard, L., Roberts, W. O., Olson, R. H., Jenne, R. L. (1974): Influence of solar magnetic sector structure on terrestrial atmospheric vorticity. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 31: 581-588.
- [224] Williams, C. B. (1935): The times if activity of certain nocturnal insect, chiefly lepidoptera, as indicated by a light trap. *Trans. Roy.Soc. London*, 83: 523-556.
- [225] Williams, C. B. (1940): An analysis of four years captures of insects in a light trap. Part II. The effect of weather conditions on insect activity; and the estimation and forecasting of changes in the insect population. *Royal Entomological Society London*, 90 (8): 227-306.
- [226] Williams, C. B. (1962): Studies on black flies (Diptera: Simuliidae) taken in a light trap in Scotland. III. The relation of night activity and abundance to weather conditions. *Transactions of the Royal Entomological Society of London* 114, 1: 28-47.
- [227] Williams, D. W., Liebhold, A. M. (2002): Climate change and the outbreak ranges of two North American Bark beetles. *Agricultural and Forest Entomology*, 4: 87-99.
- [228] Wolda, H., O'brien, C. W., Stockwell H. P. (1998): *Weevil Diversity and Seasonally in Tropical Panama as Deduced from Light-Trap Catches (Coleoptera: Curculionoidea)*, Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- [229] Yang, Y., Liu, Y., Cao, Y. (2010): Study on a method of design for rural power distribution lines based on 3D GIS technology. *Mathematical and Computer Modelling*, 51: 1293-1298.
- [230] Zentai L.(2004): Térképészet és térinformatika. In: Márkus B.(ed.) *Térinformatika 2004*. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Geoinformatikai Főiskolai Kar, Székesfehérvár.

### **Elektronikus források**

- [231] Cottrell A., Lucchetti R. (2009): *Gnu Regression, Econometrics and Time-series Library*. <http://gretl.sourceforge.net/>.
- [232] CRU (2007): High-resolution gridded datasets. <http://www.cru.uea.ac.uk/cru/data/hrg.htm>.
- [233] ELTE Meteorológiai Tanszék (2007): Letölthető időben interpolált klímaadatok. [http://nimbus.elte.hu/mta/temp\\_interp/index.html](http://nimbus.elte.hu/mta/temp_interp/index.html).
- [234] Erdészeti Tudományos Intézet (2010): Erdészeti Fénycsapda Hálózat. <http://www.erti.hu>.
- [235] Ferenczy, A. (2008): Napi meteorológiai jelentések Excelben. [www.kutdiak.kee.hu/meteo](http://www.kutdiak.kee.hu/meteo).
- [236] Országos Meteorológiai Szolgálat (2008): Éghajlati adatsorok 1901-2000. [www.met.hu](http://www.met.hu).

## Mellékletek

### Csapdastatisztika

Csapdakód	Dátum kezdet	vég	Működési idő [hónap]	Befogott rovorszám	Befogott fajszám	Csapda neve
1	1961. nov.	1975. dec.	139	63948	572	Budakeszi
2	1961. jún.	1991. júl.	302	602476	798	Makkoshotyka
3	1961. jún.	2006. dec.	441	285752	776	Felsőtárkány
4	1962. ápr.	2006. dec.	421	291694	677	Gerla-Gyula
5	1962. jan.	1976. ápr.	147	29852	60	Kunfehértó
6	1965. ápr.	1990. okt.	185	134303	588	Farkasgyepű
7	1961. jún.	2006. dec.	364	102903	662	M.háza, M.almás
8	1962. márc.	2006. nov.	417	298604	686	Répáshuta
9	1962. febr.	2006. okt.	393	193967	770	Sopron
10	1967. aug.	1973. jún.	45	11267	416	Szakonyfalu
11	1961. jan.	2006. dec.	354	301795	697	Szentpéterföldre
12	1962. márc.	1977. febr.	153	39242	520	Szombathely
13	1961. jún.	2006. dec.	403	325227	689	Tolna
14	1962. márc.	2006. okt.	445	715915	696	Tompa
15	1962. febr.	2006. nov.	446	476072	765	Várgesztes
16	1969. jún.	1990. aug.	149	25183	479	Gyulaj-Kocsola
17	1969. aug.	2006. dec.	334	175334	698	Erdősmecke
18	1969. aug.	2003. aug.	85	48671	552	Kömörő
19	1969. aug.	1975. aug.	48	578	33	Kőkút
20	1969. szept.	1974. jún.	28	1125	30	Alsókövesd
21	1970. márc.	1975. aug.	45	1656	30	Zalaerdőd
22	1972. júl.	1995. aug.	204	82770	621	Piliscsaba
23	1978. máj.	2006. nov.	186	200144	638	Gilvánfa-Sumony
24	1977. szept.	2006. dec.	243	557826	638	Kapuvár
25	1976. aug.	1995. szept.	152	87831	458	Karcag-Apavára
26	1976. júl.	2006. dec.	253	326855	656	Bugac
27	1976. júl.	2006. nov.	253	183090	672	Nagyrákos-Szala
28	1976. jún.	2003. okt.	147	68158	538	Szulok
29	1976. máj.	1985. aug.	72	41544	526	Zalaszántó-Supr
30	1975. szept.	2006. nov.	215	183190	675	Sárvár-Baj-Acsád
31	1988. márc.	1990. okt.	23	6080	62	Bejcgyertyános
32	1977. ápr.	2006. júl.	268	161841	618	Sasrét
33	1979. szept.	2000. nov.	188	190769	548	Jánkmajtis
34	1990. máj.	2006. nov.	154	151071	560	Diósjenő
35	1992. ápr.	1995. jún.	14	1785	141	Nagylózs
36	1992. márc.	1998. okt.	38	19153	394	Telkibánya
37	1975. szept.	2006. dec.	141	108785	493	Hőgyész-Tamási
38	1981. márc.	1981. júl.	5	1183	159	Ivác

Csapdakód	Dátum kezdet	vég	Működési idő [hónap]	Befogott rovarszám	Befogott fajszám	Csapda neve
40	1977. márc.	2003. szept.	128	181664	568	Ásotthalom
41	1993. máj.	1993. máj.	1	39	18	Gödöllő
42	1976. júl.	1979. júl.	26	3094	301	Nádasd
43	1977. jún.	1977. aug.	3	457	54	Albertirsa
52	1991. szept.	2006. nov.	133	204087	702	Bakonybél-Somh
53	1994. máj.	1995. dec.	13	9468	313	Mosonmagyaróár
54	1993. dec.	1995. okt.	15	4285	195	Ásványráró
55	1995. márc.	2001. máj.	49	24170	368	Barcs-Krigóc
56	1993. ápr.	2006. okt.	109	117965	510	Egyházaskesző
57	1996. ápr.	2006. okt.	48	53304	434	Kecskemét
58	1996. ápr.	2003. nov.	57	58244	517	Pilismarót
59	1995. ápr.	2006. dec.	93	136481	459	Püspökladány
60	1999. márc.	2006. nov.	71	29617	466	Kemencepatak
61	1999. ápr.	1999. szept.	6	6322	195	Maroslele
62	2005. márc.	2006. aug.	12	15209	289	Csöprönd
63	2005. márc.	2006. szept.	16	21667	335	Szentendre
64	2005. ápr.	2006. dec.	17	35804	365	Vámosatya



## A vizsgált lepkefajok listája

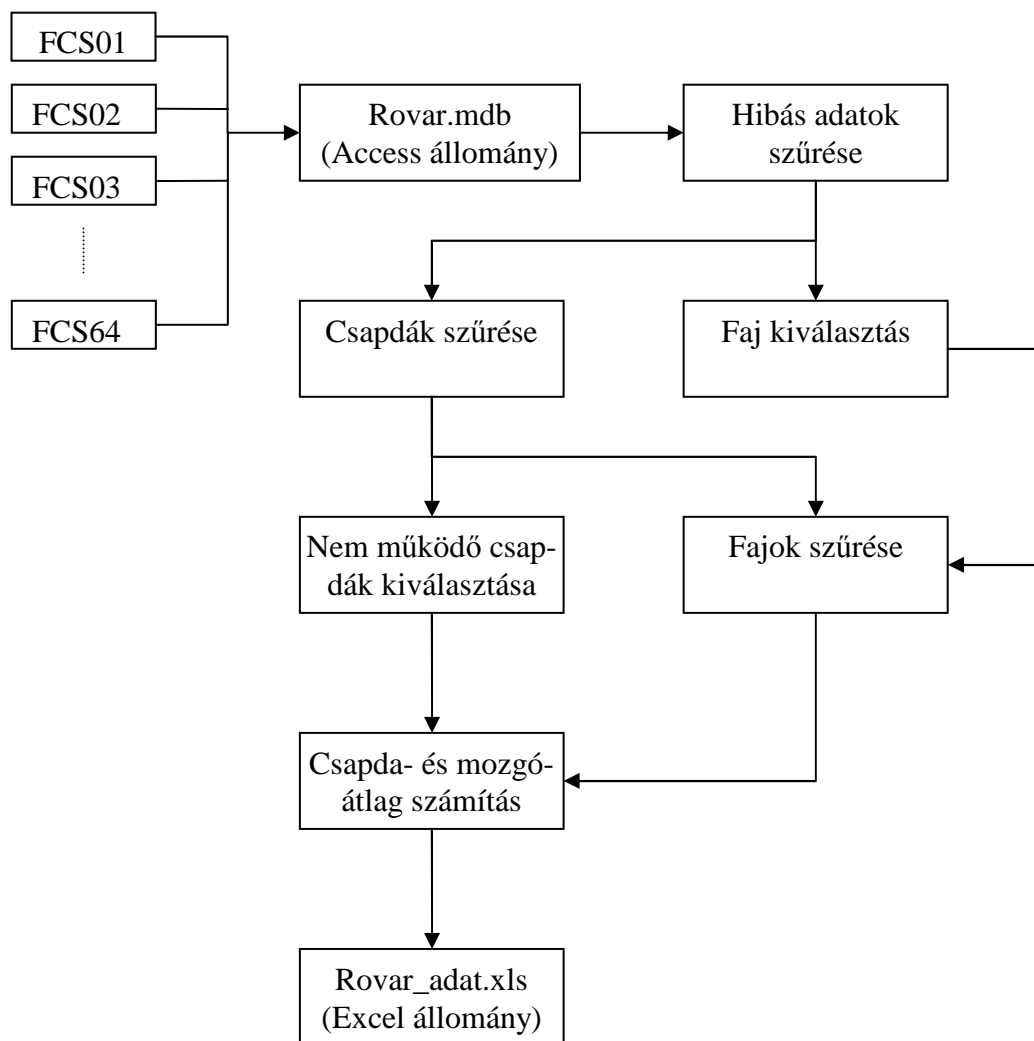
Fajkód	Fajnév	Fajkód	Fajnév
1	<i>Stilpnozia salicis</i>	71	<i>Hyphantria cunea</i>
2	<i>Lymantria dispar</i>	72	<i>Autographa gamma</i>
3	<i>Lymantria monacha</i>	73	<i>Dasychira pudibunda</i>
4	<i>Euproctis chrysorrhoea</i>	75	<i>Porthesia similis</i>
6	<i>Malacosoma neustria</i>	80	<i>Mesogona acetosellae</i>
7	<i>Trichiura crataegi</i>	83	<i>Ligdia adustata</i>
8	<i>Poecilocampa populi</i>	87	<i>Hemithea aestivaria</i>
9	<i>Dendrolimus pini</i>	94	<i>Mythimna albipuncta</i>
10	<i>Drepana cultraria</i>	97	<i>Roeselia albula</i>
11	<i>Hyloicus pinastri</i>	98	<i>Asthena albulata</i>
12	<i>Amorpha populi</i>	99	<i>Perizoma alchemillata</i>
13	<i>Cerura bifida</i>	103	<i>Mamestra aliena</i>
16	<i>Drymonia trimacula</i>	107	<i>Hoplodrina alsines</i>
17	<i>Drymonia chaonia</i>	108	<i>Macaria alternaria</i>
18	<i>Pheosia tremula</i>	109	<i>Epirrhoe alternata</i>
19	<i>Notodonta ziczac</i>	110	<i>Calothyssanis amata</i>
21	<i>Lophopteryx camelina</i>	111	<i>Hoplodrina ambigua</i>
22	<i>Pterostoma palpinum</i>	113	<i>Thelesilla amethystina</i>
23	<i>Phalera bucephala</i>	118	<i>Dysauxes ancilla</i>
24	<i>Pygaera anastomosis</i>	120	<i>Cyclophora annulata</i>
25	<i>Pygaera curtula</i>	128	<i>Tephрина arenacearia</i>
26	<i>Pygaera pigra</i>	130	<i>Spatialia argentina</i>
27	<i>Palimpestis or</i>	133	<i>Abrostola asclepiadis</i>
29	<i>Polyloca diluta</i>	138	<i>Ematurga atomaria</i>
31	<i>Colocasia coryli</i>	139	<i>Trachea atriplicis</i>
32	<i>Apatele megacephala</i>	147	<i>Ennomos autumnaria</i>
33	<i>Scotia segetum</i>	149	<i>Sterrhia aversata</i>
34	<i>Scotia vestigialis</i>	151	<i>Amathes baja</i>
35	<i>Scotia exclamationis</i>	152	<i>Erannis bajaria</i>
36	<i>Amathes c-nigrum</i>	155	<i>Thyatira batis</i>
37	<i>Mamestra brassicae</i>	159	<i>Hadena bicurris</i>
38	<i>Mamestra oleracea</i>	163	<i>Euphia bilineata</i>
40	<i>Orthosia gothica</i>	166	<i>Bapta bimaculata</i>
41	<i>Orthosia cruda</i>	168	<i>Drepana binaria</i>
42	<i>Eupsilia transversa</i>	172	<i>Ectropis bistortata</i>
43	<i>Conistra vaccinii</i>	173	<i>Hoplodrina blanda</i>
44	<i>Cosmia trapezina</i>	183	<i>Arctia caja</i>
49	<i>Colobochyla salicalias</i>	188	<i>Eustrotia candidula</i>
50	<i>Panolis flammea</i>	208	<i>Celama centonalis</i>
51	<i>Alsophila aescularia</i>	210	<i>Tholera cespitis</i>
52	<i>Alsophila quadripunctaria</i>	213	<i>Ortholita chenopodiata</i>
53	<i>Cyclophora linearia</i>	218	<i>Hemistola chrysoprasaria</i>
54	<i>Operophtera brumata</i>	222	<i>Agrochola circellaris</i>
55	<i>Oporinia nebulata</i>	225	<i>Chiasmia clathrata</i>
59	<i>Abraxas grossulariata</i>	228	<i>Chlorissa cloraria</i>
60	<i>Colotois pennaria</i>	233	<i>Episema coeruleocephala</i>
63	<i>Erannis aurantiaria</i>	236	<i>Pelurga comitata</i>
64	<i>Erannis marginaria</i>	240	<i>Eilema complana</i>
65	<i>Erannis defoliaria</i>	243	<i>Macdunnoughia confusa</i>
66	<i>Lycia hirtaria</i>	245	<i>Mythimna conigera</i>
67	<i>Biston betularia</i>	249	<i>Xylomiges conspicillaris</i>
68	<i>Peribatodes gemmaria</i>	263	<i>Gluphisia crenata</i>

<b>Fajkód</b>	<b>Fajnév</b>	<b>Fajkód</b>	<b>Fajnév</b>
269	Hadena cucubali	524	Opisthograptis luteolata
270	Euphia cuculata	529	Agrochola macilenta
282	Jaspidia deceptoria	530	Pseudopanthera macularia
283	Tholera decimalis	534	Campea margaritata
294	Sterrha deversaria	535	Lomaspilis marginata
302	Sterrha dimidiata	538	Heliotis maritima
309	Plagodis dolobraria	544	Spilosoma menthastri
324	Crocallis elinguaris	545	Cybosia mesomella
334	Conistra erythrocephala	546	Phlogophora meticulosa
338	Arctiora evonymaria	549	Hydraecia micaceae
339	Cabera exanthemata	552	Miltochrysta miniata
353	Mythimna ferrago	553	Orthosia miniosa
354	Xanthorhoe ferrugata	562	Apamea monoglypha
359	Thalera fimbrialis	565	Caradrina morpheus
363	Scopula flaccidaria	569	Orthosia munda
366	Hydraelia flammeolaria	572	Sterrha muricata
367	Gortina flavago	576	Pelosia muscerda
369	Therapis flavicaria	588	Scopula nigropunctata
371	Perizoma flavofasciata	592	Macaria notata
373	Xanthorhoe fluctuata	593	Brachyonica nubeculosa
375	Arenostola fluxa	597	Euxoa obelisca
387	Phragmatobia fuliginosa	608	Cirrhia ocellaris
389	Cirrhia fulvago	609	Smerinthus ocellata
395	Mesoligia furuncula	610	Lampropterix ocellata
398	Athetis furvula	611	Sterrha ochrata
400	Sterrha fuscovenosa	614	Synvaleria oleagina
402	Epirrhoe galiata	616	Eustrotia olivana
408	Chiasmia glarearia	624	Scopula ornata
409	Cilix glaucata	625	Litophane ornitopus
411	Paracolax glaucinalis	627	Allophyes oxyacanthae
415	Orthosia gracilis	631	Mythimna pallens
418	Zanclognatha grisealis	641	Lygephila pastinum
423	Drepana harpagula	643	Colostygia pectinataria
428	Agrochola helvola	648	Euphia picata
430	Apochemia hispidaria	650	Anaitis plagiata
443	Scopula immorata	653	Ochropleura plecta
449	Orthosia incerta	654	Ortholita plumbaria
475	Jodis lactearia	656	Ptilophora plumigera
477	Agrochola laevis	660	Costaconvexa polygrammata
479	Mythimna l-album	662	Actinotia polyodon
485	Oligia latruncula	675	Bena prasinana
488	Athetis lepigone	677	Hypena proboscidalis
501	Agrochola litura	679	Melanthia procellata
507	Spilarctia lubricipeda	681	Noctua pronuba
510	Euplexia lucipara	685	Angerona prunaria
513	Tarache luctuosa	687	Odonestis pruni
514	Perizoma lugdunaria	696	Plagodis pulveraria
515	Zanclognatha lunalis	707	Porphyrina purpurina
516	Selenia lunaria	708	Cabera pusaria
518	Calophasia lunula	709	Comibaena pustulata
519	Eilema lurideola	711	Axylia putris
521	Eilema lutarella	712	Jaspidia pygarga
523	Hadena luteago	714	Lygris pyraliata

<b>Fajkód</b>	<b>Fajnév</b>	<b>Fajkód</b>	<b>Fajnév</b>
715	<i>Cosmia pyralina</i>	839	<i>Zenobia subtusa</i>
716	<i>Amphipyra pyramidea</i>	840	<i>Lampropterix suffumata</i>
718	<i>Habrosyne pyrithoides</i>	846	<i>Apeira syringaria</i>
719	<i>Lithosia quadra</i>	851	<i>Zanclognatha tarsicrinalis</i>
721	<i>Callimorpha quadripunctaria</i>	853	<i>Zanclognatha tarsipennalis</i>
723	<i>Cyclophora quercimontaria</i>	858	<i>Rusina tenebrosa</i>
725	<i>Lasiocampa quercus</i>	859	<i>Macrochylo tentacularia</i>
726	<i>Gastropacha quercifolia</i>	862	<i>Horisme tersata</i>
736	<i>Epione repandaria</i>	864	<i>Luperina testacea</i>
741	<i>Zenobia retusa</i>	867	<i>Selenia tetralunaria</i>
746	<i>Epirrhoe rivata</i>	868	<i>Mamestra thalassina</i>
754	<i>Euphia rubidata</i>	873	<i>Emmelia trabealis</i>
755	<i>Scopula rubiginata</i>	874	<i>Amphipyra tragopoginis</i>
757	<i>Conistra rubiginea</i>	877	<i>Amathes triangulum</i>
758	<i>Conistra rubiginosa</i>	879	<i>Pachygastris trifolii</i>
761	<i>Cerastis rubricosa</i>	880	<i>Discestra trifolii</i>
764	<i>Cyclophora ruficiliaria</i>	881	<i>Abrostola trigemina</i>
766	<i>Apatele rumicis</i>	882	<i>Sterrha trigeminata</i>
767	<i>Theria rupicaprararia</i>	887	<i>Abrostola triplasia</i>
775	<i>Diacrisia sannio</i>	893	<i>Mythimna turca</i>
776	<i>Blepharita satura</i>	899	<i>Pyrrhia umbra</i>
778	<i>Dipterygia scabriuscula</i>	915	<i>Agrotis venustula</i>
784	<i>Mesapamea secalis</i>	919	<i>Philereme vetulata</i>
787	<i>Ascotis selenaria</i>	921	<i>Rhodostrophia vibicaria</i>
794	<i>Rivula sericealis</i>	929	<i>Callogonia virgo</i>
804	<i>Diactinia silaceata</i>	930	<i>Scopula virgulata</i>
811	<i>Euchloris smaragdaria</i>	931	<i>Phytometra viridaria</i>
815	<i>Apamea sordens</i>	932	<i>Chlorissa viridata</i>
816	<i>Eilema sororcula</i>	934	<i>Horisme vitalbata</i>
817	<i>Xanthorhoe spadicearia</i>	939	<i>Mamestra w-latinum</i>
818	<i>Archanara sparganii</i>	940	<i>Amathes xanthographa</i>
820	<i>Brachyonica sphinx</i>	948	<i>Plusia chrysitis</i>
824	<i>Orthosia stabilis</i>	963	<i>Craniophora ligustri</i>
828	<i>Biston stratarius</i>	968	<i>Mamestra persicariae</i>
830	<i>Oligia strigilis</i>	979	<i>Calamia tridens</i>
834	<i>Mamestra suasa</i>		

## A lepkeadatok feldolgozása

Csapdaadatok



## **DVD melléklet tartalma**

1. Dolgozat
2. Tézisfüzet
3. Lepkék fajonkénti idősorábrái
4. Adatállományok